



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

**Desagregación espacial y temporal del
inventario de emisiones por fuentes
antropogénicas para la ciudad de Manizales,
Caldas**

**Spatial and temporal disaggregation of the
anthropogenic emissions inventory in
Manizales, Caldas**

Carlos David Gómez Ortiz

Ingeniero Químico

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Departamento de Ingeniería Química

Manizales, Colombia

2017

Desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes antropogénicas para la ciudad de Manizales, Caldas

Carlos David Gómez Ortiz

Ingeniero Químico

e-mail: cdgomezo@unal.edu.co

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magíster en Ingeniería Química

Directora:

Ph.D., Beatriz Helena Aristizábal Zuluaga

Codirector:

M.Sc., Carlos Mario González Duque

Línea de Investigación:

Ingeniería Ambiental

Grupo de Investigación:

Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Departamento de Ingeniería Química

Manizales, Colombia

2017

«Sigue tu pasión y la vida te premiará»

Iroh

Agradecimientos

Quiero expresar mis más sinceros agradecimientos a todos aquellos que hicieron posible la realización de este estudio:

A mis papás por su apoyo incondicional porque sin ellos, esto no hubiera sido posible.

A Laura y Fabián por sus consejos, el refugio y la compañía.

A Juan David, Sergio, Juan Camilo, Laura y Juan Diego por las noches infinitas.

A Jade y Andrea por su compañía durante este trabajo.

A la profesora Beatriz Helena Aristizábal Zuluaga, Directora de esta tesis, por permitirme hacer parte de su equipo de trabajo y guiar este trabajo.

A Carlos Mario González Duque, Co-director de esta tesis, por aportar su experiencia, conocimiento y motivación en el desarrollo de este trabajo.

Al profesor Mauricio Osses Alvarado por su acompañamiento durante la pasantía de investigación y abrirme las puertas de su casa.

A la Universidad Nacional de Colombia por el apoyo financiero entregado durante la investigación, con el respaldo de la Dirección de Investigaciones DIMA, la Dirección de Investigación y Extensión DIE y el programa de Maestría en Ingeniería Química.

A COLCIENCIAS por el apoyo financiero entregado a través del programa Jóvenes Investigadores, Convocatoria 706 de 2015.

A CORPOCALDAS por el apoyo brindado durante la investigación y la información suministrada.

A la Universidad Técnica Federico Santa María por abrir sus puertas para la realización de la pasantía de investigación y hacerme un ¡Sansano para toda la vida!

A los integrantes del Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental por su apoyo.

Resumen

La desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes antropogénicas para la ciudad de Manizales, año base 2014, permitió encontrar las zonas más afectadas por las emisiones de cada una de las fuentes evaluadas: fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales. Este inventario se desagregó sobre un dominio de alta resolución de 14km x 17km con celdas de 1km x 1km y una resolución temporal de 1 hora utilizando un sistema de información geográfica (GIS). El inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta se desagregó utilizando una metodología top-down basada en el análisis de niveles de flujo vehicular y la densidad de vías. Los puntos de máxima emisión se encontraron en la zona residencial-comercial donde se presentaron el 46% de las emisiones totales de CO y 47% de las emisiones de PM₁₀. La desagregación temporal mostró una fuerte relación entre las emisiones y los patrones de conducción, presentando las mayores emisiones alrededor del mediodía en el cuál se presenta el mayor flujo vehicular y mayores condiciones de estrés del motor. En cuanto a las fuentes fijas puntuales, el punto de máxima emisión fue encontrado en la zona industrial de Maltería con 99% de las emisiones totales de CO y 78% de las emisiones de PM₁₀. Del mismo modo, los picos de emisión se encontraron entre las 8h y 15h, relacionado con las jornadas laborales comunes de las empresas evaluadas.

Adicionalmente, se realizó el análisis de sensibilidad del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta aplicando una metodología de análisis de sensibilidad local conocida como “one-factor-at-a-time”. Este análisis se realizó con el objetivo de establecer los parámetros con mayor influencia en las emisiones unitarias. La mayor sensibilidad la presentaron las partidas totales con variaciones de hasta 30% en las emisiones de CO, seguida de los patrones de conducción con variaciones de hasta el 10%. Menor impacto se observó en la distribución de partidas y el perfil de flujo vehicular, con variaciones de 1.5% y 0.3%, respectivamente.

Palabras clave: Inventario de emisiones, fuentes móviles en ruta, fuentes fijas puntuales, desagregación espacial y temporal, análisis de sensibilidad, GIS, modelo IVE.

Abstract

Spatial and temporal disaggregation of on-road mobile source and industrial point-source emissions on Manizales (2014 base year), allowed to find the hotspots emissions in the city area. This emission inventory (EI) was disaggregated on a high-resolution domain of 14x17km with grid cells of 1 km x 1 km and a temporal resolution of 1 hour, using a Geographic Information System (GIS). The on-road mobile source EI was disaggregated using a top-down method based on the analysis of traffic flow levels and road density. Hotspots were found in residential-commercial zone where was found the 46% of total emissions of CO and 47% PM₁₀ emissions. The temporal distribution of emissions showed a strong relationship between emissions and driving patterns, with emission peaks around midday, this time is characterized by the highest traffic flow and engine stress. In terms of industrial point-sources, the hotspot was found in the industrial zone of Maltería with 99% of the total emissions of CO and 78% of the emissions of PM₁₀. Similarly, the emission peaks were found between 8h and 15h, related to the common working days of the companies evaluated.

In addition, the sensitivity analysis of the on-road mobile source emission inventory was performed using a methodology of local sensitivity analysis known as "one-factor-at-a-time". This analysis was carried out in order to establish the parameters with the greatest influence on unit emissions. The highest sensitivity was presented by total starts with variations of up to 30% in CO emissions, followed by driving patterns with variations of up to 10%. A lower impact was observed in the starts distribution and traffic flow profile with variations of 1.5% and 0.3%, respectively.

Keywords: Emission inventory, on-road vehicular source, stationary point source, spatial and temporal disaggregation, sensitivity analysis, GIS, IVE Model.

Contenido

AGRADECIMIENTOS	I
RESUMEN	III
ABSTRACT	V
CONTENIDO	VII
LISTA DE FIGURAS.....	IX
LISTA DE TABLAS	XIII
LISTADO DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS.....	XV
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	5
GENERAL.....	5
ESPECÍFICOS	5
HIPÓTESIS	7
ESTRUCTURA DE LA TESIS	9
1. CAPÍTULO 1: MARCO TEÓRICO	13
1.1. INVENTARIOS DE EMISIONES (IE)	13
1.2. DESAGREGACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LOS IE.....	17
1.3. ASEGURAMIENTO Y CONTROL DE LA CALIDAD DE LOS IE	21
1.3.1. <i>Análisis de sensibilidad de un inventario de emisiones</i>	22
2. CAPÍTULO 2: DESAGREGACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL INVENTARIO DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA Y FUENTES FIJAS PUNTUALES EN LA CIUDAD DE MANIZALES	25
2.1. INTRODUCCIÓN	25
2.2. METODOLOGÍA	27
2.2.1. <i>Metodología utilizada para la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta</i>	27
2.2.2. <i>Metodología utilizada para la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales</i>	30
2.3. RESULTADOS	34
2.3.1. <i>Desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones de contaminantes criterio por fuentes móviles en ruta</i>	34
2.3.2. <i>Desagregación espacial del inventario de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por fuentes móviles en ruta</i>	61

2.3.3. <i>Desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales</i>	64
3. CAPÍTULO 3: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL INVENTARIO DE EMISIONES POR FUENTES MÓVILES EN RUTA	69
3.1. INTRODUCCIÓN	69
3.2. METODOLOGÍA	70
3.2.1. <i>Composición dinámica de la flota vehicular</i>	74
3.2.2. <i>Patrones de conducción</i>	74
3.2.3. <i>Partidas totales y su distribución</i>	75
3.3. RESULTADOS	76
4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	81
4.1. CONCLUSIONES	81
4.2. RECOMENDACIONES	83
BIBLIOGRAFÍA	93

Lista de figuras

Figura 1-1: Metodología general para el cálculo de un inventario de emisiones y sus consideraciones.....	13
Figura 1-2: Esquema básico de un modelo para la estimación de emisiones por fuentes móviles.	15
Figura 1-3: Desagregación de emisiones vehiculares utilizando las aproximaciones bottom-up (A) y top-down (B).	18
Figura 1-4: Ciclo anual de gestión de calidad de un inventario de emisiones.	22
Figura 1-5: Metodología de análisis de sensibilidad local.....	23
Figura 2-1: Esquema de la metodología utilizada para la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes móviles en ruta.....	29
Figura 2-2: Comparación de las empresas evaluadas y las áreas de actividad definidas por el Plan de Ordenamiento Territorial 2017 – 2031 de Manizales.	32
Figura 2-3: Metodología utilizada para el cálculo y desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales.	33
Figura 2-4: Distribución espacial de las emisiones de GEI por fuentes móviles en ruta. Análisis por sectores: (1) Centro histórico, (2) Residencial-comercial y (3) Zona industrial. a) Emisiones de CO ₂ (ton/año*km ⁻²); b) Emisiones de N ₂ O (ton/año*km ²); c) Emisiones de CH ₄ (ton/año*km ⁻² *fuente ⁻¹).....	62
Figura 2-5: Distribución espacial del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales. a) Emisiones de CO (ton/año*km ⁻²); b) Emisiones de PM ₁₀ (ton/año*km ²); c) Emisiones de CO (ton/año*km ⁻² *fuente ⁻¹); d) Emisiones de PM ₁₀ (ton/año*km ⁻² *fuente ⁻¹).	64
Figura 2-6: Distribución temporal de las emisiones de CO y PM ₁₀ por fuentes fijas puntuales.	67
Figura 3-1: Parámetros del Modelo IVE (en amarillo) a los cuales se les aplicó el análisis de sensibilidad y prioridad dada durante la campaña de campo.	72
Figura 3-2. Variación en los parámetros de entrada para el análisis de sensibilidad. A) Composición dinámica de la flota vehicular; B) Patrones de conducción; C) Partidas totales; D) Distribución de partidas.	73
Figura 3-3: Patrones de conducción característicos para Manizales.....	75
Figura 3-4: Variación de las emisiones de CO por parte de vehículos particulares y motocicletas con respecto a la variación de los parámetros evaluados. A)	

Composición dinámica de la flota vehicular; B) Patrones de conducción; C) Partidas totales; D) Distribución de partidas..... 77

Figura 3-5: Priorización de los parámetros obtenida a partir del análisis de sensibilidad. 79

Figuras Artículo

Figure 1. Study area for disaggregating the on-road vehicular EI in Manizales. Grid cells are shown with a resolution of 1km x 1km. 39

Figure 2. Thiessen polygons traced from traffic count points in Manizales. 42

Figure 3. Step by step to apply TCC method for getting information from each cell. 43

Figure 4. Disaggregation factors obtained in Manizales using the traffic counts classification method (TCC) for a) passenger cars (PC) in the three types of roads: highway (Hwy), arterial (Art) and residential (Res); and b) Buses. Zones of analysis were defined as: 1) Downtown. 2) Residential-commercial area. 3) Industrial area. 47

Figure 5. Top-down emission inventory map for CO (a) and PM₁₀ (b) in Manizales using traffic counts classification method. Grid cell of 1km * 1km. 1) Downtown. 2) Residential-commercial area. 3) Industrial area. 49

Figure 6. Temporal distribution of a) CO and b) PM₁₀ emissions in cells with the maximum emissions in a typically working day, for each of zones of analysis: 1) Downtown. 2) Residential-commercial area. 3) Industrial area. 51

Figure 7. Relative difference for CO emissions between reference method and SRN method for the spatial disaggregation of the EI in Manizales. a) Relative difference map. b) Percentage of cells that fulfill the breaks of relative difference..... 53

Figure 8. Relative difference for PM₁₀ emissions between reference method and SRN method for the spatial disaggregation of the EI in Manizales. a) Relative difference map. b) Percentage of cells that fulfill the breaks of relative difference. 54

Figure 9. Absolute emission difference for a) CO and b) PM₁₀ emissions between reference TCC method and the SRN simplified method, which fulfilled the narrow acceptability criterion of 30%. Negative values denoted overestimation and positive values underestimation of emissions..... 55

Figuras Anexos

Figure A.1. Dynamic composition of vehicular fleet by hour for a typical working day in Manizales. Values obtained from Gonzalez et al. (2017)..... 87

Figure A.2. Disaggregation factors of each vehicle category using reference TCC method. a) Passenger cars per type of road. b) Motorcycles per type of road. c) Taxi. d) Bus. e) Truck. 89

Figure A.3. Disaggregation factors obtained for simplified methods..... 89

Figure A.4. Spatial distribution of emissions using reference methods. a) Carbon monoxide (CO). b) Particulate matter (PM₁₀). c) Nitrogen oxides (NO_x). d) Sulfur oxides (SO_x). d) Non-methane volatile organic compounds (NMVOC). 91

Figure A.5. Relative differences in emissions between reference method and simplified methodologies. a) Differences in CO emissions. b) Differences in PM₁₀ emissions. 92

Lista de tablas

Tabla 1-1: Características generales de las principales bases de datos de factores de emisión.	14
Tabla 1-2: Comparación de los modelos de emisión vehicular más comunes. .	16
Tabla 1-3: Información utilizada para aplicar aproximaciones top-down en diferentes estudios.	19
Tabla 2-1: Emisiones anuales (2014) por fuentes fijas puntuales para la ciudad de Manizales por tipo de industria. Tomado de González et al. (2017).....	30
Tabla 2-2: Emisiones anuales de GEI por parte de las diferentes categorías vehiculares. Tomado de González (2017).....	61
Tabla 3-1: Variación de las emisiones unitarias de CO para las diferentes categorías vehiculares.	79

Tablas Artículo

Table 1. Criteria pollutant and NMVOC emissions from on-road vehicular sources in Manizales during 2014. Values obtained from Gonzalez et al. (2017).....	38
Table 2. Summary of methods used in the spatial disaggregation of the on-road vehicle EI in Manizales.....	40
Table 3. Summary of Manizales road network characteristics and its segment information.	41
Table 4. Traffic flow levels for passenger cars at 12h and the intervals define by Jenks natural breaks optimization method for reference TCC method.....	42
Table 5. Traffic counts classification for TTCC method.	45

Tablas Anexos

Table A.1. Traffic flow levels for passenger cars at 12h and the intervals define by Jenks natural breaks optimization method for reference TCC method.....	86
---	----

Listado de símbolos y abreviaturas

Símbolos con letras latinas

Símbolo	Término	Unidad SI
A	Datos de actividad	
CH ₄	Metano - Methane	ton/año - kg/h - Gg/yr
CO	Monóxido de carbono - Carbon monoxide	ton/año - kg/h - Gg/yr
CO ₂	Dióxido de carbono - Carbon dioxide	ton/año - kg/h - Gg/yr
DF	Disaggregation factor	
E	Emisión - Emission	ton/año - kg/h
F	Traffic flow classification	
F	Traffic flow	veh./h
FE - EF	Factor de Emisión - Emission Factor	
HC	Hidrocarburos totales	
i	Road segment	
j	Cell	
k	Vehicle category	
l	Length of de segments	km
m	Type of road	
n	Eficiencia de remoción promedio	%
N ₂ O	Óxido nitroso - Nitrous oxide	ton/año - kg/h - Gg/yr
NO _x	Óxidos de nitrógeno - Nitrogen oxides	ton/año - kg/h - Gg/yr
P	Pollutant	
PM ₁₀	Material particulado con diámetro aerodinámico menor a 10µm - Particulate matter with aerodynamic diameter less than 10µm	ton/año - kg/h - Gg/yr
SO _x	Óxidos de azufre - Sulfur oxides	ton/año - kg/h - Gg/yr
t	Time	h
VOC - NMVOC	Compuestos orgánicos volátiles - Non-methane volatile organic compounds	ton/año - kg/h - Gg/yr

Abreviaturas

Abreviatura	Significado
2w	Two wheeled (Motorcycles)
AMVA	Área Metropolitana del Valle de Aburrá
AQN	Air Quality Network
Art	Arterial
CAR	Corporación Autónoma Regional
COPERT	Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport
CRN	Complete Road Network

DAGMA	Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente de Cali
DNP	Departamento Nacional de Planeación
EEA	European Environment Agency
GEI - GHG	Gases de Efecto Invernadero - Greenhouse Gases
GPS	Global Position System
Hwy	Highway
IE - EI	Inventario de Emisiones - Emission Inventory
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IVE	International Vehicle Emissions
MADS	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible
MOVES	Motor Vehicle Emission Simulator
OAT	One-Factor-At-a-Time
OMS - WHO	Organización Mundial de la Salud - World Health Organization
PC	Passenger Cars
PGCA	Planes de Gestión de la Calidad del Aire
POT	Plan de Ordenamiento Territorial
QA/QC	Quality Assurance/Quality Control
Res	Residential
SIG - GIS	Sistema de Información Geográfica - Geographic Information System
SRN	Simplified Road Network
SVCA	Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire
TCC	Traffic Count Classification
TTC	Total Traffic Counts
TTCC	Total Traffic Counts Classification
US EPA	United States Environmental Protection Agency
VKT	Kilómetros recorridos por vehículo - Vehicle Kilometer Traveled
VSP	Potencia Específica Vehicular - Vehicle Specific Power

Introducción

El crecimiento de los centros urbanos trae consigo grandes presiones sobre el medio ambiente. Las ciudades demandan suelo urbanizable, agua y energía, generando efectos como la contaminación del aire, fuentes hídricas, vertimientos y desechos. La exposición a los contaminantes que se encuentran en las zonas urbanas, se ha relacionado con un aumento de riesgo de mortalidad y morbilidad debido a sus efectos como son las enfermedades respiratorias y cardiovasculares. Según un estudio reciente del Departamento Nacional de Planeación (DNP), los costos por muertes y enfermedades asociadas a la degradación ambiental en Colombia ascienden a 20.7 billones de pesos, que equivalen al 2.6% del PIB del año 2015. La contaminación del aire urbano representó el 75% de estos costos, con 15.4 billones de pesos (1.93% del PIB de 2015) (DNP, 2015).

Gran parte de los problemas de la contaminación del aire son el resultado del rápido proceso de desarrollo e industrialización propio de las grandes ciudades, así como del crecimiento del sector transporte asociado con el mismo proceso productivo que lo requiere para el movimiento de materias primas, mercancías y del personal que desarrolla estas actividades (SIAC, 2011). La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha encontrado que, en las Américas, cerca del 95% de la población en áreas urbanas de países de bajos y medianos recursos estarían expuestos a contaminación del aire que excede los niveles máximos recomendados, lo cual representa una potencial afectación en la salud pública (OMS, 2014).

En tan sólo 17 de los 35 países de América Latina, se cuenta con datos disponibles de calidad del aire, y de estos, por lo general, sólo para sus ciudades principales (OMS, 2014). Esta problemática es evidente en Colombia, en donde los inventarios de emisiones se han desarrollado para las ciudades principales, como son Bogotá (Dávila, 2015; Peñaloza, 2010; Robra, 2010; Rodríguez y Behrentz, 2009), Cali (DAGMA, 2012; Jaramillo et al., 2004, 2005) y Medellín (AMVA, 2013; 2015). En esta última, los inventarios de emisiones se han realizado en cooperación entre la autoridad ambiental y la academia, y cuenta actualizaciones periódicas de estos. En Manizales recientemente se han hecho esfuerzos para la estimación de las emisiones totales de contaminantes atmosféricos y gases de efecto invernadero (GEI) (González et al., 2017).

Según el Informe de Calidad de Vida 2017 (Manizales Cómo Vamos, 2017), uno de cada tres habitantes del municipio de Manizales se encuentra insatisfecho con la gestión ambiental frente a temas como la contaminación del aire, de las fuentes de agua y el ruido. El aumento en la contaminación del aire en la zona urbana de Manizales, es evidente debido a su relación directa con el aumento del parque automotor y la producción de la industria de procesos de la ciudad. Por ejemplo, la

taza de motorización ha aumentado de 202 vehículos por cada 1000 habitantes en 2009, a 398 vehículos por cada 1000 habitantes en 2016, superando este último año a ciudades principales como Medellín (337 vehículos por cada 1000 habitantes) y Bogotá (198 vehículos por cada 1000 habitantes) (Manizales cómo vamos, 2017). Para entender el impacto ambiental que tienen este tipo de actividades es importante conocer las emisiones de contaminantes que estas generan. Estas emisiones pueden ser estimadas en inventarios de emisiones (IE), los cuales pueden ser utilizados en la construcción de políticas ambientales y como información de entrada en estudios de modelación de la calidad del aire, para determinar presiones, concentraciones e impactos en el ambiente e identificar las principales fuentes de emisión (Pulles y Heslinga, 2009). Esta identificación y evaluación de las fuentes de emisión es más exacta y rigurosa cuando se cuenta con técnicas e información que permitan la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones. Un inventario de emisiones desagregado en el espacio y el tiempo es el primer paso en el manejo efectivo de la contaminación atmosférica (Loibl et al., 1993; Shu y Lam, 2011).

Un inventario de emisiones es una recopilación o una estimación de las emisiones de contaminantes atmosféricos, producidas por un grupo de fuentes en un periodo de tiempo dado (US EPA, nd.). En el desarrollo de un inventario de emisiones es necesario el uso de herramientas que permitan la estimación de las emisiones de los contaminantes, la desagregación espaciotemporal y su consolidación. Según el tipo de fuente de emisión que se esté evaluando, se elegirá la herramienta que represente la mejor relación entre el consumo de recursos y tiempo y la calidad de la estimación de las emisiones. Estas herramientas pueden corresponder a mediciones directas en la fuente, balances de materia, factores de emisión, modelos de emisión, entre otras. De este modo, es común que las emisiones por fuentes fijas puntuales sean estimadas mediante factores de emisión, en lugar de mediciones directas que representan altos costos, o balances de materia que requieren gran cantidad de información del proceso que no se encuentra disponible (MADS, 2008). Otro ejemplo es el de las fuentes móviles en ruta, las cuales, debido a la complejidad que representan por las infinitas combinaciones que existen de modelos, tecnologías, tipos de combustible, entre otras, es necesario utilizar modelos de emisión para estimar las emisiones. El Modelo Internacional de Emisiones Vehiculares (IVE, por sus siglas en inglés), es un ejemplo de esto, y ha sido utilizado en Colombia para la estimación de las emisiones vehiculares (Giraldo, 2005; Henríquez, 2007; Rodríguez y Behrentz, 2009) y más recientemente en Manizales (González et al., 2017), cuyos resultados son el insumo principal de este estudio.

La desagregación espacial y temporal de un IE consiste en localizar las fuentes de emisión dentro del área de estudio y determinar la contribución de sus emisiones a los niveles totales de contaminación, estableciendo la variación de estas emisiones durante un periodo de tiempo. Esta desagregación es importante en la determinación de las zonas con alta contaminación en el área de estudio y las horas del día en las que este problema se presenta (Costa y Baldasano, 1996; Loibl et al., 1993). Para llevar a cabo la desagregación espacial, es necesario contar con

información que se relacione directa o indirectamente con la distribución espacial del proceso de emisión. Cuando se usa información directa, a partir de esta se calculan las emisiones para pequeñas subunidades como pueden ser segmentos de vía al usar modelos de tráfico, en el caso de las fuentes móviles en ruta. A esta aproximación se le conoce como bottom-up, la cual se caracteriza por su gran precisión, pero también por sus altos costos y demanda de tiempo (Tuia et al., 2007). Una aproximación más sencilla, llamada top-down, parte de emisiones totales, como las estimadas por González et al. (2017), y utiliza información estadística relacionada con el proceso de emisión, como pueden ser mapas de población, mapas viales, tráfico vehicular, mapas de uso y cobertura del suelo, etc. (Saide et al., 2009; Shu and Lam, 2011).

Para relacionar esta información espacial con datos de emisión es común el uso de Sistemas de Información Geográfica (GIS, por sus siglas en inglés), los cuales, debido a la facilidad de visualización, han sido utilizados ampliamente en años recientes en el análisis de la calidad de aire urbana (Elbir et al., 2010; Gkatzoflias et al., 2013; Guttikunda y Calori, 2013; Jin y Fu, 2005; Zhang et al., 2008). Los Sistemas de Información Geográfica se acoplan a sistemas de inventarios de emisiones que permiten la consolidación, almacenamiento, visualización y manejo de datos. En este campo se ha desarrollado herramientas importantes que se articulan con los modelos de calidad del aire de la región. La desagregación temporal se realiza mediante el estudio de las dinámicas sociales asociadas a las actividades de emisión, por ejemplo, la variación del flujo vehicular, la variación en la velocidad media, las jornadas laborales, entre otras (Parra et al., 2006; Peñaloza, 2010).

Como parte del proceso final de reporte de un inventario de emisiones, es importante realizar una evaluación del mismo para determinar los aspectos a mejorar en una próxima ejecución o actualización del inventario. Esta evaluación puede realizarse a través de diferentes técnicas cuantitativas como los análisis de sensibilidad e incertidumbre. Dichos análisis, permiten identificar las variables que mayor influencia tienen en el cálculo de las emisiones, para de esta forma, tomar medidas que permitan mejorar su medición, reduciendo la incertidumbre (Uusitalo et al., 2015). En Colombia, los antecedentes se centran en análisis de sensibilidad para la evaluación de escenarios como cambios en la calidad del combustible, cambios de combustible en una categoría vehicular específica y mejoras en las tecnologías de control de emisiones, como los realizados para Manizales (Salguero, 2014) y Bogotá (Giraldo, 2005). Solo se tiene registro de un estudio realizado en Cundinamarca (Rojas, 2015), en el cual se realizó un análisis de incertidumbre como evaluación directa del inventario de emisiones.

El objetivo de este estudio fue realizar la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales (González et al., 2017) sobre el área urbana de la ciudad de Manizales con año base 2014. La desagregación se realizó utilizando software GIS con métodos adaptados de la literatura. Además, se realizó el análisis de sensibilidad del

inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta como parte del proceso de gestión del inventario de emisiones.

Objetivos

General

Desagregar espacial y temporalmente el inventario de emisiones de contaminantes criterio y gases de efecto invernadero provenientes de fuentes antropogénicas para la ciudad de Manizales.

Específicos

Determinar las variaciones espaciales y temporales de las emisiones por fuentes fijas puntuales.

Determinar las variaciones espaciales y temporales de las emisiones por fuentes móviles en ruta.

Evaluar el inventario de emisiones bajo diferentes escenarios de cambio en sus parámetros de entrada.

Hipótesis

La desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales permitirá establecer el impacto de las fuentes de emisión en la contaminación del aire en la ciudad. Será una herramienta útil en el desarrollo de los Planes de Gestión de la Calidad del Aire (PGCA) en sus tres componentes básicos de estimación, medición y modelización de los contaminantes. En el caso de las fuentes móviles, una desagregación espacio-temporal permitirá establecer la influencia de las horas pico en los flujos de emisión de contaminantes y los sectores de la ciudad más impactados, evaluando las emisiones vehiculares en zonas de alto tráfico como son las avenidas principales y la zona centro de la ciudad. Esta hipótesis se soporta con estudios previos que demostraron que las mayores emisiones de contaminantes como el monóxido de carbono (CO) y material particulado (PM₁₀) provienen principalmente de vehículos particulares y buses, respectivamente, los cuales circulan en mayor medida por las zonas mencionadas anteriormente. En cuanto a las fuentes fijas, se espera determinar las variaciones temporales considerando las jornadas laborales típicas o turnos de trabajo, se esperaría encontrar las mayores emisiones de contaminantes en las zonas industriales de la ciudad, como son Maltería y Milán ubicadas en el oeste de la ciudad.

Estructura de la tesis

Este trabajo se estructura en cuatro capítulos. El capítulo 1 corresponde al componente teórico de los inventarios de emisiones y su gestión. Se consideran de forma general las metodologías de estimación de las emisiones utilizadas para las fuentes móviles en ruta y fijas puntuales, destacando los principales modelos y fuentes de información disponibles. Se incluyen las principales metodologías de desagregación espacial y temporal de los inventarios de emisiones haciendo énfasis en los inventarios de emisiones por fuentes móviles en ruta. Finalmente, se encuentran las técnicas de análisis de sensibilidad, orientadas al ciclo de gestión de calidad del inventario de emisiones.

Los capítulos 2 “Desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales” y 3 “Análisis de sensibilidad del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta”, están compuestos por una estructura que contiene las secciones: introducción, metodología y resultados, y se relacionan con los objetivos planteados de la siguiente forma:

Objetivo 1: Determinar las variaciones espaciales y temporales de las emisiones por fuentes fijas puntuales.

Objetivo 2: Determinar las variaciones espaciales y temporales de las emisiones por fuentes móviles en ruta.

En el Capítulo 2 se presenta la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales. Se describe la metodología detallada utilizada para la desagregación espacial y temporal de las emisiones, la cual, en el caso de las fuentes móviles, consiste en un método top-down basado en el cálculo de factores de desagregación a partir de información de conteos vehiculares y densidad de vías, y, en el caso de las fuentes fijas, se utilizó una aproximación bottom-up aplicada a partir de la información de los expedientes ambientales de las empresas, los cuales contienen datos de emisiones, localización de las fuentes, frecuencias de operación, entre otros. “Los resultados se centran en la búsqueda de las zonas del área de estudio y horas del día en las que se presentan las mayores emisiones. Para esto, se delimitaron 3 sectores de la ciudad que se consideran importantes por sus diferentes actividades socioeconómicas y su relación con las fuentes de emisión, como son el centro histórico, la zona residencial-comercial y la zona industrial. Además, el análisis se profundizó para la desagregación espacial y temporal de las emisiones de CO y PM₁₀ y el impacto generado por los vehículos particulares, motocicletas y buses, en el caso de las fuentes móviles, y de las empresas de los sectores bebidas, alimentos y metalúrgicas, los cuales presentaron las mayores emisiones de estos

dos contaminantes, según el inventario de emisiones realizado para el año base 2014 utilizado en este estudio (González et al., 2017). Además, se obtuvo la desagregación espacial de los demás contaminantes criterio como NO_x y SO_x, contaminantes primarios como los VOC y se incluyó una sección específica para el análisis de los principales gases de efecto invernadero (GEI) como son CO₂, N₂O y CH₄. Para las fuentes móviles en ruta, se implementaron además metodologías de desagregación espacial simplificadas que se compararon con la metodología de referencia para establecer la importancia del estudio.

Objetivo 3: Evaluar el inventario de emisiones bajo diferentes escenarios de cambio en sus parámetros de entrada.

En el capítulo 3 se realiza el análisis de sensibilidad del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta. En este capítulo, se analizan cuatro de los parámetros de entrada del modelo IVE que se obtienen a partir de campañas de campo: patrones de conducción, perfiles de flujo vehicular, partidas totales y distribución de partidas. Se establece una metodología de evaluación de cada uno de estos parámetros, realizando pequeñas variaciones en la entrada para establecer el impacto de cada uno de estos en los resultados del modelo. En los resultados se encontraron los parámetros con mayor impacto y se establecieron estrategias que permitieran destinar de mejor forma los recursos. Estos resultados se obtuvieron durante la pasantía de investigación realizada en el Departamento de Ingeniería Mecánica de la Universidad Técnica Federico Santa María en Santiago de Chile.

La parte final del documento contiene las conclusiones generales, las recomendaciones, las referencias y los anexos.

En el marco de esta introducción, se presentan los principales impactos de este estudio y su relación con proyectos y una tesis doctoral, actividades de investigación y participación en eventos científicos.

Participación en proyectos, cursos y becas

La ejecución de esta tesis se realizó en el marco de un proyecto ejecutado entre CORPOCALDAS y la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales. Además, una beca de investigación fue otorgada por Colciencias y contribuyó a las actividades ejecutadas en este trabajo. Un curso y una pasantía complementaron el proceso de aprendizaje durante el desarrollo de la tesis en la Maestría en Ingeniería Química.

Proyectos

Proyecto ejecutado entre CORPOCALDAS y la Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales “Apoyo y fortalecimiento de la red de monitoreo de calidad del aire en la ciudad de Manizales y cuantificación de emisiones atmosféricas por fuentes móviles”. Ejecutado entre el 06 de octubre de 2014 al 09 de junio de 2016.

Tesis Doctoral

La desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales obtenida en esta tesis fue uno de los insumos para la tesis doctoral titulada “Dinámica e impacto de emisiones antrópicas y naturales en una ciudad andina empleando un modelo euleriano de transporte químico on-line. Caso de estudio: Manizales, Colombia.”, realizada por Carlos Mario González Duque, estudiante del Doctorado en Ingeniería Química, y que se encuentra en proceso de evaluación.

Becas de investigación

Programa Jóvenes Investigadores e Innovadores de Colciencias, Convocatoria 706 de 2015, proyecto “Inventario de emisiones por fuentes móviles desagregado espacial y temporalmente para la ciudad de Manizales utilizando el modelo IVE”. Ejecutado entre abril de 2016 y mayo de 2017.

Cursos

Curso de Desagregación de Inventarios de Emisiones. Recibido en el V Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad del Aire y Salud Pública. Agosto 10 de 2015 en Bucaramanga, Colombia.

Pasantía de investigación

Se realizó una pasantía de investigación en el Departamento de Ingeniería Mecánica de la Universidad Técnica Federico Santa María, en Santiago de Chile, desde el 1 de agosto al 30 de septiembre de 2016. La pasantía estuvo dirigida por el profesor Mauricio Osses Alvarado. Durante la ejecución de la pasantía, se recibió orientación para el análisis de sensibilidad del modelo IVE y metodologías de desagregación de inventarios de emisiones por fuentes móviles en ruta.

Publicaciones y participación en eventos relacionados con la tesis

Los resultados obtenidos en la ejecución de este trabajo están incluidos en artículos y eventos, listados a continuación:

Artículos publicados

C.M. González, **C.D. Gómez**, N.Y. Rojas, H. Acevedo, B.H. Aristizábal. 2017 Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. Atmospheric Environment 152, 279-289.

Artículos sometidos

C.D. Gómez, C.M. González, M. Osses, B.H. Aristizábal. Spatial and temporal disaggregation of the on-road vehicle emission inventory in a medium-sized Andean city. Comparison of GIS-based top-down methodologies. Sometido y en proceso de evaluación en la revista Atmospheric Environment.

Participación en eventos

C.D. Gómez, C.M. González, M. Osses, B.H. Aristizábal (2017). Aseguramiento de la calidad en inventarios de emisiones por fuentes móviles en ruta a través de análisis de sensibilidad. Aceptado para presentación oral en el VI Congreso Nacional y Conferencia Internacional de Calidad del Aire y Salud Pública (CASAP).

Publicaciones y participación en eventos no relacionados con la tesis

En el marco de la maestría, se participó en eventos y en publicaciones relacionadas con la calidad del aire y la contaminación atmosférica:

Artículos publicados

J. Cortés, M. Cobo, C.M. González, **C.D. Gómez**, M. Abalos, B.H. Aristizábal. 2016. Environmental variation of PCDD/Fs and dl-PCBs in two tropical Andean Colombian cities using passive samplers. *Science of the Total Environment* 568, 614–623.

Participación en eventos

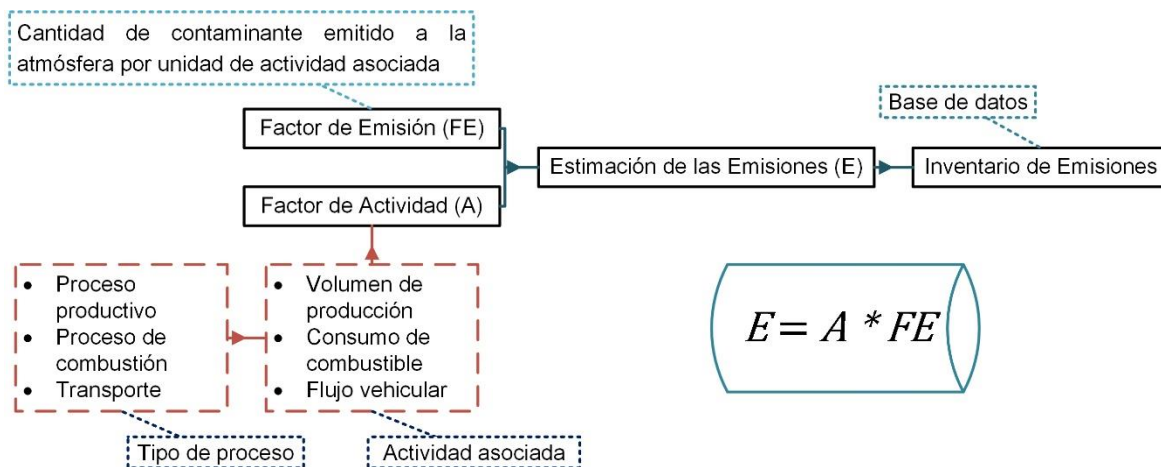
Gómez C, González C, Velasco M, Aristizábal B. (2015). Relación entre PM_{2.5} y PM₁₀ en la ciudad de Manizales. Presentación oral en el V Congreso Colombiano y Conferencia Internacional de Calidad del Aire y Salud Pública, II CMAS South America Conference. Universidad Pontificia Bolivariana. Bucaramanga - Colombia.

1. Capítulo 1: Marco teórico

1.1. Inventarios de emisiones (IE)

Un inventario de emisiones (IE) es una base de datos que lista, por tipo de fuente (naturales o antropogénicas), la cantidad de contaminantes emitidos a la atmósfera de una zona (local, regional o global) durante un periodo de tiempo determinado (pasado, presente o futuro) (Parra et al., 2006; US EPA, nd). Los inventarios de emisiones son un instrumento clave en el estudio del estado de la calidad del aire en centros urbanos y, además, son una de las herramientas técnicas de apoyo para la construcción de los Planes de Gestión de la Calidad del Aire (PGCA) (MADS, 2010).

Figura 1-1: Metodología general para el cálculo de un inventario de emisiones y sus consideraciones.



Fuente: Elaboración propia.

En la construcción de un IE es necesario el uso de herramientas que permitan la estimación de las emisiones de los contaminantes. Según el tipo de fuente y su complejidad, se pueden emplear mediciones directas, balances de materia, modelos de emisión, y, el método básico y más ampliamente utilizado, conocido como factores de emisión (FE), como se muestra en la Figura 1-1. Un FE es un valor representativo que relaciona la cantidad de contaminante emitido a la atmósfera con una actividad (A) asociada a la emisión (E) de dicho contaminante

(US EPA, 1995). Según el proceso que emite el contaminante, ya sea productivo, de combustión, evaporativo, etc., la actividad asociada corresponderá a volumen de producción, consumo de materia prima, consumo de combustible, distancia recorrida, flujo vehicular, entre otras.

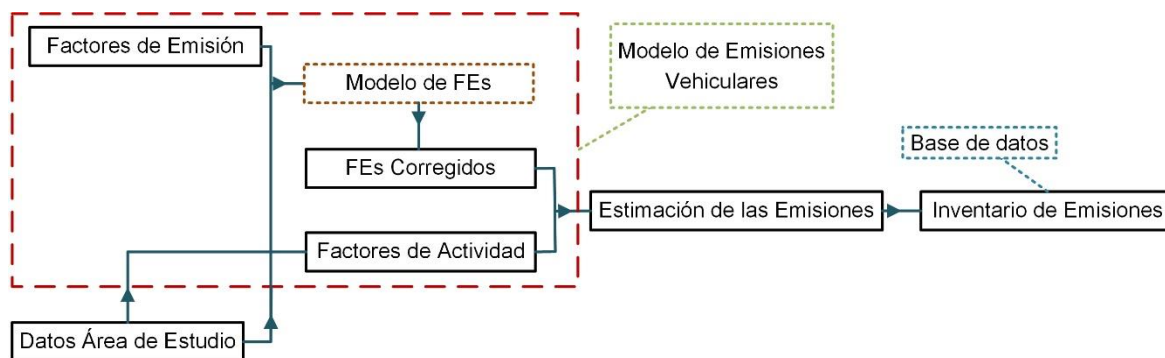
Los FE han sido calculados y estandarizados mediante pruebas de laboratorio, y consignados en bases de datos, que son aceptadas y aplicadas en distintas escalas, desde lo local hasta lo global. Las bases de datos de FE más importantes son la desarrollada por el Panel Intergubernamental en Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) para gases de efecto invernadero (IPCC, 2006) y una más amplia y detallada, desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, por sus siglas en inglés) en la cual se encuentran factores de emisión para una gran cantidad de procesos y equipos, y una extensa variedad de contaminantes y gases (US EPA, 1995). En la Tabla 1-1 se muestran las categorías principales y contaminantes para los cuales estas dos bases de datos tienen información de factores de emisión.

Tabla 1-1: Características generales de las principales bases de datos de factores de emisión.

Base de datos	Categorías principales	Contaminantes y gases
IPCC	Energía Procesos industriales Solventes y otros usos de productos Agricultura Cambio de uso del suelo y silvicultura Residuos Otros	CO ₂ , CH ₄ y N ₂ O Éteres y Éteres Halogenados HFCs Otros contaminantes: PM ₁₀ , PM _{2.5} , TSP, NH ₃ , PAH, PCDD/Fs PFCs Precusores: CO, NO _x , NMVOC, SO ₂ SF ₆ NF ₃ SF ₅ CF ₃ Otros gases de efecto invernadero (GEI)
EPA	Calderas de combustión externa Procesos industriales Motores de combustión interna Categoría de fuentes MACT Fuentes de área diversas Fuentes móviles Fuentes naturales Evaporación de petróleo y solventes Utilización de solventes Fuentes estacionarias de quema de combustibles Almacenamiento y transporte Disposición de residuos Disposición de residuos, tratamiento y recuperación	Contaminantes criterio Gases de efecto invernadero PAHs PCDD/Fs PCBs Otros COPs Metales Tóxicos Otros contaminantes del aire

Debido a la complejidad que representan las emisiones provenientes de las fuentes móviles en ruta, se han desarrollado modelos que se basan en el mismo principio de estimación de emisiones a través del uso de factores de emisión, pero que además integran factores de corrección debido a la gran cantidad de variables que afectan el flujo de las emisiones como son la topografía del terreno (pendientes, tipos de vías), las actividades humanas (patrones de conducción, patrones de encendido y apagado del motor), las diferencias tecnológicas (tipo de motor, tamaño, sistemas de control de emisiones), combustible (calidad, tipo), entre otras (Henríquez, 2007). La Figura 1-2 resume la forma en que un modelo de emisiones vehiculares funciona, adaptado a la forma tradicional de estimar las emisiones usando FE. Como se mencionó anteriormente, en este caso, los FE corresponden a valores dinámicos que son corregidos por valores obtenidos en el área de estudio, que son característicos y determinantes en el comportamiento de las emisiones. Las emisiones serán estimadas con factores de actividad derivados también de los datos del área de estudio, para ser finalmente consolidadas en un inventario de emisiones. Estos datos del área de estudio pueden ser obtenidos de distintas fuentes. Algunos de estos pueden ser tomados directamente como son, conteos vehiculares, encuestas, y en general, información que pueda ser obtenida en campo. Otra fuente de información muy importante son las bases de datos de autoridades ambientales, de tránsito y otros actores relacionados con las fuentes de emisión como empresas de transporte y centros de diagnóstico automotriz (CDA) (González et al., 2017).

Figura 1-2: Esquema básico de un modelo para la estimación de emisiones por fuentes móviles.



Fuente: Elaboración propia. Adaptado de Quiñones (2012).

Algunas entidades gubernamentales han desarrollado sus propios modelos de emisiones vehiculares que tengan en cuenta las condiciones específicas regionales, tales como tecnología vehicular y calidad del combustible. Es así como se han desarrollado modelos como MOVES (Motor Vehicle Emission Simulator) desarrollado para Estados Unidos por la EPA (US EPA, 2014) y COPERT (Computer Programme to calculate Emissions from Road Transport) desarrollado para Europa por la EEA (European Environment Agency) (Gkatzoflias et al., 2007). Sin embargo, estos modelos fueron construidos para países desarrollados que cuentan con información completa y actualizada del parque automotor, a diferencia

de países en desarrollo en donde hay un gran déficit en este aspecto (Henríquez, 2007). Por este motivo, se han desarrollado modelos como IVE (International Vehicle Emissions), el cual permite estimar las emisiones usando información obtenida a través de campañas de campo para realizar el ajuste de los factores de emisión, convirtiéndose en un modelo altamente adaptable a las condiciones locales (Davis et al., 2005). En la Tabla 1-2 se presenta una comparación de los tres modelos de emisión vehicular mencionados, para mostrar las ventajas y desventajas del modelo IVE frente a otros modelos.

Tabla 1-2: Comparación de los modelos de emisión vehicular más comunes.

Características	MOVES	COPERT	IVE
Fuentes móviles	En ruta Fuera de ruta	En ruta	En ruta
Categorías vehiculares	Vehículos de pasajeros Camiones de pasajeros ligeros Camiones comerciales ligeros Camiones recolectores de basura Camión de trayecto corto Camión de trayecto largo Autobuses de ciudad a ciudad Autobuses urbanos Motocicletas	Vehículos de pasajeros Vehículos livianos Vehículos pesados Autobuses Motonetas Motocicletas	Vehículos livianos a gasolina Vehículos livianos diésel Vehículos livianos otros combustibles (Etanol, GNV, Propano, etc.) Vehículos pesados a gasolina Vehículos pesados diésel Vehículos pesados otros combustibles (Etanol, GNV, Propano, etc.) Motocicletas a gasolina y etanol
Otras variables	Actividad de combustible Consumo de combustible Tipo de combustible Tecnología del motor Peso bruto Año modelo	Tipo de combustible Peso bruto Cilindraje Tipo de motor	Tipo de combustible Tecnología del motor Tecnología de control de emisiones Uso de aire acondicionado Año modelo
Sustancias químicas estimadas por el modelo	CO, NO _x , CO ₂ , PM, CH ₄ , NH ₃ , SO _x , HC, Tóxicos	VOC, CO, NO _x , CO ₂ , PM, CH ₄ , NH ₃ , SO _x , PAHs, Metales pesados	CO, VOC, NO _x , SO _x , PM, Plomo, 1,3 Butadieno, Aldehídos, Formaldehídos, NH ₃ , Benceno, CO ₂ , N ₂ O, CH ₄

Si bien, la estimación de las emisiones totales de contaminantes atmosféricos es importante, es necesario conocer los puntos de máxima emisión dentro del área de estudio. Esto se logra a través de la desagregación espacial y temporal de las emisiones. De esta forma, este tipo de estudios pueden ser utilizados en la construcción de políticas ambientales para establecer estrategias eficientes en la

reducción de la contaminación atmosférica (Costa y Baldasano, 1996; Loibl et al., 1993; Shu y Lam, 2011).

1.2. Desagregación espacial y temporal de los IE

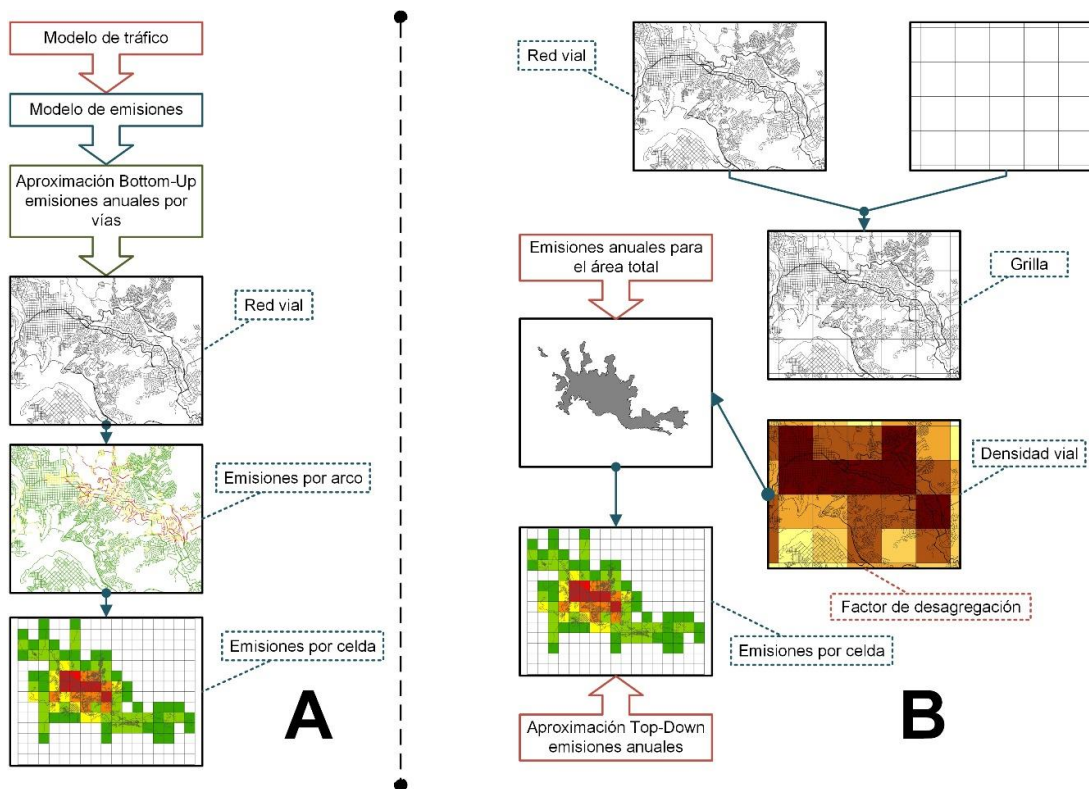
En la planeación de un inventario de emisiones se deben responder cuatro preguntas fundamentales para definir las dimensiones del mismo, de acuerdo al objetivo del estudio dentro del cual se realice (Pulles y Heslinga, 2009):

- ¿Dónde?: Ubicación geográfica y resolución espacial.
- ¿Cuándo?: Año base y resolución temporal.
- ¿Por qué?: Fuente causante de la emisión.
- ¿Cuáles?: Contaminante o gas emitido.

De acuerdo con estas preguntas, la resolución espacial y temporal que se logre a través de la desagregación, serán cruciales para el uso y aplicabilidad del inventario de emisiones.

Los inventarios de emisiones desagregados espacialmente son creados mediante la definición de pequeñas subunidades dentro del área de estudio, como pueden ser las celdas de una cuadrícula uniforme, también conocido como resolución espacial, y el cálculo de las emisiones para cada una de estas subunidades (Loibl et al., 1993). Es así como, por ejemplo, una alta resolución espacial (1km x 1km o superior), permitirá encontrar zonas con alta contaminación dentro del área de estudio y, de esta forma, aplicar un estudio científico en el desarrollo de estrategias para la reducción de emisiones (Shu y Lam, 2011). Por otro lado, la resolución temporal, es definida para evaluar la variación de las emisiones en el tiempo. Una alta resolución temporal (1 hora), permitirá encontrar horas pico de emisión, útil en el estudio de emisiones vehiculares, y resoluciones más altas (días, semanas o meses), permitirá encontrar la influencia de factores estacionales o sociales (festividades, periodos vacacionales) (Pham et al., 2008). Además, los inventarios de emisiones son una herramienta clave en la implementación de los Planes de Gestión de la Calidad del Aire (PGCA) junto con la medición y vigilancia de los contaminantes, la modelización y las políticas adoptadas. En el diseño de los Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire (SVCA), es de gran importancia ya que permite definir los puntos en los cuales es necesario ubicar nuevos equipos de medición de contaminantes según los objetivos de la red de monitoreo (MADS, 2010), por ejemplo, para hacer seguimiento a las zonas de mayor contaminación y a las políticas de control que se implementan.

Figura 1-3: Desagregación de emisiones vehiculares utilizando las aproximaciones bottom-up (A) y top-down (B).



Fuente. Adaptado de Tuia et al. (2007).

La desagregación espacial de las emisiones puede ser estimada utilizando dos aproximaciones denominadas bottom-up y top-down (Colville et al., 2001), como se muestra en la Figura 1-3 un ejemplo de la estimación de las emisiones por fuentes móviles en ruta, en la cual se parte de modelos de tráfico en la aproximación bottom-up (Figura 1-3A) y emisiones totales en la aproximación top-down (Figura 1-3B). La Figura 1-3A corresponde a la aproximación bottom-up. En esta, se utiliza un modelo de tráfico acoplado a un modelo de emisiones que permite estimar la cantidad de contaminantes y gases emitidos por los vehículos a un nivel de detalle de segmentos de vía (arco), para ser posteriormente agregadas por celda. En la aproximación bottom-up, las emisiones son estimadas en cada celda a partir de información específica encontrada en cada una de ellas. Para esto se requiere un conocimiento detallado de las actividades que generan las emisiones en cada celda, lo que se ve representado en un alto consumo de tiempo y recursos en su implementación (Loibl et al., 1993).

La aproximación top-down, en cambio, es aplicada utilizando métodos simples, partiendo de las emisiones totales del área de estudio. En este caso, se utilizan datos estadísticos específicos que representan patrones de distribución locales relacionados directa o indirectamente con las fuentes de emisión o la actividad contaminante (Colville et al., 2001). Estos patrones corresponden a información

como la densidad poblacional, usos del suelo, tráfico vehicular, red vial, etc., o combinaciones de estas. En la Tabla 1-3 se muestran ejemplos de información utilizada en otras ciudades para la desagregación de los inventarios aplicando aproximaciones top-down. Se puede observar la amplia variedad de información que puede ser utilizada y las múltiples combinaciones que se pueden dar entre ellas. En estos estudios se utilizó desde información estrictamente relacionada con la fuente, como en el caso de las fuentes móviles en donde se tienen datos de velocidad media, conteos vehiculares, patrones de conducción, puntos de venta de combustible, hasta información más general como densidad poblacional, clasificación de usos y cobertura del suelo y otras aproximaciones como el uso de imágenes satelitales (Arellano, 2013). Es importante destacar de la Tabla 1-3 que, en su mayoría, esta aproximación es aplicada únicamente a la desagregación espacial de las fuentes móviles para áreas pequeñas como ciudades (Londoño et al., 2011; Ossés de Eicker et al., 2008; Peñaloza, 2010; Puliafito et al., 2015) y, en áreas más grandes como países, se utiliza para todos los tipos de fuentes incluyendo las fuentes fijas y las fuentes de área (Gkatzoflias et al., 2013; Waked et al., 2012). Esto debido a la posibilidad de georreferenciación y conocimiento de información específica de las fuentes fijas en áreas más pequeñas.

Esta información es normalizada por celda para obtener lo que se conoce como factores de desagregación (Saide et al., 2009). En la Figura 1-3B, se parte de las emisiones totales, que puede ser calculada por un modelo como IVE, y se utiliza información espacial para calcular un patrón de distribución. En este caso, a partir de la red vial, se calcula la densidad vial por celda como factor de desagregación, la cual es proporcional al flujo vehicular, y con esto se estima la distribución espacial de las emisiones.

Tabla 1-3: Información utilizada para aplicar aproximaciones top-down en diferentes estudios.

Área de estudio	Dimensiones del inventario	Información utilizada	Fuentes de emisión	Referencia
Bogotá	Área: 55km x 55km Resolución espacial: 1km x 1km Resolución temporal: 1 hora	Clasificación de conteos vehiculares Red vial	Fuentes móviles	Peñaloza, 2010
Bogotá	Área: 55km x 55km Resolución espacial: 1km x 1km Resolución temporal: 1 hora	Conteos vehiculares Velocidad media Kilometraje por hora Red vial	Fuentes móviles	Robra, 2010
Jurisdicción CAR	Área: 240km x 170km Resolución espacial: 1km x 1km Resolución temporal: 1 hora	Densidad poblacional Distribución patrones de conducción	Fuentes móviles	Dávila, 2015
Envigado	Área: 5km x 5km Resolución espacial: 0.25km x 0.25km Resolución temporal: 1 hora	Conteos vehiculares	Fuentes móviles	Londoño et al., 2011

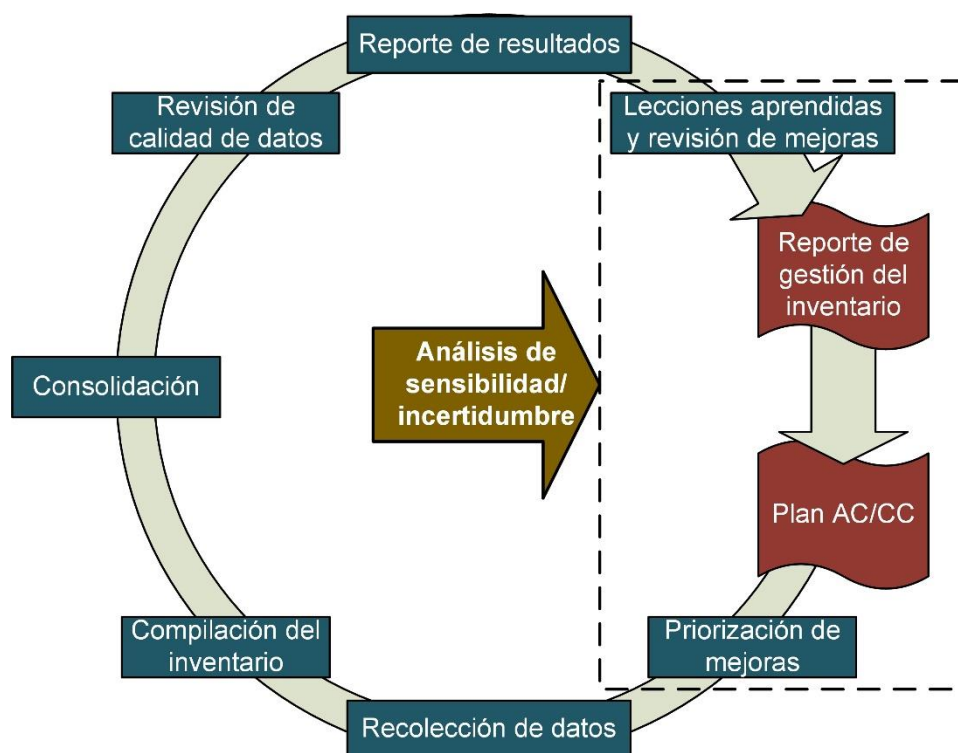
Lima, Perú	Área: 590km x 590km Resolución espacial: 3km x 3km Resolución temporal: 1 hora	Imágenes satelitales de luces nocturnas	Fuentes móviles	Arellano, 2013
Argentina	Área: 1700km x 3800km Resolución espacial: 9km x 9km Resolución temporal: 1 año	Densidad poblacional	Fuentes móviles	Puliafito et al., 2015
		Distribución de venta de combustible		
		Patrones de conducción		
Sao Paulo, Brasil	Área: 100km x 100km Resolución espacial: 1km x 1km Resolución temporal: 1 hora	Densidad poblacional Densidad vehicular	Fuentes móviles	Vara-Vela, 2013
Santiago de Chile	Área: 44km x 34km Resolución espacial: 2km x 2km Resolución temporal: 1 hora	Red vial	Fuentes móviles	Saide et al., 2009
		Velocidad media		
		Conteos vehiculares		
		Clasificación de conteos vehiculares		
		Capacidad de vías		
		Clasificación de usos del suelo		
Chillán, Chile	Área: 35km ² ; Resolución espacial: 1km x 1km	Red vial	Fuentes móviles	Ossés de Eicker et al., 2008
Temuco	Área: 47km ² ; Resolución espacial: 1km x 1km			
Antofagasta	Área: 69km ² ; Resolución espacial: 1km x 1km			
Talca	Área: 40km ² ; Resolución espacial: 1km x 1km			
La Serena - Coquimbo	Área: 121km ² ; Resolución espacial: 1km x 1km			
Valparaíso	Área: 220km ² ; Resolución espacial: 1km x 1km			
Osorno	Área: 40km ² ; Resolución espacial: 1km x 1km			
Gran Concepción, Chile	Área: 12km x 14km Resolución espacial: 1km x 1km Resolución temporal: 1 año	Red vial	Fuentes móviles	Tuia et al., 2007
República Libanesa	Área: 160km x 160km Resolución espacial: 5km x 5km Resolución temporal: 1 año	Clasificación de cobertura del suelo	Fuentes móviles	Waked et al., 2012
		Densidad poblacional	Fuentes fijas	
República de Chipre	Área: 350km x 150km Resolución espacial: 5km x 5km Resolución temporal: 1 hora	Red vial	Fuentes móviles	Gkatzoflias et al., 2013
		Distribución fuentes fijas	Fuentes fijas	
		Clasificación de usos del suelo	Fuentes de área	
		Clasificación de cobertura del suelo		

En este trabajo, se utilizó una aproximación top-down para la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes móviles en ruta y una aproximación bottom-up en la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes fijas puntuales. Para las fuentes móviles, se utilizó el mapa de la red vial y conteos vehiculares distribuidos espacial y temporalmente para calcular un factor de desagregación que relaciona la densidad vial con los niveles de tráfico vehicular de la ciudad. En el caso de las fuentes fijas, se utilizó información de la localización de las fuentes y datos de la frecuencia de operación. En ambos casos, se utilizaron metodologías reportadas en la literatura que se ajustaran a la información disponible (Dávila, 2015; Peñaloza, 2010; Saide et al., 2009).

1.3. Aseguramiento y control de la calidad de los IE

Los inventarios de emisiones son un proceso que debe repetirse periódicamente para monitorear el impacto de la normatividad ambiental y la evolución de las problemáticas ambientales en la zona de estudio. Para lograr esto, se debe implementar un ciclo de gestión del inventario de emisiones que parte desde las experiencias obtenidas en procesos anteriores. El ciclo de gestión se presenta en la Figura 1-4. Este ciclo comienza con un plan de aseguramiento y control de la calidad (QA/QC) en el cual se detallan los procedimientos necesarios para asegurar que el inventario sea de la calidad planeada. El plan QA/QC incluye una priorización de las mejoras identificadas como necesarias o deseables y todas las actividades de verificación y revisión que están previstas para el proceso de compilación y reporte del inventario. El ciclo es completado con la producción de un reporte del inventario, en el cual se evalúa y se identifica cualquier mejora en el proceso que sea deseable o necesaria para el siguiente ciclo (IPCC, 2006; Pulles y Heslinga, 2009).

Figura 1-4: Ciclo anual de gestión de calidad de un inventario de emisiones.



Fuente: Elaboración propia. Adaptado de Pulles y Heslinga (2009).

Este proceso garantiza que en el siguiente ciclo se utilicen los recursos de manera más eficiente. Un inventario de emisiones es costoso y requiere gran cantidad de tiempo y personal para realizar sus distintas etapas (Pulles y Heslinga, 2009). Una de las etapas más críticas de un IE, es la recolección de datos. Los datos pueden provenir de diferentes fuentes de información como entidades gubernamentales, empresas, encuestas y campañas de campo (González et al., 2017). En particular, las encuestas y campañas de campo requieren la mayor cantidad de recursos en su ejecución. Por tal motivo, es necesario evaluar la importancia y la influencia de la información obtenida por medio de estas actividades, en los resultados y la calidad del inventario de emisiones. De esta forma, se dará prioridad en cuanto a recursos, personal y tiempo, a la recolección de información que presente mayor influencia (Uusitalo et al., 2015). Esta evaluación puede ser realizada a través de un análisis de sensibilidad y/o incertidumbre, como se indica en la Figura 1-4.

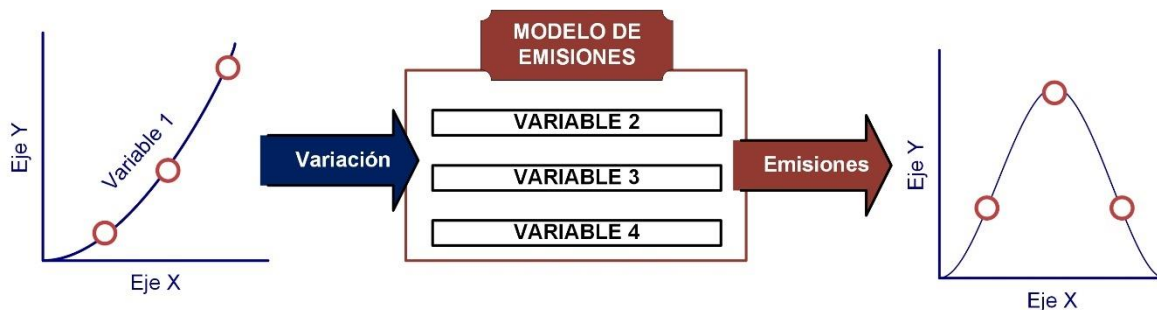
1.3.1. Análisis de sensibilidad de un inventario de emisiones

Según Brown et al. (2001) un análisis de sensibilidad es una forma de evaluar un modelo, demostrando la naturaleza y magnitud del cambio en un valor de salida por unidad de cambio en el valor de entrada. Estos cambios deben realizarse dentro de un rango razonable para el valor de entrada evaluado o asignando una distribución de probabilidad (Uusitalo et al., 2015). El propósito de un análisis de sensibilidad es identificar los parámetros individuales que tienen más influencia en

los resultados (Rypdal y Flugsrud, 2001). Existen dos tipos de análisis de sensibilidad: análisis de sensibilidad local y análisis de sensibilidad global (Campolongo y Saltelli, 1997; Saltelli et al., 1999).

Los análisis de sensibilidad local, también conocidos como “one-factor-at-a-time” (OAT), consisten en evaluar la respuesta de las salidas del modelo al variar un parámetro de entrada del modelo a la vez sobre un rango definido, manteniendo los otros parámetros en su valor base, como se muestra en la Figura 1-5 (Campolongo et al., 2007; Ogejo et al., 2010; Rypdal y Flugsrud, 2001; Uusitalo et al., 2015). Los análisis de sensibilidad local son ampliamente usados para explorar un modelo de forma preliminar y así definir las variables de mayor importancia para aplicar análisis más complejos como los análisis de sensibilidad global (Uusitalo et al., 2015).

Figura 1-5: Metodología de análisis de sensibilidad local.



Fuente: Elaboración propia.

Los análisis de sensibilidad global utilizan distribuciones de probabilidad para calcular las salidas del modelo a partir de entradas generadas sobre el rango completo de posibles valores de los parámetros (Ogejo et al., 2010). Estos análisis de sensibilidad son llamados globales debido a que evalúan la influencia de varios parámetros de entrada a la vez en las salidas del modelo. Esto presenta una ventaja sobre los análisis de sensibilidad local debido a que permiten establecer la influencia y las interacciones de los parámetros de entrada del modelo en las salidas del mismo (Uusitalo et al., 2015). Sin embargo, esto implica obtener un gran número de combinaciones entre los parámetros y, por lo tanto, un gran número de corridas del modelo para realizar su evaluación (Baroni y Tarantola, 2014).

El análisis de sensibilidad puede ser combinado con el criterio de experto. El criterio de experto es útil para acercar la evaluación de sensibilidad a condiciones reales y evitar el uso innecesario de tiempo y recursos en realizar análisis de situaciones imprácticas y que no ocurrirán en las condiciones regulares del modelo estudiado (Uusitalo et al., 2015). El criterio de experto puede ser usado para definir los rangos en los cuales se evaluarán los parámetros, cuáles parámetros pueden ser ignorados en el análisis desde el comienzo y tareas más complejas como la estimación de valores, todo esto basado en la experiencia obtenida en estudios previos e incluso en la construcción del modelo (Krueger et al., 2012). Combinar el análisis de sensibilidad y el criterio de experto es tener por un lado la ventaja del

rigor cuantitativo del modelo y por otro la percepción sobre los factores potencialmente relevantes fuera del modelo (Uusitalo et al., 2015).

En Colombia se tienen antecedentes importantes en la evaluación de inventarios de emisiones a través de análisis de sensibilidad e incertidumbre. Es el caso del inventario de emisiones por fuentes móviles para la jurisdicción CAR (Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca) (Rojas, 2015), en el cual se realizó el análisis de incertidumbre utilizando simulaciones de Monte Carlo para el recálculo del inventario total, aplicando funciones de densidad de probabilidad (FDP) a los patrones de conducción, kilómetros recorridos por vehículo (VKT), flota vehicular y patrones de conducción. Otro análisis de incertidumbre, es el aplicado al inventario de emisiones de GEI en Bogotá (Pulido, 2012), utilizando la metodología IPCC, que se basa en el cálculo de la propagación del error de los factores de emisión. Algunos estudios, realizaron análisis de sensibilidad o evaluación de escenarios a las emisiones totales. Uno muy importante fue el realizado por Salguero (2014) para el inventario de emisiones de la ciudad de Manizales utilizando el modelo IVE, en el cual se evaluó la disminución del azufre en el combustible y los VKT. También se encuentra el realizado por Giraldo (2005) quien utiliza IVE para evaluar el IE para Bogotá en escenarios de mejora en la calidad del diésel, reconversión a gas natural en vehículos de transporte público y mejora en los sistemas de control de emisiones.

En este trabajo se utilizó un análisis de sensibilidad local para evaluar la influencia de distintas variables, como son los patrones de conducción y los patrones de encendido y apagado del motor, en las emisiones unitarias de las distintas categorías vehiculares, utilizando el modelo IVE como herramienta de cálculo. Un estudio similar a este fue realizado para el inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta realizado en la ciudad de Quito, Ecuador, estimado con el modelo IVE (Guadalupe, 2016). En dicho estudio, se realizó el análisis de sensibilidad de la tecnología vehicular, los patrones de conducción, la distribución de partidas, y los VKT.

2. Capítulo 2: Desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales en la ciudad de Manizales

2.1. Introducción

Determinar las fuentes de contaminación y priorizar acciones de acuerdo con sus resultados, son algunas de las medidas que se deben tomar para hacer que el aire de Manizales sea más seguro para sus habitantes (Manizales cómo vamos, 2017). Este es un problema que ha sido evidenciado por estudios anteriores y en los cuales se ha reconocido la necesidad estudiar el comportamiento de las emisiones de contaminantes (Aristizábal et al., 2011; González y Aristizábal, 2012). Manizales es una ciudad intermedia (397466 habitantes, según proyecciones oficiales al 2016) que está sufriendo un crecimiento acelerado. En 2016, la tasa de motorización fue de 398 vehículos por cada 1000 habitantes, superior a la de ciudades principales como Medellín (337 vehículos por cada 1000 habitantes) y Bogotá (198 vehículos por cada 1000 habitantes), y se ha mantenido en constante crecimiento desde el año 2009 en el cual se registraron 202 vehículos por cada 1000 habitantes. Esto implicaría aumentar la malla vial en 6km de vías primarias cada año para soportar el ritmo de crecimiento del número de vehículos (Manizales cómo vamos, 2017). Sin embargo, debido a su topografía montañosa dada por su localización a 2150 msnm sobre la cordillera central, Manizales tiene un área de crecimiento limitada (González et al., 2017). A esto se suma la presencia de una importante zona industrial en el suroriente de la ciudad, en las afueras de la ciudad en una zona conocida como Maltería, con un área aproximada de 8km² (Alcaldía de Manizales, 2017), donde se encuentran grandes industrias en las que predominan las empresas de bebidas y alimentos, plásticos, fundición de chatarra y metalúrgicas (González et al., 2017), y otras que impactan directamente a la población en zonas asignadas por el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) (Alcaldía de Manizales, 2017) como residenciales y mixtas debido a su antigüedad.

En la ciudad, son grandes los esfuerzos que se han realizado en la elaboración de inventarios de emisiones por fuentes fijas puntuales y fuentes móviles en ruta, sin embargo, en ninguno se ha realizado la desagregación espacial y temporal de las emisiones. El más importante, es el inventario de emisiones totales por fuentes

móviles en ruta y fuentes fijas puntuales para el año 2014 realizado en convenio con el GTA en Ingeniería Hidráulica y Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia y la Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS) en el año 2016 y cuyos resultados son el insumo principal para este trabajo (CORPOCALDAS, 2016; González et al., 2017). Se destaca también los estudios de Buitrago (2003) en el cual se estimaron las emisiones de CO, HC y CO₂ por fuentes móviles en ruta para una vía principal de la ciudad, Muñoz (2008) donde se estimaron las emisiones por fuentes fijas puntuales para el sector de Maltería con año base 2005, estos últimos utilizando factores de emisión y Salguero (2014) quien realizó el inventario preliminar de emisiones por fuentes móviles en ruta para la ciudad utilizando el modelo IVE.

En esta tesis se complementó el trabajo realizado por González et al. (2017) y se hace el primer inventario de emisiones desagregado espacial y temporalmente para Manizales y uno de los pocos realizados en el país para ciudades intermedias, donde este tipo de estudios solo se han llevado a cabo en Bogotá y Cundinamarca (Dávila, 2015; Peñaloza, 2010; Robra, 2010; Rojas, 2015; Zárate, 2007; Zárate et al., 2007), un importante estudio en el que se realizaron múltiples monitoreos isocinéticos para el cálculo de los factores de emisión propios para Bogotá (Fandiño y Behrentz, 2009), el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA, 2010, 2013, 2015) y en ciudades intermedias como es el caso de Envigado (Londoño et al., 2011).

En este capítulo se presentan los resultados de la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos y gases de efecto invernadero provenientes de fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales en el área urbana de Manizales para el año base 2014 en una grilla de 14km x 17km y celdas de 1km x 1km y una resolución temporal de 1 hora. Esta resolución se escogió para utilizar el inventario en un modelo de emisiones atmosféricas en la tesis doctoral titulada “Dinámica e impacto de emisiones antrópicas y naturales en una ciudad andina empleando un modelo euleriano de transporte químico on-line. Caso de estudio: Manizales, Colombia.”, la cual, al momento de entrega de esta tesis, se encontraba en proceso de evaluación. Se estableció una metodología de referencia para la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes móviles, en la cual se utilizan conteos vehiculares provenientes de estudios de ruido ambiental realizados por CORPOCALDAS (CORPOCALDAS, 2015, 2014) y la densidad de arcos de vía. Esta metodología fue adaptada de la propuesta para la desagregación espacial de las emisiones por fuentes móviles en ruta para Santiago de Chile (Saide et al., 2009) y Bogotá (Peñaloza, 2010). Además, se desarrollaron metodologías simplificadas de desagregación espacial y se compararon con la metodología de referencia como alternativas para la reducción de costos operativos y computacionales. La desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes fijas puntuales se realizó a partir de la información contenida en los expedientes ambientales de las empresas, correspondiente a localización de las fuentes y frecuencias de operación, similar a las metodologías empleadas en Bogotá (Peñaloza, 2010) y Cundinamarca (Dávila, 2015).

2.2. Metodología

2.2.1. Metodología utilizada para la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta

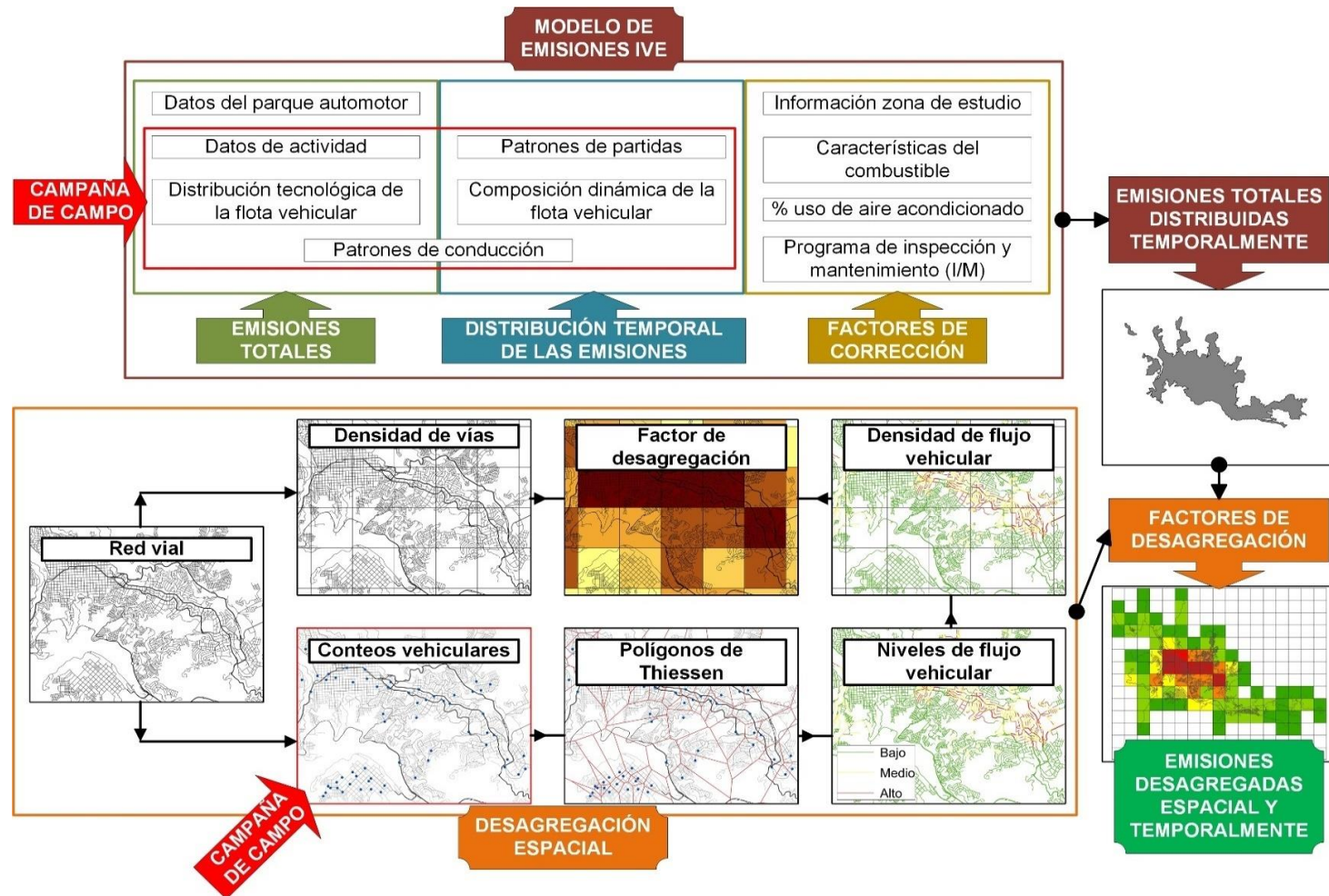
En esta sección se presenta de forma general la metodología utilizada para la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta para la ciudad de Manizales. Los resultados obtenidos en este capítulo fueron utilizados para la elaboración de un manuscrito en el cual también se incluyó información de la metodología utilizada. Por lo tanto, en esta sección se pretende incluir los aspectos metodológicos centrales con información adicional relevante que no fue incluida en el manuscrito, de manera esquemática. En la sección 2.3.1 se encuentra el manuscrito elaborado y su sección de metodología donde se complementa la información presentada a continuación.

En la Figura 2-1 se presenta la metodología utilizada para la desagregación espacial y temporal de las emisiones. Esta metodología parte de la estimación de las emisiones totales utilizando el modelo IVE. Este modelo utiliza información de entrada obtenida de campañas de campo y fuentes secundarias. Estos datos se dividen en tres grupos principales: el primero, el cual permite el cálculo de las emisiones totales, incluye datos como el número de vehículos que componen el parque automotor y los kilómetros recorridos por vehículo (VKT); el segundo, el cual incluye variables relacionadas con la variación temporal de las emisiones como los patrones de encendido/apagado del motor, la composición dinámica de la flota vehicular y una última variable que cumple un doble papel en el primer y segundo grupo, denominada patrones de conducción, la cual determina la carga sobre el motor a partir de mediciones de velocidad y posición del vehículo; el último grupo corresponde a los parámetros con los que se corrige el factor de emisión que corresponden a información del área de estudio como altitud promedio y variación de temperatura y humedad durante el día, características del combustible como contenido de azufre y plomo, porcentaje de uso de aire acondicionado a 20°C y programas de inspección y mantenimiento, como las revisiones técnico-mecánicas obligatorias. De este modelo se obtienen las emisiones totales distribuidas temporalmente de cada una de las categorías vehiculares evaluadas.

El cálculo de los factores de desagregación se realiza a partir de la relación de dos conjuntos de datos: la red vial y los conteos vehiculares distribuidos espacial y temporalmente. La red vial se utiliza para calcular la densidad de vías en cada una de las celdas de la grilla definida. Por otro lado, los conteos vehiculares se asignan a las áreas sin información mediante el uso de Polígonos de Thiessen, que permitirá clasificar los segmentos de vía en niveles de flujo vehicular y posteriormente en una densidad de flujo. La combinación de estas dos densidades da como resultado un factor de desagregación espacial para cada hora del día que será multiplicado por las emisiones obtenidas del modelo IVE para obtener la desagregación espacial y temporal.

La metodología utilizada fue adaptada de una de las metodologías reportadas por Saide et al. (2009) para la desagregación espacial del inventario de emisiones por fuentes móviles en la ciudad de Santiago de Chile y complementada con la utilizada por Peñaloza (2010) en Bogotá para el mismo fin. Esta metodología permite la desagregación de las emisiones mediante el cálculo de factores de desagregación, los cuales se calculan a partir de la densidad de vías y la clasificación del flujo vehicular en niveles. Además, se emplearon otras metodologías simplificadas, derivadas de la propuesta en la Figura 2-1, para evaluar la importancia de la utilización de una metodología más compleja en la desagregación espacial y temporal de las emisiones. El desarrollo matemático de las metodologías y detalles técnicos adicionales se encuentran en el manuscrito presentado en la sección 2.3.1.

Figura 2-1: Esquema de la metodología utilizada para la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes móviles en ruta.



Fuente: Elaboración propia.

2.2.2. Metodología utilizada para la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales

El inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales con año base 2014 fue reportado por González et al., (2017). En este, se evaluaron las medianas y grandes empresas que emiten contaminantes atmosféricos a través de equipos relacionados con su proceso productivo. En este inventario, se utilizó información de los expedientes ambientales de CORPOCALDAS, en los cuales se encuentran datos de emisiones obtenidos a través de mediciones directas (monitoreos isocinéticos), características del equipo fuente, características y consumo de materia prima y/o combustible utilizado, sistemas de control de emisiones e información específica de las locaciones como ubicación, altura, entre otras. Las empresas solo deben reportar emisiones de contaminantes específicos, según el proceso de producción, por lo que las emisiones no reportadas fueron estimadas utilizando factores de emisión, como se muestra en la Figura 2-3. A partir de la información obtenida de los expedientes sobre las características del equipo fuente, materia prima y combustible, se realizó la búsqueda de los factores de emisión (FE) en la base de datos EPA AP-42 (US EPA, 1995) y se utilizó una aproximación que incluye la eficiencia de remoción promedio (n) del sistema de control de emisiones (US EPA, 2013).

Los resultados obtenidos en este estudio se encuentran resumidos en la Tabla 2-1 en donde se encuentran las emisiones de contaminantes atmosféricos agrupados por tipo de industria (bebidas y alimentos, incineración de residuos, entre otras) y tipo de suelo (urbano o rural), para un total de 83 fuentes fijas puntuales evaluadas, que corresponden a 37 empresas. Entre los hallazgos más importantes se encontró que la industria de bebidas y alimentos, que cuenta con el mayor número de empresas (22%) y fuentes puntuales (24%), presentó las mayores emisiones de PM₁₀ (63%), SO_x y NO_x (50%). Del mismo modo, la industria de la fundición, encargada del reciclaje de chatarra, la cual solo cuenta con el 11% de las fuentes puntuales, presentó las mayores emisiones de CO (73%).

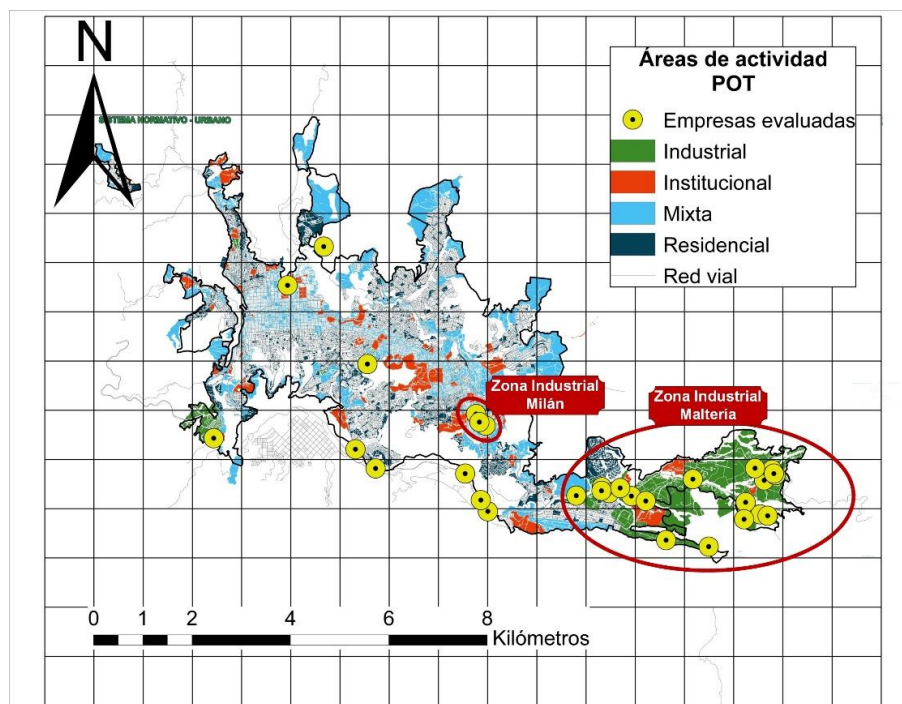
Tabla 2-1: Emisiones anuales (2014) por fuentes fijas puntuales para la ciudad de Manizales por tipo de industria. Tomado de González et al. (2017).

Tipo de industria	Tipo de suelo	No. Fuentes Puntuales	No. Empresas	Emisión, ton/año							
				CO	NO _x	SO _x	PM ₁₀	VOC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Bebidas y alimentos	Urbano	20	8	45.97	39.90	62.90	23.47	0.71	26739.70	0.56	0.41
Fundición	Urbano	9	4	160.12	14.85	9.49	8.60	2.08	18608.52	0.51	0.47
Incineración de residuos	Urbano	2	2	0.10	0.32	0.11	0.15	0.01	195.70	0.00	0.00
	Rural	1	1	0.05	4.39	0.26	0.06	0.01	272.42	0.01	0.00
	<i>Total</i>	3	3	<i>0.15</i>	<i>4.71</i>	<i>0.37</i>	<i>0.22</i>	<i>0.02</i>	<i>468.13</i>	<i>0.01</i>	<i>0.01</i>
Industria química	Urbano	5	4	0.20	2.90	0.01	0.02	0.01	282.11	0.01	0.01
	Rural	3	2	0.24	0.08	15.96	0.05	0.01	1086.78	0.00	0.01
	<i>Total</i>	8	6	<i>0.44</i>	<i>2.98</i>	<i>15.97</i>	<i>0.07</i>	<i>0.02</i>	<i>1368.89</i>	<i>0.01</i>	<i>0.02</i>

Madera	Urbano	4	1	0.69	2.93	12.74	0.82	0.04	1911.88	0.06	0.04
Metalurgica	Urbano	20	4	1.82	8.70	0.09	0.17	0.12	2687.24	0.05	0.05
Minerales	Urbano	4	2	0.02	2.44	4.69	0.00	0.00	33.73	0.00	0.00
	Rural	5	4	7.37	4.06	6.94	3.41	1.26	4067.26	0.56	0.05
	Total	9	6	7.39	6.51	11.63	3.41	1.26	4100.99	0.56	0.06
Otros	Urbano	6	3	0.04	1.73	0.04	0.09	0.00	64.13	0.00	0.00
Tejas	Urbano	4	2	2.46	7.20	0.26	0.39	0.12	8127.07	0.04	0.10
Total	Urbano	74	30	211.42	80.98	90.32	33.70	3.10	58650.09	1.23	1.09
	Rural	9	7	7.66	8.53	23.16	3.52	1.28	5426.47	0.57	0.07
	Total	83	37	219.08	89.51	113.48	37.22	4.38	64076.56	1.80	1.16

Para la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes fijas puntuales, se utilizó el mismo dominio utilizado para las fuentes móviles en ruta, con una extensión de 17km x 14km y una resolución espacial de 1km x 1km que cubre la zona urbana de la ciudad de Manizales. Esto con el objetivo de hacer comparables ambos inventarios. Por este motivo, las empresas de la industria química ubicadas en suelo rural por encontrarse fuera del dominio definido y cuyo aporte a las emisiones de CO y PM₁₀, contaminantes en los que se centra este estudio, son de tan solo 0.1%. En la Figura 2-2 se observan las 35 empresas evaluadas sobre el mapa de áreas de actividad definido por el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) del Municipio de Manizales 2017 – 2031 (Alcaldía de Manizales, 2017). Entre las áreas designadas para la actividad industrial (en verde), se resalta la principal zona industrial de la ciudad ubicada en el barrio Maltería y una menor, ubicada en el barrio Milán. Otras empresas se encuentran fuera de áreas industriales debido a su antigüedad o a que sus procesos no son productivos, como las dedicadas a la incineración de residuos que se encuentran en zonas periféricas de la ciudad.

Figura 2-2: Comparación de las empresas evaluadas y las áreas de actividad definidas por el Plan de Ordenamiento Territorial 2017 – 2031 de Manizales.

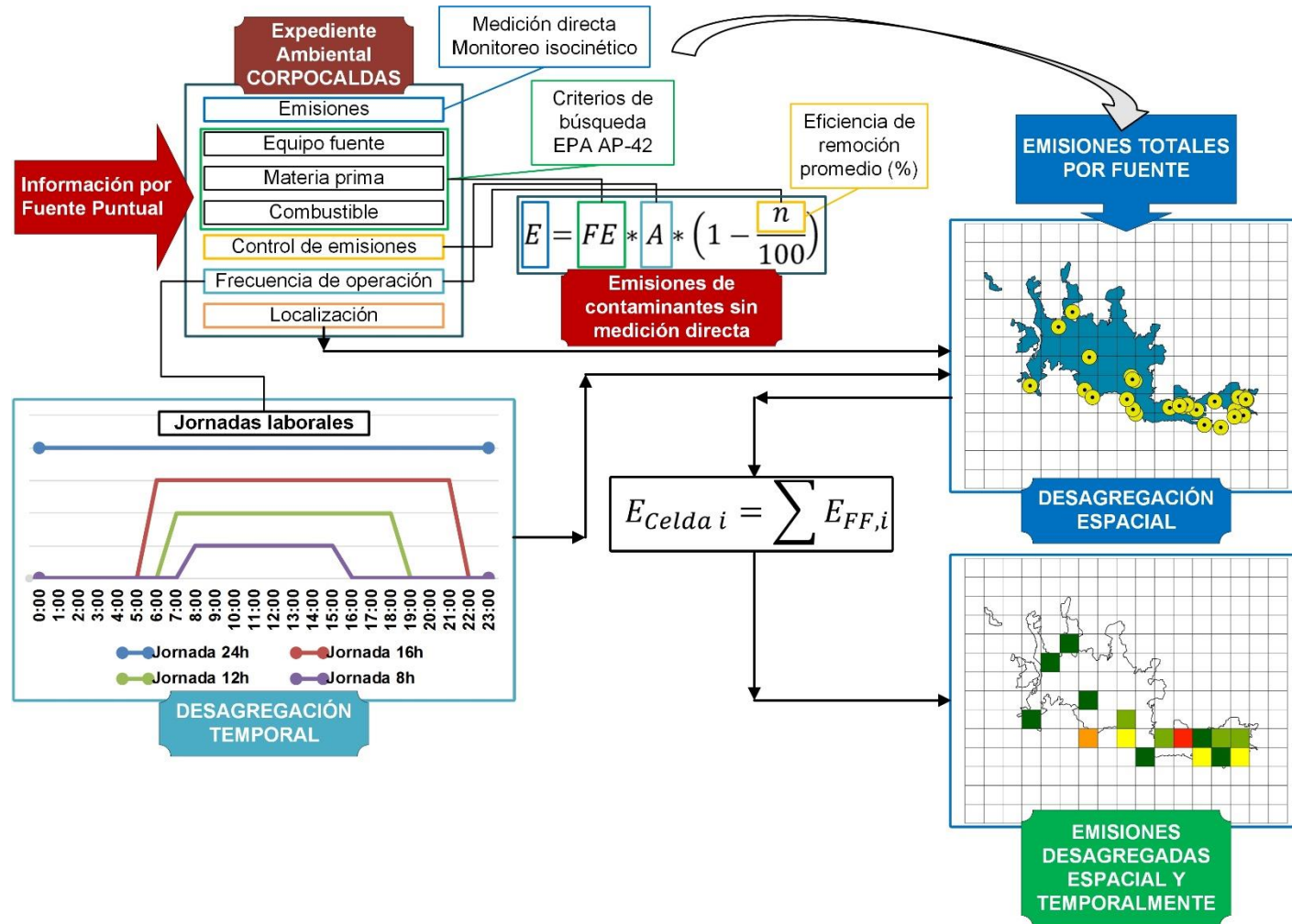


Fuente: Elaboración propia. Tomado parcialmente de Alcaldía de Manizales (2017).

La estimación de las emisiones por fuente fija puntual facilitó la tarea de desagregación espacial, pudiéndose aplicar una aproximación bottom-up. La Figura 2-3 describe la metodología utilizada para el cálculo de las emisiones y la desagregación espacial y temporal de las mismas. El cálculo de las emisiones se encuentra detallado en la sección metodológica de González et al. (2017). Utilizando la información de la localización de las empresas, proveniente de los expedientes ambientales, es posible ubicarlas en la grilla definida para este estudio utilizando un sistema de información geográfica (GIS). Las emisiones individuales de las fuentes fijas puntuales contenidas en una celda son sumadas para obtener la emisión en esa celda.

Por otra parte, la distribución temporal de las emisiones se realizó aplicando una metodología de distribución uniforme. En esta, se asume una descarga uniforme de contaminantes según la frecuencia de operación reportada por la empresa. Esto debido a que en muchos casos no es posible conocer los intervalos de operación de los equipos fuente ni los horarios específicos de actividad. Esta metodología ha sido implementada en estudios realizados en Bogotá, utilizando una descarga uniforme específica para días hábiles y fines de semana (Dávila, 2015) y otros en los que se asigna una hora de inicio de descarga aleatoria (Peñaloza, 2010). En la Figura 2-3 se muestran las jornadas laborales definidas a partir de las frecuencias de operación reportadas por las empresas. Se definieron 4 jornadas laborales de la siguiente forma: 24h, 16h iniciando a las 6:00, 12h iniciando a las 7:00 y 8h iniciando a las 8:00.

Figura 2-3: Metodología utilizada para el cálculo y desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales.



Fuente: Elaboración propia.

2.3. Resultados

2.3.1. Desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones de contaminantes criterio por fuentes móviles en ruta

Los resultados obtenidos en la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones totales por fuentes móviles en ruta se consolidaron en el siguiente artículo que fue sometido y está en proceso de revisión en la revista internacional Atmospheric Environment. El material suplementario puede consultarse en el Anexo A.

Spatial and temporal disaggregation of the on-road vehicle emission inventory in a medium-sized Andean city. Comparison of GIS-based top-down methodologies

C.D. Gómez^{a**}, C.M. González^a, M. Osses^b, B.H. Aristizábal^{a*}

^aHydraulic Engineering and Environmental Research Group, Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales, Cra 27 64-60 Bloque H Palogrande, Manizales, Colombia

^bDepartamento de Ingeniería Mecánica, Universidad Técnica Federico Santa María, Vicuña Mackenna 3939, Santiago, Chile

Abstract

Emission data is an essential tool for understanding environmental problems associated with sources and dynamics of air pollutants in urban environments, especially those emitted from vehicular sources. There is a lack of knowledge about the estimation of air pollutant emissions and particularly its spatial and temporal distribution in South America, mainly in medium-sized cities with population less than one million inhabitants. This work performed the high-resolution spatial and temporal (1km x 1km and 1h) disaggregation of the on-road vehicle emission inventory (EI) in the medium-sized Andean city of Manizales, Colombia. A reported top-down methodology, based on the analysis of traffic flow levels and road network distribution, was applied. Results obtained allowed the identification of several hotspots of emission at the downtown zone and the residential and commercial area of Manizales. Downtown exhibited the highest percentage contribution of emissions normalized by its total area, with values equal to 6% and 5% of total CO and PM₁₀ emissions per km² respectively. These indexes were higher than those obtained in residential-commercial area with values of 2%/km² for both pollutants. Temporal distribution showed strong relationship with driving patterns at rush hours, as well as an important influence of passenger cars and motorcycles in emissions of CO both at downtown and residential-commercial areas, and the impact of public transport in PM₁₀ emissions in the residential-commercial zone. Considering that

detailed information about traffic counts and road network distribution is not always available in medium-sized cities, this work compares other simplified top-down methods for spatially assessing the on-road vehicle EI. Results suggested that simplified methods could underestimate the spatial allocation of downtown emissions, a zone dominated by high traffic of vehicles. The comparison between simplified methods based on total traffic counts and road density distribution suggested that the use of total traffic counts in a simplified form could enhance higher uncertainties in the spatial disaggregation of emissions. Results obtained could add new information that help to improve the air pollution management system in the city and contribute to local public policy decisions. Additionally, this work provides high resolution emission fluxes for ongoing research in atmospheric modeling in the city, with the aim to improve the understanding of transport, transformation and impacts of pollutant emissions in urban air quality.

1. Introduction

The growth of urban centers brings great pressure on human health and the environment with continuous emission of pollutants such as particulate matter with an aerodynamic diameter less than $10\mu\text{m}$ (PM_{10}), carbon monoxide (CO), sulfur oxides (SO_x), nitrogen oxides (NO_x) and non-methane volatile organic compounds (NMVOCs) (Dalvi et al., 2006). Direct impacts of these pollutants on human health have mainly related with respiratory diseases such as asthma and lung inflammation, and different allergies including allergic asthma and rhinitis (Kinney, 2008). The episodes of high levels of air pollutants, especially in emerging countries, are associated with increasing activity rates in transportation (D'Angiola et al., 2010; Tuia et al., 2007).

Emission data is an essential tool for understanding environmental problems associated with sources of air pollutants, establishing prioritized regulatory actions and studying dynamics and impacts of pollutants emitted to the atmosphere (Pulles and Heslinga, 2009; US EPA, n.d.). Exposure to air pollution hotspots for a study area can be determined in an analysis of the emissions distribution at high spatial resolution. In this way, scientific application can be applied to policymaking in the development of emission reduction strategies (Shu and Lam, 2011).

To establish efficient air pollution reduction strategies, it is important for the emission inventory (EI) to allocate the emission sources (Costa and Baldasano, 1996). However, for vehicular emissions this task is difficult because the sources are in constant movement (Parra et al., 2006). There are two main approaches for spatially disaggregate vehicular emissions: bottom-up and top-down.

Bottom-up approaches are the most accurate way to build an on-road vehicle EI, allowing emissions estimation per segment of the road. This method is commonly applied in industrialized countries and megacities considering that the necessary detailed information is usually available. These approaches need information of traffic flow in every segment of the road network; hence, a traffic model is needed. However, traffic model implementation is expensive, time demanding and involve high technical skills. Traffic models are not usually accessible in medium-sized cities

(Tuia et al., 2007), which are characterized by a high urban growth during the last decades (UN, 2014), but with a lack of planning and knowledge about the dynamics of its emissions from the vehicle fleet.

Simple disaggregation methods, called top-down, comprise a good option for medium-sized cities in the disaggregation of its EIs (Tuia et al., 2007). The top-down approach is based on the total amount of traffic emissions in the study area. Such emissions are calculated as a function of the local vehicle fleet registered and the average annual mileage (Ossés de Eicker et al., 2008). In order to calculate total traffic emissions, EI models have been developed. For example, the International Vehicle Emissions (IVE) Model (ISSRC, 2008a) was created to estimate traffic emissions for a specific area, especially in emerging nations, where availability of information is limited.

In the top-down approach, the total vehicular emissions are spatially distributed from a coarse geographic area to finer grid cells (e.g. 1km x 1km resolution), using specific statistical data that represent local distribution patterns, e.g. population, traffic and road density. The accuracy of the disaggregated emission inventory depends on the quality of the specific statistical data (Loibl et al., 1993), which is the base for the estimation of allocation or disaggregation factors (DFs) (Shu and Lam, 2011). DFs are obtained from normalized weights for each cell in the EI domain based on specific information (e.g. the traffic flow in a cell over the total traffic flow in a day for the study area) (Saide et al., 2009; Shu and Lam, 2011).

The use of top-down approaches has been reported in South America, particularly in Chile, where the emissions in some medium-sized cities (e.g. Valparaíso, Temuco, Concepción) and megacities such as Santiago, have been spatially disaggregated using road density factors. Results obtained on these cities were compared with high-resolution bottom-up emission inventories, showing that top-down approaches based on road density presented a spatial accuracy that decreases with increments in size and complexity of the study area. However, conclusions of these studies suggest that results can be improved if other factors with information of vehicular behavior, e.g. traffic counts and average speed, are included in the analysis (Ossés de Eicker et al., 2008; Saide et al., 2009; Tuia et al., 2007).

Different methods have been published for distributing emissions following a top-down approach. These techniques use variables such as land use and population density maps, traffic counts, simplified and complete road networks (Saide et al., 2009). The combinations of these variables could improve the disaggregation of total emissions by assigning weighting factors of intensity of traffic activity in different parts of the city. This analysis can be done for each type of road allowing the distribution of emissions separately by road and type of vehicle (Ossés de Eicker et al., 2008). The top-down approach is therefore less time and resource-consuming and more practical than the bottom-up approach due to the use of simple specific statistical data instead of complex traffic models (Costa and Baldasano, 1996).

In the application of the top-down methodology for distributing vehicular emissions, the use of geographic information systems (GIS) allows the management, storage and visualization of the maps in an efficient way (EEA, 2013). These systems provide accuracy and consistency to the EIs and constitute them more accessible and understandable. GIS is a very effective way to store and manipulate spatial data, verify its accuracy, and provide detailed information for both scientific community and policy makers (Gaffney, 2002). The use of GIS in transportation and management was widespread in the 1980s (Thill, 2000). In the 1990s the application of GIS become to be important in air quality modeling and management (Dalvi et al., 2006).

There is a lack of knowledge about air pollutants emissions and specially its spatial and temporal distribution in South America, mainly in medium-sized cities with population less than one million inhabitants. Main efforts have been made in megacities such as Santiago in Chile, which estimated its total emissions (Henríquez, 2007; MMA, 2012) and performed the spatial distribution of on-road vehicular emissions (Saide et al., 2009; MIDEPLAN, 2010; Gallardo et al., 2012). In Buenos Aires, Argentina, total emissions estimation and its spatial distribution was reported (Henríquez, 2007; D'Angiola et al., 2010), and recently, Puliafito et al. (2015) reported a top-down approach for developing a distributed high-resolution road transport EI for the whole country. In Sao Paulo, Brazil, annual fluxes of emissions were reported (CETESB, 2014) and disaggregation of EI have been applied in numerical modelling (Vivanco and Andrade, 2006; Vara-Vela et al., 2016). In Colombia, the studies have focused in large urban areas such as Bogotá, the capital of Colombia, with the estimation of total emissions of on-road vehicular and industrial point-sources (e.g. Giraldo (2005); Rodríguez and Behrentz (2009)) and its distribution in space and time (Peñaloza, 2010). Another example is the city of Medellín, where EI from area, on-road and point sources were reported and updated periodically (Toro et al., 2010; 2013). However, studies in Colombian medium-sized cities which estimate and analyze distribution and hotspots of vehicular emissions are scarce.

Manizales is a medium-sized Colombian Andean city (urban population: 368.000 inhabitants) located on the Central Cordillera of the Andes at 2150 m above sea level. The city has characteristics that enhance urban air pollution, such as a high urban population density (~6800 inhabitants/km²) and a high motorization rate (310 vehicles per 1000 inhabitants in 2013), higher value than that registered in the megacity of Bogotá, with 9'300.000 inhabitants and 294 vehicles per 1000 inhabitants in the same year (Manizales Cómo Vamos, 2013). The urban area of Manizales has a mountain-ridge topography that limits the area for growth, with a road infrastructure characterized by steep streets and a mean road network slope of 8% (Escobar and Garcia, 2012). Total emissions of criteria pollutants, NMVOC and greenhouse gases (GHG) obtained from the application of IVE Model and its methodology in Manizales were estimated (González et al., 2017). The study reported that vehicular activity emitted more than 90% of total emissions for most air pollutants evaluated. The emissions were estimated in terms of total annual fluxes (ton/year) in the urban area of the city and 2014 as year base, but the

disaggregation of EI with the analysis of hotspots and critical areas of vehicular emissions was not made.

The aim of this work was to apply a reported top-down method based on the analysis of traffic flow levels and road network distribution using GIS technics (Saide et al., 2009), in the spatial and temporal disaggregation of the reported on-road vehicle EI of the medium-sized Andean city of Manizales (González et al., 2017). Analysis of hotspots from vehicular emissions were performed in the urban zone of the city in a high-resolution domain (1km x 1km). Furthermore, this work compares other simplified top-down methods for spatially assessing the EI. This evaluation was performed for defining if these less demanding technics could give reasonable results against the top-down base method, allowing a faster and simpler emission disaggregation not only in Manizales, but also in those medium-sized cities around the world, where the availability of information is not always periodically reported and sometimes difficult to obtain.

2. Materials and methods

2.1. Background emissions and study area

Top-down approach requires specific information about the study area including the total EI and spatially distributed data directly related with the emissions such as the road network, traffic data or population patterns (Loibl et al., 1993). A total on-road vehicular emission inventory was estimated in Manizales (2014 as base year) using the IVE model (González et al., 2017). This EI was obtained from a field data campaign performed to acquire information about dynamic vehicle fleet composition, vehicle technology distribution, driving and engine start/stop patterns. The study considered five vehicle categories: passenger cars (PC), motorcycles (2w), bus, taxi, and trucks. An analysis by sectors was performed for passenger cars and motorcycles to obtain emissions of these vehicles in highway (Hwy), arterial (Art) and residential (Res) roads. Results shown that passenger cars and motorcycles were the main emitters of CO, NMVOCs and SO_x, with 18728 and 26605 Gg/yr of CO, 1580 and 9872 Gg/yr of NMVOCs and 21.6 and 6.8 Gg/yr of SO_x respectively. These two vehicle categories involved 95% of vehicular fleet, which comprised 132012 vehicles in 2014. On the other hand, the public transport - buses - was the highest emitter of NO_x (2371 Gg/yr) and PM₁₀ (362 Gg/yr). Table 1 summarizes the emissions of the main pollutants reported for the different vehicle categories considered in the study. For passenger cars and motorcycles, emissions are shown for each type of road.

Table 1. Criteria pollutant and NMVOC emissions from on-road vehicular sources in Manizales during 2014. Values obtained from Gonzalez et al. (2017)

Vehicle category	Type of road	Emissions, Gg/yr – kg/day				
		CO	NMVOC	NO _x	SO _x	PM ₁₀
PC	Hwy	8101 – 25284	668 – 2085	551 – 1720	10 – 32	9 – 30
	Art	6766 – 21117	581 – 1814	407 – 1271	7 – 21	10 – 31
	Res	1035 – 3230	91 – 283	64 – 201	1 – 3	2 – 5

	<i>Total</i>	15902 – 49631	1340 – 4182	1023 – 3192	18 – 56	21 – 66
2w	Hwy	8443 – 26350	3335 – 10410	33 – 102	3 – 9	75 – 236
	Art	11504 – 35904	3950 – 12327	95 – 296	2 – 6	95 – 297
	Res	1595 – 4979	556 – 1735	14 – 43	0 – 1	13 – 41
	<i>Total</i>	21542 – 67234	7841 – 24473	141 – 441	5 – 16	184 – 574
Taxi	Total*	4470 – 13951	144 – 449	249 – 776	1 – 4	6 – 18
Bus	Total*	755 – 2357	177 – 553	2371 – 7399	1 – 4	362 – 1131
Truck	Total*	727 – 2269	144 – 450	1107 – 3455	1 – 1	192 – 598
Total		43396 – 135442	9646 – 30107	4890 – 15263	26 – 81	765 – 2387

*Analysis by road type was not considered for these vehicle categories.

In order to spatially disaggregate the on-road vehicular EI of Manizales, a domain of 17 km x 14 km covering the urban zone was established and gridded with a high spatial resolution of 1km x 1km. The resolution was chosen based on similar studies (Clarke and Ko, 1996; Costa and Baldasano, 1996; Loibl et al., 1993; Tuia et al., 2007), and is high enough to spatially find air pollution hotspots (Parra et al., 2006). Furthermore, these gridded emissions could be used for air quality modelling purposes (Ossés de Eicker et al., 2008). Figure 1 shows the study area domain and its gridded configuration, including the road network of the city and traffic count points, which were used in the application of top-down methods.

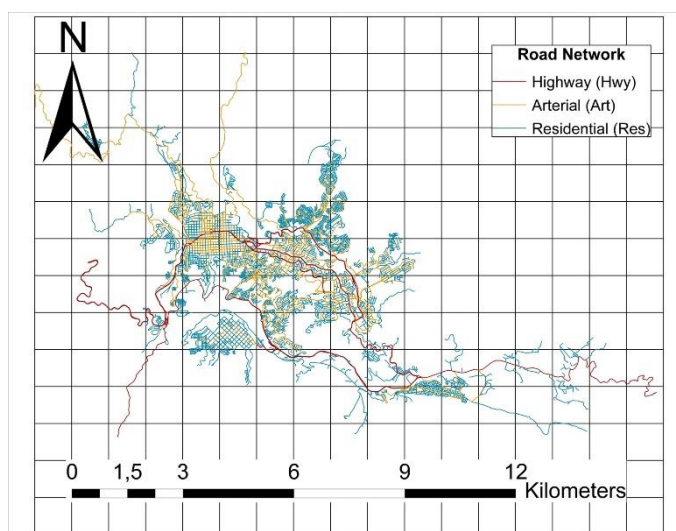


Figure 1. Study area for disaggregating the on-road vehicular EI in Manizales. Grid cells are shown with a resolution of 1km x 1km.

2.2. Disaggregation methodology

Different top-down approaches were used to compare the results. The more complex method, called Traffic Count Classification (TCC), was chosen as the reference method for disaggregate the on-road EI in Manizales. Other simplified methods, which use less and gross information, were compare against the

reference method. Table 2 summarizes the main parameters of all methods analyzed in the study. Simplified methods were divided in two categories based on total traffic counts and the road density information. In the group of total traffic counts category, a first method, denoted as Total Traffic Counts Classification (TTCC), considered levels of traffic flow (high, medium and low traffic) and the other, denoted as Total Traffic Counts (TTC), considered only the total counts (Saide et al., 2009). In the group of road density categories, a first method, denoted as Complete Road Network (CRN), used the complete road network with the three types of roads (Figure 1). The other, denoted as Simplified Road Network (SRN), uses a simplified road network which avoid residential road segments (Ossés de Eicker et al., 2008; Saide et al., 2009; Tuia et al., 2007). All methods evaluated in this study are explained in detail in the sections below.

Table 2. Summary of methods used in the spatial disaggregation of the on-road vehicle EI in Manizales.

Parameters	Reference Method	Simplified Methods			
		Total Traffic Counts		Road Density	
	Traffic Counts Classification (TCC) (Peñaloza, 2010; Saide et al., 2009)	Total Traffic Counts Classification (TTCC) (Saide et al., 2009)	Total Traffic Counts (TTC) (Saide et al., 2009)	Complete Road Network (CRN) (Saide et al., 2009)	Simplified Road Network (SRN) (Ossés de Eicker et al., 2008; Saide et al., 2009; Tuia et al., 2007)
Vehicle categories	PC 2w Taxi Bus Truck	NO	NO	NO	NO
Types of road (Only for PC and 2w)	Hwy Art Res	NO	NO	NO	NO
Traffic counts	Classified into levels of traffic: high, medium, and low. Applied to each vehicle category and road level	Classified into levels of traffic: high, medium, and low, but applied to total traffic counts ^a .	Total traffic counts ^a .	NO	NO
Length of the segments	All segments	All segments	All segments	All segments	Without Residential level segments
Disaggregation factors per cell	g ^b	1	1	1	1

^aTotal traffic counts: obtained by adding the counts of all vehicle categories.

^bDisaggregation factors calculated per hour.

2.3. Reference method: Traffic counts classification (TCC)

The lack of a traffic model could be supplied using information of traffic counts and classifying the roads into levels of traffic flow, e.g. high, medium, and low. This is the base of Traffic Counts Classification (TCC) method, which includes also road segments (highway, arterial and residential) and its classification into levels of traffic flow. Saide et al. (2009) found this method to have the best correlation factor compared with the bottom-up emission inventory in the city of Santiago, Chile, reaching good levels of accuracy and simplicity. Hence, this method was defined as the reference method considering the availability and good quality of information about traffic counts in Manizales, and the possibility to classify the road segments into levels, characteristic that was recommended by reference literature (Saide et al., 2009). A similar method was applied by Peñaloza (2010) for the spatial and temporal disaggregation of the on-road vehicle EI in Bogotá, Colombia. In this study, TCC method was applied to each vehicle category (PC, 2w, Taxi, Bus, and Truck) and type of road (Hwy, Art, and Res) according to the analysis by sector developed in the total emissions inventory for passenger cars and motorcycles.

The road network used in this study (Figure 1) corresponds to a map updated to 2015 from the built for the urban mobility plan of the city (Escobar and Garcia, 2012). This map contains information of around 10500 road segments in terms of length, type of road, slope, road capacity and public transport routes. Table 3 summarizes the information of road segments in Manizales for the three types of roads analyzed in the study.

Table 3. Summary of Manizales road network characteristics and its segment information.

Type of road	Road segments length, km	Segments per type of road
Highway	89.5	936
Arterial	175.3	3056
Residential	385.1	6586
Total	649.8	10578

Information about traffic counts was obtained from two sources: 1) Traffic counts obtained during the driving pattern campaigns of IVE methodology performed in the estimation of total EI (González et al., 2017). 2) Traffic counts data from an environmental noise level study performed by the local environmental agency (CORPOCALDAS) in the metropolitan area of Manizales during 2014. The traffic counts were taken on weekdays covering 24 hours in approximately 80 points. Figure 2 shows the spatial distribution of the traffic count points used for the spatial disaggregation of EI in the medium-sized city of Manizales.

Thiessen polygons were applied to distribute the traffic counts to those road segments without information. This is an interpolation method in which the polygons are created by joining the points together, tracing the bisectors of the segments union. The intersections of these bisectors determine several polygons in a two-dimensional space around a set of control points, hence, the perimeter of polygons generated is equidistant to neighboring points and designate their area of influence

(Voronoi, 1907). This geometric method is used to calculate weighting factors from the polygon areas (Mu, 2009). The segments in the area covered by the polygon were assumed to have the same traffic counts of the point that generates the polygon. Thiessen polygons were traced for every vehicle category and type of road. Figure 2 shows the Thiessen polygons traced for all the traffic counts points in Manizales. This procedure was used by Peñaloza (2010) to disaggregate in time and space the EI in the megacity of Bogotá, the capital of Colombia and one of the most populated cities of Latin America.

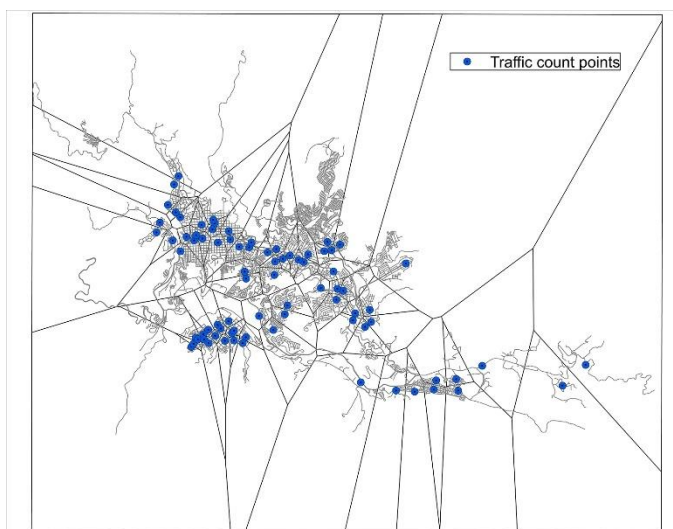


Figure 2. Thiessen polygons traced from traffic count points in Manizales.

The traffic flow of each segment of road was classified into three levels of traffic: high, medium, and low. The Jenks natural breaks optimization method was applied for this purpose. This is a data clustering method used by Saide et al. (2009) and designed to determine the best arrangement of values in different classes; which are defined as intervals of the data analyzed. The method aims to reduce the variance of the data of each class by increasing the variance between classes (Jenks, 1963). The average value of the data within the defined range was calculated for each class. The classification factor is the average value of each class, normalized by the average value of the class "low". This value is rounded to the nearest integer (Saide et al., 2009). Table 4 contains an example of the intervals and classification factors calculated to define traffic flow levels for passenger cars in the three road types at midday (12h). Complete information obtained for all vehicular categories is shown in Table A.1 of supplementary material.

Table 4. Traffic flow levels for passenger cars at 12h and the intervals define by Jenks natural breaks optimization method for reference TCC method.

Vehicle category	Traffic flow level	Traffic flow intervals, veh/day			Classification factor, f
		Lower	Upper	Mean	
PCHwy	Low	82	1023	614	1
	Medium	1023	1870	1557	3
	High	1870	4768	4768	8

Vehicle category	Traffic flow level	Traffic flow intervals, veh/day			Classification factor, f
		Lower	Upper	Mean	
PCArt	Low	30	359	193	1
	Medium	359	693	574	3
	High	693	1097	1083	5
PCRes	Low	13	75	45	1
	Medium	75	172	136	3
	High	172	239	227	5

Finally, the top-down approaches consist in find weighting factors for each cell in the domain. These factors are normalized and represent the percentage of the emission in every cell (Tuia et al., 2007). The weighting factors are also called disaggregation factors (DFs). Equations 1 and 2 were used to calculate the DFs for the reference TCC method. Equation 1 was used to calculate the DF of passenger cars and motorcycles obtained for each type of road (Hwy, Art, and Res), while Equation 2 was used to calculate the DF of bus, taxi, and truck categories independent of the type of road. Figure 3 graphically describes where the information for the Eq. 1 is taken in an example cell. Similar information is used in Eq. 2.

$$DF_{j,k,m,t} = \frac{\sum_0^i f_{i,j,k,m,t} * l_{i,j,m}}{\sum_0^j \sum_0^i f_{i,j,k,m,t} * l_{i,j,m}} \quad (1)$$

$$DF_{j,k,t} = \frac{\sum_0^i f_{i,j,k,t} * l_{i,j}}{\sum_0^j \sum_0^i f_{i,j,k,t} * l_{i,j}} \quad (2)$$

In equations (1) and (2) $DF_{j,k,m,t}$ is the disaggregation factor for the vehicle category k , in the cell j for each time interval t on the type of road m (only for PC and 2w). Also, f is the traffic flow classification factor for the segment i in the time t , and l the length of the segments.

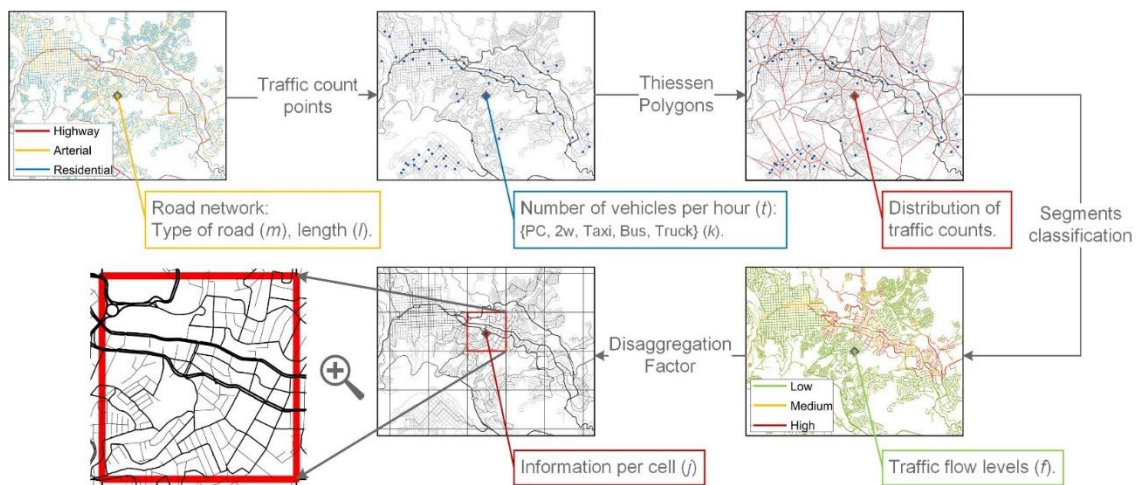


Figure 3. Step by step to apply TCC method for getting information from each cell.

The total emission per cell is calculated by summarizing the emissions of every vehicle category and type of road for passenger cars and motorcycles (Eq. 3) and then summarizing the emissions of these categories and the remaining vehicle categories (bus, taxi, and truck) (Eq. 4).

$$E_{p,j,k,t} = \sum_1^m (E_{p,k,m,t} * DF_{j,k,m,t}) \quad (3)$$

$$E_{p,j,t} = \sum_1^k (E_{p,k,t} * DF_{j,k,t}) + E_{p,j,t,PC} + E_{p,j,t,2w} \quad (4)$$

In equations (3) and (4) $E_{p,k,m,t}$ is the total emission of the pollutant p in the cell j for the vehicular category k in the time t associated with road type m (in the case of PC and 2w). The temporal disaggregation was performed classifying the road segments in high, medium, and low traffic levels applying the Jenks natural breaks optimization, but using an hourly basis with the information of allocated traffic count points. The disaggregation factors are calculated hourly for each vehicle category. In the study of González et al. (2017), the overall vehicle fleet distribution was obtained in Manizales for each vehicle category during a typical working day (Figure A.1 of supplementary material). In that sense, a total emission per hour in the entire domain can be calculated using this distribution. These data allows the spatial and temporal distribution of emissions by multiplying the total hourly emissions ($E_{p,k,t}$) with the hourly disaggregation factors (DF) as is described by equations (3) and (4).

2.4. Simplified methods

In majority of medium-sized cities, specifically those in emerging countries, information about traffic counts per vehicle category and a detailed road network map is not always available and easy to obtain. Trying to reduce the quantity of information necessary to apply the traffic counts classification method (TCC) described above, simplified top-down methods were evaluated and compared with the reference method. For all the methods described below, the emission per cell is calculated as follows:

$$E_{p,j} = E_p * DF_j \quad (5)$$

2.4.1. Methods based on Total Traffic Counts (TTC, TTCC)

In order to simplify the reference method by reducing the input information, two methods were evaluated in which total traffic counts are used. The total traffic counts were calculated by adding the traffic counts of each vehicle category per point. The first method, adapted from Saide et al. (2009) and denoted as total traffic counts classification (TTCC), is similar to the reference method (TCC). However, the total traffic counts are classified into different levels than those defined for TCC method, where classification is applied to traffic counts per vehicular category and road type. In TTCC method, traffic classification is performed for all vehicular fleet without differentiation of road type as it is shown in Table 5. Thiessen polygons were obtained in a similar way to that described in Figure 2. The disaggregation factor was calculated applying Eq. 6.

$$DF_j = \frac{\sum_0^i f_{i,j} * l_{i,j}}{\sum_0^j \sum_0^i f_{i,j} * l_{i,j}} \quad (6)$$

Table 5. Traffic counts classification for TTCC method.

Traffic flow level	Traffic flow intervals (veh/day)			Classification factor (f)
	Lower	Upper	Mean	
Low	640	14553	5314	1
Medium	14553	36436	26675	5
High	36436	77466	46563	9

The second method in this group, denoted as total traffic counts (TTC), avoid the classification of the segments into levels of traffic. The number of vehicles is assigned to the segments using the same Thiessen polygons obtained for TTCC, simplifying this method. The disaggregation factor was calculated applying Eq. 7.

$$DF_j = \frac{\sum_0^i F_{i,j} * l_{i,j}}{\sum_0^j \sum_0^i F_{i,j} * l_{i,j}} \quad (7)$$

where F is the total traffic flow for the segment i in the cell j. Saide et al. (2009) applied a similar method, using information directly obtained from a transport model.

2.4.2. Methods based on Road Density (CRN, SRN)

Road density methods are the simplest forms of spatial disaggregation. Only the length of the segments in the road network is used (Ossés de Eicker et al., 2008; Tuia et al., 2007). This method is useful when information about traffic flow is not available or representative. This method has been linked to underestimation of emissions in downtown and areas characterized by higher traffic flows, and overestimation of the emissions in industrial areas of medium-sized cities (Ossés de Eicker et al., 2008; Tuia et al., 2007). However, considering that acquiring representative traffic flow information is hard and one of the most common deficiencies in majority of cities, this study aims to analyze the level of inaccuracy of this method compared with reference TCC, which uses traffic flow inputs. Two different approaches were applied in Manizales. In the first one, a complete road network (CRN) was used, the same as in the methods above but without including traffic flow information. In the second one (denoted as SRN), the road network was simplified by removing the segments classified as residential (Res). The simplification of the road network may reduce the error in the spatial disaggregation. Residential roads correspond to the 62% of the road network length but only the 10% of vehicular traffic passes through there. The disaggregation factor was calculated applying Eq. 8.

$$DF_j = \frac{\sum_0^i l_{i,j}}{\sum_0^j \sum_0^i l_{i,j}} \quad (8)$$

3. Results and discussion

3.1 Disaggregation factors

In the application of TCC method, nine Disaggregation factors (DF) were obtained per hour, one for each vehicular category (bus, taxi, and truck) and three DFs per type of road in the case of passenger cars (PC) and motorcycles (2w). These DFs allowed the visualization of different weighting hotspots, especially in downtown and residential-commercial areas of the city. The DFs obtained hourly for PC (on the three types of roads studied: Hwy, Art, and Res) and buses are shown in Figure 4a and Figure 4b, respectively. The disaggregation factor maps of each vehicle categories for the reference TCC and simplified methods can be found in Figure A.2 and Figure A.3 of supplementary material, respectively. Three zones were defined for the analysis of DFs and its disaggregation maps, considering its differences in terms of traffic activity and socio-economic behavior: 1) downtown, 2) residential-commercial area and 3) industrial zone. The highest value of all DFs calculated in Manizales ($0.132/\text{km}^2$) was obtained in the arterial roads of downtown area and was associated with the use of PC category. This result can be clearly visualized in Figure 4a, where hotspots of PC on arterial roads (PCArt) are observed mainly at downtown area in comparison with other zones of the city, suggesting a pressure in the emission of pollutants such as CO and NMVOC from the use of PC (predominant pollutants of this vehicle category, see Table 1). DFs obtained in highway roads were also important for PC, with higher values ranged from $0.072/\text{km}^2$ to $0.097/\text{km}^2$ in the residential-commercial zone (PCHwy in Figure 4a). In terms of 2w vehicles, which reported the highest releases of CO and NMVOC among all vehicular categories evaluated in the EI (Table 4), higher DFs were obtained in the arterial roads of downtown area denoted as zone 1 in Figure 4, similar behavior to that obtained for PC, with a maximum value of $0.110/\text{km}^2$. Despite downtown area was characterized by higher DF values for motorcycles, there were also cells in residential-commercial area with considerable DF values of $0.090/\text{km}^2$ (Hwy road) and $0.072/\text{km}^2$ (Res road), suggesting that motorcycles could contribute too with significant emissions inside this important area of the city.

Buses were characterized by higher DFs in the residential-commercial area with a maximum value of $0.098/\text{km}^2$ in a cell dominated by Hwy roads (Figure 4b). This category was responsible of the high percentage of total PM_{10} releases in Manizales (47%). Furthermore, a second DF hotspot for buses was obtained in the downtown area with a value of $0.066/\text{km}^2$. On the other hand, higher values of DFs in the industrial area were obtained for trucks ($0.023/\text{km}^2$); however, these values were low compared with maximum DFs described above for downtown and residential-commercial areas. This result suggests that the influence of vehicular emissions in air pollution east of the city (predominantly an industrial zone) is relatively low, despite the major transit of truck vehicles, whose traffic counts were higher in the industrial area (around 1500 vehicles/day). Hence, Manizales is characterized by a low presence of truck emissions, with respect to other categories such as PC, 2w (principal sources of CO and NMVOC), and public transport – buses (responsible of majority of PM_{10} and NO_x releases in the city).

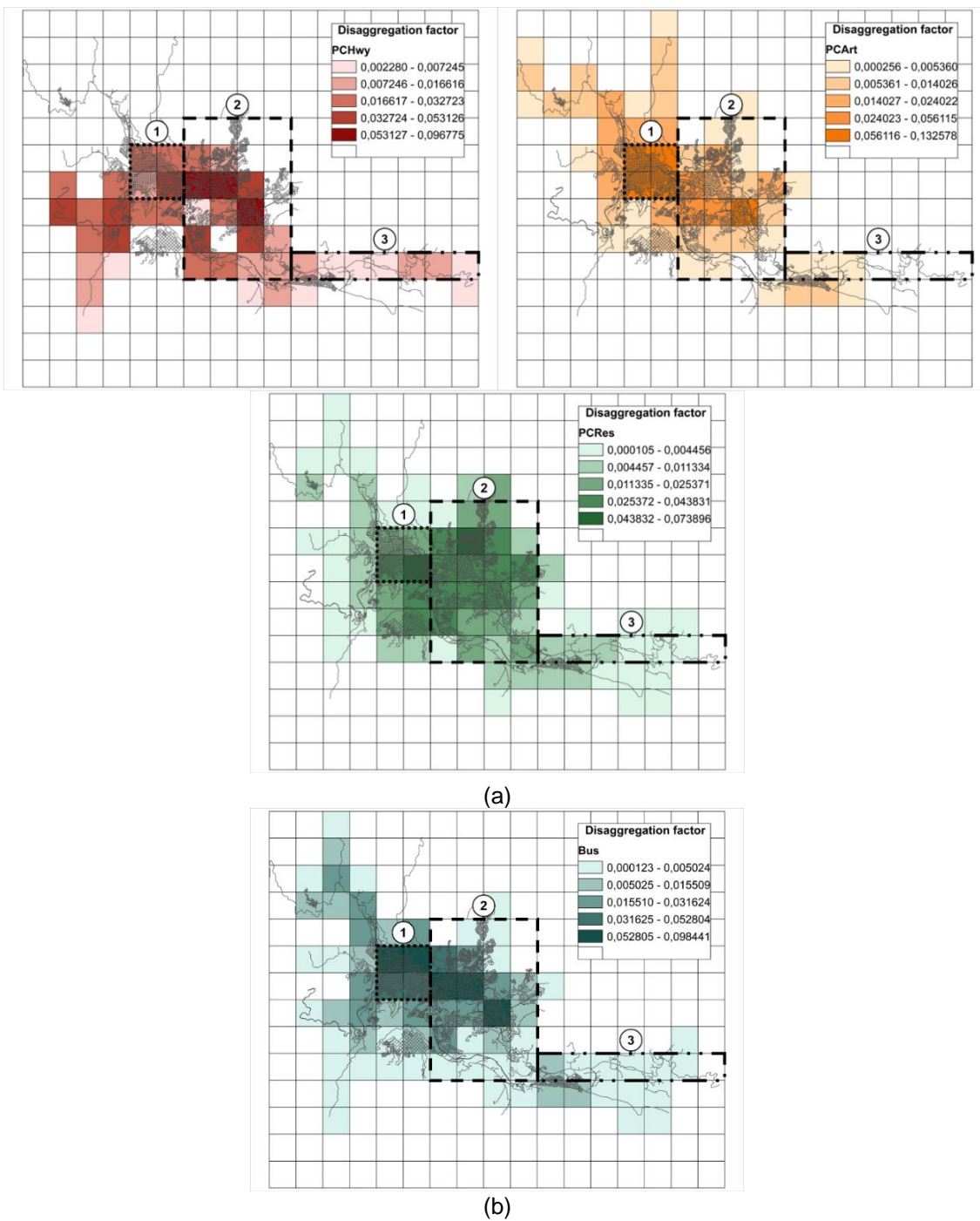


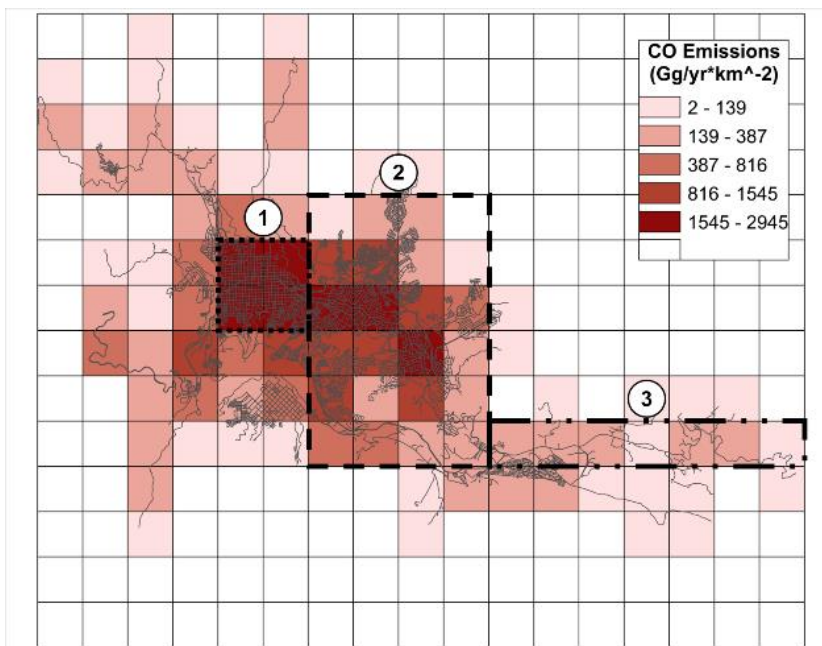
Figure 4. Disaggregation factors obtained in Manizales using the traffic counts classification method (TCC) for a) passenger cars (PC) in the three types of roads: highway (Hwy), arterial (Art) and residential (Res); and b) Buses. Zones of analysis were defined as: 1) Downtown. 2) Residential-commercial area. 3) Industrial area.

3.2. Hotspots of total CO and PM₁₀ emissions spatially disaggregated with the reference method

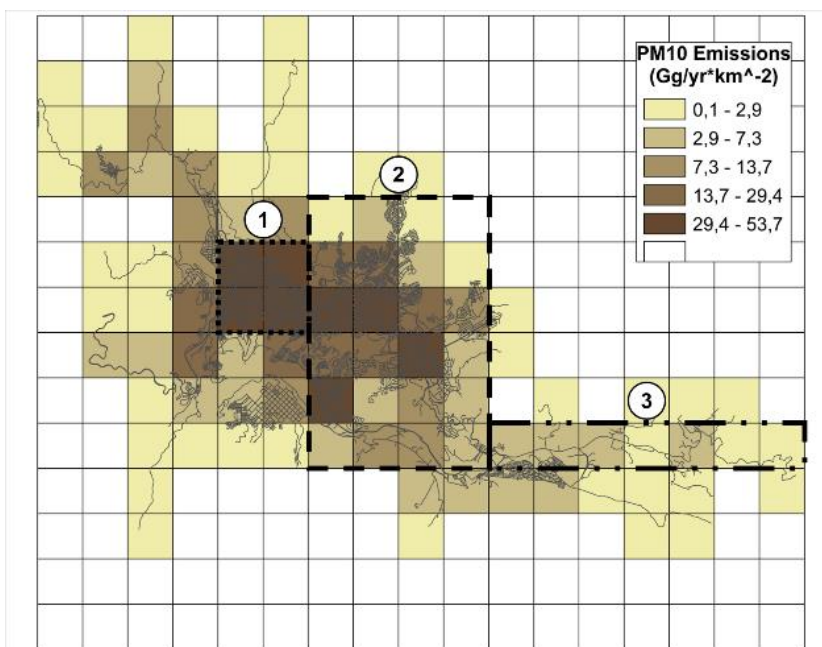
Hotspots of total emissions (Gg/yr*km⁻²) were found in downtown (zone 1 in Fig. 5) and the residential-commercial area of Manizales (covered mainly in the analysis zone 2 in Fig. 5). The use of CO and PM₁₀ as the reference pollutants for comparing hotspots of the disaggregated EI was supported considering two aspects: first, the analysis of hotspots could be expanded for all the pollutants in the emission inventory with minor differences among pollutants. This affirmation was suggested by Ossés de Eicker (2008) and Saide et al. (2009), which shown that small differences in accuracy are obtained when comparing hotspots for different pollutants in medium-sized cities, obtained from the use of a disaggregation methodology based on top-down approaches and the estimation of disaggregation factors (e.g. the reference TCC method). Second, the importance of CO and PM₁₀ emissions in Manizales, where higher releases were obtained for CO (43396 Gg/yr) - mainly associated to the use of PC and 2w. In the case of PM₁₀, this is one of the most important pollutants studied and measured in the air quality network (AQN) of the city and majority of AQN around the world. Public transport (buses), category that uses only specific routes in the road network of the city, was responsible of 362 Gg/yr of PM₁₀ releases comprising 47% of total PM₁₀ emissions, despite its low percentage in vehicular fleet (2%). Hence, differences in hotspot emissions could be obtained for PM₁₀ in comparison with other pollutants such as CO. The application of TCC method allowed the estimation of disaggregation factors for every vehicle category and type of road. This result allows the representation of emission maps for all pollutants in the EI, which are shown in the Figure A.4 of supplementary material.

Both CO and PM₁₀, showed its highest emissions in the residential and commercial areas of the city (zone 2 of Fig. 5) with 46% (20124 Gg/yr) and 47% (356 Gg/yr) of total emissions of CO and PM₁₀ respectively. The industrial zone (denoted as zone 3 in Fig. 5), was characterized by lower emissions of CO (1194 Gg/yr) and PM₁₀ (27 Gg/yr) comprising only 3% of total emissions of both pollutants in the city. The predominance of heavy duty trucks characterizes the industrial area. These results suggest that there is a higher presence of public transport (buses), motorcycles (2w) and passenger cars (PC) in the emissions of atmospheric pollutants in residential and commercial area of Manizales, against those obtained in the industrial zone, dominated by circulation of heavy duty trucks, but with low contribution of pollution when comparing the principal socioeconomic areas in Manizales. On the other hand, downtown Manizales emitted 23% of CO (10025 Gg/yr) and 21% of PM₁₀ (159 Gg/yr) emissions, important result considering that this is a small area compared with the residential-commercial zone. When a percentage contribution of emissions is analyzed (proportion of total emissions at each zone defined previously, normalized by its total area in km²), downtown Manizales emitted 6% and 5% of total CO and PM₁₀ emissions per km² respectively; higher indexes than those obtained in residential-commercial area with 2% of emissions of both pollutants per km². High traffic at downtown is influenced mainly by transit of PC,

2w and buses, producing an important hotspot of pollution, which should be subject of analysis of policy decision makers.



(a)



(b)

Figure 5. Top-down emission inventory map for CO (a) and PM₁₀ (b) in Manizales using traffic counts classification method. Grid cell of 1km * 1km. 1) Downtown. 2) Residential-commercial area. 3) Industrial area.

3.3. Temporal distribution of emissions using reference method

Two common peaks of CO emissions were obtained for the three zones of analysis during midday (12h to 13h) and the end of the afternoon (17h). In the case of PM₁₀ emissions, there was an important emission peak around 16h, but other peaks were obtained during the day especially in the residential-commercial area. These results are shown in Figure 6, which contains the hourly distribution of CO (Figure 6a) and PM₁₀ (Figure 6b) emissions, during a typical working day. The results were shown in those cells with higher hotspots of emissions obtained at each zone of analysis (colored squares in Figure 6). These cells were characterized by daily CO emissions per cell of 9332 kg/day in downtown (7% of total), 8770 kg/day in residential-commercial zone (6% of total), and 1042 kg/day in industrial zone (1% of total). On the other hand, hotspots chosen for PM₁₀ were characterized by daily emissions of 153 kg/day in downtown (6% of total), 181 kg/day in residential-commercial zone (8% of total), and 18 kg/day in the industrial area (1% of total).

Differences in temporal distribution obtained for both pollutants suggest the influence of vehicle categories and traffic patterns. CO emission distribution was dominated by PC and 2w traffic patterns, which enhance a first peak of traffic during midday rush hour. This peak was characterized by higher fluxes in residential-commercial zone (786 kg/h) followed by those found in downtown area (699 kg/h). Similar emission peak than that obtained at 12h-13h were found at 17h with 574 kg/h of CO in residential-commercial zone and 687 kg/h of CO in downtown. Despite the emissions during beginning of the day where low, in comparison with the two main peaks described for CO, an exponential growth in CO emissions was found from 3h to 7h. An important emission flux was obtained at 7h, with values of 436 kg/h and 473 kg/h in residential-commercial and downtown area respectively.

On the other hand, the hourly distribution of PM₁₀ emissions suggests the influence of public transport, a vehicle category dominated by a relatively constant traffic distribution during working days. This pattern was supported by the emission peaks found for PM₁₀ fluxes, with relatively higher values found in residential-commercial zone around 11h (14.2 kg/h), 13h (13.6 kg/h) and 16h (14.3 kg/h). Downtown exhibited lower fluxes with maximum peaks around 11h (10.6 kg/h), 14h (11.6 kg/h), and 16h (13.9 kg/h). A similar exponential growth than that found for CO emissions was found for PM₁₀ from 3h to 7h (6h for industrial zone). Its highest morning PM₁₀ peak was reached at 7h with fluxes of 9.2 kg/h and 8.6 kg/h for residential-commercial and downtown zone respectively.

The influence of PC and 2w in emissions of CO in downtown and residential-commercial area, and the impact of public transport in PM₁₀ emissions in the residential-commercial zone was supported analyzing the vehicle specific power (VSP) and engine stress variables. These parameters are derived from velocity, acceleration, and engine revolution per minute (RPM) index, which are used in the IVE methodology for the EI estimation (ISSRC, 2008b). According to the study performed in Manizales (Gonzalez et al., 2017), these parameters showed a characteristic driving pattern of zero power for all the vehicle categories when the vehicle is continuously stopping and driving at low speeds, typical behavior during

rush hours (ISSRC, 2008b). Rodríguez et al. (2016) demonstrated that just before zero power, there is an emission activation point for pollutants such as CO. This fact, accompanied by high traffic flows during rush hours, increases the emission rates (Zhang et al., 2011) and could explain the higher emission peaks obtained in Manizales; a city influenced by a steep topography and characterized by a high mean road network slope of 8%.

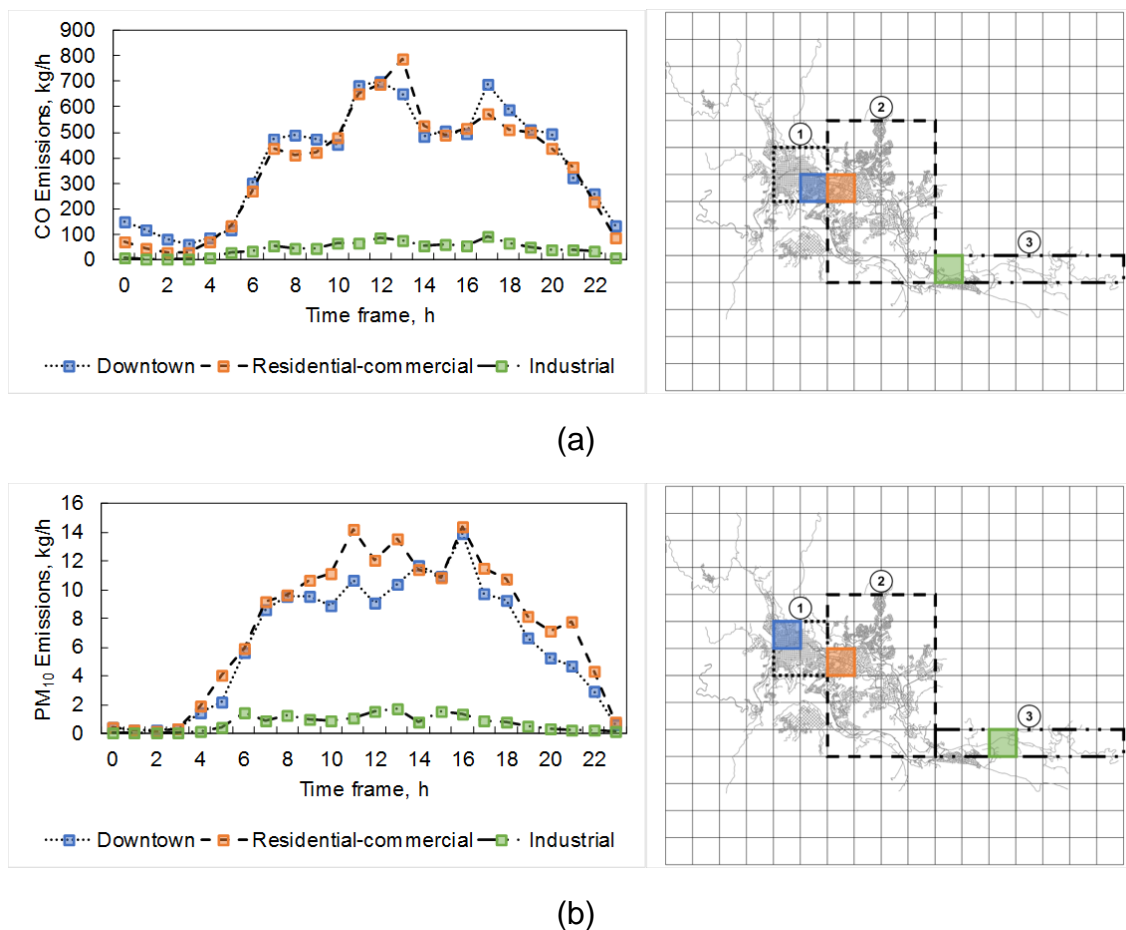


Figure 6. Temporal distribution of a) CO and b) PM₁₀ emissions in cells with the maximum emissions in a typically working day, for each of zones of analysis: 1) Downtown. 2) Residential-commercial area. 3) Industrial area.

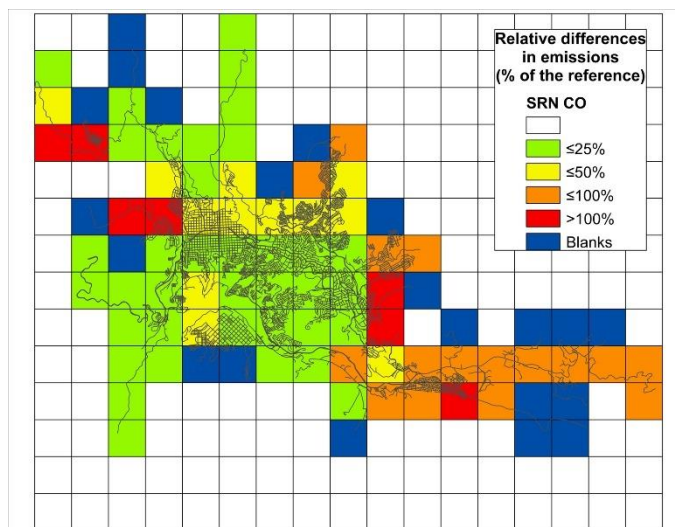
3.4. Relative and absolute differences in the spatial disaggregation between reference (TCC) and simplified methods

Relative differences in CO and PM₁₀ emissions higher than 50% were obtained in peripheral areas of the city when comparing the simplified top-down technics against the reference TCC method (Figure A.5 of supplementary material.). On the other hand, zones around the geographic center characterized by high vehicular traffic such as downtown and residential-commercial area of Manizales, showed majority of grid cells with differences lower than 25% for both pollutants, suggesting a similar representation than that obtained from the use of TCC method. This result suggests that simplified methods could represent hotspots of emissions in zones

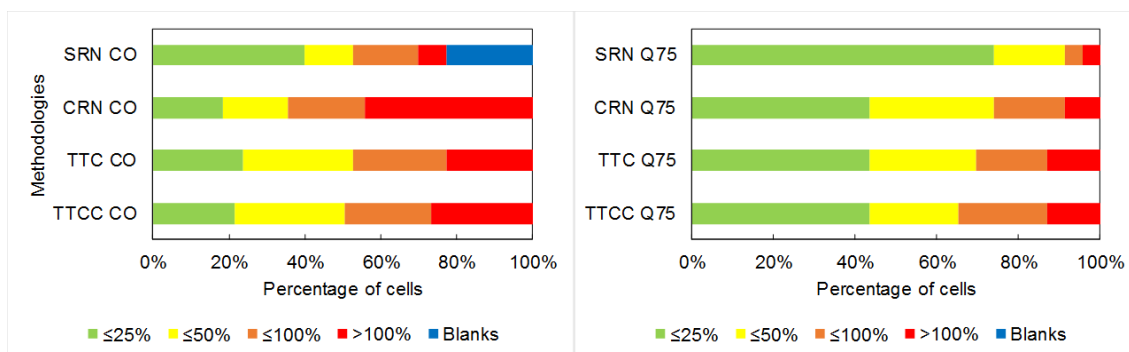
dominated by a higher density of roads and high levels of traffic, but they tend to under or overestimate emissions on peripheral areas of the city.

Road density methods (SRN, CRN) presented the highest percentage of cells with relative differences in CO and PM₁₀ emissions greater than 100% mainly in the industrial zone of the city at east (30% and 41% of cells for CO and PM₁₀ emissions respectively) and some peripheral areas (44% and 24% of cells for CO and PM₁₀ emissions respectively) (Figure 7 and Figure 8). In the case of SRN method, cells with only residential roads do not have a disaggregation factor, thus no information of emissions (cells in blue in Figure 7a and Figure 8a denominated as blanks) were obtained. This factor could increase the uncertainties of this simplified technique. However, these differences were found in the zones with the lowest emissions fluxes of the EI. When this analysis is performed in regions characterized by higher emission – characterized by values over quantile 75 – the SRN method shown the highest percentage of cells with lower differences from reference method for both pollutants (left sides of Figure 7b and Figure 8b), with 74% and 57% of cells with relative differences <25% in emissions of CO and PM₁₀ respectively. These percentages were higher than those obtained for the other three simplified methods, which reported approximately 40% of cells with relative differences <25% in emissions of CO and PM₁₀. This fact suggests that when only road density simplified technics can be applied, more approximated and reliable results could be obtained in those regions dominated by higher density of roads such as downtown and residential-commercial areas, especially those zones with predominance of Hwy and Art roads.

A narrow acceptability criterion of 30% of relative difference was defined in other studies around the world to choose the best disaggregation method based on the comparison with a reference method (Ossés de Eicker et al., 2008; Winiwarter et al., 2003). The method with higher percentage of cells that fulfilled this narrow acceptability criterion was SRN, with more than 50% of cells in this range (Figure 7b and Figure 8b).

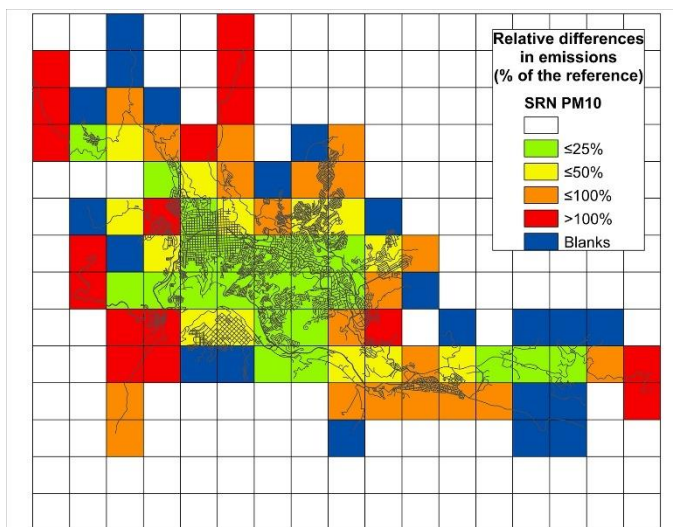


(a)

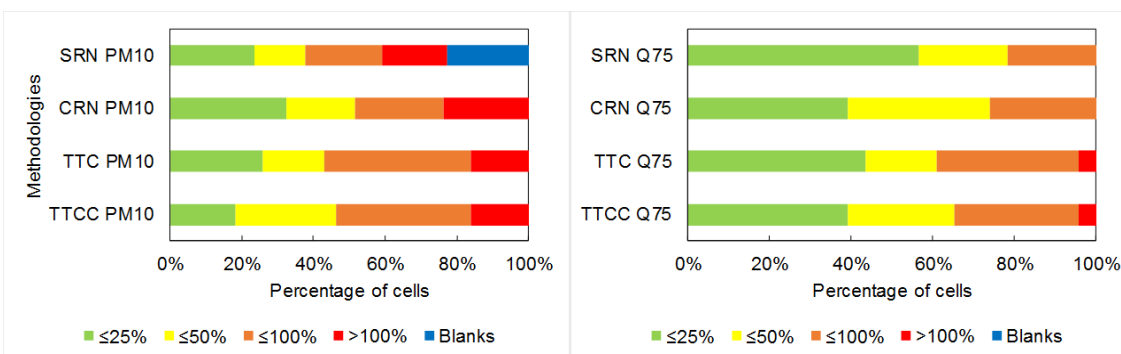


(b)

Figure 7. Relative difference for CO emissions between reference method and SRN method for the spatial disaggregation of the EI in Manizales. a) Relative difference map. b) Percentage of cells that fulfill the breaks of relative difference.



(a)



(b)

Figure 8. Relative difference for PM₁₀ emissions between reference method and SRN method for the spatial disaggregation of the EI in Manizales. a) Relative difference map. b) Percentage of cells that fulfill the breaks of relative difference.

Underestimation in CO and PM₁₀ fluxes was found in downtown Manizales when the absolute difference of emissions was analyzed. This comparison was performed between the reference TCC method and the better simplified technique, SRN method (characterized by fulfilled the narrow acceptability criterion of 30% from the relative difference described above). Results were obtained comparing the emission per cell in terms of its absolute emission difference, computed as $E_{TCC,n,j} - E_{(simplified-method),n,j}$ being E the total emission (Gg/yr*km⁻²) of pollutant n in cell j (Figure 9). Similar results were obtained for some medium-sized Chilean cities using simplified top-down methods and reporting underestimation of emissions in the city centers characterized by high levels of traffic (Ossés de Eicker et al., 2008; Tuia et al., 2007). A mixed behavior between under and overestimation was found in residential-commercial zones of the city (Figure 9). Values with the lowest difference in emissions (ranged from -50 to 50 and from -2 to 2 Gg/yr*km⁻² of CO and PM₁₀, respectively), were obtained in the peripheral areas of the city, especially

in the industrial zone for PM₁₀ (Figure 9b). Better results obtained with SRN method suggests that the use of total traffic counts in a simplified form (e.g. by adding the counts of all vehicle categories independent of the type of vehicle and type of road) could enhance higher uncertainties in the spatial disaggregation of emissions. Hence, the use of a simplified method based only on road density distribution (such as SRN) in the spatial disaggregation of total emissions in a high-resolution domain, could be more recommendable when the information of traffic counts is minimum, and not good enough for applying a traffic count distribution for each vehicular category and type of road. This result highlights the importance of using detail and representative information of traffic counts for obtaining a good representation of the EI distribution. In that sense, results obtained from the application of reference method could be improved with additional vehicular counts around these areas without information in traffic flow or, as other authors recommend, assuming correction factors over these roads in which, by technical criteria, traffic flow is not well represented (Ossés de Eicker et al., 2008).

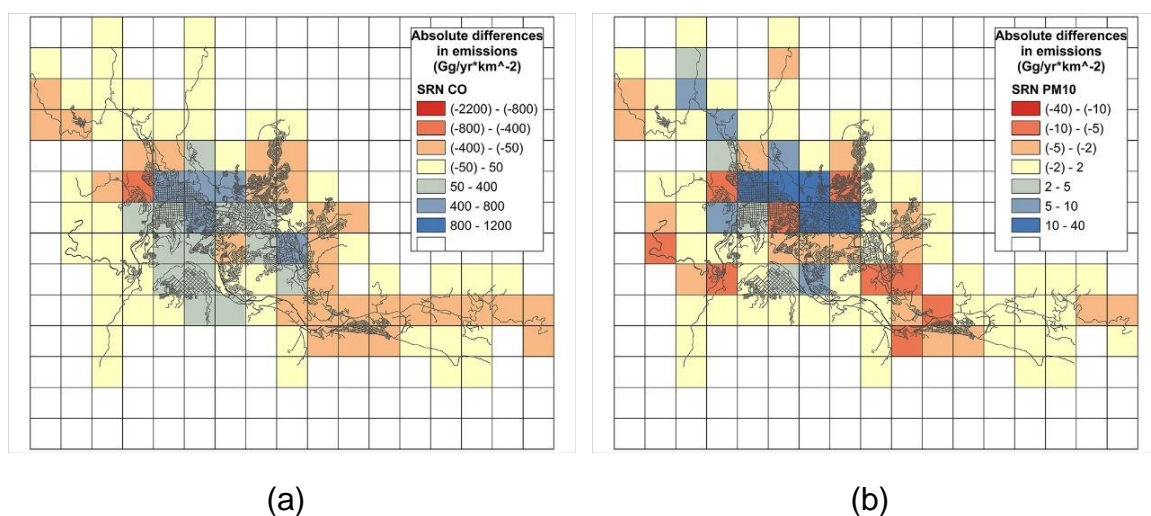


Figure 9. Absolute emission difference for a) CO and b) PM₁₀ emissions between reference TCC method and the SRN simplified method, which fulfilled the narrow acceptability criterion of 30%. Negative values denoted overestimation and positive values underestimation of emissions.

Conclusions

Spatial disaggregation of the total EI in the medium-sized Andean city of Manizales was performed successfully in a high-resolution domain (1km x 1km), through the application of a top-down method based on the analysis of traffic flow levels and road network distribution. Nine disaggregation factors per hour (DFs) were obtained with a higher value of 0.132/km² associated with the traffic of passenger cars (PC) in arterial roads of downtown area. Also, motorcycles (2w) reported a considerable DF value of 0.110/km². This result suggested a pressure in the emission of pollutants such as CO and NMVOC in downtown, taking into account that PC and 2w were characterized by the highest releases of these pollutants in the EI.

Overall, the disaggregated EI in Manizales allowed the identification of several hotspots of emission in the downtown zone and the residential and commercial area of Manizales. Higher emissions were obtained in the residential-commercial area with 20124 Gg/yr of CO (46% of total emission among the three zones analyzed) and 356 Gg/yr of PM₁₀ (47% of total emission). Considering that downtown area is smaller compared to residential and commercial zones, downtown emissions were significant, with 23% of total CO (10025 Gg/yr) and 21% of total PM₁₀ (159 Gg/yr) releases. This result was highlighted by the percentage contribution of emissions normalized by its total area in km², with values obtained in downtown equal to 6% (CO) and 5% (PM₁₀) emissions per km². These indexes were higher than those obtained in residential and commercial area with 2% of emissions of both pollutants per km². The high traffic at downtown is influenced mainly by transit of passenger cars, motorcycles, and buses, producing an important hotspot of pollution in this part of the city.

Temporal distribution allowed the identification of hours with emission peaks in Manizales. CO emissions showed higher peaks at 12h-13h and 17h for the three zones of analysis, with higher CO emissions at midday in residential-commercial zone (786 kg/h), followed by downtown (699 kg/h) and the industrial zone (87 kg/h). In terms of PM₁₀, higher emissions were obtained in the residential-commercial zone around 11h (14.2 kg/h), 13h (13.6 kg/h) and 16h (14.3 kg/h). Downtown exhibited important fluxes of PM₁₀ with maximum peaks around 11h (10.6 kg/h), 14h (11.6 kg/h), and 16h (13.9 kg/h). These emission peaks were directly related with a characteristic driving pattern of zero power in Manizales during rush hours, showing an important influence of PC and 2w in emissions of CO in downtown and residential-commercial area, and the impact of public transport in PM₁₀ emissions in the residential-commercial zone.

The comparison of emission values per cell in the EI domain, obtained from the reference top-down method (TCC) with respect to other simplified technics, shown that the use of total traffic counts in a simplified form could enhance higher uncertainties in the spatial disaggregation of emissions, compared with those obtained with a simplified method based only on road density distribution. Hence, the use of a simplified method such as SRN, could be more recommendable in those situations when the information of traffic counts is minimum, and not good enough for applying a traffic count distribution for each vehicular category and type of road. However, the use of simplified methods could enhance underestimation in the spatial allocation of emissions of pollutants such as CO and PM₁₀ in downtown Manizales (zone dominated by high traffic of vehicles).

Results obtained could add new information that help to improve the air pollution management system in the city and contribute to local public policy decisions. As well as, top-down methodology described in this study could be applied in other medium-sized cities of the region in the disaggregation of its vehicular emissions. This work provides a baseline of emission fluxes for ongoing research in atmospheric modeling in the city, with the aim to improve the understanding of

transport, transformation, and impacts of pollutant emissions in the atmosphere and its effects on the urban air quality.

Acknowledgments

The authors acknowledge the regional environmental authority (CORPOCALDAS) for supporting this project through “Convenio Interadministrativo de Asociación 130-2014” and Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales through “Convocatoria para la Movilidad Internacional de la Universidad Nacional de Colombia 2016-2018”. Authors also acknowledge the economic support given by Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación (COLCIENCIAS) through “Programa Jóvenes Investigadores e Innovadores 2015, Facultad de Ingeniería y Arquitectura- Convenio Especial de Cooperación 567-2015” and “Programa Doctoral Crédito-Beca Colciencias 528”. Special thanks to the Transit Secretary Department of Manizales and the Engineering, Energy, and Education Policy Research Group (E3P) from Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales for providing the road network maps and valuable advice. Part of this work was conducted during the Sabbatical Fellow of Professor Beatriz Aristizábal, sponsored by Universidad Nacional de Colombia Sede Manizales – Colombia.

References

CETESB (Companhia Ambiental de Estado de São Paulo), 2014. Emissões veiculares no estado de São Paulo 2014. In Portuguese. Available online at: http://veicular.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/35/2013/12/Relat%C3%B3rio-emiss%C3%B5es-veiculares-2014VERS%C3%83O-DIGITAL_01.09.pdf. Accessed February 2016.

Clarke, A.G., Ko, Y.-H., 1996. The relative significance of vehicular emissions and other emissions of volatile organic compounds in the urban area of Leeds, UK. *Sci. Total Environ.* 189–190, 401–407. doi:10.1016/0048-9697(96)05237-0

Costa, M., Baldasano, J.M., 1996. Development of a source emission model for atmospheric pollutants in the Barcelona area. *Atmos. Environ.* 30, 309–318. doi:10.1016/1352-2310(95)00221-J

D’Angiola, A., Dawidowski, L.E., Gómez, D.R., Osses, M., 2010. On-road traffic emissions in a megacity. *Atmos. Environ.* 44, 483–493. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.11.004

Dalvi, M., Beig, G., Patil, U., Kaginalkar, A., Sharma, C., Mitra, A.P., 2006. A GIS based methodology for gridding of large-scale emission inventories: Application to carbon-monoxide emissions over Indian region. *Atmos. Environ.* 40, 2995–3007. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.01.013

Escobar, D.A., García, F.J., 2012. Diagnóstico de la movilidad urbana de Manizales. In Spanish. Available online at: http://www.uneditorial.net/uflip/Diagnostico_de_movilidad_urbana_de_manizales/

pubData/source/Diagnostico_de_movilidad_urbana_de_manizales.pdf. Accessed February 2017.

Gaffney, P., 2002. Developing a Statewide Emission Inventory Using Geographic Information Systems (GIS).

US EPA Annual Emission Inventory Conference. Available online at: <https://www3.epa.gov/ttnchie1/conference/ei11/modeling/gaffney.pdf>. Accessed May 2017.

Gallardo, L., Escribano, J., Dawidowski, L., Rojas, N., de Fátima Andrade, M., Osses, M., 2012. Evaluation of vehicle emission inventories for carbon monoxide and nitrogen oxides for Bogotá, Buenos Aires, Santiago, and São Paulo. *Atmos. Environ.* 47, 12–19. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.11.051

Giraldo, L.A., 2005. Estimación del inventario de emisiones por Fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes. In Spanish. Universidad de Los Andes, Bogotá, Colombia (Master Thesis).

Gkatzoflias, D., Mellios, G., Samaras, Z., 2013. Development of a web GIS application for emissions inventory spatial allocation based on open source software tools. *Comput. Geosci.* 52, 21–33. doi:10.1016/j.cageo.2012.10.011

González, C.M., Gómez, C.D., Rojas, N.Y., Acevedo, H., Aristizábal, B.H., 2017. Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. *Atmos. Environ.* 152, 279–289. doi:10.1016/j.atmosenv.2016.12.048

Henríquez, P., 2007. Estudio comparativo de actividad vehicular y modelación de emisiones para Santiago y Buenos Aires. In Spanish. Universidad de Chile, Santiago de Chile, Chile (Bachelor Thesis).

ISSRC (International Sustainable Research Center), 2008a. IVE Model User's Manual. Version 2.0. Available online at: <http://www.issrc.org/ive/downloads/manuals/UsersManual.pdf>. Accessed January 2014.

ISSRC (International Sustainable Research Center), 2008b. International Vehicle Emissions Model. Attachment C Characterizing Emission Variations Due to Driving Behavior from On-road Vehicles. Available online at: http://www.issrc.org/ive/downloads/manuals/AttachC_DA.pdf. Accessed March 2014.

Jenks, G.F., 1963. Generalization in statistical mapping. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* 53, 15. doi:10.1111/j.1467-8306.1963.tb00429.x

Kinney, P.L., 2008. Climate Change, Air Quality, and Human Health. *Am. J. Prev. Med.* 35, 459–467. doi:10.1016/j.amepre.2008.08.025

Loibl, W., Orthofer, R., Winiwarter, W., 1993. Spatially disaggregated emission inventory for anthropogenic NMVOC in Austria. *Atmos. Environ. Part A. Gen. Top.* 27, 2575–2590. doi:10.1016/0960-1686(93)90031-S

Manizales Cómo Vamos, 2013. Informe de calidad de vida Manizales. In Spanish. Available online at: http://manizalescomovamos.org/?page_id=2278. Accessed February 2016.

MIDEPLAN (Ministerio de Planificación de Chile), 2010. Actualización Metodológica MODEM – MODEC para el Gran Santiago. In Spanish. Available online at: http://www.sectra.gob.cl/contenido/biblioteca/documentos/Actualiz_modem_modec_gran_santiago_resumen_ejecutivo.zip. Accessed January 2017.

MMA (Ministerio del Medio Ambiente de Chile), 2012. Reporte 2005-2011 del Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes. In Spanish. RETC. Available online at: http://www.retc.cl/wp-content/uploads/2015/07/articles-57080_reporte_2005_2011.pdf. Accessed May 2016.

Mu, L., 2009. Thiessen Polygon, in: *International Encyclopedia of Human Geography*. pp. 231–236. doi:10.1016/B978-008044910-4.00545-9

Ossés de Eicker, M., Zah, R., Triviño, R., Hurni, H., 2008. Spatial accuracy of a simplified disaggregation method for traffic emissions applied in seven mid-sized Chilean cities. *Atmos. Environ.* 42, 1491–1502. doi:10.1016/j.atmosenv.2007.10.079

Parra, R., Jiménez, P., Baldasano, J.M., 2006. Development of the high spatial resolution EMICAT2000 emission model for air pollutants from the north-eastern Iberian Peninsula (Catalonia, Spain). *Environ. Pollut.* 140, 200–219. doi:10.1016/j.envpol.2005.07.021

Peñaloza, N.E., 2010. Distribución espacial y temporal del inventario de emisiones provenientes de las fuentes móviles y fijas de la ciudad de Bogotá, D.C. In Spanish. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia (Master Thesis).

Puliafito, S.E., Allende, D., Pinto, S., Castesana, P., 2015. High resolution inventory of GHG emissions of the road transport sector in Argentina. *Atmos. Environ.* 101, 303–311.

Pulles, T., Heslinga, D., 2009. *The Art of Emission Inventorying*. TNO-Environment and Geosciences. (Available online at: http://www.csb.gov.tr/db/necen/editordosya/file/NEC/CollectER_Training/The_Art_of_Emission_Inventorying.pdf Accessed April 2016).

Rodríguez, P.A., Behrentz, E., 2009. Actualización del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá a través de mediciones directas. In Spanish. Available online at: http://oab.ambientebogota.gov.co/apc-aa-files/57c59a889ca266ee6533c26f970cb14a/inventario_de_emisiones_fuentes_moviles.pdf. Accessed May 2017.

- Rodríguez, R.A., Virguez, E.A., Rodríguez, P.A., Behrentz, E., 2016. Influence of driving patterns on vehicle emissions: A case study for Latin American cities. *Transp. Res. Part D Transp. Environ.* 43, 192–206. doi:10.1016/j.trd.2015.12.008
- Saide, P., Zah, R., Osses, M., Ossés de Eicker, M., 2009. Spatial disaggregation of traffic emission inventories in large cities using simplified top-down methods. *Atmos. Environ.* 43, 4914–4923. doi:10.1016/j.atmosenv.2009.07.013
- Shu, Y., Lam, N.S.N., 2011. Spatial disaggregation of carbon dioxide emissions from road traffic based on multiple linear regression model. *Atmos. Environ.* 45, 634–640. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.10.037
- Thill, J.C., 2000. Geographic information systems for transportation in perspective. *Transp. Res. Part C Emerg. Technol.* 8, 3–12. doi:10.1016/S0968-090X(00)00029-2
- Toro, M.V., Serna, J., Álvarez, N.W., Sánchez, C.G., Ospina, F.E., Quiceno, D.M., Zapata, J.D., 2010. Simulaciones especiales tarea 1: Optimización del inventario de emisiones atmosféricas. In Spanish. Convenio de Asociación, Medellín, Colombia. No. 543 de 2008.
- Toro, M.V., Molina, E., García, P., Quiceno, D.M., Londoño, A., Acevedo, L.F., 2013. Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá, año base 2011. In Spanish. Convenio de Asociación, Medellín, Colombia. No. 243 de 2012.
- Tuia, D., Ossés de Eicker, M., Zah, R., Osses, M., Zarate, E., Clappier, A., 2007. Evaluation of a simplified top-down model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-sized cities. *Atmos. Environ.* 41, 3658–3671. doi:10.1016/j.atmosenv.2006.12.045
- UN (United Nations), 2014. *World Urbanization Prospects: the 2014 Revision, Highlights*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division, New York.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency), n.d. How does an emissions inventory contribute to the air quality management process? (Available online at: <https://www.epa.gov/air-quality-management-process/emissionsinventory#contrib> Accessed May 2016).
- Vara-Vela, A., Andrade, M.F., Kumar, P., Ynoue, R.Y., Muñoz, A.G., 2016. Impact of vehicular emissions on the formation of fine particles in the Sao Paulo Metropolitan Area: A numerical study with the WRF-Chem model. *Atmos. Chem. Phys.* 16, 777–797. doi:10.5194/acp-16-777-2016
- Vivanco, M.G., Andrade, M.D.F., 2006. Validation of the emission inventory in the Sao Paulo Metropolitan Area of Brazil, based on ambient concentrations ratios of CO, NMOG and NO_x and on a photochemical model. *Atmos. Environ.* 40, 1189–1198. doi:10.1016/j.atmosenv.2005.10.041

Voronoi, G., 1907. Nouvelles applications des parametres continus a la theorie des formes quadratiques. In French. J. für die reine und Angew. Math. 133, 97–178. doi:10.1515/crll.1908.134.198

Winiwarter, W., Dore, C., Hayman, G., Vlachogiannis, D., Gounaris, N., Bartzis, J., Ekstrand, S., Tamponi, M., Maffei, G., 2003. Methods for comparing gridded inventories of atmospheric emissions - Application for Milan province, Italy and the Greater Athens Area, Greece. Sci. Total Environ. 303, 231–243. doi:10.1016/S0048-9697(02)00473-4

Zhang, K., Batterman, S., Dion, F., 2011. Vehicle emissions in congestion: Comparison of work zone, rush hour and free-flow conditions. Atmos. Environ. 45, 1929–1939. doi:10.1016/j.atmosenv.2011.01.030

2.3.2. Desagregación espacial del inventario de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por fuentes móviles en ruta

La metodología usada para la desagregación espacial y temporal, que consiste en la determinación del factor de desagregación, puede ser utilizada para todos los contaminantes de la misma forma, obteniendo resultados como se mostró para el CO y el PM₁₀. En cada caso se usa el factor de desagregación propio y las emisiones totales anuales de los contaminantes que se desea desagregar. En la Tabla 2-2, se muestran las emisiones totales anuales de los gases de efecto invernadero evaluados, por las diferentes categorías vehiculares evaluadas. El CO₂ presenta las mayores emisiones (454441ton/año), siendo los mayores contribuyentes los vehículos particulares y los buses de transporte público.

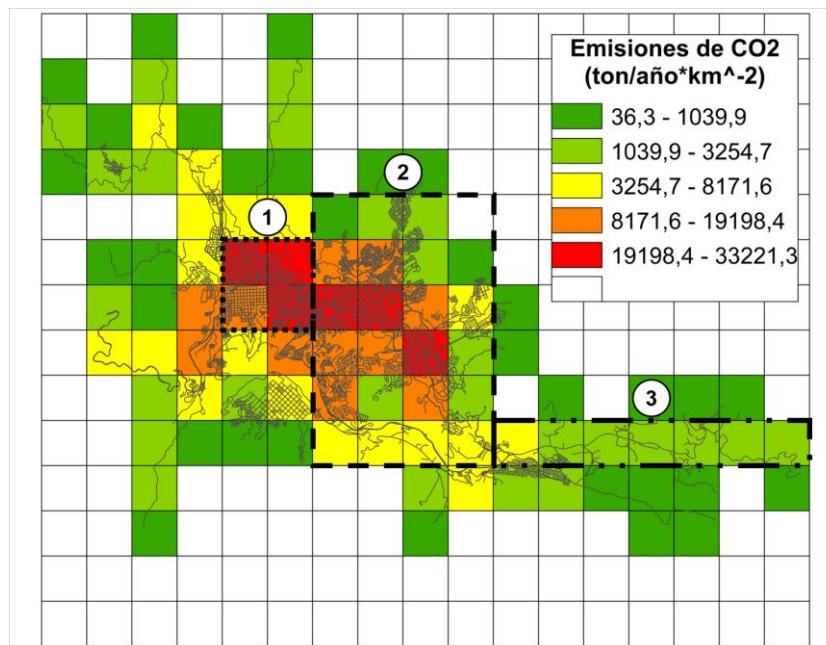
Tabla 2-2: Emisiones anuales de GEI por parte de las diferentes categorías vehiculares. Tomado de González (2017).

Categoría vehicular	Gases Efecto Invernadero (ton/año)		
	CO ₂	N ₂ O	CH ₄
Vehículo particular	191902	7	881
Motocicletas	44208	0	1444
Taxi	48617	3	535
Bus	118930	1	0
Vehículo de carga	50783	0	0
Total	454441	11	2860

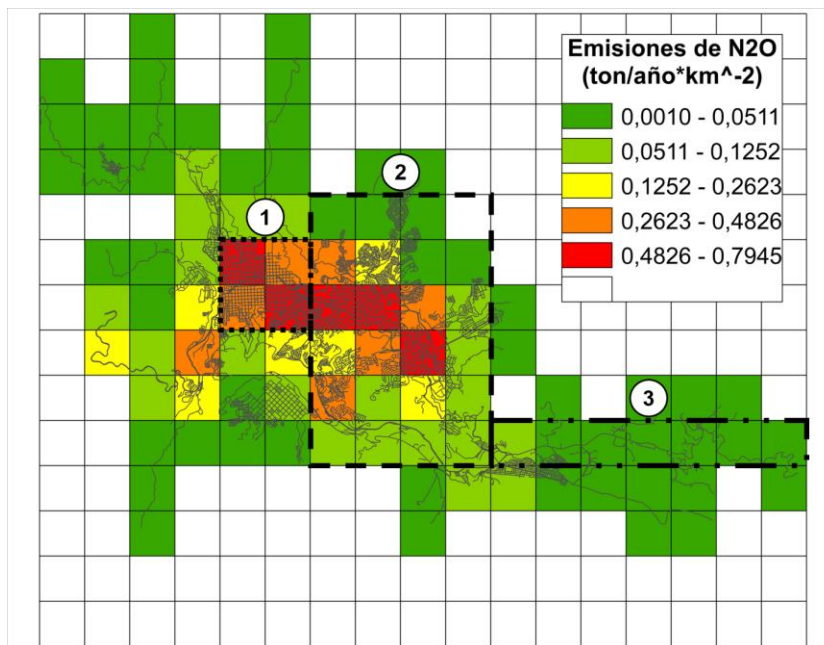
En esta sección se presenta la desagregación espacial de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) como dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) y metano (CH₄). Continuando el análisis por sectores ((1) Centro histórico, (2) Residencial-comercial y (3) Zona industrial) que se realizó para CO y PM₁₀, dando como resultado las mayores emisiones en el área residencial comercial para los GEI, como se muestra en la Figura 2-4. En el área residencial-comercial se encontraron el 48% de las emisiones de CO₂, N₂O y CH₄, que corresponde a 218235.8, 5.2 y 1370.1 ton/año, respectivamente.

La contribución a las emisiones por fuentes móviles de la zona industrial (3), son el 3% de las emisiones de CO₂ y CH₄ (15089.4 y 78.4 ton/año, respectivamente), y menos del 0.1% para el N₂O (0.3 ton/año). Comparando las emisiones normalizadas por el área en el centro histórico con respecto las encontradas en el área residencial-comercial, se encontraron mayores emisiones normalizadas, igual al 5% por km² para los tres contaminantes evaluados en esta sección, contra el 2% por km² encontrado en la zona residencial-comercial, demostrando las altas emisiones de los vehículos en la zona centro, principalmente los buses de servicio público y los vehículos particulares, a pesar de su área reducida de tan solo 4km².

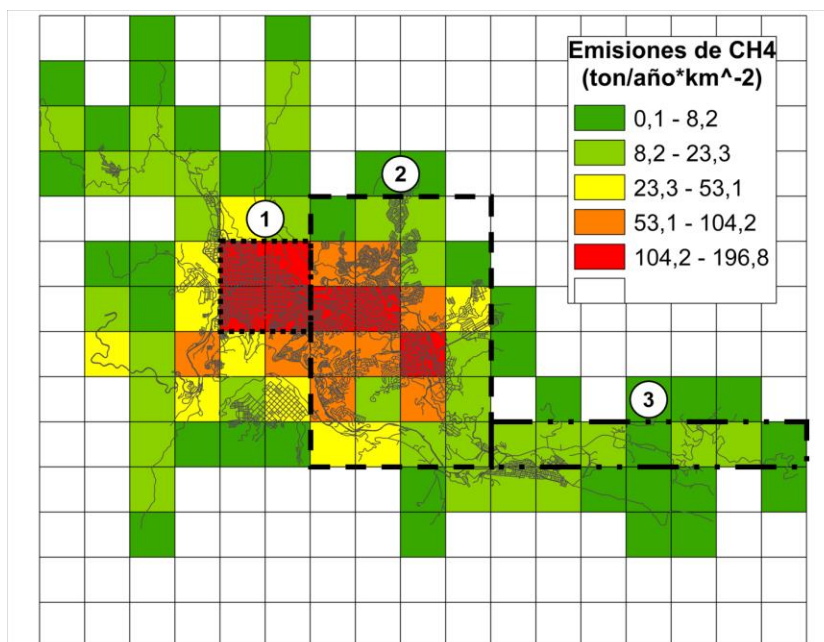
Figura 2-4: Distribución espacial de las emisiones de GEI por fuentes móviles en ruta. Análisis por sectores: (1) Centro histórico, (2) Residencial-comercial y (3) Zona industrial. a) Emisiones de CO₂ (ton/año*km⁻²); b) Emisiones de N₂O (ton/año*km⁻²); c) Emisiones de CH₄ (ton/año*km⁻²*fuente⁻¹)



(A)



(B)

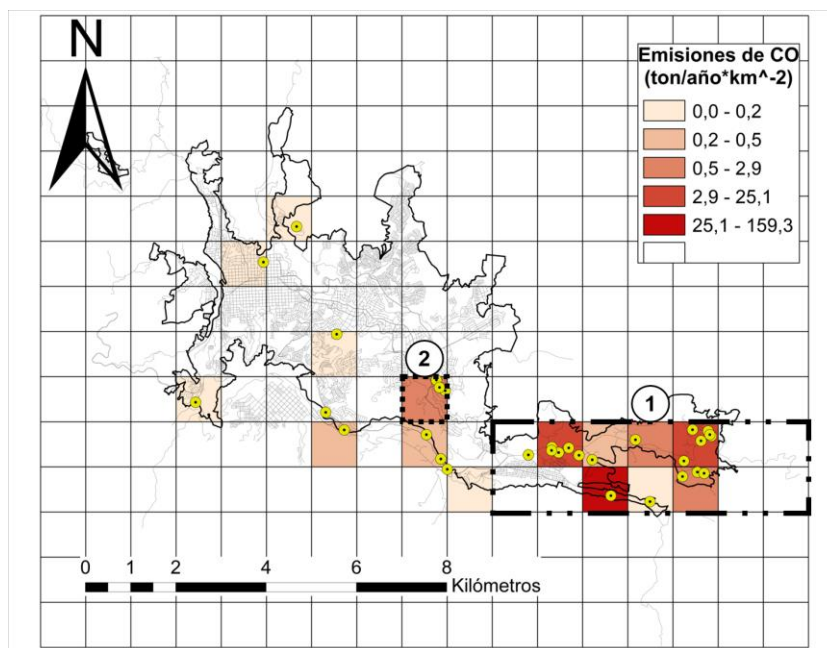


(C)

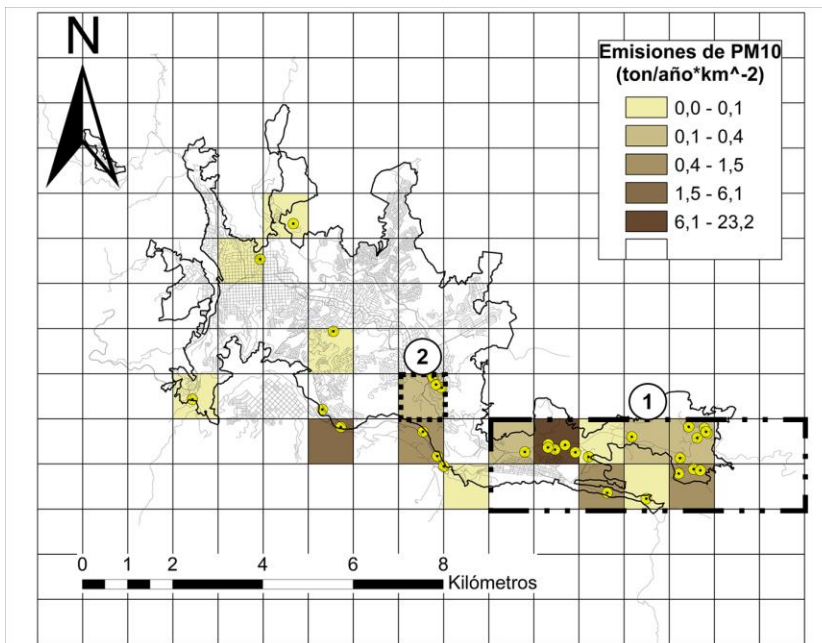
2.3.3. Desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales

El análisis de resultados se centró en las dos principales zonas industriales de la ciudad, como se mencionó anteriormente, Maltería (zona 1 en Figura 2-5) y Milán (zona 1 en Figura 2-5). La Figura 2-5 presenta la desagregación espacial del inventario de emisiones de CO y PM₁₀ por fuentes fijas puntuales. Los gases de efecto invernadero como el CO₂ se comportan de manera similar al CO. Las mayores emisiones de ambos contaminantes fueron encontradas en la zona industrial de Maltería. En esta zona, las emisiones de CO (Figura 2-5A) fueron de 209.9 ton/año, que representan el 99% de las emisiones totales, con una emisión máxima de 159.3 ton/año*km⁻² y una mínima de 0.02 ton/año*km⁻². Las emisiones de PM₁₀ (Figura 2-5B) fueron de 26.3 ton/año (78% de las emisiones totales), con un máximo de 23.2 ton/año*km⁻² y un mínimo de 0.002 ton/año*km⁻². Por otra parte, las emisiones en la zona industrial de Milán fueron menores, con 1.3 ton/año de CO y 0.2 ton/año de PM₁₀.

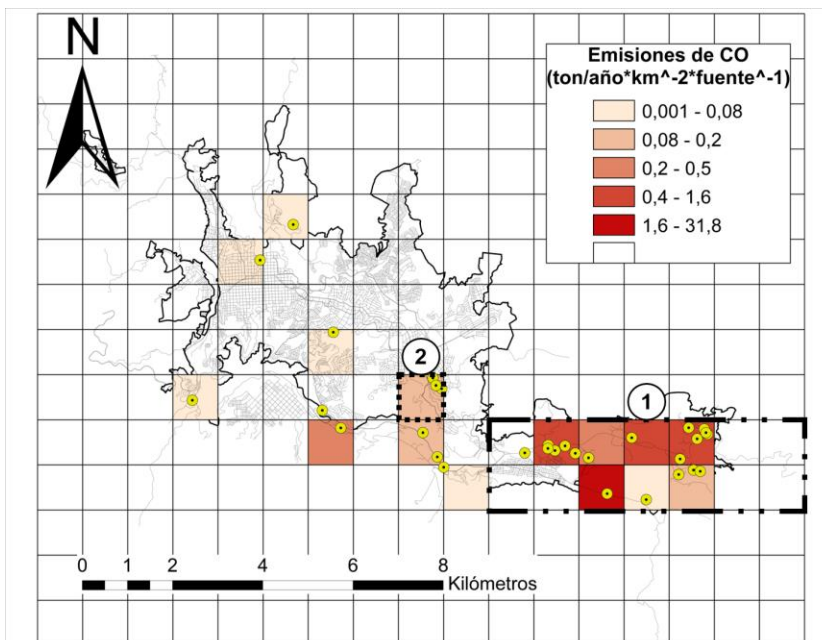
Figura 2-5: Distribución espacial del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales. a) Emisiones de CO (ton/año*km⁻²); b) Emisiones de PM₁₀ (ton/año*km⁻²); c) Emisiones de CO (ton/año*km⁻²*fuente⁻¹); d) Emisiones de PM₁₀ (ton/año*km⁻²*fuente⁻¹).



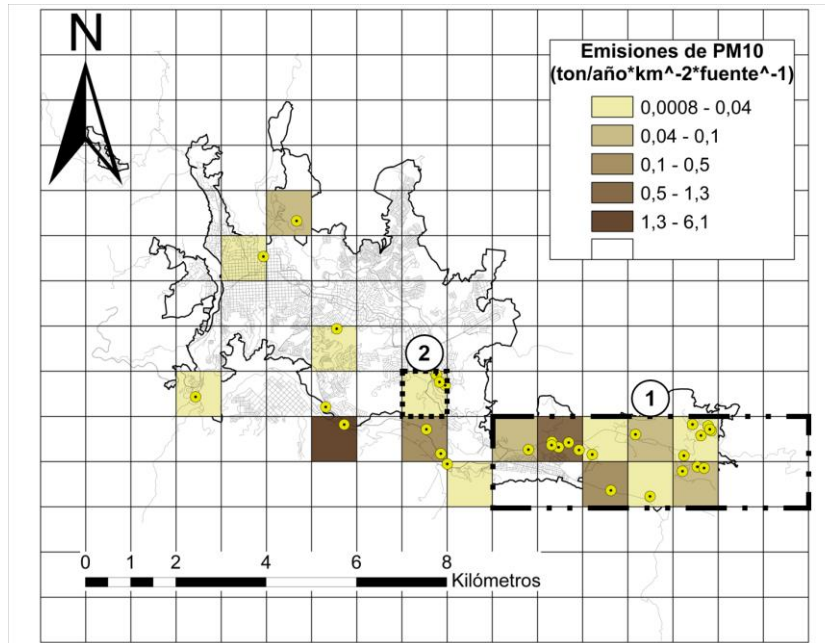
(A)



(B)



(C)



(D)

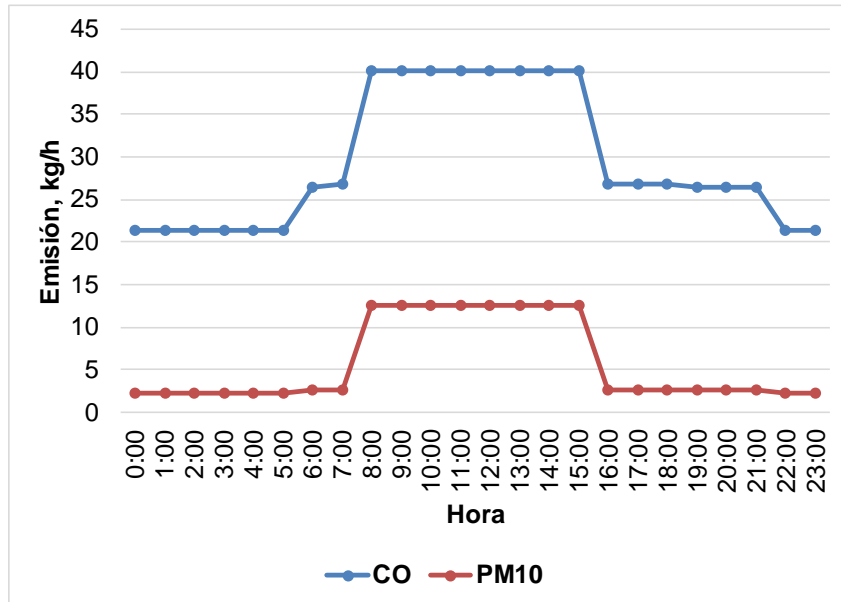
Fuente: Elaboración propia.

Para comparar las zonas, se calcularon las emisiones normalizadas por número de fuentes puntuales, como se muestra en la Figura 2-5 C y D. Maltería supera a Milán en número de fuentes puntuales, 67 frente a 18. En las emisiones de CO se obtuvo un máximo de 31.9 ton/año*km⁻² por fuente puntual en Maltería frente a 1.3 ton/año km⁻² en Milán (Figura 2-5C). En cuanto a las emisiones de PM₁₀, se obtuvo un máximo 0.1 ton/año km⁻² por fuente en Maltería frente a 0.02 ton/año km⁻² en Milán (Figura 2-5D). Estos valores fueron mucho menores a los presentados en ciudades como Bogotá, donde el PM₁₀ presentó valores máximos de 45 ton/año km⁻² en el inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales para el año 2009 (Fandiño y Behrentz, 2009) A pesar de que en ambas zonas industriales las principales fuentes de emisión sean calderas y hornos alimentadas por gas natural, en Maltería se encuentran las industrias más grandes de la ciudad y con periodos de operación mayores.

La distribución temporal de las emisiones por fuentes fijas puntuales se presenta en la Figura 2-6 calculada mediante la metodología de distribución uniforme. Esta distribución tiene forma de meseta, donde las mayores emisiones se encontraron entre las 8 y 15 horas con emisiones de 40.2 kg/h de CO y 12.5 kg/h de PM₁₀. Las menores emisiones fueron 21.5 kg/h de CO y 2.2 kg/h de PM₁₀ que se presentan entre las 0h y 5h y al final del día. Este tipo de curva es representativo en este tipo de emisiones y fue similar a la reportada por Dávila (2015) para Cundinamarca, el cual utilizó un método de distribución homólogo. En este estudio, cuya área fue mucho mayor (240m x 170km), las emisiones de CO y PM₁₀ tuvieron un mínimo de 0.17ton/h y 0.14 ton/h y un máximo de 0.35ton/h y 0.39ton/h entre las 8 y las 17

horas, respectivamente. Este resultado sugiere una estimación coherente de la distribución temporal de las emisiones.

Figura 2-6: Distribución temporal de las emisiones de CO y PM₁₀ por fuentes fijas puntuales.



Fuente: Elaboración propia.

3. Capítulo 3: Análisis de sensibilidad del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta

3.1. Introducción

En los procesos de emisión vehicular influyen una gran cantidad de factores que se pueden convertir en combinaciones únicas para cada automotor. Estos factores van desde las características propias del vehículo, como tipo de combustible y/o motor, sistemas de control, edad y peso, hasta patrones de uso, como son los patrones de encendido/apagado del motor y los patrones de conducción del vehículo. Estos últimos dependerán además de las características de la zona de estudio como son el tipo de vías, el tráfico vehicular, y factores ambientales como la temperatura y humedad. Debido a esto, se han creado modelos determinísticos que agrupan de manera razonable todas estas características y permiten estimar las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes de flotas vehiculares numerosas y con gran diversidad en su distribución tecnológica. Un ejemplo de esto es el Modelo IVE, empleado para estimar el inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta para la ciudad de Manizales en el año 2014 (González et al., 2017).

El proceso de cálculo de los modelos de emisión vehicular como el Modelo IVE, consiste en multiplicar un factor de emisión, unos factores de corrección y un parámetro de actividad. Los factores de emisión son determinados a través de mediciones directas realizadas a vehículos en laboratorios estandarizados y son avalados por entidades gubernamentales ambientales como el caso de la EPA para el Modelo IVE (Davis et al., 2005). Sin embargo, los factores de corrección y los parámetros de actividad son obtenidos a partir de campañas de campo e información secundaria. De la calidad de esta información dependerá, por lo tanto, la calidad de los resultados obtenidos por el modelo. Por esta razón, es necesario identificar las variables de entrada que mayor influencia tienen en los resultados y, de esta forma, priorizar la recolección de estas en tiempo y recursos en próximos estudios, asegurando la calidad del inventario de emisiones (IPCC, 2006).

Una forma de identificar las variables de entrada que más influyen en los resultados del modelo de emisiones es aplicando un análisis de sensibilidad. Un análisis de

sensibilidad consiste en evaluar el comportamiento de las salidas del modelo al realizar cambios en las variables de entrada para determinar cuáles de estas son las más sensibles (Uusitalo et al., 2015). Los análisis de sensibilidad pueden ser ejecutados en distintos niveles que van desde el análisis de una única variable, manteniendo las otras variables constantes, también llamado “one-factor-at-a-time” (un factor a la vez), hasta el análisis de múltiples variables al mismo tiempo basados en distribuciones probabilísticas (Rypdal y Flugsrud, 2001; Uusitalo et al., 2015). Los análisis de sensibilidad local son ampliamente usados para explorar un modelo de forma preliminar y así definir las variables de mayor importancia para aplicar análisis más complejos como los análisis de sensibilidad global (Uusitalo et al., 2015).

En este capítulo se presenta una descripción de las principales variables de entrada del Modelo IVE. Además, se describe la metodología de análisis de sensibilidad local o “one-factor-at-a-time” (OAT) desarrollada para evaluar la influencia de cada una de estas variables en las emisiones unitarias, los resultados del análisis de sensibilidad obtenidos al aplicar esta metodología y las recomendaciones derivadas de estos resultados para mejorar la calidad de los futuros inventarios de emisión que se desarrollen en la ciudad de Manizales. Esta metodología se eligió con el objetivo de realizar una primera exploración del modelo IVE, utilizando variaciones en los datos de entrada realistas, escogidos a partir del criterio de experto. Estos resultados fueron obtenidos durante la pasantía de investigación realizada en el Departamento de Ingeniería Mecánica de la Universidad Técnica Federico Santa María en Santiago de Chile bajo la tutoría del profesor Mauricio Osses Alvarado.

3.2. Metodología

Gran parte de la información de entrada al Modelo IVE proviene de campañas de campo y fuentes de información secundaria y, en algunos casos, corresponde a suposiciones hechas a partir de la experiencia en el tema. Asegurar la calidad de esta información es importante para obtener unos resultados del modelo confiables. Es importante aplicar un análisis de sensibilidad local del Modelo IVE con el objetivo de optimizar la metodología de la campaña de campo de tal forma que se prioricen en términos de tiempo y recursos las variables que tienen mayor influencia en los resultados del modelo. De la misma forma, en el caso en que la información provenga de otras fuentes como entidades gubernamentales y empresas, a partir de este análisis se podrán dar recomendaciones sobre la recolección de esta información y la forma en que debe usarse para futuros estudios.

Con este objetivo, se realizó el análisis de sensibilidad de las emisiones unitarias del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta para la ciudad de Manizales. Las emisiones unitarias son las emisiones de un vehículo durante un kilómetro en un día. Este valor se calcula manteniendo los patrones de encendido y apagado del motor en el valor base con el cual se calculó el inventario y modificando el número de vehículos y kilómetros recorridos por día (VKT) en un

valor de 1. Para este análisis, se escogieron los parámetros cuya obtención y procesamiento conllevan más tiempo y/o recursos. Estos parámetros son: composición dinámica de la flota vehicular, patrones de conducción, partidas totales y distribución de partidas, como se muestra en la Figura 3-1. Cada uno de estos parámetros fue modificado individualmente en un rango determinado a partir del criterio de experto para evaluar su influencia en las emisiones unitarias, es decir, para las emisiones de un vehículo que recorre un kilómetro. El modelo IVE fue utilizado como herramienta de cálculo, por lo tanto, por cada modificación realizada a cada parámetro, se realizó una corrida del modelo, manteniendo los demás parámetros en el valor base con el que se calculó el inventario de emisiones. El modelo IVE calcula por separado las emisiones en ruta y las emisiones en partida. De esta forma, el perfil de flujo vehicular y los patrones de conducción influyen directamente en las emisiones en ruta y las partidas totales y su distribución influyen exclusivamente en las emisiones en partida. Para simplificar el análisis, se evaluó la variación en las emisiones de CO provenientes de vehículos particulares y motos, debido a que el CO fue el contaminante con mayores emisiones reportadas y, por otro lado, estas dos categorías representan el 95% de la flota vehicular para el año 2014 (González et al., 2017). La estrategia de evaluación diseñada considera la experiencia obtenida en la campaña de campo, haciendo una identificación de los parámetros medidos que puedan generar mayor incertidumbre en la estimación del inventario de emisiones, conocimiento en el que se basa el criterio de experto. Para cada parámetro se aplicaron cambios entre el 5% y el 20%. En las secciones siguientes se da una breve descripción de cada uno de los parámetros y la metodología empleada para su análisis.

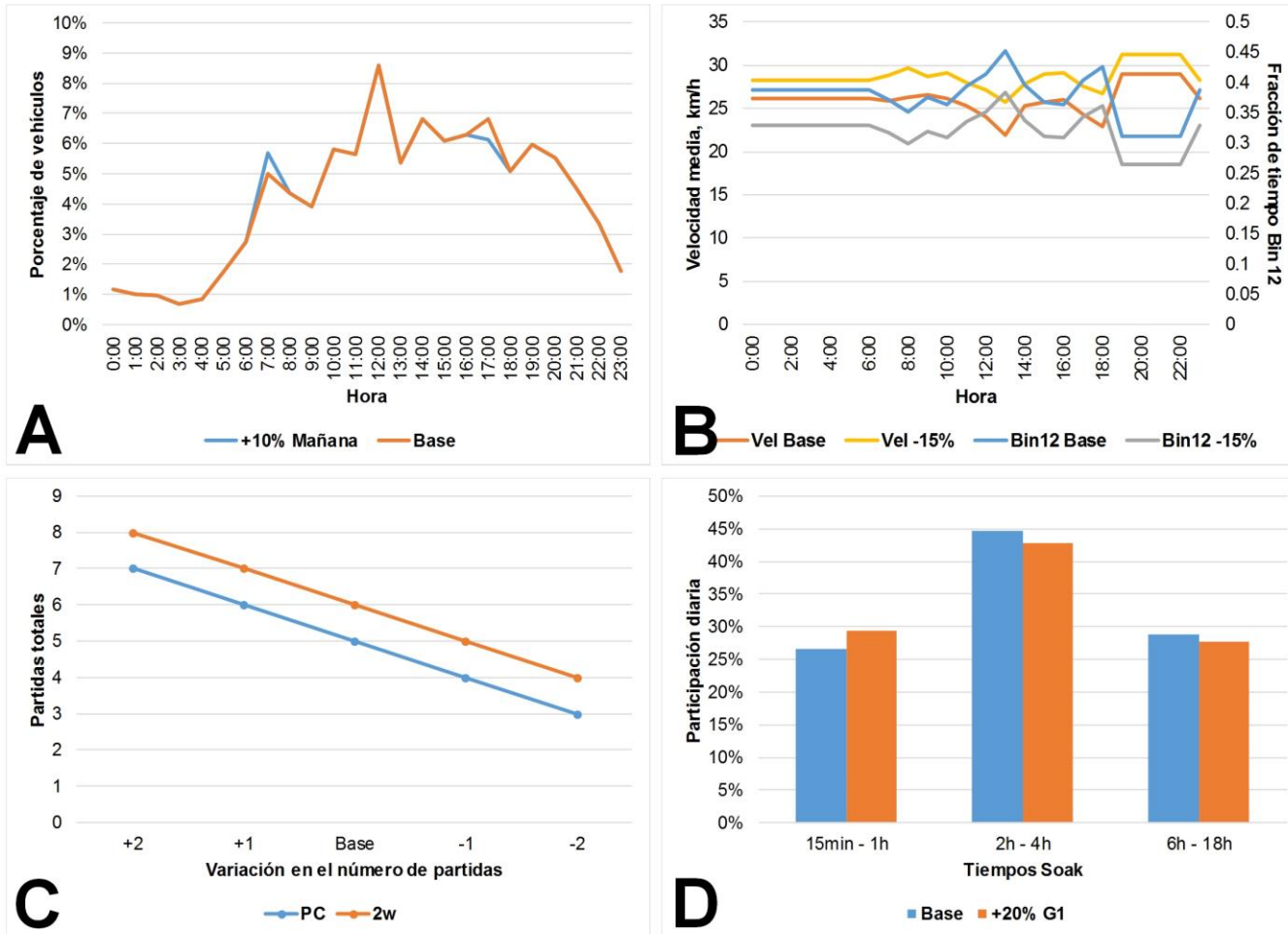
En la Figura 3-1 también se presenta la jerarquía de consumo de tiempo y recursos en la obtención de estos parámetros, y los principales factores que influyen en este consumo. El primer lugar lo tienen los patrones de conducción, el cual implica hacer recorridos a bordo de un vehículo con un equipo GPS, dentro de un circuito real delimitado en zonas específicas de la ciudad. Esto implica realizar recorridos en vehículos de cada una de las categorías vehiculares evaluadas y en cada hora del día, lo que se traduce en costos de combustible, costos de transporte y altos requerimientos de tiempo y personal. El segundo lugar lo tiene la composición dinámica de la flota vehicular. Este parámetro se mide tomando grabaciones del flujo vehicular en diferentes puntos de la ciudad y en cada hora, que son posteriormente analizados. La medición de este parámetro requiere una gran logística, personal, equipos y tiempo, tanto en la grabación, como en el análisis de los videos. Por último, se encuentra la información relacionada con partidas, la cual se obtiene a partir de encuestas realizadas por los conductores de vehículos. La metodología detallada para la obtención de cada uno de los parámetros se encuentra descrita por González et al. (2017).

Figura 3-1: Parámetros del Modelo IVE (en amarillo) a los cuales se les aplicó el análisis de sensibilidad y prioridad dada durante la campaña de campo.



Fuente: Elaboración propia.

Figura 3-2. Variación en los parámetros de entrada para el análisis de sensibilidad. A) Composición dinámica de la flota vehicular; B) Patrones de conducción; C) Partidas totales; D) Distribución de partidas.



Fuente: Elaboración propia.

3.2.1. Composición dinámica de la flota vehicular

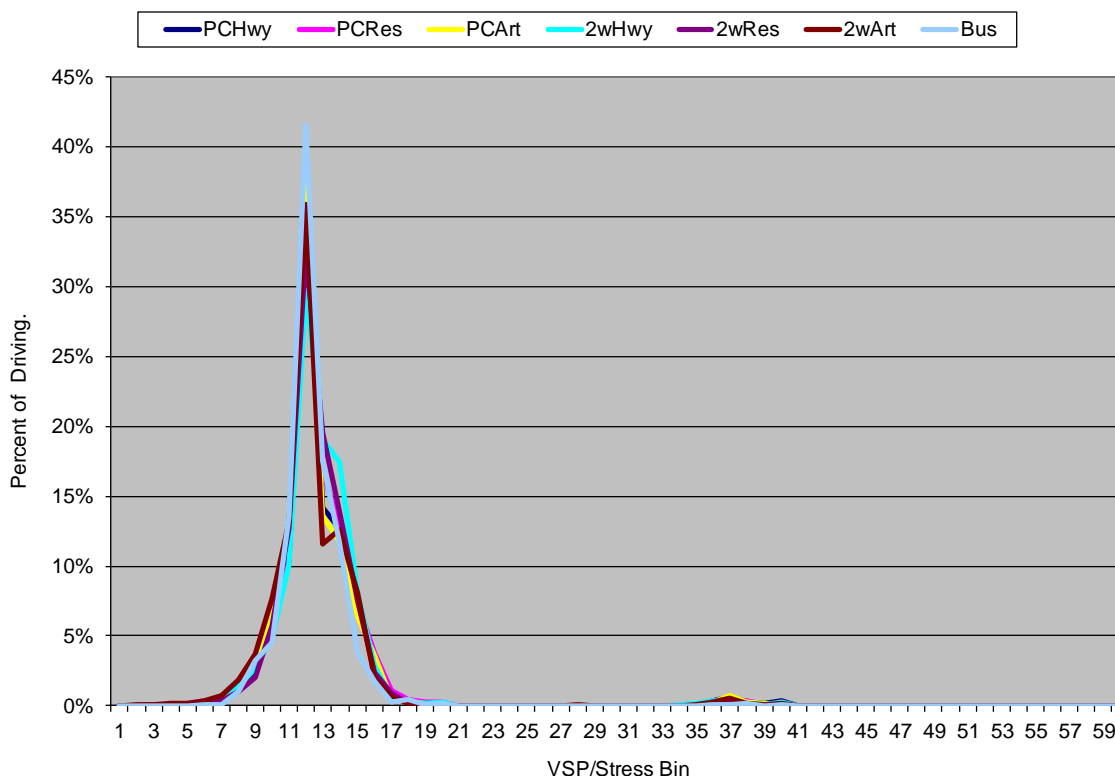
La composición dinámica de la flota vehicular corresponde al perfil de flujo vehicular de cada categoría vehicular de forma porcentual. Este parámetro es obtenido a partir de conteos vehiculares en distintos puntos de la ciudad, a partir de los cuales se obtiene la distribución total de la flota vehicular para ser ingresada en el modelo IVE (González et al., 2017). La evaluación del perfil de flujo vehicular se centró en la influencia en la variación de las horas pico de la mañana y la tarde, 7-9 y 17-18 horas, respectivamente. La evaluación se realizó trasladando valores de $\pm 10\%$ y $\pm 20\%$ entre los horarios pico. En la Figura 3-2A se muestra el perfil de flujo de vehículos particulares que transitan por vías primarias al trasladar un 10% de la hora pico de la tarde a la de la mañana.

3.2.2. Patrones de conducción

Los patrones de conducción se obtienen a través de un GPS de alta resolución transportado por cada vehículo, el cual mide velocidad instantánea, altitud, tiempo y posición geográfica. Esta información se correlaciona con las emisiones mediante la teoría de potencia específica vehicular (VSP) desarrollada por Jiménez (1999) y en la cual están basados los cálculos del modelo IVE (ISSRC 2008a; 2008b). A partir de esta teoría, se clasifica el estrés del motor en tres categorías que, a su vez, cada una contiene 20 categorías de VSP, para un total de 60 “compartimientos” de potencia, conocidos como “bines”. Los bines de potencia representan distintos estados de exigencia del motor de la siguiente forma (Jiménez, 1999):

- Bines 1 al 11: Potencia negativa. Ejemplo, cuando el vehículo desacelera o desciende por una calle de pendiente negativa sin carga sobre el motor.
- Bin 12: Potencia nula. Ejemplo, estar pausado momentáneamente en un semáforo. Común en zonas urbanas de alto tráfico vehicular.
- Bines 13 en adelante: Potencia positiva. Ejemplo, conducir a velocidad constante, acelerar, subir una pendiente, etc.

Figura 3-3: Patrones de conducción característicos para Manizales.



Fuente: Tomada de González et al. (2017).

En Manizales, se encontró que el mayor porcentaje de conducción se da en el bin 12 (potencia nula) en todas las categorías vehiculares, como se muestra en la Figura 3-3, tomada de González et al. (2017). El análisis de sensibilidad de los patrones de conducción se realizó disminuyendo el porcentaje de conducción del bin 12 en 5%, 10% y 15%, desplazando este porcentaje a los bins de potencia positiva, es decir, del bin 13 en adelante. Esta disminución del bin 12 significa un aumento en la velocidad media del vehículo y una disminución de los estados de potencia nula. Existe una correlación lineal negativa ($R=-0.95$) entre la velocidad media horaria del vehículo y el porcentaje de conducción del bin 12, la cual se utilizó para recalcular la velocidad media en función del cambio realizado al bin 12. En la Figura 3-2B se muestran los cambios al bin 12 y su influencia en la velocidad media para los vehículos particulares que transitan por vías primarias.

3.2.3. Partidas totales y su distribución

Las partidas totales corresponden al número de veces en que un vehículo es encendido durante un día. Este número es diferente para cada categoría vehicular según su uso o vocación. Por ejemplo, los vehículos de servicio público, los cuales se encuentran recorriendo la ciudad todo el día, tendrán menos encendidos que un vehículo particular, cuyo comportamiento corresponde a jornadas laborales o

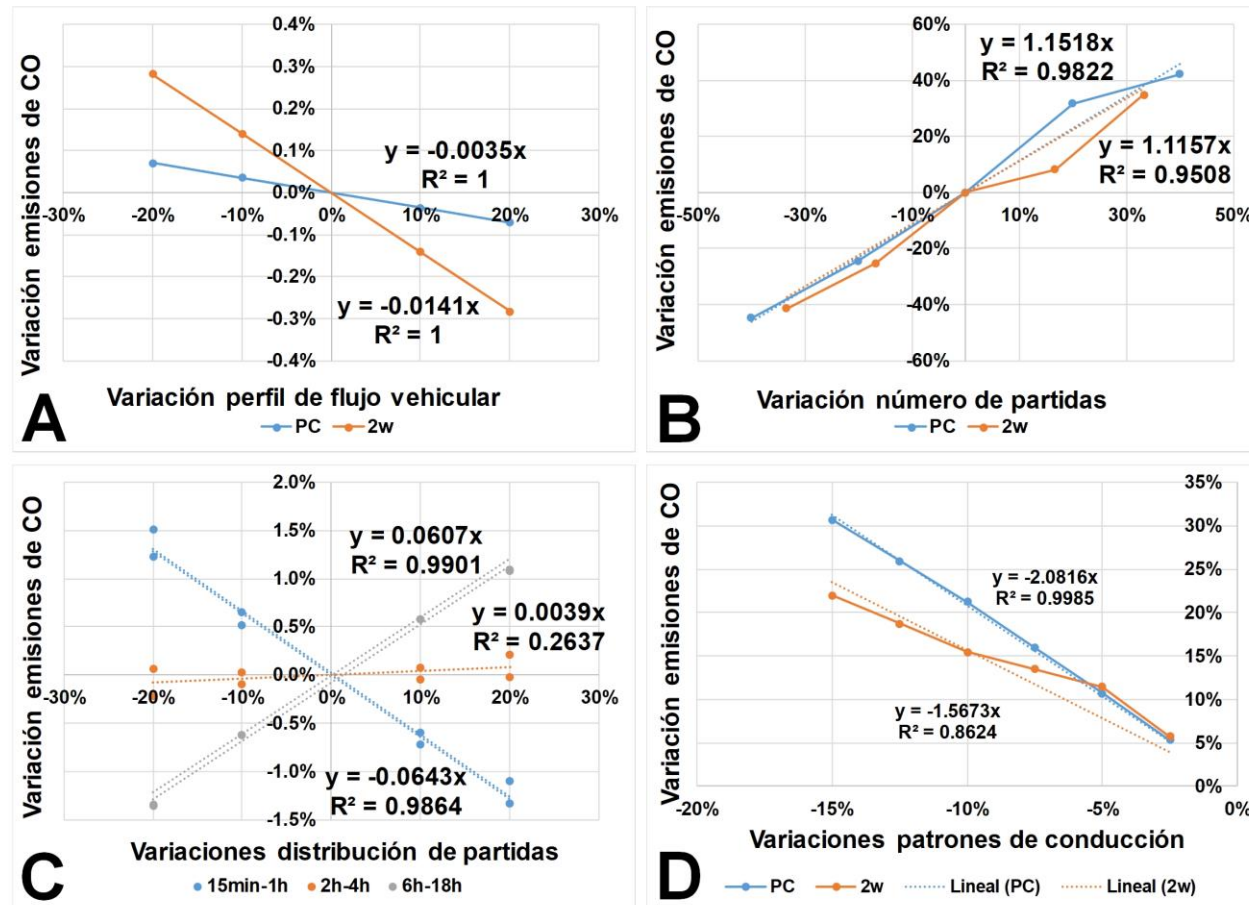
educativas. Las partidas y el tiempo transcurrido entre cada una de estas, fue registrado por conductores de diferentes vehículos en un formato de encuesta (González et al., 2017). Las partidas totales corresponden a un número entero mayor a cero, por lo tanto, no se puede realizar una variación porcentual. En este caso, se definió una variación de ± 1 y ± 2 partidas para cada una de las categorías vehiculares cuyos valores base se muestran en la Figura 3-2C para los vehículos particulares (PC) y las motocicletas (2w).

La distribución de partidas corresponde al tiempo entre partidas en el que el motor estuvo apagado. El modelo IVE divide estos periodos de reposo en 10 categorías: 15min, 30min, 1h, 2h, 3h, 4h, 6h, 8h, 12h y 18h. Estos periodos, también conocidos como tiempos *Soak* (remojar, en inglés), hacen referencia a que el motor se encuentra remojado de combustible y aceite. Entre mayor es el tiempo *Soak*, mayores son las emisiones generadas en el encendido del motor hasta que este alcanza su temperatura de operación óptima (ISSRC, 2008a). Para simplificar la evaluación de este parámetro, los tiempos *Soak* se agruparon de la siguiente forma: motores calientes (15min - 1h), motores fríos (2h - 4h) y motores completamente fríos (6h - 18h). Para cada grupo se realizó una evaluación individual, en la cual, su participación horaria fue variada en $\pm 10\%$ y $\pm 20\%$. Este fue el parámetro para el cual se hicieron el mayor número de corridas del modelo IVE para obtener la variación en las emisiones unitarias. En la Figura 3-2D se muestran la variación en la participación de los tiempos *Soak* al aumentar en 20% el grupo de motores calientes.

3.3. Resultados

La Figura 3-4 presenta la variación porcentual de las emisiones de CO por parte de vehículos particulares y motocicletas con respecto a la variación aplicada a los parámetros evaluados. El parámetro que presentó la menor variación en las emisiones unitarias de CO en ruta fue el perfil de flujo vehicular, con variaciones menores al 0.1% en ambas categorías vehiculares, para cambios en la entrada del 1%. Para ambas categorías, se obtuvo una respuesta lineal, con una correlación negativa alta ($R=-1.0$) (Figura 3-4A). Sin embargo, estas bajas variaciones indican que las emisiones unitarias de CO no son sensibles al perfil de flujo vehicular y que este tiene influencia exclusiva en la distribución temporal de las emisiones en ruta. En este caso, el número de conteos vehiculares podría reducirse drásticamente a tener un solo punto que describa el comportamiento general del flujo vehicular en la ciudad y así disminuir los tiempos de grabación y procesamiento de los datos. Otra alternativa, es el uso de conteos vehiculares provenientes de otros estudios, como los conteos vehiculares realizados para los estudios de ruido ambiental utilizados en la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes móviles en ruta (CORPOCALDAS 2014, 2015).

Figura 3-4: Variación de las emisiones de CO por parte de vehículos particulares y motocicletas con respecto a la variación de los parámetros evaluados. A) Composición dinámica de la flota vehicular; B) Patrones de conducción; C) Partidas totales; D) Distribución de partidas.



Fuente: Elaboración propia.

La mayor variación para las emisiones unitarias en ruta se encontró para los patrones de conducción, con variaciones en las emisiones unitarias de CO de hasta un 2% para vehículos particulares (PC) y hasta un 1.5% para motocicletas (2w), para variaciones del 1% en la entrada (bin 12) (Figura 3-4D). Las emisiones aumentan con la disminución del bin 12, debido a la aceleración del vehículo. Las variaciones presentaron una respuesta lineal con una correlación negativa alta para ambas categorías, $R=-0.99$ para vehículos particulares y $R=-0.98$ para motocicletas. A pesar de que este parámetro presenta una alta sensibilidad, el aseguramiento y control de la calidad es fácilmente alcanzable. Esto debe comprender una buena planeación de los circuitos que recorrerán los vehículos, el establecimiento de procedimientos estrictos de toma y procesamiento de datos y una calibración previa de los equipos GPS utilizados. Además, priorizar la realización de los circuitos por 24 horas para un solo día.

En el caso de las emisiones en partida, la menor variación la presentó la distribución de partidas, con variaciones en las emisiones unitarias de CO en partida menores al 0.1% en ambas categorías vehiculares, para cambios en la entrada del 1%. En el grupo de motores calientes (15min-1h), se encontró una correlación lineal negativa alta ($R=-0.99$) (Figura 3-4C). La misma correlación, pero en este caso positiva, se encontró para el grupo de motores completamente fríos. Esto demuestra la relación entre la temperatura de operación y las emisiones en partida. La influencia de este parámetro en las emisiones unitarias es baja, sin embargo, su impacto se verá reflejado en la distribución temporal de las emisiones. Por este motivo, es importante aumentar los esfuerzos en la toma de encuestas para que estas sean estadísticamente representativas y, de esta forma, garantizar la calidad de la información. Estas mismas encuestas son utilizadas para obtener las partidas totales. En este punto es donde cobran importancia debido a que este fue el parámetro que presentó mayor sensibilidad, con variaciones de hasta el 28% para los vehículos particulares y de hasta el 17% para las motocicletas por cada partida, teniendo en cuenta que una partida corresponde a aproximadamente un 20% de variación en la entrada, dependiendo de la categoría vehicular. Como se muestra en la Figura 3-4B, las variaciones en las emisiones unitarias de CO son de 1.1% por cada 1% de variación en la entrada, con relación lineal positiva alta ($R=0.99$) para ambas categorías vehiculares. Por este motivo, es importante seguir las recomendaciones dadas para la distribución de partidas.

En la Tabla 3-1 se presentan los valores de las emisiones unitarias de las categorías vehiculares evaluadas en el inventario de emisiones y las variaciones que generaría un cambio de un 1% en los parámetros evaluados. Se destaca el caso de los taxis, los cuales presentan las mayores emisiones unitarias en ruta de CO (35.7 kg/día) y presenta la mayor sensibilidad a los cambios en los patrones de conducción (± 1.4 kg/día). En el caso de las emisiones en partida, las motocicletas presentan las mayores emisiones unitarias de CO (364.2 kg/día) y además la mayor sensibilidad a las partidas totales (± 3.8 kg/día).

Tabla 3-1: Variación de las emisiones unitarias de CO para las diferentes categorías vehiculares.

Categoría vehicular	Emisiones de CO, kg/día					
	En ruta	Patrones de conducción	Perfiles de flujo vehicular	En partida	Partidas totales	Distribución de partidas
Vehículo particular	24.9	±0.5	±0.002	101.7	±1.1	±0.06
Motocicleta	28.4	±0.4	±0.003	364.2	±3.8	±0.2
Taxi	35.7	±1.4	±0.002	171.7	±1.9	±0.09
Bus	5.7	±0.03	±0.0002	1.4	±0.1	±0.001
Vehículo de carga	17.8	±0.4	±0.004	10.6	±0.04	±0.01

La variación en las emisiones unitarias totales de monóxido de carbono (CO) provenientes de vehículos particulares y motocicletas, por 1% de cambio para cada uno de los parámetros evaluados fue, en orden de importancia: patrones de conducción (2.1% para vehículos particulares y 1.6% para motos), partidas totales (1.1% para ambas categorías), distribución de partidas (0.06% para ambas categorías) y los perfiles de flujo vehicular (menos de 0.01% para ambas categorías). Los resultados sugieren que los mayores esfuerzos deben enfocarse en mejorar la calidad de la información recolectada de partidas totales para futuras actualizaciones del inventario; por ejemplo, aumentando el tamaño de la muestra en la realización de encuestas para la obtención de las partidas totales en cada categoría vehicular. En la Figura 3-5 se resume la prioridad que se debe dar en cuanto a recursos y tiempo en la medición de estos parámetros y las acciones establecidas a partir del análisis de los resultados obtenidos.

Figura 3-5: Priorización de los parámetros obtenida a partir del análisis de sensibilidad.



Fuente: Elaboración propia.

Un estudio similar a este fue realizado para el inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta para la ciudad de Quito, Ecuador, estimado con el modelo IVE (Guadalupe, 2016). En dicho estudio, se realizó análisis de sensibilidad de la tecnología vehicular, los patrones de conducción, la distribución de partidas, y los kilómetros recorridos por vehículo (VKT). En el caso de los patrones de conducción, se intentaron corregir las mediciones obtenidas con equipos GPS de una categoría de buses, utilizando los obtenidos para la categoría de buses pequeños y medianos (BPM), en buses grandes articulados (BMA), y se repite el procedimiento entre dos categorías de vehículos de carga. En ambos casos, se reduce el bin 12, el primero en un 10% y en el segundo en más del 50%. Las emisiones unitarias en ruta de CO presentaron un aumento del 21% y 53%, respectivamente, del mismo modo en que se presentó el aumento de las emisiones de vehículos particulares y motocicletas en este estudio. En el caso de la distribución de partidas, se diseñó un nuevo perfil de distribución para las categorías de vehículos relacionados con actividades económicas como buses, taxis y vehículos comerciales, aumentando el porcentaje de participación del grupo de 15min a 1h. En general, se presentó una tendencia a disminuir las emisiones con el aumento del porcentaje de este grupo, similar a los resultados obtenidos en este estudio, con disminución de las emisiones de CO de entre 10% hasta 61% para las diferentes categorías vehiculares.

Estos valores en las variaciones de las emisiones unitarias de CO, los cuales fueron consistentemente altos en ambos estudios, pueden generar gran incertidumbre en el cálculo del inventario total, teniendo en cuenta que el CO fue uno de los contaminantes con mayores emisiones, con aproximadamente 43400ton/año, y cuyos mayores aportantes fueron los vehículos particulares y las motocicletas, con cerca del 86% de las emisiones (González et al., 2017). Dichos resultados pueden ser sustentados con los reportados por Rojas (2015). En este estudio, se realizó el cálculo de la incertidumbre en la estimación de las emisiones totales en ruta por fuentes móviles para los municipios de la jurisdicción CAR Cundinamarca, utilizando simulaciones de Monte Carlo. Los factores de emisión en ruta de CO para vehículos particulares y motocicletas, fueron similares a los reportados por González et al., (2017), obteniendo 22.9g/km en Manizales y 19.44g/km en Cundinamarca para vehículos particulares y 26.1g/km en Manizales y 19.19g/km en Cundinamarca para motocicletas. La incertidumbre relativa de las emisiones de CO se encontró en promedio entre 25,5% y 44,5% para vehículos particulares y 34,2% y 72% para motocicletas.

4. Conclusiones y recomendaciones

4.1. Conclusiones

Manizales es una ciudad intermedia con aproximadamente 397466 de habitantes, según proyecciones oficiales para el año 2016. Cuenta con una red vial de cerca de 650km para el año 2014, que no es suficiente para sostener el crecimiento del número de vehículos anual, cuya tasa de motorización en el 2016 (398 vehículos por cada 1000 habitantes) fue superior a la de ciudades como Medellín (337) y Bogotá (198). Además, cuenta con 35 empresas que impactan directamente el área urbana de la ciudad, y entre las que se destacan las industrias de bebidas y alimentos y metalúrgicas. Por este motivo, se realizó la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta y fuentes fijas puntuales para la ciudad de Manizales, año base 2014, desarrollada en un dominio de alta resolución de 14x17km con celdas de 1x1km y una resolución temporal de 1 hora.

La desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes móviles en ruta se realizó utilizando una metodología top-down basada en el análisis de niveles de flujo vehicular y la densidad de vías. Esta metodología permite realizar la desagregación espacial y temporal de las emisiones de cada categoría vehicular de manera individual. La desagregación del IE identificó los puntos de emisión máxima en el centro histórico y la zona residencial-comercial de la ciudad. Las mayores emisiones se encontraron en la zona residencial-comercial, donde se obtuvo 20124 ton/año de CO (46% de las emisiones totales) y 356 ton/año de PM₁₀ (47% del total). En el centro histórico estas emisiones fueron de 10025 ton/año de CO (23% del total) y 159 ton/año de PM₁₀ (21% del total), a pesar de tener un área mucho menor a la zona residencial-comercial, 4km² frente 24km². Estas altas emisiones se vieron influenciadas por el alto flujo vehicular de vehículos particulares, motocicletas y buses en estas zonas. Un caso similar se presentó para la desagregación espacial de las emisiones de GEI. El 48% de las emisiones de los tres gases evaluados (CO₂, N₂O y CH₄) se encontraron en la zona residencial-comercial. Al comparar las emisiones de GEI en esta zona con las encontradas en el centro histórico, se encontró que en el centro las emisiones son del 5% por km², mientras que en la zona residencial-comercial es del 2% por km².

En cuanto a la distribución temporal, las emisiones de CO presentaron los picos de máxima emisión entre las 12h y 13 y a las 17h en las 3 zonas de análisis. Al

mediodía, las emisiones de CO fueron de 786 kg/h en la zona residencial-comercial, 699 kg/h en el centro histórico y 87 kg/h en la zona industrial. Para el PM₁₀ las mayores emisiones se presentaron a las 16h en la zona residencial-comercial y el centro histórico, con emisiones de 14.3 kg/h y 13.9 kg/h, respectivamente. Esto coincide con las dinámicas sociales como son los horarios educativos y laborales, en donde, en una ciudad intermedia como Manizales, con tiempos cortos de viaje, las personas tienen posibilidad de movilizarse a su lugar de residencia al mediodía, generando grandes flujos vehiculares.

En la desagregación espacial y temporal del inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales, se utilizó el mismo dominio y resolución espacial y temporal utilizado en la desagregación de las fuentes móviles en ruta. Se utilizó una aproximación bottom-up con información individual por empresa, obtenida de los expedientes ambientales de la corporación autónoma regional. Se realizó el análisis en las zonas industriales de Maltería y Milán, en las cuales se tuvieron en cuenta 67 y 18 fuentes puntuales, respectivamente. Las mayores emisiones se encontraron en Maltería con 208.9 ton/año de CO (99% de las emisiones totales) y 26.3 ton/año de PM₁₀ (78% del total). Normalizando las emisiones por el número de fuentes puntuales en cada zona, continuó siendo Maltería la zona con mayor emisión con un máximo de 31.9 ton/año*km⁻² por fuente puntual de CO y, en términos de PM₁₀, se obtuvo un máximo 0.1 ton/año km⁻² por fuente. En términos de la distribución temporal, las mayores emisiones se encontraron entre las 8:00 y 15:00 horas con emisiones de 40.2 kg/h de CO y 12.5 kg/h de PM₁₀, debido a que la mayoría de empresas tienen jornadas laborales de entre 8 y 12 horas.

Se realizó el análisis de sensibilidad de las emisiones unitarias por fuentes móviles en ruta aplicado individualmente a cuatro de los parámetros de entrada, obtenidos a partir de campañas de campo, como son los perfiles de flujo vehicular, patrones de conducción, partidas totales y la distribución de partidas. Este análisis se dividió en dos grupos, según el tipo de emisiones en el que influye el parámetro. El primero es el de las emisiones en ruta, en el cual se evaluaron los perfiles de flujo vehicular y los patrones de conducción. En el segundo, se evaluaron los parámetros relacionados con las emisiones en partida, como son las partidas totales y la distribución de partidas. La variación en las emisiones unitarias totales de monóxido de carbono (CO) provenientes de vehículos particulares y motocicletas, por 1% de cambio para cada uno de los parámetros evaluados fue, en orden de importancia: patrones de conducción (2.1% para vehículos particulares y 1.6% para motos), partidas totales (1.1% para ambas categorías), distribución de partidas (0.06% para ambas categorías) y los perfiles de flujo vehicular (menos de 0.01% para ambas categorías). En el primer grupo, los patrones de conducción presentaron la mayor sensibilidad, por lo cual es importante establecer procedimientos estrictos de toma y procesamiento de datos y realizar calibraciones a los equipos GPS utilizados. En el segundo grupo, la mayor sensibilidad la presentó las partidas totales, indicando que se debe realizar un número de encuestas estadísticamente representativo para garantizar la calidad de la información de entrada.

4.2. Recomendaciones

Los resultados presentados en este trabajo permiten generar una línea base importante en la construcción de inventarios de emisiones, su desagregación espacial y temporal y su gestión de calidad. No obstante, se hace necesaria una actualización periódica de estos inventarios mejorando las técnicas y métodos empleados. Para esto es necesario desarrollar una metodología consistente y comparable en el tiempo, que permita evaluar las tendencias anuales de las emisiones.

En la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes móviles en ruta, es importante considerar en estudios futuros que se promueva la actualización del modelo de tráfico vehicular desarrollado para la formulación del Plan de Movilidad del año 2010, el cual permitiría la estimación de un inventario de emisiones con menor incertidumbre, aplicando aproximaciones bottom-up, y con el cual se pudiera desarrollar un modelo acoplado de inventario de emisiones vehiculares para la ciudad de Manizales y el municipio de Villamaría. Este modelo de inventarios sería de fácil implementación gracias a la experiencia e información adquirida y facilitaría la actualización periódica del mismo. Además, es importante mejorar la campaña de campo de acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de sensibilidad. Esto es, mejorar y aumentar el número de encuestas para determinar las partidas totales y su distribución y refinar la medición de los patrones de conducción. Todo esto puede lograrse a través de un plan eficiente de control y aseguramiento de la calidad, en el cual se formulen procedimientos de medición y seguimiento estrictos en todas las fases del inventario de emisiones.

En la desagregación espacial y temporal de las emisiones por fuentes fijas puntuales, es importante en estudios futuros incluir nuevas fuentes de emisión para mantener actualizada la información, así como considerar las empresas que generan emisiones de área. En este sentido, es importante generar la estimación de las emisiones de otras fuentes, como las fuentes difusas como domésticas y comerciales (e.g. restaurantes, estaciones de servicio) y de área como rellenos sanitarios y canteras, que también son parte importante de las emisiones generadas en un área urbana.

En lo que respecta al análisis de sensibilidad, es importante incluir otros parámetros que no fueron considerados en este estudio, como son la distribución tecnológica de la flota vehicular y los factores de corrección. Además, sería importante aplicar este análisis de sensibilidad al inventario de emisiones por fuentes fijas puntuales, aplicando metodologías como la propuesta por el IPCC para los inventarios de gases de efecto invernadero.

A. Anexo A: Material suplementario

SUPPLEMENTARY MATERIAL

Spatial and temporal disaggregation of the on-road vehicle emission inventory in a medium-sized Andean city. Comparison of GIS-based top-down methodologies

C.D. Gómez^{a*}, C.M. González^a, M. Osses^b, B.H. Aristizábal^{a*}

^aHydraulic Engineering and Environmental Research Group, Universidad Nacional de Colombia
Sede Manizales, Carrera 27 64-60. Manizales, Colombia

^bDepartamento de Ingeniería Mecánica, Universidad Técnica Federico Santa María, Vicuña
Mackenna 3939, Santiago, Chile

Content

Figures

Figure A.1. Dynamic composition of vehicular fleet by hour for a typical working day in Manizales. Values obtained from Gonzalez et al. (2017).

Figure A.2. Disaggregation factors of each vehicle category using reference TCC method. a) Passenger cars per type of road. b) Motorcycles per type of road. c) Taxi. d) Bus. e) Truck.

Figure A.3. Disaggregation factors obtained for simplified methods.

Figure A.4. Spatial distribution of emissions using reference methods. a) Carbon monoxide (CO). b) Particulate matter (PM₁₀). c) Nitrogen oxides (NO_x). d) Sulfur oxides (SO_x). d) Non-methane volatile organic compounds (NMVOC).

Figure A.5. Relative differences in emissions between reference method and simplified methodologies. a) Differences in CO emissions. b) Differences in PM₁₀ emissions.

Tables

Table A.1. Traffic flow levels for passenger cars at 12h and the intervals define by Jenks natural breaks optimization method for reference TCC method.

Table A.1. Traffic flow levels for passenger cars at 12h and the intervals define by Jenks natural breaks optimization method for reference TCC method.

Vehicle category	Traffic flow level	Traffic flow intervals (veh/day)			Classification factor (f)
		Lower	Upper	Mean	
PCHwy	Low	82	1023	614	1
	Medium	1023	1870	1557	3
	High	1870	4768	4768	8
PCArt	Low	30	359	193	1
	Medium	359	693	574	3
	High	693	1097	1083	5
PCRes	Low	13	75	45	1
	Medium	75	172	136	3
	High	172	239	227	5
2wHwy	Low	33	398	223	1
	Medium	398	753	666	3
	High	753	1214	1001	4
2wArt	Low	31	132	89	1
	Medium	132	301	185	2
	High	301	582	450	5
2wRes	Low	9	69	36	1
	Medium	69	112	105	3
	High	112	284	206	6
Taxi	Low	2	85	34	1
	Medium	85	255	172	5
	High	255	974	381	11
Bus	Low	0	190	52	1
	Medium	190	589	368	7
	High	589	2134	2134	41
Truck	Low	1	28	11	1
	Medium	28	56	46	4
	High	56	128	96	8

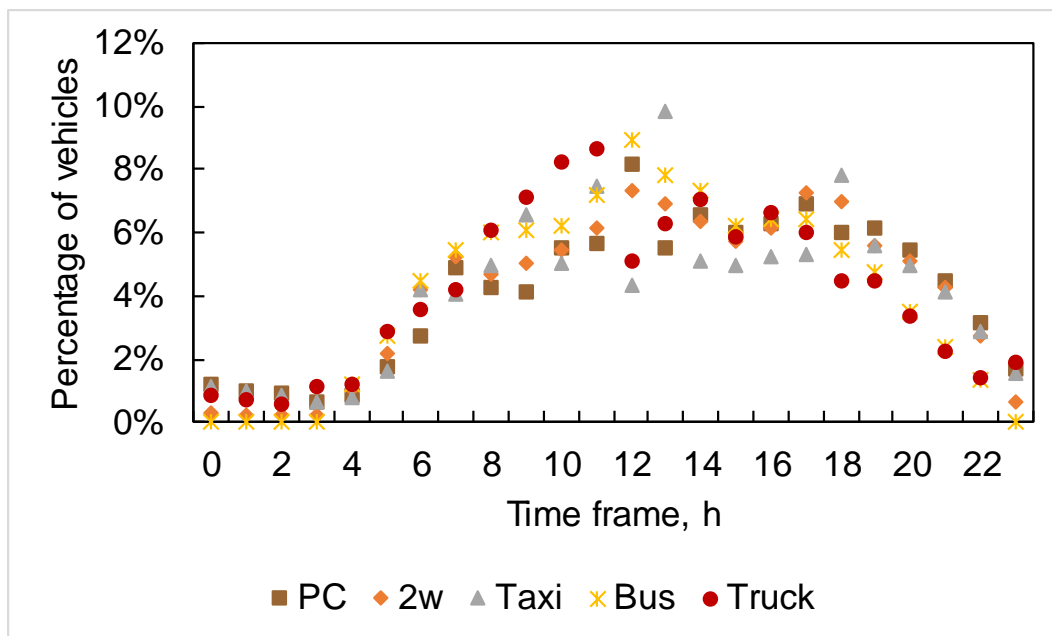
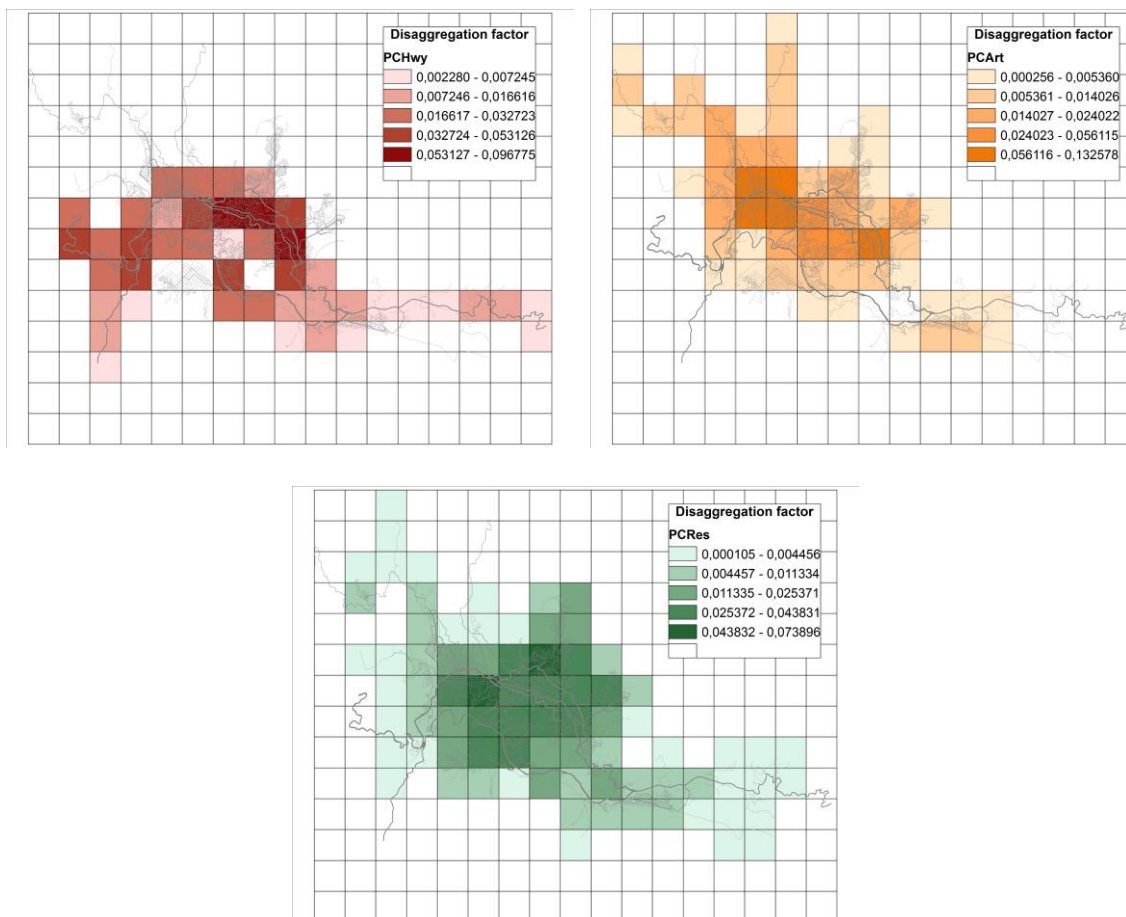
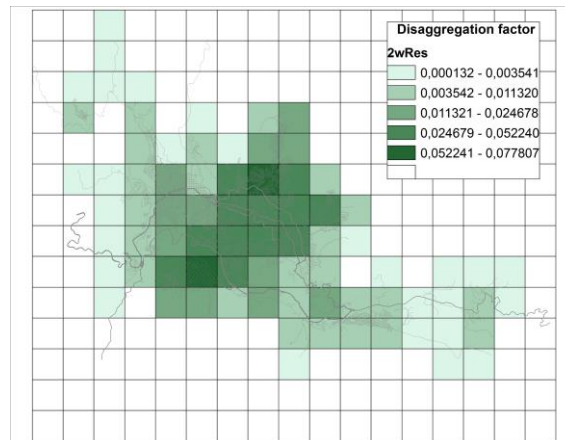
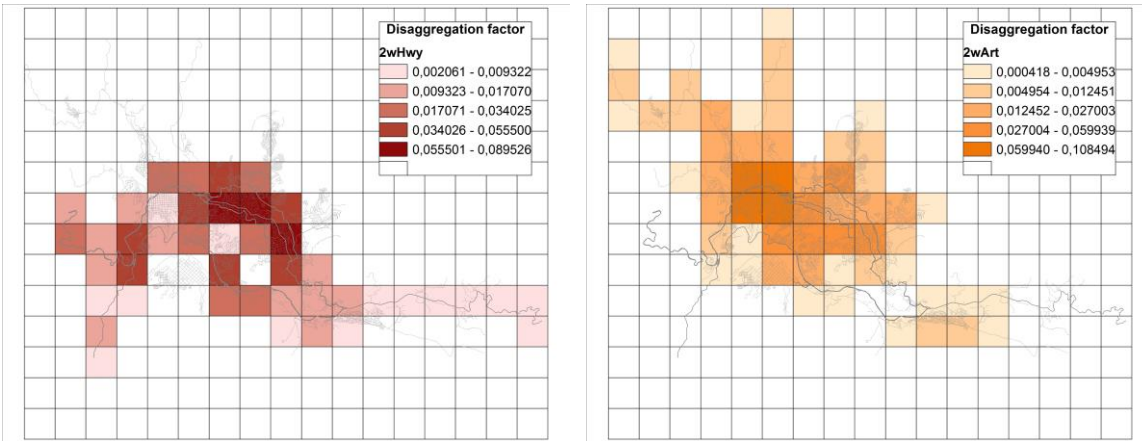


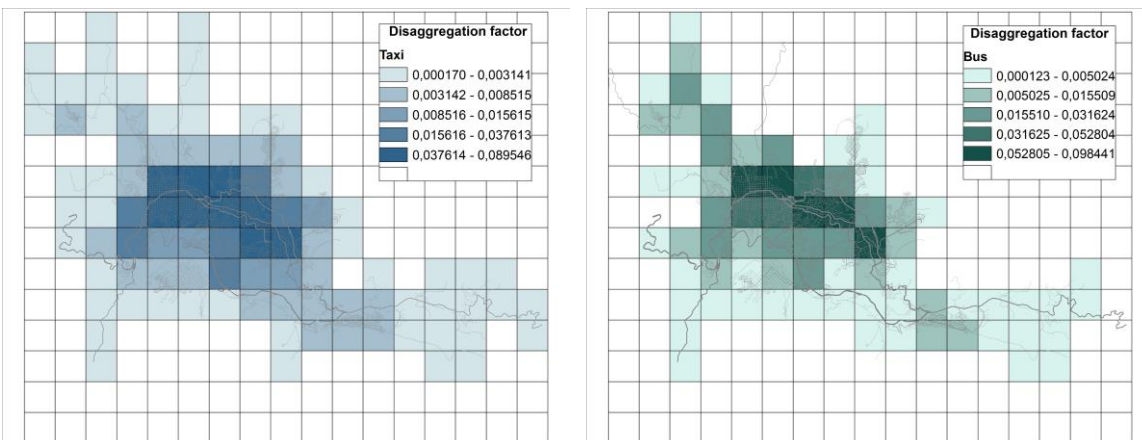
Figure A.1. Dynamic composition of vehicular fleet by hour for a typical working day in Manizales. Values obtained from Gonzalez et al. (2017).



(a)

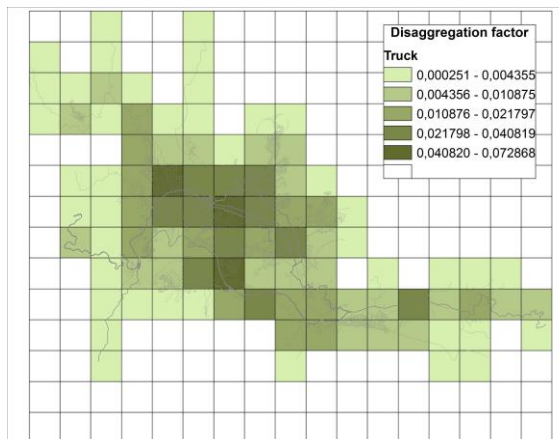


(b)



(c)

(d)



(e)

Figure A.2. Disaggregation factors of each vehicle category using reference TTC method. a) Passenger cars per type of road. b) Motorcycles per type of road. c) Taxi. d) Bus. e) Truck.

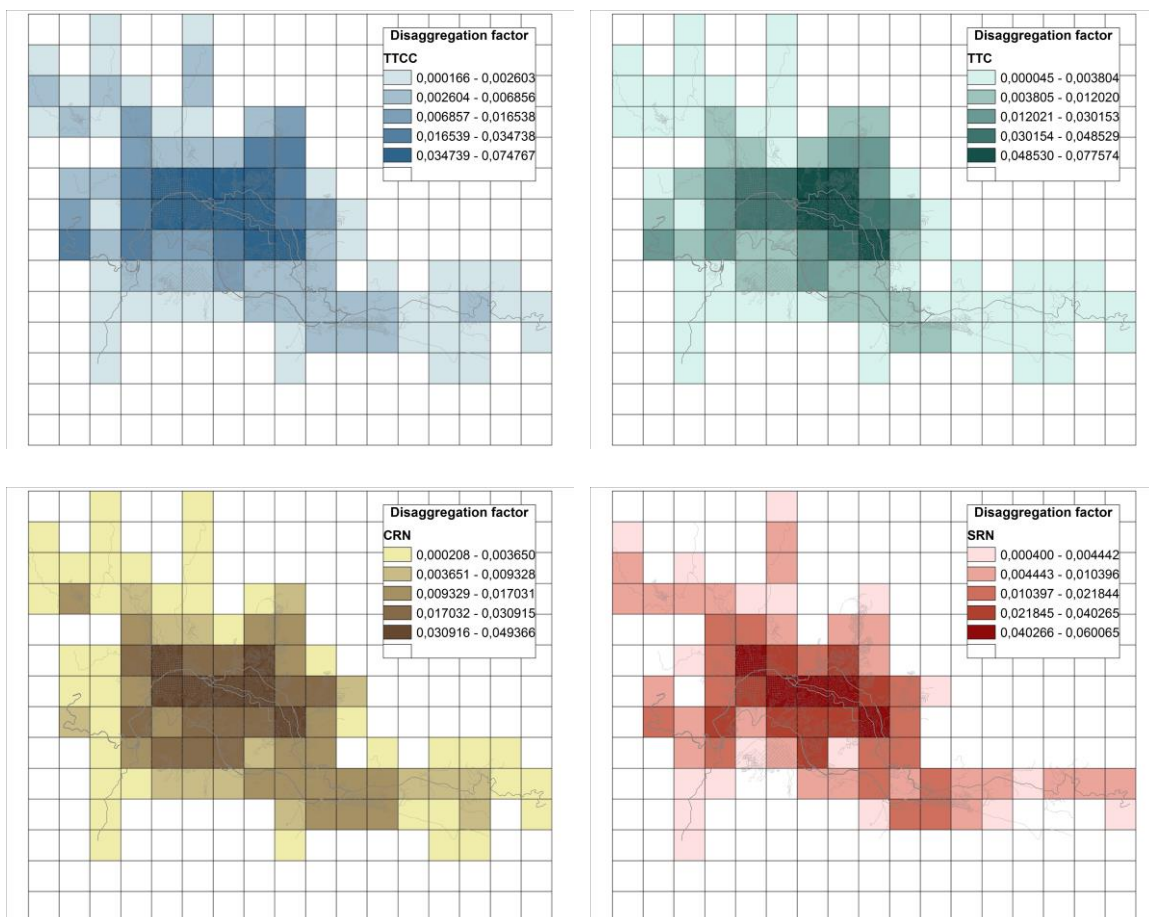
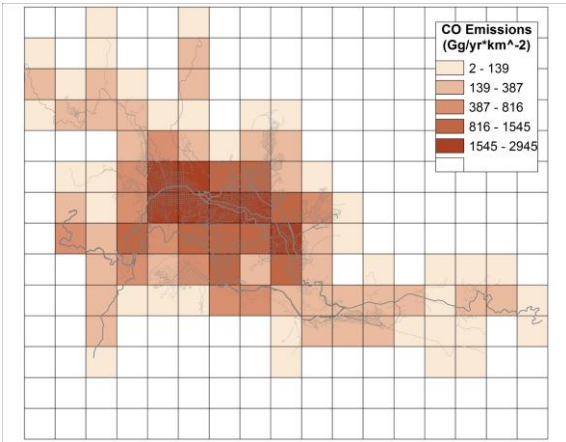
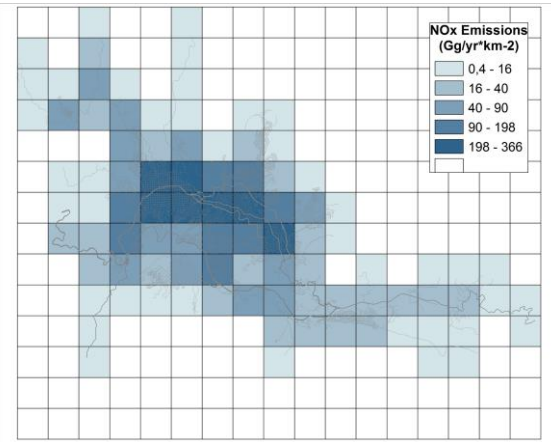


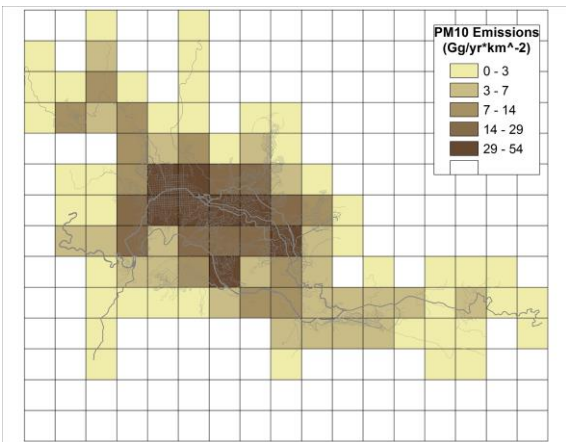
Figure A.3. Disaggregation factors obtained for simplified methods.



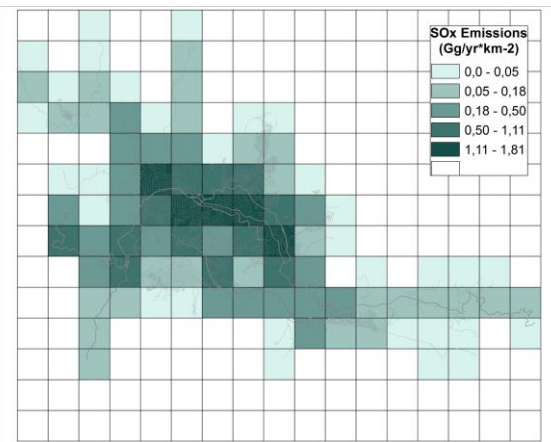
(a)



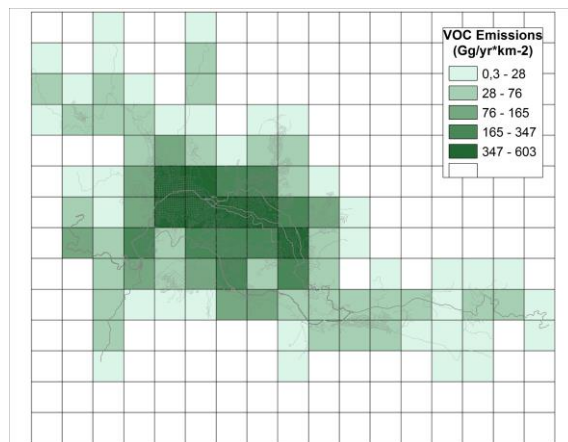
(b)



(c)

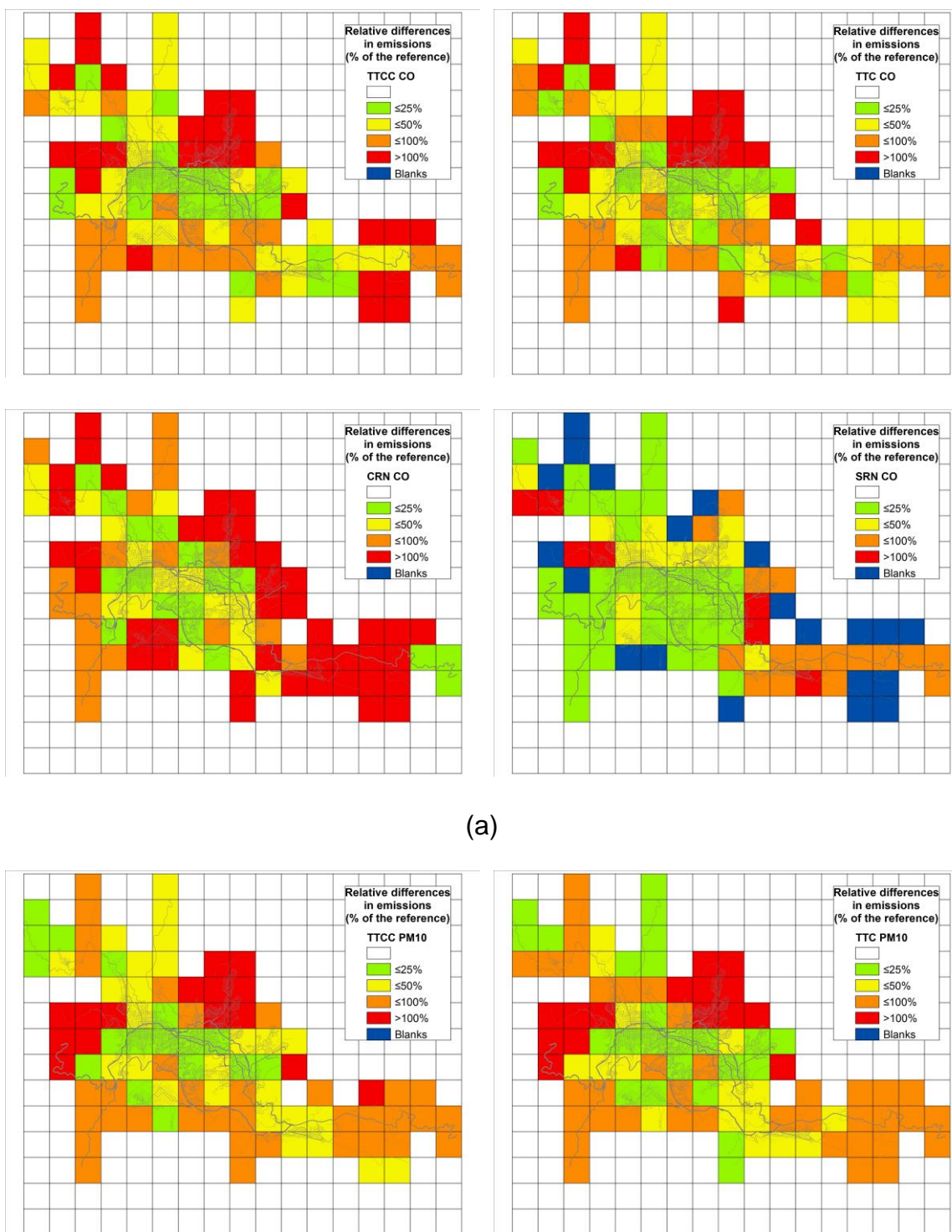


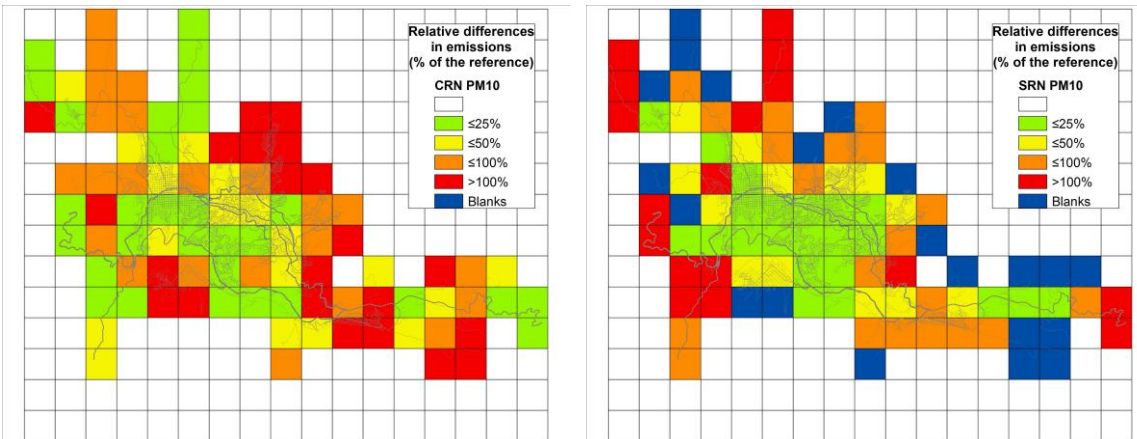
(d)



(e)

Figure A.4. Spatial distribution of emissions using reference methods. a) Carbon monoxide (CO). b) Particulate matter (PM₁₀). c) Nitrogen oxides (NO_x). d) Sulfur oxides (SO_x). d) Non-methane volatile organic compounds (NMVOC).





(b)

Figure A.5. Relative differences in emissions between reference method and simplified methodologies. a) Differences in CO emissions. b) Differences in PM₁₀ emissions.

Bibliografía

Alcaldía de Manizales. (2017). *Plan de Ordenamiento Territorial 2017-2031*. Manizales.

AMVA - Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2010). *Simulaciones especiales, Tarea 1: Optimización del inventario de emisiones atmosféricas*. Medellín.

AMVA - Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2013). *Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá, año base 2011*. Medellín.

AMVA - Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (2015). *Inventario de Emisiones Atmosféricas del Valle de Aburrá, año base 2013*. Medellín.

Arellano Rojas, C. S. (2013). Condições meteorológicas e níveis de poluição na região metropolitana de Lima - Perú. Universidade de São Paulo.

Aristizábal, B. H., González, C. M., Morales, L., Ábalos, M., & Abad, E. (2011). Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran in urban air of an Andean city. *Chemosphere*, 85(2), 170–178. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.035>

Baroni, G., & Tarantola, S. (2014). A General Probabilistic Framework for uncertainty and global sensitivity analysis of deterministic models: A hydrological case study. *Environmental Modelling and Software*, 51, 26–34. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.022>

Brown, L., Armstrong Brown, S., Jarvis, S. C., Syed, B., Goulding, K. W., Phillips, V. R., ... Pain, B. F. (2001). An inventory of nitrous oxide emissions from agriculture in the UK using the IPCC methodology: emission estimate, uncertainty and sensitivity analysis. *Atmospheric Environment*, 35, 1439–1449.

Buitrago, J. H. (2003). *Aplicación del modelo gaussiano para determinar la calidad del aire de Manizales*. Universidad Nacional de Colombia.

Campolongo, F., Cariboni, J., & Saltelli, A. (2007). An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software*, 22, 1509–1518. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.10.004>

Campolongo, F., & Saltelli, A. (1997). Sensitivity analysis of an environmental model: an application of different analysis methods. *Reliability Engineering and System Safety*, 57, 49–69.

Colville, R. N., Hutchinson, E. J., Mindell, J. S., & Warren, R. F. (2001). The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment*, 35(9), 1537–1565. [http://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00551-3](http://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00551-3)

CORPOCALDAS - Corporación Autónoma Regional de Caldas. (2014). *Medición de ruido ambiental en la ciudad de Manizales*. Manizales.

CORPOCALDAS - Corporación Autónoma Regional de Caldas. (2015). *Mediciones de ruido ambiental y elaboración del Plan de Descontaminación por Ruido en Villamaría, Caldas*. Bogotá.

CORPOCALDAS - Corporación Autónoma Regional de Caldas, & Grupo de Trabajo Académico en Ingeniería Hidráulica y Ambiental. (2016). *Apoyo y fortalecimiento de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire en la ciudad de Manizales y cuantificación de emisiones atmosféricas por fuentes móviles*. Manizales.

Costa, M., & Baldasano, J. M. (1996). Development of a source emission model for atmospheric pollutants in the Barcelona area. *Atmospheric Environment*, 30(2), 309–318. [http://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00221-J](http://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00221-J)

DAGMA - Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente. (2012). *Fortalecimiento tecnológico de la Red de Monitoreo de Calidad del Aire y evaluación de la contaminación atmosférica de la ciudad de Santiago de Cali*. Bucaramanga.

Dávila, C. P. (2015). *Desagregación espacio-temporal del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos por fuentes fijas y móviles en Cundinamarca*. Universidad Nacional de Colombia.

Davis, N., Lents, J., Osses, M., Nikkila, N., & Barth, M. (2005). Development and Application of an International Vehicle Emissions Model Transportation Research Board 81st Annual Meeting. *Transportation Research*, (January), 1–20.

DNP - Departamento de Planeación Nacional. (2017). Los costos en la salud asociados a la degradación ambiental en Colombia ascienden a \$20,7 billones. Retrieved August 28, 2017, from [https://www.dnp.gov.co/Paginas/Los-costos-en-la-salud-asociados-a-la-degradación-ambiental-en-Colombia-ascienden-a-\\$20,7-billones-.aspx](https://www.dnp.gov.co/Paginas/Los-costos-en-la-salud-asociados-a-la-degradación-ambiental-en-Colombia-ascienden-a-$20,7-billones-.aspx)

EEA - Environmental European Agency. (2007). *COPERT 4. Computer Program to calculate emissions from road transport. User's Manual (Version 5.0)*.

Elbir, T., Mangir, N., Kara, M., Simsir, S., Eren, T., & Ozdemir, S. (2010). Development of a GIS-based decision support system for urban air quality management in the city of Istanbul. *Atmospheric Environment*, 44(4), 441–454. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.11.008>

Fandiño, M., & Behrentz, E. (2009). Actualización del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá a través de mediciones directas. *Universidad de Los Andes*, 17.

Giraldo, L. (2005). *Estimación del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá e identificación de variables pertinentes*. Universidad de los Andes.

Gkatzoflias, D., Mellios, G., & Samaras, Z. (2013). Development of a web GIS application for emissions inventory spatial allocation based on open source software tools. *Computers and Geosciences*, 52, 21–33. <http://doi.org/10.1016/j.cageo.2012.10.011>

González, C. M., & Aristizábal, B. H. (2012). Acid rain and particulate matter dynamics in a mid-sized Andean city: The effect of rain intensity on ion scavenging. *Atmospheric Environment*, 60, 164–171. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.054>

González, C. M., Gómez, C. D., Rojas, N. Y., Acevedo, H., & Aristizábal, B. H. (2017). Relative impact of on-road vehicular and point-source industrial emissions of air pollutants in a medium-sized Andean city. *Atmospheric Environment*, 152, 11. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.048>

Guadalupe, J. L. (2016). *Modelación de emisiones contaminantes de fuentes móviles terrestres en Quito, Ecuador*. Universidad Técnica Federico Santa María.

Guttikunda, S. K., & Calori, G. (2013). A GIS based emissions inventory at 1 km × 1 km spatial resolution for air pollution analysis in Delhi, India. *Atmospheric Environment*, 67, 101–111. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.040>

Henríquez, P. (2007). *Estudio comparativo de actividad vehicular y modelación de emisiones para Santiago y Buenos Aires*. Universidad de Chile.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.

ISSRC - International Sustainable Systems Research Center. (2008a). *International Vehicle Emissions Model. Attachment C Characterizing Emission Variations Due to Driving Behavior from On-road Vehicles*.

ISSRC - International Sustainable Systems Research Center. (2008b). *IVE Model User's Manual Version 2.0*.

Jaramillo, M., Núñez, M. E., Ocampo, W., Pérez, D., & Portilla, G. (2004). Inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos convencionales en la zona de Cali-Yumbo. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 31(31), 38–48.

Jaramillo, M., Núñez, M. E., Ocampo, W., Pérez, D., & Portilla, G. (2005). Inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos por fuentes puntuales en la zona Cali-Yumbo (Colombia). *Ingeniería & Desarrollo*, 17, 115–129.

Jin, T., & Fu, L. (2005). Application of GIS to modified models of vehicle emission dispersion. *Atmospheric Environment*, 39(34), 6326–6333. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.07.038>

Krueger, T., Page, T., Hubacek, K., Smith, L., & Hiscock, K. (2012). The role of expert opinion in environmental modelling. *Environmental Modelling and Software*, 36, 4–18. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.01.011>

Loibl, W., Orthofer, R., & Winiwarter, W. (1993). Spatially disaggregated emission inventory for anthropogenic NMVOC in Austria. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 27(16), 2575–2590. [http://doi.org/10.1016/0960-1686\(93\)90031-S](http://doi.org/10.1016/0960-1686(93)90031-S)

Londoño, J., Correa, M. A., & Palacio, C. A. (2011). Estimación de las emisiones de contaminantes atmosféricos provenientes de fuentes móviles en el área urbana de Envigado, Colombia. *Revista Escuela de Ingeniería de Antioquia*, (16), 149–162.

Manizales Cómo Vamos. (2017). *Informe de calidad de vida, Manizales 2017*. Manizales.

MADS - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Manual de Inventario de Fuentes Puntuales (2008).

MADS - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Protocolo para el monitoreo y seguimiento de la calidad del aire - Manual de diseño de Sistemas de Vigilancia de la Calidad del Aire (2010). Bogotá.

Muñoz, C. (2008). *Inventario y análisis de emisiones atmosféricas de las fuentes fijas ubicadas en la microcuenca de la Quebrada Manizales*. Universidad Nacional de Colombia.

Ogejo, J. A., Senger, R. S., & Zhang, R. H. (2010). Global sensitivity analysis of a process-based model for ammonia emissions from manure storage and treatment structures. *Atmospheric Environment*, 44(30), 3621–3629. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.053>

OMS - Organización Mundial de la Salud. (2014, May 7). La calidad del aire se está deteriorando en muchas de las ciudades del mundo. Retrieved November 4, 2015, from http://www.paho.org/arg/index.php?option=com_content&view=article&id=1314:la-calidad-del-aire-se-esta-deteriorando-en-muchas-de-las-ciudades-del-mundo&Itemid=228

Ossés de Eicker, M., Zah, R., Triviño, R., & Hurni, H. (2008). Spatial accuracy of a simplified disaggregation method for traffic emissions applied in seven mid-sized Chilean cities. *Atmospheric Environment*, 42(7), 1491–1502. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.10.079>

Parra, R., Jiménez, P., & Baldasano, J. M. (2006). Development of the high spatial resolution EMICAT2000 emission model for air pollutants from the north-eastern

Iberian Peninsula (Catalonia, Spain). *Environmental Pollution*, 140(2), 200–219. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.07.021>

Peñaloza, N. (2010). *Distribución espacial y temporal del inventario de emisiones provenientes de las fuentes móviles y fijas de la ciudad de Bogotá, D.C.* Universidad Nacional de Colombia.

Pham, T. B. T., Manomaiphiboon, K., & Vongmahadlek, C. (2008). Development of an inventory and temporal allocation profiles of emissions from power plants and industrial facilities in Thailand. *The Science of the Total Environment*, 397(1–3), 103–118. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.01.066>

Puliafito, S. E., Allende, D., Pinto, S., & Castesana, P. (2015). High resolution inventory of GHG emissions of the road transport sector in Argentina. *Atmospheric Environment*, 101, 303–311. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.040>

Pulido, D. G. (2012). *Efecto Invernadero Para La Región Cundinamarca – Bogotá.* Universidad Nacional de Colombia.

Pulles, T., & Heslinga, D. (2009). *The Art of Emission Inventorying.* Utrecht: TNO. <http://doi.org/10.13140/RG.2.1.2082.8007>

Quiñones, L. (2012). *Evaluación de los inventarios de emisiones de fuentes móviles de Bogotá mediante datos de la Red de Calidad de Aire.*

Robra, J. P. (2010). *An emissions inventory of air pollutants for the city of Bogotá, Colombia.* École Polytechnique Fédérale de Lausanne.

Rodríguez, P., & Behrentz, E. (2009). Actualización del inventario de emisiones de fuentes móviles para la ciudad de Bogotá a través de mediciones directas. *MIC Universidad de Los Andes*, 17.

Rojas, A. L. (2015). *Estimación de emisiones de contaminantes provenientes de fuentes móviles en la jurisdicción CAR.* Universidad Nacional de Colombia.

Rypdal, K., & Flugsrud, K. (2001). Sensitivity analysis as a tool for systematic reductions in greenhouse gas inventory uncertainties. *Environmental Science & Policy*, 4(2001), 117–135.

Saide, P. (2008). *Emisiones de monóxido de carbono en Santiago de Chile: Distribución espacial y optimización por modelación inversa.* Universidad de Chile.

Saide, P., Zah, R., Osses, M., & Ossés de Eicker, M. (2009). Spatial disaggregation of traffic emission inventories in large cities using simplified top-down methods. *Atmospheric Environment*, 43(32), 4914–4923. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.07.013>

Salguero, Y. (2014). *Inventario preliminar de emisiones por fuentes móviles para la ciudad de Manizales.* Universidad Nacional de Colombia.

Saltelli, A., Tarantola, S., & Chan, K. P. S. (1999). A quantitative model-independent method for global sensitivity analysis of model output. *Technometrics*, *41*(1), 39–56.

Shu, Y., & Lam, N. S. N. (2011). Spatial disaggregation of carbon dioxide emissions from road traffic based on multiple linear regression model. *Atmospheric Environment*, *45*(3), 634–640. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.10.037>

SIAC - Sistema de Información Ambiental de Colombia. (2011). Estudios de calidad del aire: Contaminación del aire un problema de salud pública. Retrieved November 3, 2015, from <https://www.siac.gov.co/contenido/contenido.aspx?catID=466&conID=606>

Tuia, D., Ossés de Eicker, M., Zah, R., Osses, M., Zarate, E., & Clappier, A. (2007). Evaluation of a simplified top-down model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-sized cities. *Atmospheric Environment*, *41*(17), 3658–3671. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.12.045>

US EPA - United States Environmental Protection Agency. (n.d.). How does an emissions inventory contribute to the air quality management process? Retrieved August 28, 2017, from <https://www.epa.gov/air-quality-management-process/emissionsinventory#contrib>

US EPA - United States Environmental Protection Agency. (1995). *AP-42: Compilation of Air Pollutant Emission Factors*.

US EPA - United States Environmental Protection Agency. (2013). *Recommended Procedures for Development of Emissions Factors and Use of the WebFIRE Database Development of Emissions Factors and Use of the WebFIRE Database*.

US EPA - United States Environmental Protection Agency. (2014). *MOVES2014a User Guide*.

Uusitalo, L., Lehtikainen, A., Helle, I., & Myrberg, K. (2015). An overview of methods to evaluate uncertainty of deterministic models in decision support. *Environmental Modelling and Software*, *63*, 24–31. <http://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.09.017>

Vara-Vela, Á. L. (2013). *Avaliação do impacto da mudança dos fatores de emissão veicular na formação de ozônio troposférico na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP)*. Universidade de São Paulo.

Waked, A., & Afif, C. (2012). Emissions of air pollutants from road transport in Lebanon and other countries in the Middle East region. *Atmospheric Environment*, *61*, 446–452. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.064>

Zárate, E. (2007). *Understanding the origins and fate of air pollution in Bogotá, Colombia*. École Polytechnique Fédérale de Lausanne.

Zárate, E., Carlos Belalcázar, L., Clappier, A., Manzi, V., & Van den Bergh, H. (2007). Air quality modelling over Bogotá, Colombia: Combined techniques to

estimate and evaluate emission inventories. *Atmospheric Environment*, 41(29), 6302–6318. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.03.011>

Zhang, Q., Wei, Y., Tian, W., & Yang, K. (2008). GIS-based emission inventories of urban scale: A case study of Hangzhou, China. *Atmospheric Environment*, 42(X), 5150–5165. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.02.012>