EVALUACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS VIALES URBANOS: ADAPTACIONES INTERNACIONALES EN SALUD PÚBLICA PARA BOGOTÁ D.C. (COLOMBIA)

ANGÉLICA VANESSA GOYA HEREDIA

UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

FACULTAD DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

MAESTRÍA EN DESARROLLO SUSTENTABLE Y GESTIÓN AMBIENTAL

BOGOTÁ D.C.

2020

EVALUACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS VIALES URBANOS: ADAPTACIONES INTERNACIONALES EN SALUD PÚBLICA PARA BOGOTÁ D.C. (COLOMBIA)

INVESTIGADORA

ING. ANGÉLICA VANESSA GOYA HEREDIA

DIRECTOR

Ph.D. CARLOS ALFONSO ZAFRA MEJÍA

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN

GESTIÓN DE SISTEMAS AMBIENTALES

UNIVERSIDAD DISTRITAL FRANCISCO JOSÉ DE CALDAS

FACULTAD DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

MAESTRÍA EN DESARROLLO SUSTENTABLE Y GESTIÓN AMBIENTAL

BOGOTÁ D.C.

2020

Nota de aceptación:

_____

_____

_____

_____

_____

Firma del jurado

_____

Firma del jurado

Bogotá D.C., 2020

AGRADECIMIENTOS

En este espacio deseo agradecer a todos los que participaron con su apoyo en la preparación de esta tesis de maestría.

Mi primer agradecimiento es al profesor Carlos Alfonso Zafra Mejía, quien me brindó la oportunidad de llevar cabo el tema de investigación, me asesoró y supervisó constantemente, examinando a detalle y en profundidad el desarrollo del mismo con impecable profesionalismo.

Un agradecimiento especial al Dr. Gonzalo Ernesto Díaz Murillo, quien me asesoró desde el punto de vista médico sobre las implicaciones de la contaminación en la salud pública de Bogotá.

A mis compañeros Catalina Fuentes y Wladimir Uribe por su continua motivación.

A mi madre y mi padre por su paciencia y constante apoyo.

Por último, a mi esposo Marcel G., ya que sin él este trabajo simplemente no hubiera sido posible.

ILDP.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN 14

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA 16

2. JUSTIFICACIÓN 18

3. OBJETIVOS 20

3.1. Objetivo general 20

3.2. Objetivos específicos 20

4. MARCO TEÓRICO 21

4.1. Ambientes urbanos 21
4.1.1. Generalidades de la contaminación urbana 21
4.1.2. Contaminación industrial 22
4.1.3. Contaminación generada por el tráfico vehicular 22
4.1.4. Sedimentos viales urbanos 23

4.2. Riesgos de salud pública por exposición a sedimentos viales contaminados con MP 25

4.3. Estudio de MP en sedimentos viales 29
4.3.1. Métodos para estimar la contaminación y riesgos sobre la salud 30
4.3.2. Geoestadística y SIG en la evaluación de SV contaminados 31

4.4. Experiencias nacionales e internacionales en el estudio de MP en suelos urbanos 32

5. MATERIALES Y MÉTODOS 34

5.1. Descripción y caracterización del lugar de investigación 35
5.1.1. Localización geográfica del área de estudio 35
5.1.2. Caracterización del área de estudio 35
5.1.3. Morbilidad y mortalidad en los lugares de estudio 40

5.2. Sistema de recolección de la información 40
5.2.1. Revisión de métodos de evaluación de sedimentos viales 40
5.2.2. Selección de programas estadísticos 41
5.2.3. Selección de métodos de interpolación 41

5.3. Análisis de la información 42
5.3.1. Métodos de evaluación por nivel de enriquecimiento metálico 44
5.3.1.1. Factor de contaminación y grado de contaminación 44

5.3.1.2. Índice de geo-acumulación 44
5.3.1.3. Factor de enriquecimiento 44
5.3.1.4. Índice de carga de contaminación multielemento 45
5.3.2. Métodos de evaluación de riesgos ambientales 45
5.3.3. Métodos de evaluación de riesgos para la salud 46
5.3.3.1. Cociente de riesgo no cancerígeno e índice de riesgo no cancerígeno 47
5.3.3.2. Índice de riesgo cancerígeno 48
5.3.3.3. Índice de polución e índice de polución integrada 48
5.3.4. Correlación entre variables representativas 49
5.3.5. Pronósticos de MP para los métodos de evaluación en la ciudad de Bogotá 49
5.3.6. Desarrollo y análisis geoespacial 50

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 51

6.1. Orden de importancia de los métodos de evaluación 51
6.1.1. Evaluación por nivel de enriquecimiento metálico 53
6.1.2. Evaluación de riesgos ambientales 54
6.1.3. Evaluación de riesgos para la salud 54

6.2. Contenido de metales pesados con relación al tráfico vehicular 56
6.2.1. Metales pesados asociados con SV 56
6.2.2. Análisis para la fracción de tamaño < 2000 μm del SV 59
6.2.3. Análisis para la fracción de tamaño < 250 μm del SV 61
6.2.4. Metales pesados según el uso de suelo 64
6.2.5. Pronósticos de MP en SV para la ciudad de Bogotá 65

6.3. Riesgos para el ambiente y la salud pública por la exposición a los SV 67
6.3.1. Contaminación por enriquecimiento metálico 67
6.3.2. Riesgos ambientales 72
6.3.3. Riesgos para la salud pública 76
6.3.4. Límites de seguridad para protección de la salud pública 83

7. CONCLUSIONES 87

8. RECOMENDACIONES 90

BIBLIOGRAFÍA 92

ANEXOS 109

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Sedimento vial en vías de bajo tránsito vehicular y vías con alto tránsito vehicular. ... 26

Figura 2. Diagrama de flujo de las fases del estudio. ... 34

Figura 3. Puntos de aforo vehicular por localidad. ... 39

Figura 4. Modelo de regresión lineal TPD Vs MP ... 65

Figura 5. Distribución espacial del índice de geo-acumulación – Igeo ... 69

Figura 6. Distribución espacial del índice de carga de contaminación - PLI ... 71

Figura 7. Distribución espacial del factor de riesgo ecológico – Er ... 74

Figura 8. Distribución espacial del riesgo ecológico - RI ... 75

Figura 9. Distribución espacial del índice de riesgo - HI para niños y adultos ... 79

Figura 10. Distribución espacial del índice de riesgo total - HItotal para niños y adultos ... 81

Figura 11. Categorización de las vías según el TPD límite. ... 86

Figura 12. Desagregación espacial de material particulado ... 86

Figura 13. Modelo de regresión lineal TPD Vs I_{geo} ... 119

Figura 14 Modelo de regresión lineal TPD Vs PLI y TPD Vs RI ... 119

Figura 15. Categorización de los centros educativos según el nivel de exposición ... 135

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de los MP y riesgos para la salud humana 27

Tabla 2. Concentraciones permitidas para PM_{10} y algunos MP asociados (Pb, Ni, y Cd) 29

Tabla 3. Límites máximos de MP en (mg/kg) para diferentes usos de suelo urbano por área de actividad 32

Tabla 4. Normatividad ambiental colombiana sobre recursos aire, agua y suelo 33

Tabla 5. Atributos de las principales vías de aforo vehicular de Bogotá. 36

Tabla 6. Categorización de las variables identificadas en las bases de datos Springer y ScienceDirect 43

Tabla 7. Categorías de contaminación por enriquecimiento metálico 45

Tabla 8. Clasificación del potencial de riesgo ecológico individual e integrado 46

Tabla 9. Factores de exposición para modelos de dosis diarias ADD y LADD 46

Tabla 10. Dosis de referencia y factor gradiente de toxicidad 47

Tabla 11. Categorías para el índice de polución e índice polución integrado 48

Tabla 12. Frecuencia de citación y distribución geográfica de los métodos de evaluación del SV. 52

Tabla 13. Concentraciones de fondo en suelos para MP (mg/kg) 53

Tabla 14. Concentración media de MP en SV a partir del TPD 57

Tabla 15. Matriz de correlación entre variables con la fracción < 2000 μm 60

Tabla 16. Matriz de correlación entre variables con la fracción < 250 μm 61

Tabla 17. Fuentes de MP relacionadas con el tráfico vehicular 63

Tabla 18. Diferencias de los pronósticos con estudio de referencia 66

Tabla 19. Cociente de riesgo no cancerígeno - HQ e índice de riesgo - HI (niños y adultos mayores) 76

Tabla 20. Correlación entre Pb, Cr y mortalidad por IRA en niños y adultos mayores 80

Tabla 21. Pronóstico de TPD máximo y mínimo con base en límites de referencia (Pb, Cu y Ni) 83

Tabla 22. ACP y varianza acumulada para la matriz de datos < 2000 µm 109

Tabla 23. Valores propios para CP1, CP2 CP3 y CP4 109

Tabla 24. ACP y varianza acumulada para la matriz de datos < 250 µm 109

Tabla 25. Valores propios para CP1, CP2 CP3 y CP4 109

Tabla 26. Pronósticos de las concentraciones de MP en SV 110

Tabla 27. Categorización del índice de geo acumulación - I_{geo} 113

Tabla 28. Categorización del factor de contaminación e índice de carga multielemento - PLI . 116

Tabla 29. Categorización del factor de riesgo potencial - Er e índice de riesgo potencial ecológico - RI 120

Tabla 30. Cociente de riesgo no cancerígeno - HQ e índice de riesgo no cancerígeno - HI (niños menores de 6 años)..... 123

Tabla 31. Cociente de riesgo no cancerígeno - HQ e índice de riesgo no cancerígeno - HI (adultos) 127

Tabla 32. Mortalidad por causas cardiovasculares y morbilidad por IRA 131

Tabla 33. Dosis diaria promedio de por vida - LADD e índice de riesgo cancerígeno - CR 132

Tabla 34. Centros educativos en área de alto riesgo..... 136

RESUMEN

Los sedimentos viales (SV) son formaciones complejas que presentan elevadas concentraciones de contaminantes orgánicos e inorgánicos, como por ejemplo metales pesados (MP); esto en comparación con los niveles de fondo de áreas aledañas. En ambientes viales se ha podido determinar la relación entre el tráfico vehicular y el contenido de MP en SV, es por esto que a nivel mundial se ha hecho uso de métodos estadísticos con los que se han podido identificar las posibles fuentes (e.g., pastillas de frenos, llantas, desgastes de componentes móviles), así como de métodos para la evaluación del grado de acumulación de contaminantes en suelos; logrando una mejor comprensión en cuanto a los niveles de enriquecimiento, su potencial tóxico y los riesgos asociados por la exposición de estos en el ambiente y en la salud pública.

Para el caso de Bogotá, se hizo uso de la relación encontrada a nivel mundial y local entre el tráfico promedio diario (TPD) y la concentración en tiempo seco de MP en los SV para la fracción de tamaño < 250 μm, para pronosticar el grado de polución de seis de los MP más reportados en la literatura (i.e., Pb, Cu, Zn, Cr, Ni y Cd) y las posibles fuentes, a través del análisis de componentes principales (ACP). A partir de estos datos y con el uso del índice de geo-acumulación (I_{geo}) e índice de polución integrada (IPI), se lograron identificar los puntos de la ciudad con mayores grados de enriquecimiento metálico y, así mismo, mediante el índice de riesgo ecológico (RI) se determinaron los sectores en donde la comunidad biológica presentó la mayor sensibilidad. A través de los índices de riesgo cancerígeno (CR) y no cancerígeno (HI) se pudo hacer una primera aproximación del riesgo sobre la comunidad infantil y adulta por la exposición a los MP contenidos en los SV de la ciudad.

Como conclusiones, se logró establecer según los niveles de fondo a nivel mundial que el Ni y Cr son los MP que menor enriquecimiento presentaron. Por otra parte, el Pb fue el MP que mayor

I_{geo} arrojó dentro del análisis y el de mayor aporte dentro de la evaluación multielemento presentado a través del IPI. Por otro lado, se identificó un riesgo ambiental entre moderado y considerable dentro del área de influencia de las vías más con mayor TPD de las localidades de Kennedy, Suba y Barrios Unidos. Así mismo, se determinó que los riesgos no cancerígenos para la comunidad infantil por la exposición a MP son mayores que para la comunidad adulta, y están principalmente asociados por la ingestión de partículas de sedimento, siendo el Pb y Cr por su alto grado de toxicidad los MP que mayor aportaron en la evaluación integrada multielemento; mientras que la evaluación del riesgo cancerígeno no mostró ningún riesgo significativo para desarrollar cáncer en edad adulta.

Finalmente, se recomienda desarrollar estudios para la determinación de los valores de fondo correspondientes a la ciudad de Bogotá, así como la toma de muestras de un mayor número de puntos que identifiquen con mejor precisión la heterogeneidad del uso del suelo característico de las diferentes localidades de la ciudad; para que de esta manera se pueda identificar con precisión el nivel de la contaminación y su afectación en el ambiente y sobre la salud pública urbana.

Palabras clave: Metales pesados, sedimentos viales, nivel de enriquecimiento, riesgo ecológico, salud pública, geoestadística.

ABSTRACT

Road sediments (SV) are complex formations that have high concentrations of organic and inorganic pollutants such as heavy metals (MP), this compared to the background levels of surrounding areas. In road environments it has been possible to determine the relationship between vehicular traffic and the content of MP in SV, that is why worldwide, statistical methods have been used to identified the possible sources (e.g., brake pads, tires and wear of moving components), as well as methods for assessing the degree of accumulation of pollutants in soils; achieving a better understanding in terms of enrichment levels, toxicity potential and the risks associated with their exposure to the environment and public health.

In the case of Bogotá, we used the relationship found worldwide and locally between the average daily traffic (TPD) and the dry season concentration of MP in the SV for the size fraction <250 μm, to predict the degree of pollution of six of the most reported MPs in the literature (i.e., Pb, Zn, Cu, Cd, Ni and Cr) and the possible sources, through principal component analysis (ACP). From these data and with the use of the geo-accumulation index (I_{geo}) and integrated pollution index (IPI), it was possible to identify the points of the city with the highest degrees of metallic enrichment and, also, through the ecological risk index (RI) it was determined the sectors where the biological community has the highest sensitivity. Through the carcinogenic (CR) and non-carcinogenic (HI) risk indices, a first approximation of the risk could be made on the child and adult community due to exposure to the MPs contained in the city's SV.

As conclusions, it was possible to establish according to the background levels worldwide, that Ni and Cr are the MPs that presented the lowest enrichment. On the other hand, the Pb was the MP with highest I_{geo} and the one with the greatest contribution in the multi-element assessment evaluated through the IPI. Otherwise, an environmental risk between moderate and considerable

was identified within the area of influence of the roads with the greatest TPD in the localities of Kennedy, Suba and Barrios Unidos. Likewise, it was determined that the non-carcinogenic risks for the children's community due to exposure to MP are greater than for the adult community, and are mainly associated with the ingestion of sediment particles, where the Pb and Cr, due to their high toxicity, are the MPs that most contribute in the integrated multi-element assessment; while the carcinogenic risk assessment showed no significant risk for developing cancer in adulthood.

Finally, it is recommended to develop studies for the determination of the background values corresponding to the city of Bogotá, as well as the sampling of a greater number of points that better identify the heterogeneity of the land use characteristic of the different localities in the city; so that in this way the level of pollution and its impact on the environment and urban public health can be accurately identified.

Keywords: Heavy metals, road sediments, enrichment level, ecological risk, public health, geostatistics.

INTRODUCCIÓN

El aumento demográfico en las áreas urbanas se encuentra asociado con el incremento del parque automotor, que trae consigo la densificación del tráfico promedio diario (TPD); generando una alta carga de contaminantes en los sedimentos viales (SV), los cuales presentan elevadas concentraciones de elementos peligrosos para la salud humana y el ambiente (Jiménez, 2015; SDA, 2011) . Dentro de los elementos metálicos que se encuentran relacionados con los SV están referenciados el Cd, Cu, Pb y Zn, metales pesados (MP) nocivos por sus características de acumulación en el cuerpo humano, en los cuerpos hídricos, suelo y aire (J. Ma y Singhirunnusorn, 2012).

La importancia en el entendimiento de las anteriores relaciones radica en su impacto sobre la salud pública, debido a la inminente exposición de las personas a estos ambientes contaminados, presentando afectaciones alérgicas en la piel, malestares estomacales, enfermedades respiratorias, cáncer, e incluso la muerte (Lenntech, 2018; Oskarsson et al., 1995; Romero, 2009; USEPA, 1998). Por lo anterior, el uso de índices de contaminación y de análisis de efectos sobre el medio natural y la salud humana junto con los sistemas de información geográfica (SIG) son herramientas fundamentales para hacer un análisis comparativo de las concentraciones y la distribución de MP en SV de la ciudad de Bogotá.

La presente propuesta de investigación aborda dicho análisis en las principales vías de la capital colombiana teniendo como marco de referencia investigaciones locales e internacionales en salud pública y contaminación ambiental, para lo cual se plantea una metodología investigativa desarrollada a través de tres secciones en el capítulo de resultados y discusión, para así lograr el alcance de los objetivos propuestos:

En la primera sección se analizó la información obtenida de una revisión sistemática de literatura realizada a nivel internacional de los documentos que hicieron referencia a la evaluación de la contaminación de SV, lo cual permitió obtener una matriz de datos para el desarrollo de los modelos matemáticos con mejor ajuste para las predicciones del contenido de MP sobre las principales vías en la ciudad de Bogotá; y por otro lado, el poder contar con el soporte científico sobre los métodos técnicos más adecuados por utilizar para su análisis.

La segunda sección permitió hacer una caracterización del lugar de estudio mediante el procesamiento y análisis de la matriz de datos internacional sobre el contenido de MP según el TPD en las principales vías de la ciudad, y de las principales metodologías de evaluación de contaminación identificadas en la primera sección; para determinar el riesgo ambiental y sobre la salud por exposición a los MP más reportados en la bibliografía seleccionada. Lo anterior, analizando los resultados bajo los parámetros y la legislación internacional de referencia seleccionada.

En la tercera sección se elaboraron productos cartográficos haciendo uso de herramientas geoestadísticas (SIG), que permiten visualizar por zonas los diferentes niveles de afectación por MP en la ciudad de Bogotá y analizar los resultados obtenidos en los capítulos anteriores, para poder evaluar las afectaciones sobre la salud pública debido a la presencia de MP en SV.

Finalmente, el análisis y desarrollo de la información descrita sirvió como insumo para plantear las conclusiones y recomendaciones resultantes del pronóstico de los escenarios críticos del contenido de MP en los SV de la ciudad.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El 50% de la población mundial vive en ciudades y se espera que para el año 2050 este porcentaje se incremente hasta un 66% (ONU, 2014). Lo anterior trae como consecuencia el aumento del área urbana, que contribuye de manera significativa al incremento de las cargas contaminantes y esto unido a la falta de planeación y políticas públicas que promuevan la gestión ambiental orientada al uso sostenible de los recursos naturales, genera una problemática que requiere de un mayor entendimiento para poder afrontar las implicaciones potenciales que esta conlleva para su población. La ciudad de Bogotá se encuentra dentro de este marco de ciudades en crecimiento demográfico, además carece de un análisis técnico de las problemáticas ambientales que permita comprender los factores y procesos que influyen en la contaminación y sus efectos potencialmente negativos sobre la salud pública y el ambiente.

En el medio urbano se generan contaminantes provenientes de fuentes puntuales (e.g., lixiviación y vertidos incontrolados de aguas residuales). Sin embargo, también se originan cargas contaminantes de carácter no puntual causadas por fuentes difusas, que se acumulan en los SV y movilizan a lo largo de los corredores viales con elementos contaminantes como los MP. Esta clase de contaminación implica muchas incertidumbres debido a la dificultad en su cuantificación y a la dependencia de la interacción de varios factores, como el tipo de ocupación y uso del suelo, las características del terreno y el clima de las áreas urbanas (Aesabesp, 2008).

Asociado al crecimiento urbano se encuentra el aumento de los corredores viales y el parque automotor. En Bogotá, se destacan los vehículos como los mayores emisores de contaminantes por fuentes móviles en la ciudad, manteniendo una estrecha relación con el tránsito promedio diario o TPD (Jiménez, 2015; SDA, 2011). De los contaminantes presentes en corredores viales, los generados por los combustibles han sido los más estudiados; sin embargo, se ha pasado por alto

otros contaminantes asociados con el desgaste de las llantas, los frenos, y el pavimento, por lo que en la ciudad de Bogotá se han dejado de considerar y analizar otros elementos contaminantes generados en corredores viales (e.g., MP, metaloides y pesticidas).

De lo anterior, se observa que con el aumento y concentración de la población se complejizan las relaciones que se presentan entre la contaminación ambiental y el medio urbano y aunque existe una extensa normatividad colombiana y distrital (e.g., Decreto 174 de 2006), donde se exige la adopción de medidas para reducir la contaminación y mejorar la calidad de los sistemas ambientales; no se evidencia una articulación que permita evaluar el grado de impacto sobre el deterioro de la salud pública y ambiental frente a la exposición con agentes contaminantes como los MP, los cuales están en constante emisión y transporte dentro de las masas de aire, depositándose y acumulándose en el SV y cuya fracción potencialmente respirable desde el punto de vista de salud pública (i.e., < 10 μm) es la que contiene mayor concentración de Pb y Cu, y por tanto la más susceptible de ser incorporada en el cuerpo humano por inhalación, ingestión o contacto dérmico (Zafra et al., 2015).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) reporta que para las regiones en desarrollo un 25% de todas las muertes son atribuibles a causas ambientales (Prüss-Üstün y Corvalán, 2006); sin embargo, con la poca información con que se cuenta para identificar los focos más relevantes en cuanto a la exposición de la población es difícil determinar su afectación real, e impide disminuir los elevados costos económicos generados por los daños ambientales y sociales, que en Colombia según Larsen (2004) representan cerca de 1500 billones de pesos anuales.

A partir de la problemática expuesta, surgió entonces la siguiente pregunta de investigación: ¿El contenido de MP en los SV de la ciudad de Bogotá (Colombia) representa un riesgo para la salud pública y el ambiente urbano?

2. JUSTIFICACIÓN

El crecimiento demográfico y la ampliación del área urbana en ciudades como Bogotá implica la necesidad de generar soluciones y lineamientos que favorezcan el desarrollo sustentable de la región, definiendo como primer paso la necesidad en el entendimiento de los factores que influyen negativamente sobre la calidad de vida de sus habitantes. Según la CEPAL (2017), Colombia aparece como uno de los países con la peor distribución de ingreso en la región. Esta falta de poder adquisitivo y de inequidad en la distribución de ingresos trae como consecuencia desigualdades sociales, la cual es revelada tras la medición de las perdidas en la salud y la contaminación de los recursos hídricos, aire y suelo. Por lo tanto, en el marco de la responsabilidad ambiental, prevención y protección de los recursos naturales, se ve la necesidad de dirigir investigaciones para la identificación de áreas contaminadas asociadas a diferentes actividades antrópicas.

En el medio urbano se genera una gran cantidad de contaminantes, de los cuales los MP como el Cu, Cr, Cd, Ni, Pb y Zn presentan un especial interés por su alto impacto en el medio y la salud pública debido a su elevada toxicidad. Su análisis en SV es un tema que a nivel distrital se ha realizado sobre algunas superficies viales y cuyos resultados han arrojado los primeros indicios que llevan a plantear la necesidad de generar lineamientos ambientales, que los tomen en cuenta como un agente relevante en el deterioro de la salud de los ciudadanos. Sin embargo, en países más desarrollados, este tema se ha venido manejando más ampliamente, por lo que cuentan con una valiosa experiencia y bases de datos que nos brindará una alternativa de análisis de la temática. De esta manera, se podrán adaptar a nuestras condiciones y así llevar a cabo el desarrollo de un modelo que relacionará el contenido de MP en el SV de los principales corredores viales de Bogotá y su tráfico promedio diario (TPD), para poder categorizar las vías y comparar las concentraciones

obtenidas con la respectiva legislación de referencia para la protección de la salud humana y el ambiente.

Una de las herramientas de análisis con las que se cuenta, es la elaboración de mapas temáticos. Una cartografía del tema brindará a las instituciones a cargo de la gestión ambiental, movilidad, transporte y salud del distrito una visión del panorama de la ciudad las concentraciones de MP en los principales corredores viales de Bogotá. Lo anterior permitirá también actuar ante cualquier riesgo para la población aledaña y así generar medidas de control dentro del marco del desarrollo sustentable, que se traduzcan en la reducción de los costos sociales y económicos que genere la contaminación en la ciudad.

Finalmente, este proyecto permitirá fortalecer la línea de investigación en Gestión de Sistemas Ambientales de la maestría en Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental. Adicionalmente, fortalecerá el grupo de Investigación para el Desarrollo Sostenible (INDESOS) a través de una investigación orientada a generar respuestas en torno al contenido de MP en los SV, que permita explicar una de las problemáticas que se generan por los procesos de desarrollo territorial en el marco de salud pública y ambiental en la ciudad de Bogotá.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Evaluar el contenido de metales pesados (MP) asociados con los sedimentos viales de la ciudad de Bogotá D.C. (Colombia) teniendo como marco de referencia investigaciones locales e internacionales en salud pública y contaminación ambiental urbana.

3.2. Objetivos específicos

- Realizar una revisión de los métodos de evaluación por contaminación de MP en sedimentos asociados a corredores viales durante los años 1980-2018 a partir de información nacional e internacional de referencia.

- Estudiar la relación entre la concentración de MP contenidos en los sedimentos viales y el TPD de los principales sectores de la ciudad de Bogotá.

- Identificar puntos críticos por salud pública y contaminación ambiental en la ciudad de Bogotá mediante la aplicación de los principales métodos de evaluación detectados, para elaborar productos cartográficos de gestión en el marco de la salud pública y el ambiente.

4. MARCO TEÓRICO

4.1. Ambientes urbanos

El territorio urbanizado se está expandiendo, albergando alrededor de la mitad de la humanidad en la actualidad, y con un pronóstico de casi un 60% (5000 millones de personas) dentro de las próximas dos décadas (ONU, 2014). La diversidad de factores que hacen parte del ambiente urbano se representa por la interacción de los componentes sociales, bióticos y abióticos, los cuales son modificados constantemente dentro de las dinámicas que se generan dentro de la construcción de ciudades. Esto mismo hace que el análisis de las problemáticas urbanas deba ser abordadas bajo una mirada integradora y diferenciando cada componente dentro del paisaje (e.g., sus flujos e intercambios de materia y energía entre la atmósfera, la vegetación, las edificaciones, la industria y las vías de transporte).

4.1.1. Generalidades de la contaminación urbana

La inadecuada planificación de los espacios urbanos trae consigo diferentes problemáticas ambientales asociadas al aumento de la contaminación, que para el año 2012 se le atribuyó 3.7 millones de muertes, de las cuales cerca de 3.3 millones (88%) se presentaron en países de bajos a medianos ingresos, los cuales representan más del 80% de la población mundial (OMS, 2012).

En Colombia, aproximadamente el 50% de la población vive en zonas urbanas de más de 100.000 habitantes lo que genera efectos en la salud relacionados principalmente con la contaminación atmosférica, la cual ha aumentado constantemente y a la que se le reconoce como una amenaza para la salud humana, incluso en bajas dosis, siendo la causante de muertes prematuras a causa de complicaciones como la cardiopatía, accidente cerebrovascular, enfermedad pulmonar, infecciones del tracto respiratorio y cáncer de pulmón, enfermedades que se encuentran entre las diez principales causas de muerte en el mundo (OMS, 2016). Esto hace evidente que la

mayor parte de los costos inherentes a la contaminación atmosférica urbana está ligada a la morbilidad y mortalidad en las poblaciones más vulnerables (Sánchez et al., 2006).

4.1.2. Contaminación industrial

Dentro de los mayores niveles de contaminación presentes en las zonas urbanas se encuentran las fuentes industriales; en nuestro país cerca del 74% de la población habita en estas zonas, pero la diversidad de tamaños, el gran número de estas y su crecimiento desordenado ha sobrepasado la capacidad de monitoreo y control de la autoridad ambiental (IDEAM, 2012).

En la ciudad de Bogotá se ha determinado que la industria aporta cerca del 60% de uno de los contaminantes criterio más complejos: el material particulado, con alto contenido de algunos MP (e.g., Pb, Cr, Cu, Mn y Zn) siendo algunos sectores, como la zona occidental, en las localidades de Puente Aranda, Kennedy y Fontibón, las que presentan las mayores concentraciones y en donde se pueden identificar las siguientes industrias de alto impacto social por contaminación, de acuerdo al criterio por exposición de la población y de alto riesgo de sus emisiones: ladrilleras, tintorerías, fundiciones, industrias que utilizan carbón como combustible, hornos de incineración e industrias que involucran el uso de solventes (Pachón y Sarmiento, 2008; Rojas, 2009).

4.1.3. Contaminación generada por el tráfico vehicular

Una de las principales fuentes de material particulado emitido a la atmósfera es el tráfico vehicular, donde el PM_{10} se reporta en la mayoría de estudios epidemiológicos como indicador de exposición de la población a la contaminación ambiental, debido a que los sistemas de vigilancia de la calidad del aire registran en su mayoría estos datos, sin embargo, las partículas generadas por esta fuente pueden ser mucho más pequeñas como las $PM_{2.5}$ que son partículas que se forman principalmente mediante procesos mecánicos, resuspensión del polvo vial y el viento, que contienen hollín y otros derivados de las emisiones vehiculares e industriales, y corresponde a una

fracción muy agresiva debido a que éstas son respirables y por ello pueden alojarse en bronquios, bronquiolos y alvéolos (Larsen, 2004; Machado et al., 2008; OMS, 2005), o pueden ser de mayor tamaño y contener dentro de su composición otras sustancias como metales y micro polímeros, ingresando al cuerpo humano mediante otras vías de exposición (Abbasi et al., 2017).

En Bogotá se ha identificado a las fuentes móviles como las responsables del 40% de las emisiones y entre algunos de los MP de interés para la salud se reportan el Cu, Ni, Mn, Pb y Zn, debido a los riesgos que presentan para la población expuesta (e.g., ciclistas, policías de tránsito, peatones) indicando el alto impacto de estas fuentes en la ciudad (Rojas, 2009; Zafra, 2013).

4.1.4. Sedimentos viales urbanos

Sobre las superficies viales se encuentran elementos que se depositan a través de procesos de sedimentación, impacto e intercepción, conocidos como sedimentos viales (SV) y se originan de la acumulación de partículas provenientes de fuentes naturales (e.g., arrastre de suelo) y de diferentes fuentes antrópicas (e.g., tráfico vehicular, industrias y construcciones), formando mezclas heterogéneas y complejas debido sus diferentes fuentes de origen (Abbasi et al., 2018; Christoforidis y Stamatis, 2009; Lu et al., 2009).

Dentro del estudio de los SV, los MP contenidos en estos representan una relevancia especial en cuanto a su alto impacto al medio, como generadores de múltiples daños tanto en los ecosistemas receptores de estos (i.e., agua, suelo y aire) y en la afectación a la salud pública. Los que más interés presentan por su alta toxicidad son el Cu, Cr, Cd, Ni, Pb y Zn, de los cuales se ha encontrado que su concentración tiende a disminuir a medida que aumenta el diámetro de la partícula del SV (Zafra et al., 2013).

Los MP provenientes de las emisiones del tráfico vehicular son transportados por el flujo del aire para depositarse en los SV y a través de estos ingresan a plantas, animales y humanos. Para

las personas un exceso de MP en el cuerpo conduce al deterioro de la salud, sin embargo, los síntomas son tan variados y diferentes que es difícil determinar una responsabilidad directa cuando existe contaminación; los afectados se sienten a menudo fatigados y débiles, sufren de dolores de cabeza, cansancio y desmotivación y, a una mayor susceptibilidad y exposición, pueden incluso ocurrir problemas de infertilidad (Biosyn, 2005).

El uso de Pb como aditivo en combustibles fósiles de vehículos ha sido ampliamente estudiado, siendo prohibido su uso en la actualidad y resolviendo en parte el problema con las emisiones de este MP, pero a medida que se realizan más estudios, más MP se han identificado de las emisiones del tráfico vehicular (Hjortenkrans, 2008). Razón de esto es la creciente demanda de nuevos materiales de alto rendimiento para la industria automotriz, que señalan el aumento de una amplia variedad de componentes de acero o fibra de vidrio y plástico conocidos por su alto contenido de MP, y usados generalmente en llantas y frenos, que a su vez contribuyen a la complejidad en el entendimiento actual del contenido de MP en los SV (Adamiec et al., 2016; Sörme et al., 2001).

Como punto de partida para la ciudad de Bogotá, se ha determinado recientemente que en los SV recolectados en algunas vías situadas en diferentes zonas existe presencia significativa de MP, como el Zn, Pb y Cu, lográndose identificar entre otros, a las pastillas de frenos y el caucho de las llantas como una fuente en común de estos elementos, además según la normatividad de referencia se ha podido demostrar que los límites establecidos por esta fueron superados (Zafra et al., 2013). De este modo, el conocimiento de los MP generados por el tráfico vehicular y de los posibles efectos sobre la salud pública como sustancias tóxicas es de especial relevancia en el análisis de los ambientes urbanos.

4.2. Riesgos de salud pública por exposición a sedimentos viales contaminados con MP

A medida que la población urbana aumenta de forma acelerada y sin planificación, la calidad de los ecosistemas y entornos urbanos se tornan en tema fundamental para la toma de medidas que reconozcan su complejidad frente al impacto en las comunidades más vulnerables. Por lo anterior, es necesario entender que la contaminación ambiental genera una serie de riesgos para la salud humana muchas veces imperceptibles, los cuales se deben tratar con detenimiento, para identificar el grado de afectación no solo por los impactos patológicos directos de diversos agentes químicos, físicos y biológicos sino también por los amplios entornos físicos y sociales que incluyen la vivienda, estrato socio económico, uso del suelo, transporte e industria (MSPS., 2017).

El estudio del contenido de MP se ha llevado a cabo en varias áreas del conocimiento y han sido ampliamente analizados los riesgos sobre la salud humana por organismos como la OMS, y aunque las emisiones han disminuido en la mayoría de los países desarrollados y sus efectos adversos sobre la salud se conocen, la exposición a estos continúa e incluso está en aumento en algunas partes del mundo, en particular en los países menos desarrollados (OMS, 2015).

Autores como Prüss-Üstün y Corvalán, (2006) estiman que cerca del 24% de la carga de morbilidad y 23% de la mortalidad mundial han sido atribuidas a factores ambientales, datos que aún no son probatorios, debido a la complejidad que existe para determinar la vía causal entre el riesgo ambiental y la aparición de la enfermedad, sin embargo, son varios los estudios que han demostrado la relación existente entre el contenido de MP en SV y el contenido de estos en muestras de sangre, en especial ancianos, niños menores de seis años de edad y población de bajo estrato socioeconómico, ya que el débil sistema inmune que presentan hace que la ingestión accidental de cantidades significativas de polvo por vía oral a través de la mano, presente un alto factor de riesgo de toxicidad para este grupo de la sociedad; además, estos contaminantes adheridos

a los polvos superficiales entran en el cuerpo humano por la absorción dérmica y la inhalación de boca y nariz (Figura 1), asociando así no solo problemas de salud a largo plazo, sino también a otros problemas como la reducción en la capacidad de aprendizaje y desordenes en el comportamiento (Mielke et al., 1999; Rasmussen et al., 2001).

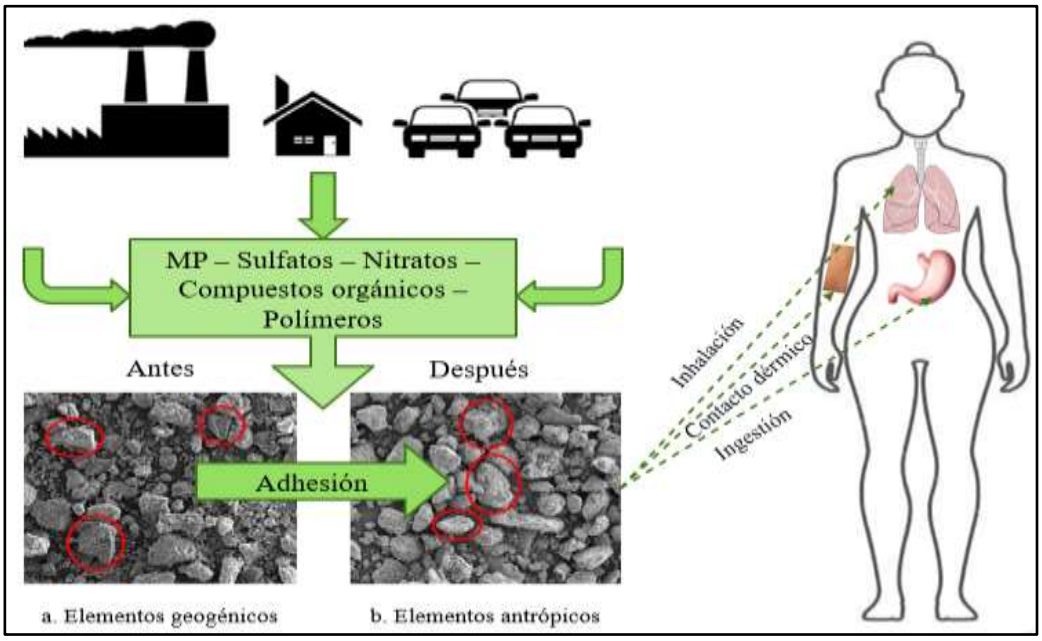


Figura 1. Sedimento vial en vías de bajo tránsito vehicular y vías con alto tránsito vehicular. Fuente: adaptado de Abbasi et al., (2017)

Para poder realizar estimaciones más certeras del impacto de la calidad ambiental sobre la salud humana, la guía de análisis de riesgos para la salud humana y los ecosistemas propone que el análisis de riesgos para la salud se desarrolle bajo los siguientes aspectos: i) La caracterización toxicológica de los contaminantes significativos en el análisis de la toxicidad; ii) La consideración de los patrones de actividades asociados a los diferentes usos del suelo y la cuantificación de la exposición para las vías y medios de contacto más habituales en el análisis de la exposición; iii) La caracterización del riesgo para la salud humana (Kaifer et al., 2004). En la Tabla 1 se realiza un resumen de las características principales y riesgos a la salud por exposición al Cd, Cu, Cr, Ni, Pb y Zn, cuando estos exceden los límites de referencia por concentración en aire y polvos establecidos para una jornada de 8 horas diarias, 40 horas semanales.

Tabla 1. Descripción de los MP y riesgos para la salud humana

Metal	Usos	Fuentes en ambientes viales	Límites de referencia	Riesgos a la salud por exposición	Referencia
Cadmio Elemento blando de color blanco-plateado que se encuentra en la corteza terrestre	En aleaciones para incrementar la fuerza, la resistencia al uso y maleabilidad, en producción de baterías, en galvanización y electro plateado	Relacionado con la resuspensión de partículas de sedimento vial. Puede encontrarse en los conductores eléctricos, en llantas y radiadores.	5 $\mu g/m^3$	Exposición por inhalación o ingestión dependiendo del tamaño de las partículas originando daño y cáncer de pulmón, insuficiencia renal, reducción del coeficiente intelectual, bajos rendimientos escolares.	(ATSDR, 1999; Faiz et al., 2009; Mead, 2011; OSHA, 2004; OMS, 2007; Oskarsson et al., 1995; Romero, 2009)
Cobre Metal semiprecioso color rojo duro, resistente y elástico	Se caracteriza por ser de los mejores conductores de calor y electricidad.	La fuente principal proveniente del tráfico está relacionado a las pastillas de frenos.	1 mg/m^3 (polvos y nieblas); 0.1mg/m^3 (humo)	Irritación nasal, en boca y ojos, dolor de cabeza, de estómago, mareos, vómitos y diarreas.	(ATSDR, 2004; Faiz et al., 2009; Hwang et al., 2016; NJDOH, 2016; L. Pérez y Hernandez, 2006; Sabroso y Pastor, 2004)
Cromo Se encuentra en rocas, animales, plantas y suelo, siendo las formas más comunes el Cr (0), Cr (III) y su forma más tóxica Cr (VI)	Se emplea en metalurgia para aportar resistencia a la corrosión y dar acabado brillante a las superficies.	Se encuentra en pastillas de frenos, neumáticos, combustibles y partículas de desgaste del motor y la pintura usada para demarcaciones	0.005 mg/m^3 cromo (VI); 0.5 mg/m^3; cromo (III) y 1 mg/m^3 cromo (0)	Irritación en ojos y tracto respiratorio, erupciones cutáneas, malestar de estómago y úlceras, alteración del material genético y cáncer de pulmón Cr (VI). Complicaciones durante el embarazo y parto.	(ATSDR., 2012; Lenntech, 2018; Molina et al., 2010; Teetor, 2011; Yuen et al., 2012)

Metal	Usos	Fuentes en ambientes viales	Límites de referencia	Riesgos a la salud por exposición	Referencia
Níquel Metal duro, blanco-plateado	Para formar aleaciones y fabricar acero inoxidable se combina con otros elementos, para ser usados en niquelado y en la fabricación de baterías.	En partículas de desgaste de piezas como ejes, cigüeñales, engranajes, llaves y varillas, en repuestos de maquinaria y en placas para blindajes	1 mg/m^3	Reacción alérgica, ataques de asma.	(ATSDR, 2005; NJDOH, 2012; OEHHA, 2001; Sabroso y Pastor, 2004)
Plomo Metal suave gris-azulado que se encuentra en pequeñas cantidades en la corteza terrestre.	Forma aleaciones con muchos metales y es usado en la fabricación de baterías, pinturas, forros para cables, elementos de construcción, pigmentos y soldadura suave	Dentro de las fuentes provenientes del tráfico vehicular se incluye el desgaste de los neumáticos	Valor límite de concentración en la sangre 0.2 $\mu g/m^3$, que equivale a una concentración en aire de 0.5 a 1 $\mu g/m^3$	Efectos tóxicos en el aparato gastrointestinal, deficiencias en el sistema nervioso central, daños en el sistema reproductivo y médula ósea, puede ser causa de aborto, muerte fetal, parto prematuro, bajo peso al nacer y malformaciones leves en el feto	(ATSDR, 2007; Dueñas y Perez, 2006; Molina et al., 2010; Prüss-Üstün y Corvalán, 2006; Yuen et al., 2012)
Zinc Elemento que se encuentra en aire, suelo, y agua, y está presente en todos los alimentos	En la producción de diferentes aleaciones, para hacer latón y sus compuestos son utilizados en pinturas	Forros de los frenos de los vehículos, neumáticos, combustibles y aceites.	5 mg/m^3 (humo de óxido de Zn); 15 mg/m^3 (polvo total); 5 mg/m^3 (polvo respirable)	Cólicos, náuseas, vomito, úlcera de estómago, anemia, daño del páncreas, desórdenes respiratorios, daño en niños que no han nacido y a recién nacidos, por estar expuestos a través de la sangre o leche de sus madres	(Dueñas y Perez, 2006; EEA, 2007; Lenntech, 2018; NJDOH, 2011; Yuen et al., 2012)

Fuente: Elaboración propia

Se ha demostrado que el riesgo de diversos efectos aumenta con la exposición, pero también se sabe que no existen exposiciones cortas, ni un umbral por debajo del cual no se presenten efectos adversos en la salud; incluso se ha observado que el nivel más bajo de concentraciones que han resultado en efectos adversos no dista mucho de la concentración de fondo, el cual para las partículas de menos de 2.5 μ se ha estimado en 3-5 $\mu g/m^3$ tanto en los Estados Unidos como en Europa occidental (OMS, 2005), por lo tanto la comunidad científica internacional y las autoridades a nivel mundial han planteado la necesidad de establecer indicadores y umbrales de contaminación por MP, como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Concentraciones permitidas para PM_{10} y algunos MP asociados (Pb, Ni, y Cd)

Contaminante	Estándar primario ($\mu g/m^3$)	Tiempo promedio	Organismo regulador
PM_{10}	50	Anual	EPA
	150	Diario	
	Ningún Nivel	--	OMS
	40	Anual	EU (1999/30/CE)
	50	Diario	
Pb	1.5	Diario	Venezuela
	1.5	Diario	USEPA
	0.5	Anual	OMS
	1.0	Anual	Croacia (IPCC 2001)
	0.5	Anual	EU (1999/30/CE)
Ni	0.02	Anual	OMS (Querol et al., 1999)
	20	Anual	EU (2004/107/CE)
Cd	0.04	Anual	Bolivia
	0.01	Anual	USEPA
	0.005	Anual	OMS (Querol et al., 1999)
	5 (ng /m3)	Anual	EU (2004/107/CE)

Fuente: Machado et al., 2008

4.3. Estudio de MP en sedimentos viales

Para el análisis de los MP en los SV se tienen varios puntos en consideración (Evanko y Dzombak, 1997): 1. El tipo específico de MP que se encuentra está directamente relacionado con

las actividades desarrolladas en el lugar de análisis. 2. La gama de concentraciones de contaminantes y las formas físicas y químicas de los contaminantes también dependerá de las actividades y los patrones de eliminación de los sedimentos contaminados del lugar. 3. Otros factores que pueden influir en la forma, concentración y distribución de los contaminantes metálicos incluyen la química del suelo, de las aguas y de los mecanismos de transporte local. Una vez puestos en consideración estos factores se han desarrollado diversos métodos para su interpretación, que se describen a continuación.

4.3.1. Métodos para estimar la contaminación y riesgos sobre la salud

La evaluación de los riesgos tiene su raíz en el sector ambiental y se generó como un método sistemático para evaluar problemas ambientales que plantean distintos tipos y grados de riesgos para la salud y suelen comprender cuatro elementos: i. Determinación del peligro; ii. Evaluación de la exposición; iii. Evaluación de la relación dosis-respuesta y iv. Caracterización del riesgo (OMS, 2002).

A partir de lo anterior, se han desarrollado diferentes métodos para interpretar el grado de contaminación en sedimentos con base en niveles de fondo, es decir según la concentración de una sustancia presente en el medio natural y sin que haya sido alterada por actividades antrópicas (MECDE e IGME, 1998), como es el caso del factor de contaminación (Cf); grado de contaminación (C_{deg}); índice de polución (PI); índice de polución integrada (IPI); factor de enriquecimiento (EF) e índice de geo-acumulación (I_{geo}).

Otros métodos que se tienen en cuenta son los que evalúan las implicaciones que tiene los MP para los ecosistemas; para evaluar los riesgos ecológicos de los contaminantes en los suelos urbanos (incluidos los SV), se deben considerar dos aspectos importantes: la lixiviación de aguas subterráneas o humedales y la ecotoxicidad para los organismos terrestres urbanos, con el objetivo

de determinar los enfoques de remediación adecuados en función de los riesgos que se determinen según la comparación con valores guía de calidad de suelos (Luo et. al, 2012). Dentro de estos métodos se identifican el factor potencial de riesgo ecológico (Er) e Índice potencial de riesgo ecológico (RI).

Finalmente, se reporta el índice de riesgo no cancerígeno (HI) e Índice de riesgo cancerígeno (CR) para el análisis de riesgo por exposición humana a los MP contenidos en suelos y SV, según la cantidad de sustancia disponible para la interacción con los procesos metabólicos después de cruzar el límite exterior de un organismo (dosis cancerígena y dosis no cancerígena) y la cual se puede adquirir a través de tres vías diferentes: (a) ingestión; (b) inhalación a través de la boca y la nariz; (c) absorción dérmica de los MP en las partículas adheridas a la piel expuesta (Benhaddya et al., 2016; Faiz et al, 2012).

4.3.2. Geoestadística y SIG en la evaluación de SV contaminados

El actual avance en los sistemas de información geográfica y la creciente disponibilidad de datos georeferenciados hacen que la geoestadística sea una herramienta de diagnóstico que permite evaluar las relaciones existentes entre la exposición ambiental y la distribución espacial de las problemáticas asociadas a la contaminación, relacionando diferentes tipos de datos (e.g., estrato económico, niveles de exposición, e información demográfica) (Nuvolone et al., 2011).

A nivel de contaminación de SV la geoestadística presenta varias ventajas para su diagnóstico mediante la interpolación espacial y la generación de mapas temáticos: (i) Permiten el análisis de una gran cantidad de datos geográficos, (ii) Existe la posibilidad de almacenar una enorme cantidad de datos para ser manejados de forma ordenada y así poderlas usar en las diferentes etapas del cálculo y (iii) La representación de los resultados como los mapas de concentración son fáciles de comprender (Komnitsas y Modis, 2009).

4.4. Experiencias nacionales e internacionales en el estudio de MP en suelos urbanos

En la Tabla 3 se indican los límites máximos permisibles del contenido de MP en suelos acorde a lo establecido por la legislación de cada país, para la protección a la salud pública.

Tabla 3. Límites máximos de MP en (mg/kg) para diferentes usos de suelo urbano por área de actividad

País	Tipo Suelo	**Pb**	**Zn**	**Cd**	**Cu**	**Cr**	**Ni**	**Referencia**
México	Comercio	400	..	37	..	280		NOM-147-SEMARNAT/SSA1 /2004
	Industrial	800	..	450	..	510	20000	
Argentina	Residencial/ Comercio	500	500	5	100	250	100	Decreto 831/1993.
	Industrial	1000	1500	20	500	800	500	
Venezuela	Urbano	150	300	8		300	..	DECRETO 2635/1998
Cataluña	Urbano	60	650	5.5	310	400	470	Niveles genéricos (NGR), 2009
País Vasco	Urbano	150		8	..	200	150	Ley 4/2015
China	Clase II	300	250	0.3	100	200	50	Chen et al., 2018
Canadá	Residencial	140	200	10	63	64	50	CCME, 1997
	Industrial	600	360	22	91	87	50	
Polonia	Residencial	100	300	..	150	150	100	Wcisło, 2012
	Industrial y transporte	600	1000	..	600	500	300	
Alemania	Estándares generales	100	200	1.5	60	100	70	Fortmann et al., 2007
Italia	Residencial	120	100		150		150	Gazzetta Ufficiale delle Repubblica Italiana, 1999
Turquía	Urbano	150	500	5	100	250	100	Yukselen, 2002
Taiwán	Clase III	1-15	11-25	0.05-0.39	12-20	0.10-10	2-10	EPA-Taiwán (Lin et al., 2002)

Fuente: Elaboración propia

A partir de la década de los setenta en Colombia se han expedido algunas directrices de orden general para la prevención y control de la contaminación en zonas de interés ambiental, con énfasis en la protección de los recursos naturales, pero aún no existen normas y políticas específicas que reglamenten la protección de los suelos como resultado de la contaminación antropogénica por metales pesados. Lo que hasta el momento se encuentra revisado en mayor medida dentro del país, son las metodologías para establecer valores de referencia de estos en suelos agrícolas (Rueda et al., 2011).

En la Tabla 4 se resumen las principales normas colombianas que incluyen acciones para prevenir y controlar la contaminación del recurso suelo.

Tabla 4. Normatividad ambiental colombiana sobre recursos aire, agua y suelo

Año	Norma	Alcance
1974	Decreto 2811 de 1974 Código de los recursos naturales.	Define los factores que deterioran el ambiente, así como la disposición y uso inadecuado de sustancias peligrosas.
1991	Constitución política de Colombia, artículos 360 y 361	Se establece la necesidad de crear un fondo para la preservación de ambiente.
1993	Ley 99 de 1993 disposiciones	Se crea el Ministerio de Medio Ambiente y el Sistema Nacional Ambiental, para la protección y conservación del agua y suelo.
2002	Decreto 1713 de 2002	Se reglamenta la Gestión Integral de Residuos en Colombia para prevenir riesgos de su deposición en los recursos agua, aire, suelo.
2010	Resolución 0610 de marzo 2010	Establece concentraciones máximas de contaminantes con relación al material susceptible de resuspensión.
2011	Decreto 596 de 2011. Política Distrital de salud ambiental.	Gestionar la salud ambiental, entornos ambientalmente saludables y vigilancia de la salud ambiental.
2018	Resolución 2254 de 2017. Cumplimiento de concentración por contaminante criterio	Establece que el cumplimiento de los niveles máximos permisibles por contaminante criterio en el aire debe determinarse por punto de monitoreo y no a nivel ciudad

Fuente: Elaboración propia

5. MATERIALES Y MÉTODOS

La Figura 2 describe las fases de estudio que se desarrollaron con base en los objetivos específicos.

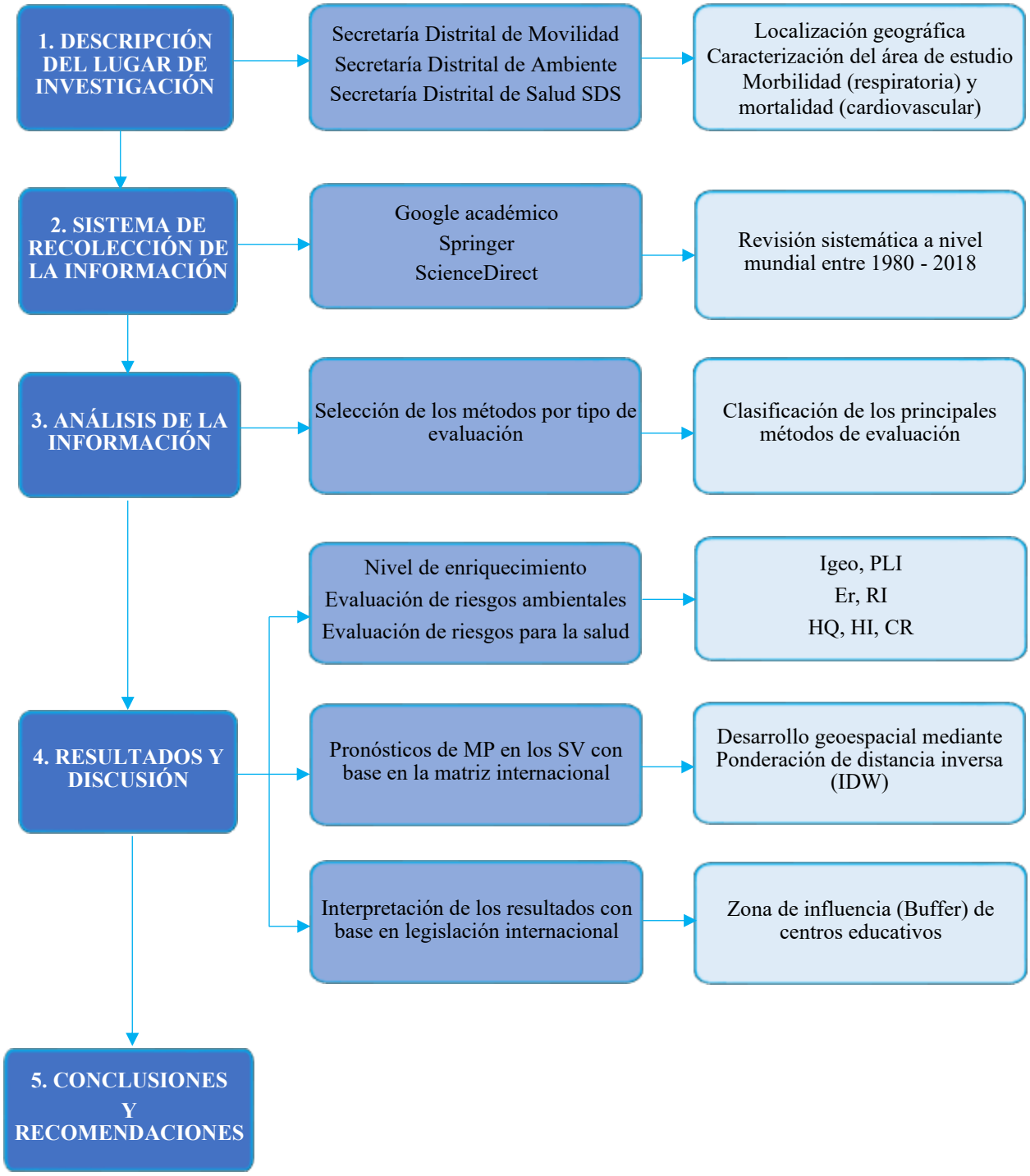


Figura 2. Diagrama de flujo de las fases del estudio.
Fuente: Elaboración propia

5.1. Descripción y caracterización del lugar de investigación

5.1.1. Localización geográfica del área de estudio

La investigación se desarrolló en la ciudad de Bogotá, que está ubicada en el centro de Colombia, en la región natural conocida como la sabana de Bogotá. Hace parte del altiplano Cundiboyacense, formación ubicada en la cordillera Oriental de los Andes. Es la tercera capital más alta en América del Sur (después de La Paz y Quito), a un promedio de 2625 m.s.n.m. Tiene una longitud de 33 km de sur a norte, y 16 km de oriente a occidente, con un área total de 1776 km² y un área urbana de 307 km^2. Por causa de su gran altitud, Bogotá tiene un clima frío de montaña y por su baja latitud presenta una escasa oscilación térmica a lo largo del año. Las temperaturas regularmente oscilan entre los 6 y 22°C, con una media anual de 14°C.

5.1.2. Caracterización del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en los principales corredores viales de la ciudad de Bogotá D.C., la cual se encuentra dividida en 19 localidades urbanas y una rural. El total del parque automotor disponible en la ciudad en el 2018 fue de 2148541 vehículos, de los cuales, el 73% fue transporte particular (i.e., automóvil, camioneta y campero), seguido de motos con 21%, y el transporte público que se conforma por el sistema metropolitano de transporte masivo -Transmilenio y el Sistema Integrado de Transporte Público de Bogotá - SITP y representa el 5% del total de vehículos matriculados en la ciudad. Por otro lado, el sistema de ciclorrutas (344 kilómetros de vías dedicadas para el uso exclusivo de bicicletas) es uno de los más extensos de América que junto con la malla vial existente en Bogotá D.C. alcanzan 15271 kilómetros-carril, de los cuales el 95% (14 505 km-carril) corresponden al subsistema vial (malla mixta vial) (CCB, 2017)

Para la estimación del contenido de MP en los SV se seleccionaron los datos de TPD según los puntos de aforo de tráfico vehicular solicitados a la Secretaría Distrital de Movilidad (SDM), la cual suministró la base de datos en formato Excel del contrato de monitoreo “Toma de información

de campo, como insumo del programa de monitoreo, seguimiento y planeación del tránsito y el transporte de Bogotá D.C" con información histórica desde el año 2010. La Tabla 5 muestra los atributos de las estaciones de aforo para el TPD expresado en Vehículos/día, las coordenadas geográficas, así como la dirección de la toma de los datos y la localidad.

Tabla 5. Atributos de las principales vías de aforo vehicular de Bogotá.

Dirección	Acceso	Localidad	TPD	Latitud	Longitud
AK45 x CL 172	N	Usaquén	84399	4.753514	-74.046839
AK45 x CL168	S	Usaquén	82241	4.749419	-74.046605
AK45 x AC 127	N	Usaquén	111580	4.708381	-74.053881
AK45 x AC127	S	Usaquén	117612	4.705569	-74.053844
AK72 x AC72	N	Engativá	68949	4.687569	-74.094875
AK72 x AC72	S	Engativá	72626	4.686722	-74.095183
AK86 x AC17	N	Fontibón	50899	4.661008	-74.134477
AK86 x AC17	S	Fontibón	63592	4.657803	-74.137111
AK86 x AC17	W	Fontibón	62694	4.660486	-74.137
AK 86 x AC17	E	Fontibón	63595	4.657926	-74.134586
AK68 x CL46	N	Engativá	73726	4.656656	-74.101081
AK68 x CL46	S	Engativá	74207	4.649767	-74.106153
AC26 x KR68	W	Engativá	80639	4.656013	-74.105453
AC26 x KR67	E	Engativá	67502	4.651883	-74.101882
AK 40 x CL20	N	Puente Aranda	19108	4.626806	-74.095931
TV39ABis x CL20	S	Puente Aranda	26952	4.625292	-74.0938
AK40 x Av. Américas	W	Puente Aranda	48626	4.625747	-74.095753
KR36 x Av. Américas	E	Puente Aranda	39651	4.625911	-74.09335
AK68 x CL45S (N-S)	N	Tunjuelito	35111	4.596397	-74.137336
KR51 x Dg54S	S	Tunjuelito	21250	4.594494	-74.137792
Aut. Sur x KR52	W	Tunjuelito	80201	4.595075	-74.138772
Aut. Sur x KR52c	E	Tunjuelito	74509	4.594731	-74.136014
Av. Caracas x Dg54	N	Chapinero	20893	4.640647	-74.066372
Av. Caracas x CL53	S	Chapinero	20130	4.640239	-74.066261
AC 53 x Av. Carcas	W	Chapinero	12159	4.640383	-74.066617
AC 53 x Av. Carcas	E	Chapinero	9401	4.640383	-74.065989
AK10 x AC19	N	Santa Fe	14651	4.607142	-74.073814
AK10 x AC19	S	Santa Fe	17680	4.606586	-74.073911
AC 19 x KR12	W	Santa Fe	28648	4.606933	-74.074086
AC 19 x AK10	E	Santa Fe	22980	4.606747	-74.07355
AK72 x AC26S	I	Kennedy	187891	4.619006	-74.139367
AC100 x TV60	I	Barrios Unidos	142244	4.689053	-74.065186
AC 60ª S X KR 19C	N	Ciudad Bolívar	54397	4.567281	-74.138197
Aut. Norte x CL200	N	Usaquén	49000	4.779639	-74.042042
AC68-Sur x AK51	N	Ciudad Bolívar	25442	4.580464	-74.157417
KR 24 x CL80	W	Barrios Unidos	14200	4.669075	-74.063694
KR 13 x CL59	N	Chapinero	12500	4.646083	-74.064181

Dirección	Acceso	Localidad	TPD	Latitud	Longitud
KR 13 x CL45	W	Chapinero	6900	4.632283	-74.066789
AK7 x CL186	W	Usaquén	4200	4.76015	-74.026394
AC145 x KR92	W	Suba	34993	4.740639	-74.088278
AK72 x AC138	S	Suba	44606	4.729733	-74.068647
AK86 x AC80	E	Engativá	50674	4.703058	-74.101056
AK7 x AC127	N	Usaquén	31387	4.702056	-74.028617
AC72 x AK86	N	Engativá	19454	4.69585	-74.105817
AC100 x AK15	W	Usaquén	38504	4.685161	-74.048617
AC26 x TV93	E	Fontibón	62794	4.684783	-74.124703
AK70 x AC63	E	Engativá	21673	4.670639	-74.100883
AK20 x AC80	S	Barrios Unidos	45124	4.665622	-74.0608
AK7 x AC85	N	Chapinero	31212	4.665189	-74.046803
KR13 x AC63	W	Barrios Unidos	24980	4.64945	-74.063531
AK72 x AC17	S	Fontibón	83551	4.649203	-74.126669
AK30 x AC53	S	Teusaquillo	115335	4.641431	-74.079108
AK7 x AC45	N	Chapinero	26684	4.631439	-74.064197
AK68 x AC9	W	Kennedy	84285	4.629044	-74.122394
AK86 x AC43S	N	Kennedy	31814	4.628286	-74.1538
AK50 x AC3	S	Puente Aranda	40254	4.615475	-74.114422
AK80 x AC55S	S	Kennedy	29431	4.614514	-74.174706
KR77G x CL59S	W	Tunjuelito	55598	4.597006	-74.177464
AK10 x AC20S	W	Antonio Nariño	27616	4.575772	-74.094578
AC20S x KR3	W	San Cristóbal	11617	4.569547	-74.085556
DG78BIS-Sur x AK1	E	Usme	10781	4.507872	-74.113992
AK19 x AC127	W	Usaquén	19448	4.705486	-74.048786
AK13 x AC53	N	Chapinero	22954	4.640156	-74.065081
AC24A x KR68B	E	Fontibón	34126	4.652831	-74.108958
AK24 x AC68	E	Barrios Unidos	24738	4.659036	-74.069628
AC3 x AK30	I	Los Mártires	168010	4.603281	-74.10057
CL1 x AK30	I	Los Mártires	108981	4.598636	-74.106513
CL6 x AK14	I	Antonio Nariño	64500	4.596919	-74.084957
AC3 x KR27	I	Los Mártires	35433	4.601448	-74.097823
AC13 x AK14	I	Santa Fe	34015	4.60369	-74.07969
KR27 x CL 6	S	Los Mártires	103944	4.6046	-74.095272
AC19 x Av. Caracas	I	Santa Fe	88181	4.608797	-74.076329
CL13 x KR27	I	Antonio Nariño	72634	4.612013	-74.089175
KR27 x CL19	I	Antonio Nariño	68768	4.616154	-74.085715
KR 17 x AC 13	I	Los Mártires	33434	-74.082486	4.605944
AC 26 S x TV 53	E	Puente Aranda	27316	-74.129639	4.609072
AC43S x TV78H	E	Kennedy	24589	-74.162564	4.615167
AK50 x AC53	S	Teusaquillo	45905	-74.086186	4.646919
KR 16 y 17 x CL 53	E	Chapinero	6539	-74.068303	4.640744
AC56ASur x TV30	E	Tunjuelito	25907	-74.142356	4.580428
KR102 x AC80	W	Engativá	37007	-74.113669	4.711456
AC92 x KR18	E	Chapinero	15883	-74.054555	4.676994
AC100 x KR9A	E	Usaquén	21967	-74.041485	4.681659
AC134 x KR53	E	Suba	25841	-74.058369	4.719984
AK 7 x AC 170	I	Usaquén	40146	-74.022808	4.747125

Dirección	Acceso	Localidad	TPD	Latitud	Longitud
KR15 x AC170	E	Usaquén	30820	-74.037611	4.74915
AK 11 x AC 72	N	Chapinero	26360	-74.058761	4.657214
AK11 x AC92	N	Chapinero	42637	-74.048028	4.6736
AK19 x AC100	E	Usaquén	44409	-74.052064	4.685903
AK19 x AC153	S	Usaquén	17784	-74.043659	4.736786
AK30 x AC6	I	Puente Aranda	111818	-74.097921	4.606592
AK 30 x AV 1. mayo	I	Antonio Nariño	90461	-74.112594	4.594539
AK 45 x AK 30	N	Barrios Unidos	122547	-74.0585	4.679061
AK72 x AC53	S	Engativá	54556	-74.106826	4.671314
AVciudad de Cali - 40b S	N	Kennedy	19986	-74.164761	4.632975
AK103 x AC 24	W	Fontibón	9393	-74.135886	4.683089
AC 145 x AK 104	E	Suba	27796	-74.096242	4.746553
KR5 x CL22	N	Santa Fe	26362	-74.06865	4.608022
KR13 x CL24	N	Santa Fe	25003	-74.07255	4.611339
AC6 x KR19	I	Los Mártires	64396	-74.089354	4.600232
TV85 x AC63	I	Engativá	56765	-74.118247	4.681453
Peaje Siberia-La Punta	P	Peaje	11626	4.780311	-74.184974
Peaje Río Bogotá	P	Peaje	14559	4.698581	-74.179366
Peaje Fusca	P	Peaje	2932	4.835301	-74.028909
Peaje Chusacá-Sibaté	P	Peaje	6088	4.537516	-74.271837
Peaje Boquerón I	P	Peaje	12851	4.452542	-74.073364
Peaje Andes	P	Peaje	34740	4.829885	-74.033085
Peaje La Caro	P	Peaje	20422	4.853933	-74.025158
Los Patios-La Calera	P	Peaje	6741	4.663746	-74.01057

Nota: N - norte, S - sur, W - oriente, E - occidente, I - intersección, P - peaje
Fuente: Elaboración propia

El TPD hizo referencia a los volúmenes vehiculares promedio entre los años 2010-2018 tomadas en estaciones maestras. Se seleccionaron los datos para un máximo de 24 horas de registro de información típica (lunes a viernes) de un total de 101 puntos de aforo sobre las principales vías arteriales y discriminadas por acceso (i.e., norte, sur, oriente y occidente), y en algunos casos por intersección. Por otro lado, se tomaron ocho puntos pertenecientes a peajes del portal de datos abiertos del Departamento Nacional de Planeación (DNP) para los años 2011-2017, para mejorar la densidad de datos y la cobertura de la interpolación en el momento de hacer uso de los métodos geoestadísticos (Rincón y Rincón, 2016). Para poder comparar los datos con el documento de referencia a nivel local se tomaron los TPD de ocho puntos de la ciudad descritos en Zafra et al (2019).

En la Figura 3 se representan las localidades, la malla vial arterial y la distribución de los puntos de aforo sobre la ciudad.

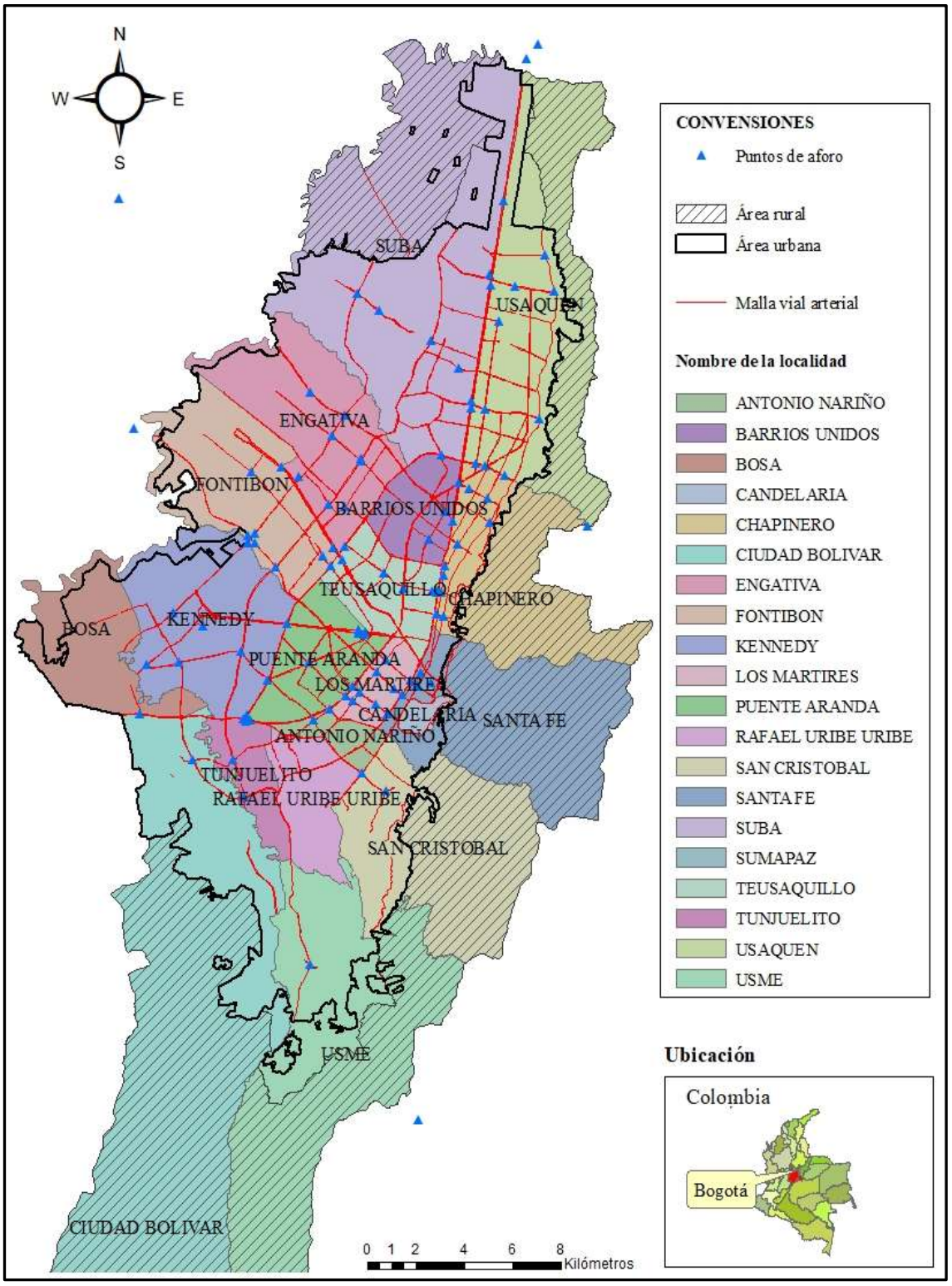


Figura 3. Puntos de aforo vehicular por localidad.
Fuente: Elaboración propia

5.1.3. Morbilidad y mortalidad en los lugares de estudio

Se solicitaron los datos de la morbilidad por infecciones respiratorias agudas (IRA) debido a que esta representa una de las primeras causas de atención médica en el mundo relacionadas con la contaminación del aire (SDA, 2018). Así mismo se solicitaron los datos de mortalidad por causas cardiovasculares ya que la OMS señaló que una de cada ocho muertes en el mundo en la actualidad fueron consecuencia de la exposición a la contaminación atmosférica; en especial producto de estas enfermedades, representando el 40% del total de muertes por contaminación (OMS, 2014). Los datos suministrados por la SDA correspondieron al periodo 2010 – 2016 en formato Excel y dado que se obtuvieron sin procesar, fue necesario hacer una revisión manual con la que se desagregó la información por localidad grupo etario y año de registro.

5.2. Sistema de recolección de la información

Se realizó una revisión sistemática de la literatura científica a nivel mundial restringiendo la búsqueda al periodo de años comprendido entre 1980-2018 y al total del contenido de los documentos identificados en tres bases de datos científicas: Google Académico, Springer y ScienceDirect. Para extraer la información más relevante se tomaron en cuenta únicamente los documentos que respondieron afirmativamente a los criterios de inclusión descritos a continuación: a) ¿Trata el estudio de MP en suelos y SV urbanos?; b) ¿El estudio contempla el uso de índices de valoración de la contaminación?; c) ¿Realiza la evaluación del contenido de MP en SV relacionadas con el volumen del TPD?

5.2.1. Revisión de métodos de evaluación de sedimentos viales

En la primera etapa de la revisión sistemática se hizo uso de las palabras clave en inglés: heavy metals, road deposited sediments, traffic volumes, vehicles, urban pollution, e index risk, y se cuantificó un total de 19890 documentos. La base de datos que detectó el mayor número de

documentos fue Google Académico con un 92.0%, seguido por Springer con 4.38% y ScienceDirect con 3.61%. De esta manera, se siguió a una segunda etapa donde los filtros de búsqueda de Springer y ScienceDirect fueron usados para la selección de los estudios primarios haciendo énfasis en el análisis del título, palabras clave, resumen y conclusiones de cada documento para lograr identificar aquellos que hicieron referencia a concentraciones de MP e hicieran uso de los diferentes métodos de evaluación en los SV, así como los índices para la detección de riesgos.

Para validar la pertinencia de los documentos encontrados se hizo necesario un análisis a fondo del contenido de los textos, tras lo cual se generó una matriz de las concentraciones de Pb, Zn, Cu, Cd, Cr y Ni en SV discriminada por región, tamaño de fracción (μm) y TPD, y se identificaron los principales métodos de evaluación. Como criterio de exclusión se tuvo en cuenta aquellos artículos en cuya investigación no realizó un análisis del contenido de MP en SV urbanos.

5.2.2. Selección de programas estadísticos

En la mayoría de los estudios de contaminación para una región no es posible obtener información de campo para toda el área estudiada, por lo que en la tercera etapa se realizó el procesamiento de la información haciendo uso del Software libre R V 3.5.3 y Excel de Microsoft Office 2016, que a través de la matriz de contenido de MP en SV a nivel internacional obtenidas en la segunda etapa, permitió mostrar las diferentes correlaciones matemáticas existentes entre pares de MP y entre cada MP y el TPD, para ser usadas dentro del análisis a nivel local y obtener la matriz del contenido de MP en la ciudad de Bogotá.

5.2.3. Selección de métodos de interpolación

Una vez analizadas las variables de la matriz desarrollada para la ciudad de Bogotá del contenido de MP en SV se realizó la revisión de los métodos de interpolación propuestos por el

programa ArcGIS, que se dividieron en dos grupos: los determinísticos, que generaron superficies con base en puntos medios y en la extensión de la similitud, y los no determinísticos o geoestadístico, que también hicieron uso de puntos medios, pero analizados desde la estadística, permitiendo generar correlaciones entre dichos puntos y observar el error que se generó de la predicción en el área de interpolación (Mancebo et al., 2009).

Dentro de la revisión bibliográfica se pudo determinar dos de los métodos más ampliamente utilizados en la distribución espacial de contaminantes en el suelo: el Kriging Ordinario (KO), que es un procedimiento de estadísticas geográficas avanzado que genera una superficie estimada a partir de un conjunto de puntos dispersados, bajo la condición previa que los datos deben mostrar una distribución normal, razón por la cual en la mayoría de casos estos deben ser sometidos a una transformación logarítmica como lo sugiere Fang et al. (2011), y el método ponderación de distancia inversa (IDW, por sus siglas en inglés), el cual emplea un número específico de puntos más cercanos que luego se ponderan de acuerdo con su distancia desde el punto que se está interpolando, dando como resultado que los puntos más cercanos van a tener mayor influencia tanto en la variación como los patrones espaciales de los contaminantes (Li et al., 2016).

5.3. Análisis de la información

Tras el análisis sistemático de literatura se descartó el 86.3% y 83.4% de los documentos encontrados por las bases de datos Springer y ScienceDirect, respectivamente. Así, se obtuvo un total de 119 documentos que representaron el 7.48% de los documentos detectados inicialmente por las dos bases de datos utilizadas y distribuidos así: 77 documentos (64.7%) hicieron referencia específica a los métodos de evaluación de la contaminación por MP; 42 documentos (35.3%) identificaron la relación entre el contenido de MP según el TPD y 50 documentos (42.0%)

analizaron el contenido de MP según la asignación de uso del suelo por área de actividad (residencial, industrial comercio y servicios, e integral).

Finalmente, en la tercera etapa se realizó una clasificación por orden de importancia de las temáticas asociadas y reportadas por los resúmenes y palabras clave de los documentos y se establecieron dos categorías de análisis: (i) Metales pesados e (ii) Métodos de evaluación.

El análisis bibliográfico permitió detectar 13 subcategorías de estudio de las cuales tres hicieron referencia a los métodos de evaluación de SV: i). Evaluación del nivel de enriquecimiento metálico; ii). métodos para evaluar los riesgos potenciales ambientales y iii). métodos para evaluar los riesgos para la salud como se muestra en la Tabla 6.

Se hizo uso también de un índice por frecuencia de citación con rango entre 0 y 1, con el objetivo de establecer un orden de importancia por medio de cuartiles (Q) para las palabas clave detectadas (Zafra et al., 2017) y que relacionó el total de documentos obtenidos en la segunda etapa de la revisión, donde Q1: 0.75-1.0; Q2: 0.5-0.75; Q3: 0.25-0.5 y Q4: 0.25-0.0, siendo Q1 el cuartil que representó los temas de mayor importancia o frecuencia de citación en los documentos identificados.

Tabla 6. Categorización de las variables identificadas en las bases de datos Springer y ScienceDirect

Categoría	Subcategoría	Documentos detectados	%	Índice	Cuartil
METALES PESADOS (n = 119)	Plomo (Pb)	118	99.2	0.99	Q1
	Cobre (Cu)	115	96.6	0.97	Q1
	Cinc (Zn)	112	94.1	0.94	Q1
	Cromo (Cr)	91	76.5	0.76	Q1
	Níquel (Ni)	91	76.5	0.76	Q1
	Cadmio (Cd)	85	71.4	0.71	Q2
	Arsénico (As)	24	20.2	0.20	Q3
	Mercurio (Hg)	24	20.2	0.20	Q3
	Cobalto (Co)	8	6.7	0.07	Q4
	Estaño (Sn)	5	4.2	0.04	Q4
TIPO DE EVALUACIÓN DE SV (n = 77)	Enriquecimiento	67	87.0	0.87	Q1
	Riesgos para la salud	43	55.8	0.56	Q2
	Riesgos ambientales	27	35.1	0.35	Q3

Fuente: elaboración propia

5.3.1. Métodos de evaluación por nivel de enriquecimiento metálico

5.3.1.1. Factor de contaminación y grado de contaminación

El factor de contaminación (C_f) y grado de contaminación (C_{deg}) fueron desarrollados por Hakanson (1980), quien propuso su clasificación como lo muestra la Tabla 7. El C_f (Ec.1) , fue usado para la evaluación de cada uno de los MP en la muestra de estudio, mientras el C_{deg} (Ec. 2) hizo referencia a la suma de estos indicando la contaminación total en el medio (Al-Awadhi y Aldhafiri, 2016; Suryawanshi et al., 2016).

(1) $Cf^i = (C^i/B^i)$ *(2)* $Cdeg = \sum Cf^i$

Donde C^i [mg kg^{-1}] es el contenido promedio del MP y B^i [mg kg^{-1}] es la concentración del valor de referencia para cada MP.

5.3.1.2. Índice de geo-acumulación

El índice de geo-acumulación (I_{geo}) fue definido por Müller (1986) bajo las siete categorías mostradas en la Tabla 7 y se calcula según la Ec. (3).

(3) $$\boldsymbol{Igeo = log_2\left(\frac{C^i}{1.5\,B^i}\right)}$$

Donde: C^i [mg kg^{-1}] es la concentración total medida del MP de interés; B^i [mg kg^{-1}] es la concentración de fondo geoquímico de referencia del elemento y 1.5 es el factor de corrección, el cual representa las fluctuaciones de la sustancia en el ambiente y la influencia antrópica (Adamiec et al., 2016; Al-Awadhi y Aldhafiri, 2016; Victoria et al., 2014; Wei y Yang, 2010)

5.3.1.3. Factor de enriquecimiento

Este método desarrollado por Sutherland, (2000) se usó para evaluar el grado de influencia antrópica de las muestras de estudio mediante la estandarización del elemento por evaluar contra un elemento con baja variabilidad en el medio y que en forma natural se encuentra en concentraciones altas (Chen et al., 2012; Li et al., 2013). Se calcula según la Ec. (4) y presenta

cinco categorías de contaminación (Tabla 7). Donde: C^i [mg kg^{-1}] es la concentración del elemento de interés en la muestra y C^i_{ref} [mg kg^{-1}] es la concentración del elemento de referencia para la normalización.

(4)
$$\boldsymbol{EF = \left(\frac{C^i}{C^i_{ref}}\right)_{muestra} \Big/ \left(\frac{C^i}{C^i_{ref}}\right)_{fondo}}$$

5.3.1.4. Índice de carga de contaminación multielemento

El índice de carga multielemento (PLI) propuesto por Tomlinson et. al (1980) y clasificado bajo seis categorías por Zhu et al., (2013) como se muestra en la Tabla 7 evalúa de forma integral la extensión de la contaminación por MP del lugar estudiado con base en la concentración de cada MP y se define según la Ec. (5), donde C_f hace referencia a cada uno de los factores de contaminación y *n* es el número de MP estudiados (Yekeen et al., 2016; Zhao et al., 2014):

(5)
$$\boldsymbol{PLI = [(Cf_1) \times (Cf_2) \times (Cf_3) \times \dots (Cf_n)]^{1/n}}$$

Tabla 7. Categorías de contaminación por enriquecimiento metálico

Categoría	Evaluación singular			Evaluación multielemento	
	I_{geo}	EF	Cf	C_{deg}	PLI
Sin contaminar	$I_{geo} < 0$	$EF < 2$	$Cf < 1$	$C_{deg} < 6$	$0 < PLI \leq 1$
Sin contaminar-moderada	$0 < I_{geo} < 1$				$1 < PLI \leq 2$
Moderada	$1 < I_{geo} < 2$	$2 \leq EF < 5$	$1 \leq Cf < 3$	$6 \leq C_{deg} < 12$	$2 < PLI \leq 3$
Moderada - alta	$2 < I_{geo} < 3$	$5 \leq EF < 20$	$3 \leq Cf < 6$	$12 \leq C_{deg} < 24$	$3 < PLI \leq 4$
alta	$3 < I_{geo} < 4$	$20 \leq EF < 40$	$6 \leq Cf$	$24 \leq C_{deg}$	$4 < PLI \leq 5$
Alta-Extremadamente alta	$4 < I_{geo} < 5$	$EF \geq 40$			$PLI > 5$
Extremadamente alta	$5 < I_{geo}$				

Fuente: Adaptada de Hakanson, 1980; Müller, 1986; Sutherland, 2000 y Zhu et al., 2013

5.3.2. Métodos de evaluación de riesgos ambientales

Para evaluar el riesgo ambiental Hakanson (1980) propuso dos métodos: El factor de riesgo potencial ecológico de cada metal (*Er*) y el índice de riesgo potencial para múltiples metales (*RI*). Su clasificación se muestra en la Tabla 8 y las ecuaciones 6 y 7 son usadas para el análisis integral

del SV de acuerdo con la toxicidad del total de los MP (Duan et al., 2017; Suryawanshi et al., 2016; Wei et al., 2010; Yu et al., 2014):

$$RI = \sum Er^i \quad (6) \qquad Er^i = Tr^i \times Cf^i \quad (7)$$

Donde: Er^i es el factor del riesgo ecológico potencial; Tr^i es el factor tóxico del metal (*Ni = 3, Cr = 2, Cu = 5, Pb = 5, Zn = 1 y Cd = 30*) y Cf^i es el factor de contaminación del MP (Ec. 1)

Tabla 8. Clasificación del potencial de riesgo ecológico individual e integrado

Clase	*Er*	Categoría	*RI*	Categoría
1	$Er < 40$	Baja	$RI < 150$	Baja
2	$40 \leq Er < 80$	Moderada	$150 \leq RI < 300$	Moderada
3	$80 \leq Er < 160$	Considerable	$300 \leq RI < 600$	Considerable
4	$160 \leq Er < 320$	Alta	$RI \geq 600$	Muy alta
5	$Er \geq 320$	Muy alta		

Fuente: Hakanson, 1980

5.3.3. Métodos de evaluación de riesgos para la salud

Para la evaluación del riesgo a la salud se estimó la exposición a los MP a través de la dosis adquirida por diferentes vías de exposición y bajo diferentes factores como se muestra en la Tabla 9: (i) dosis diaria promedio de un contaminante por ingesta (ADD_{ing}), por contacto (ADD_{der}) y por inhalación (ADD_{inh}) usado para riesgos no cancerígenos (Ec. 8 – 10) y (ii) dosis diaria promedio de por vida (*LADD*) para riesgo cancerígeno (Ec. *(11)*) (Faiz et al., 2012; Tang et al., 2015)

$$ADD_{ing} = C \times \frac{R_{ing} \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 1x10 - 6 \quad (8)$$

$$ADD_{derm} = C \times \frac{SA \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 1x10 - 6 \quad (9)$$

$$ADD_{inh} = C \times \frac{R_{inh} \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \times 1x10 - 6 \quad (10)$$

$$LADD_{inh} = C \times \frac{EF}{AT \times PEF} \times \left(\frac{R_{inh-niño} \times ED_{niño}}{BW_{niño}} + \frac{R_{inh-adulto} \times ED_{adulto}}{BW_{adulto}}\right) \quad (11)$$

Tabla 9. Factores de exposición para modelos de dosis diarias ADD y LADD

Factor	Significado	Unidad	Valor		Referencia
			Niños	Adultos	
C	Concentración del MP	mg/kg			US-EPA, 2002
Ring	Tasa de ingesta	mg/día	200	100	US-EPA, 2002

Factor	Significado	Unidad	Valor		Referencia
			Niños	Adultos	
EF	Frecuencia de exposición	días/año	180-350	180-350	Li et al., 2016; US-EPA, 2002
ED	Duración de exposición	años	6	24	US-EPA, 2002
BW	Peso promedio	kg	15-16	55.9-70	Du et al., 2013; Li et al., 2016; US-EPA, 2002; Yekeen et al., 2016
AT	Tiempo promedio	días	365xED	365xED	USEPA, 2002
Rinh	Tasa de inhalación	m^3/día	5-7.6	20	USEPA, 2002; Van den Berg, 1995
PEF	Factor de emisión de partículas	m^3/kg	1.36x109	1.36x109	USEPA, 2002
SA	Área de piel expuesta	cm^2	1078-2800	2011-5700	Ma et al., 2016; US-EPA, 2002; Yekeen et al., 2016)
SL	Factor de adherencia a la piel	mg/cm^2	0.2-1	0.07-1	USEPA, 2002; Yekeen et al., 2016
ABS	Factor de absorción dérmica	Sin unidades	0.001		USEPA, 2002

Fuente: Elaboración propia

5.3.3.1. Cociente de riesgo no cancerígeno e índice de riesgo no cancerígeno

En la revisión bibliográfica se detectó el *HQ* para la evaluación por riesgo sobre la salud pública según la vía de exposición y el *HI* para la caracterización de la exposición total humana al SV, a través las Ec.12 y 13:

(12) $$HI = HQ_{ing} + HQ_{inh} + HQ_{derm}$$ *(13)* $$HI = \left(\frac{ADD_{ing}}{RfD_{ing}}\right) + \left(\frac{ADD_{inh}}{RfD_{inh}}\right) + \left(\frac{ADD_{derm}}{RfD_{derm}}\right)$$

Donde *RfDi* [mg kg^{-1} $día^{-1}$] es la correspondiente dosis diaria de referencia por MP y vía de exposición presentada en la Tabla 10 (Adamiec, 2017b; Faiz et al., 2012). En cuanto al rango de riesgo, cuando $HI \leq 1$ no existe un riesgo significativo de efectos no carcinogénicos y para $HI > 1$ hay una gran posibilidad de efectos no cancerígenos (la probabilidad aumenta con el aumento de *HI*).

Tabla 10. Dosis de referencia y factor gradiente de toxicidad

	Ni	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
$\boldsymbol{RfD_{ing}}$	2.00E-02	3.00E-03	4.00E-02	3.50E-03	3.00E-01	1.00E-03
$\boldsymbol{RfD_{inh}}$	2.60E-02	2.86E-05	4.00E-02	3.50E-03	3.00E-01	5.71E-05
$\boldsymbol{RfD_{derm}}$	5.40E-03	6.00E-05	1.20E-02	5.25E-04	6.00E-02	2.50E-05
$\boldsymbol{SF_{inh}}$	8.40E-01	4.20E+01	4.00E-02	2.80E-01	3.00E-01	6.30E+00

Fuente: Adaptada de Adamiec, 2017 y Faiz et al., 2012

5.3.3.2. Índice de riesgo cancerígeno

El índice de riesgo cancerígeno (*CR*) especificó que los riesgos de cáncer estiman un riesgo de por vida individual e incremental por la exposición simultánea a varios cancerígenos (*LADD* [mg kg^{-1} $día^{-1}$]). Para su evaluación se multiplica el $LADD_{inh}$ por el SF_{inh} que genera un rango de riesgo de cáncer *CR* (Ec. 14) (USEPA, 2002).

(14) $$\boldsymbol{CR = LADD \times SF}$$

5.3.3.3. Índice de polución e índice de polución integrada

El índice de polución *PI* (Ec. 15) de cada MP y el índice de polución integrada *IPI* (Ec.16) son una adaptación China del C_f y C_{deg}, donde se evaluó la concentración del MP con valores tomados de guías ambientales basados en los niveles tolerables establecidos por concejos legales basados en los impactos en la salud (Wu et al., 2014). Su clasificación se hace según la Tabla 11.

Los criterios que se tienen en cuenta para la evaluación y clasificación del *PI* e *IPI* son la concentración en la muestra del MP de interés (*Cn* [mg kg^{-1}]) y n el número de MP evaluados, junto con *Cx* [mg kg^{-1}] que se refiere a las concentraciones tolerables (Bai et al, 2009; Sager et al., 2015; Suryawanshi et al., 2016).

(15) $$PI = Cn/C_x$$ *(16)* $$IPI = {\sum IP}/{n}$$

Tabla 11. Categorías para el índice de polución e índice polución integrado

Clase	*PI*	Categoría	*IPI*	Categoría
1	$PI \leq 1$	Sin contaminar	$IPI \leq 1$	Sin contaminar
2	$1 < PI \leq 3$	Contaminación moderada	$1 < IPI \leq 2$	Contaminación moderada
3	$3 < PI \leq 6$	Contaminación considerable	$2 < IPI \leq 5$	Contaminación considerable
4	$PI > 6$	Contaminación alta	$IPI > 5$	Contaminación alta

Fuente: Adaptada de Wu et al., 2014

5.3.4. Correlación entre variables representativas

Mediante el programa R se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk por lo que se decidió aplicar la correlación tipo Spearman (*rs*) entre las variables región, tamaño de fracción, TPD, Pb, Zn, Cu, Cd Cr y Ni.

Por otro lado, se procesó la información mediante de la matriz internacional del contenido de MP según el TPD, para llevar a cabo la normalización de los datos a través del método de estandarización. Se realizó entonces un análisis exploratorio multivariado a través del análisis de componentes principales (ACP) y de conglomerado jerárquico mediante el método Ward de varianza mínima, así como pruebas de estadística descriptiva como el coeficiente de correlación de Spearman con lo que se detectó la relación existente entre el TPD con el Ni, Pb, Cr y Cu; así como las relaciones Zn-Pb, Zn-Cu, Pb-Ni, Cr-Ni y Cd-Pb, lo que permitió identificar las posibles fuentes de MP en el medio. Se realizó también un análisis de regresión lineal y potencial para identificar patrones dentro de las series de datos.

5.3.5. Pronósticos de MP para los métodos de evaluación en la ciudad de Bogotá

Los pronósticos de las concentraciones de MP en SV para la ciudad de Bogotá se llevaron a cabo según las correlaciones obtenidas de la matriz de datos de la revisión internacional con un tamaño de fracción < 250 μm, como datos de entrada para la obtención de los modelos de regresión que mejor se ajustaron a las relaciones entre pares de MP (Cr-Ni, Zn-Pb y Cd-Zn) y entre MP y TPD (Ni-TPD, Cu-TPD y Pb-TPD). Con base en estos valores se estimaron e interpretaron los índices para la evaluación del nivel de enriquecimiento metálico en los sedimentos, la evaluación de riesgos ambientales y los riesgos para la salud, estos últimos analizados bajo las dosis de inhalación, dosis de consumo y dosis por contacto dérmico.

5.3.6. Desarrollo y análisis geoespacial

Se hizo uso del método IDW mediante el Software ArcGIS versión 10.2., para el procesamiento geoespacial de los métodos de evaluación seleccionados (i.e., *I_{geo}, PLI, Er, RI* y *HI*). La elección del IDW se hizo resaltando que, aunque el KO fue la herramienta con mayor capacidad de predicción, esta suavizó los máximos locales, mientras que el IDW mantuvo estos valores dentro del mapa, que en el caso del análisis de la contaminación de SV fue más relevante debido a que permitió la identificación de los puntos críticos del área estudiada y estimó los valores de la superficie con respecto a la ponderación de los puntos de muestreo en función de su proximidad (Li et al., 2016). Es decir, que el efecto sobre el corredor vial se hizo con base en las zonas más aledañas a los puntos aforados. Por otro lado, como lo sugirió (Xie et al., 2011) el IDW permitió un análisis sencillo debido a los pocos parámetros de entrada que requiere; en contraste con el método KO, ya que este incluye una serie de pasos antes de su uso (e.g., prueba estadística, transformación de datos, transformación inversa y análisis de estructura espacial), y ya que parte de estos requerimientos son subjetivos se pueden generar diferentes resultados.

Por otro lado, se realizó un diagnóstico de las vías que permitió identificar los patrones de distribución de la contaminación por MP y se generaron mapas temáticos con los resultados obtenidos por los métodos de evaluación: mapas de enriquecimiento metálico (i.e., I_{geo} y PLI); mapas de riesgos ambientales (i.e., Er y RI) y mapas de riesgos no cancerígenos según la población más vulnerable (i.e., niños menores de 6 años y adultos mayores de 60 años).

Finalmente mediante la geodatabase del mapa de referencia de Bogotá obtenida a través del portal Ideca actualizada a junio de 2019, se obtuvieron los datos geográficos del área urbana y mediante las herramientas de superposición de capas y análisis buffer se clasificaron los colegios y jardines ubicados dentro del área considerada de alta exposición (100 m) (Nuvolone et al., 2011)

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A pesar de que la búsqueda desde el año 1980 arrojó documentos referentes al tema, la mayoría se descartaron por no hacer referencia específica a los SV; además se identificó una tendencia creciente entre los años 2008 - 2018, periodo en donde se concentró el 90% de los estudios detectados. Del mismo modos se identificó que la evaluación de la contaminación por MP de fuentes hídricas a través del análisis sedimentológico y de suelos se ha adaptado exitosamente en el análisis de los SV ((Aminiyan et al., 2017; Gope et al, 2017; Trujillo et al., 2018) permitiendo el análisis del estado de ambientes viales en el mundo. Al respecto, se detectó que en el periodo 2015-2018 se concentró el 63.6% de los documentos y China fue el país con mayor número de investigaciones (45.5%), en especial a lo referente con la evaluación de riesgos para la salud.

Según el tipo de evaluación por contaminación en SV, la subcategoría más importante fue la de nivel de enriquecimiento metálico con un porcentaje de 87.0%, seguida de riesgos a la salud con el 55.8%, y riesgos ambientales con el 35.1% del total de documentos detectados. En cuanto a los MP más relevantes se reportaron en orden de importancia el Pb, Cu, Zn, Cr, Ni, Cd, con porcentajes mayores al 60% reportados dentro de los cuartiles Q1 y Q2, por lo que se decidió llevar a cabo el análisis en las principales vías de la ciudad de Bogotá con base en estos MP.

6.1. Orden de importancia de los métodos de evaluación

Como se observa en la Tabla 12, la bibliografía revisada demostró la importancia del uso de los métodos de evaluación en conjunto. Por un lado, evaluó el panorama individual del impacto de cada uno de los MP y su influencia tanto en el ambiente como el potencial de riesgo sobre la salud pública; y por otro, analizó el comportamiento y la magnitud en conjunto de la contaminación en los SV (Benhaddya et al., 2016; Kamani et al., 2015; Suryawanshi et al., 2016; Świetlik et al, 2013).

Tabla 12. Frecuencia de citación y distribución geográfica de los métodos de evaluación del SV.

América (n = 8; 10.4%)												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)*	100					25.0		37.5				
Método	*Cf*	C_{deg}	I_{geo}	*EF*	*PLI*	*Er*	*RI*	*HI*	*HQ*	*CR*	*PI*	*IPI*
(%) *	37.5	0.0	87.5	37.5	50.0	12.5	25.0	12.5	37.5	37.5	0.0	0.0
(%) **	3.90	0.0	9.09	3.90	5.19	1.30	2.60	1.30	3.90	3.90	0.0	0.0
Asia (n = 54; 70.1%)												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)*	87.0					42.6		63.0				
Método	*Cf*	C_{deg}	I_{geo}	*EF*	*PLI*	*Er*	*RI*	*HI*	*HQ*	*CR*	*PI*	*IPI*
(%) *	33.3	16.7	46.3	46.3	13.0	29.6	37.0	59.3	55.6	40.7	5.56	5.56
(%) **	23.4	11.7	32.5	32.5	9.09	20.8	26.0	41.6	39.0	28.6	3.90	3.90
Europa (n = 9; 11.7%)												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)*	77.8					11.1		44.4				
Método	*Cf*	C_{deg}	I_{geo}	*EF*	*PLI*	*Er*	*RI*	*HI*	*HQ*	*CR*	*PI*	*IPI*
(%) *	33.3	11.1	66.7	33.3	11.1	0.0	11.1	33.3	44.4	11.1	0.0	0.0
(%) **	3.90	1.30	7.79	3.90	1.30	0.0	1.30	3.90	5.19	1.30	0.0	0.0
África (n = 6; 7.79%)												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)*	83.3					16.7		33.3				
Método	*Cf*	C_{deg}	I_{geo}	*EF*	*PLI*	*Er*	*RI*	*HI*	*HQ*	*CR*	*PI*	*IPI*
(%) *	66.7	66.7	83.3	33.3	33.3	16.7	16.7	33.3	33.3	16.7	0.0	0.0
(%) **	5.19	5.19	6.49	2.60	2.60	1.30	1.30	2.60	2.60	1.30	0.00	0.0
Mundial (n = 77; 100%)												
Tipo de evaluación	Enriquecimiento metálico					Riesgo Ambiental		Riesgo para la salud				
(%)**	87.0					35.1		55.8				
Método	*Cf*	C_{deg}	I_{geo}	*EF*	*PLI*	*Er*	*RI*	*HI*	*HQ*	*CR*	*PI*	*IPI*
(%) **	36.4	18.2	55.8	42.9	18.2	23.4	31.2	49.4	50.6	35.1	3.90	3.90
n	28	14	43	33	14	18	24	38	39	27	3	3

*Nota: Nota: n = documentos considerados; * Porcentaje continental; ** Porcentaje con respecto al total mundial; Cf = factor de contaminación; Cdeg = grado de contaminación; Igeo = índice de geo-acumulación; EF = factor de enriquecimiento; PLI = índice de carga de contaminación; Er = factor de riesgo ecológico; RI = índice de riesgo ecológico; HI = índice de riesgo no cancerígeno; HQ = cociente de riesgo no cancerígeno; CR = índice de riesgo cancerígeno; PI = índice de polución; IPI = índice de polución integrada.*

Fuente: Elaboración propia

6.1.1. Evaluación por nivel de enriquecimiento metálico

Según la categoría de evaluación individual por nivel de enriquecimiento metálico, el I_{geo} fue el método que presentó la mayor frecuencia de citación (55.8%), seguido por el método EF (42.9%), para los cuales fue necesario contar con los valores de fondo o de referencia. Según los anterior, se decidió que el mejor análisis individual por MP para Bogotá fue el I_{geo} ya que aunque no existen registros de los valores de fondo para la ciudad, autores como (Alekseenko y Alekseenko, (2014), Ermolin et al., (2018) y Trujillo et al., (2018) sugirieron que para países en donde los recursos financieros son escasos para investigación la evaluación con base en los valores promedios mundiales (Tabla 13) son una buena herramienta de análisis. Por otro lado se descartó el EF ya que dentro de la bibliografía analizada no se recomendó su uso en caso de no hallar los elementos de referencia apropiados (Świetlik et al., 2013), como es el caso de la ciudad de Bogotá.

En cuanto al análisis multielemento tanto el C_{deg} y PLI (18.2%) fueron empleados de manera similar, por lo que en el presente estudio se decidió hacer uso del PLI, ya que este integró el mismo factor de contaminación C_f que el C_{deg} y fue el método más usado en los últimos años para estudiar la calidad del área durante el análisis del total de MP (ver Tabla 12). En la Tabla 13 se muestran los valores de fondo que fueron usados dentro de la literatura revisada para interpretar el nivel de impacto antrópico por las concentraciones de MP en los SV.

Tabla 13. Concentraciones de fondo en suelos para MP (mg/kg)

Ciudad/ País	Pb	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	Fuente
Brasil	17.0	59.9	35.1	0.5	40.2	13.2	Fadigas et. al, 2006
Cuba	34.6	90.7	83.7	1.2	463	294	Díaz et al., 2015
Delhi/India	13.1	22.1	56.5	0.9	114	27.7	Rajaram et al., 2014; Suryawanshi et al., 2016
Zahedán/Irán	6.83	86.3	15.2	0.05	30.1	31.4	Kamani et al., 2015
Düzce/Turquía	0.19	4.57	0.99	0.07	1.46	1.04	Taşpınar et al., 2015
Suzhou/China	26.2	62.6	22.3	0.13	77.8	26.7	Ma et al., 2016
Beijing/China	24.6	57.5	18.7	0.12	66.7	26.8	Du et al., 2013
Bolgatanga/ Ghana	4.28	2.2	4.89	0.24	7.80	1.85	Victoria et al., 2014
Seúl/Corea	18.4	54.3	15.3	0.30	25.4	17.7	Sager et al., 2015
Budapest/ Hungría	17.0	65.0	19.0	0.50	21.0	22.0	
Katowice/Polonia	24.2	211	78.4	0.12	34.2	29.6	Adamiec et al., 2016
Promedio mundial	55.4	158	39.0	0.90	80.0	33.0	Alekseenko y Alekseenko, 2014

Fuente: Elaboración propia

6.1.2. Evaluación de riesgos ambientales

Dentro de la categoría de riesgos ambientales, la evaluación del Er (23.4%) y el RI (31.2%) en conjunto permitió identificar a los MP que según sus factores de toxicidad fueron los de mayores riesgos ecológicos y mostró ser la manera más adecuada para su clasificación según el grado de contaminación debido a la carga total multielemento, ya que según Duan et al. (2017), Suryawanshi et al. (2016) y Yu et al. (2014) su análisis permitió evaluar la sensibilidad de la comunidad biológica y evidenció el panorama integral de los riesgos ecológicos asociados al contenido de MP en SV. Así mismo, el 55.6% del total de los documentos que evaluaron los riesgos ambientales hizo uso de ambos métodos, por lo que se decidió que esta fue la mejor manera de realizar el análisis.

6.1.3. Evaluación de riesgos para la salud

El HQ fue el método que mayor citación presentó (50.6%) y cuya ventaja radicó en que permitió evaluar a la comunidad a través de tres vías de exposición (ingestión, dérmica e inhalación). Sin embargo, debido a que el HI presentó una frecuencia de citación similar (49.4%) se decidió realizar la evaluación por ambos métodos, ya que describieron con igual importancia los riesgos sobre la salud pública, teniendo en cuenta que en algunas investigaciones se sugirió asumir la dosis diaria de referencia RfD_{inh} igual a la dosis diaria RfD_{ing}, al no disponer de los valores de esta para todos los MP estudiados (Adamiec, 2017b; Benhaddya et al., 2016).

Por otro lado, se detectó que la forma más apropiada de llevar a cabo el análisis de los riesgos en la población fue su clasificación por grupo etario (niños menores de 6 años y adultos mayores de 60); respecto a esto se encontró que la ingestión de partículas de SV fue la principal ruta de exposición a los MP, seguida de la adsorción dérmica. Para los niños más pequeños, los valores

HI superaron el nivel seguro de 1.0, por lo que la mayoría de estudios sugirieron intensificar el monitoreo de entornos viales (Adamiec, 2017b; Benhaddya et al., 2016)

Los riesgos cancerígenos fueron evaluados dentro del 35.1% de los documentos referentes a los métodos de evaluación de riesgos para la salud y según los resultados obtenidos dentro de la bibliografía revisada, para la mayoría de MP el nivel de riesgo cancerígeno no excedió el rango aceptable para fines regulatorios comprendido entre $1x10^{-6}$ - $1x10^{-4}$ (Li et al., 2013; Trujillo et al., 2018). Sin embargo en la presente revisión se realizó su análisis debido a la preocupación respecto a los riesgos por exposición a los MP evaluados, ya que en ciudades con altas densidades poblacionales se obtuvieron valores superiores a $2x10^{-3}$ para la comunidad infantil y $1x10^{-3}$ en la comunidad adulta; así mismo en investigaciones de los últimos cinco años la evaluación del As ha puesto en evidencia que las concentraciones de este MP en los SV presentaron los más altos riesgos cancerígenos para las ambas comunidades en especial por la tasas de ingestión (Aminiyan et al., 2017; Lu et al., 2014; Yu et al., 2014; Zhang et al., 2014). Así mismo, debido a la falta de información respecto al factor gradiente de toxicidad por emisión por ingesta y contacto dérmico (SF), los estudios en su mayoría consideraron el riesgo cancerígeno resultado de la exposición por inhalación (Li et al., 2016; Z. Ma et al., 2016; Yekeen et al., 2016); de igual manera, como aún no se han desarrollado dichos valores de referencia para SV, las tasas de inhalación e ingestión y el factor de emisión de partículas se tomaron de estudios similares en suelos (Trujillo et al., 2018).

Como se observa en la Tabla 12 se determinó que durante las últimas dos décadas el uso de índices para evaluación de SV contaminados por MP reportó mayor interés, especialmente en el continente asiático, donde el 70.1% de la bibliografía revisada perteneció a esta región, siendo China el país que más investigación ha realizado sobre el tema con un 45.5% del total de documentos, especialmente en el análisis de los índices I_{geo}, EF y Cf para evaluación de la calidad

del suelo, seguido por Europa (11.7%), América (10.4%) y África (7.79%). Por otro lado, China registró una tendencia en aumento para la evaluación de riesgos para la salud desde el año 2011 a partir de los métodos HQ, HI y CR; adicionalmente, también lo hicieron otros países como Irán e India con alrededor del 16.7% y 7.40% del total del continente asiático respectivamente y con resultados similares en cuanto al alto riesgo que existe especialmente por ingestión, tanto para niños como para adultos (Adamiec, 2017b; Benhaddya et al., 2016; Du et al., 2013). Finalmente, aunque se observó una tendencia positiva en el mundo en la evaluación de riesgos sobre la salud pública por SV contaminados por MP, como lo afirmaron Adamiec, (2017b) y Faiz et al., (2012), aún existen muchos vacíos en cuanto al desarrollo de estrategias de gestión, que impiden llegar a conclusiones más certeras sobre el estado de contaminación del sitio, así como la necesidad de mantener un monitoreo constante en los diferentes patrones del uso de suelo afectados por el rápido aumento de la población en las urbes, el esperado incremento de la industria y el tráfico vehicular.

6.2. Contenido de metales pesados con relación al tráfico vehicular

6.2.1. Metales pesados asociados con SV

Como se mostró en la Tabla 6 el Sn, Co, Hg, As, Cr, Zn, Pb, Cu, Cd y Ni fueron los MP más relevantes y de los cuales el Pb (99.2%), Cu (96.6%), Zn (94.1%), Cr (76.5%), Ni (76.5%) y Cd (71.4%) fueron los más estudiados en el análisis de los SV. Estos elementos también fueron reportados como los de mayor concentración en SV recolectados en tiempo seco entre los años 1980 y 2018 a nivel internacional, para diferentes TPD como lo muestra la Tabla 14.

Tabla 14. Concentración media de MP en SV a partir del TPD

Ciudad/ País	Fracción (µm)	TPD (Veh/día)	Concentración (mg/Kg)						Fuente
			Pb	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	
América (n = 5; 11.9%)									
Baltimore, USA	<63	45575	-	318	196	-	-	39.5	Camponelli et al., 2010
Massachusetts, USA	<2000	106000	79.0	381	172	-	142	-	Apeagyei et al.,2011
Davis, USA	<1000	130000	108	414	236	-	-	-	Kayhanian et al., 2012
Toronto, Canadá	<150	60000	196	184	154	0.5	203	58.7	(Nazzal, Rosen, y Al-Rawabdeh, 2013)
Tijuana, México	<2000	17500	31.3	317	54.6	0.1	20.5	35.0	Quiñonez et al., 2017
	<2000	10000	32.4	307	44.7	0.0	12.9	40.0	
Asia (n = 12; 28.6%)									
Sivas, Turquía	<300	2400	40.0	58.0	24.0	0.80	61.4	20.0	Elik, 2003
Zhenjiang, China	125-250	34512	589	687	158	-	-	-	Zhu et al., 2008
Tokio, Japón	<2000	28250	250	1500	340	3.00	110	69.0	(Murakami et al., 2008); Murakami et al., 2009
	<2000	19584	200	1300	510	2.00	130	86.0	
Beijing, China	149–250	8900	59	280	72.0	0.30	58.1	21.1	(Zhao et al., 2010)
Ulsan, Sur Corea	<2000	20118	153	325	182	3.40	-	33.0	Duong y Lee, 2011
Singapur, Malasia	<63	8352	297	1585	465	-	312	59.0	Yuen et al., 2012
Nanjing, China	<100	13000	113	307	238	-	139	47.0	(Liu et al., 2014)
Düzce, Turquía	<2000	19500	59.5	335	98.9	1.70	123	30.8	Taşpınar et al., 2015
Beijing, China	<2000	65000	511	51.4	126	3.10	-	-	Li et al., 2015
Asansol, India	<53	108000	116	220	151	0.90	-	52.8	Gope, et al., 2017
Durgapur, India	<53	144000	63.3	227	210	4.00	530	75.0	Gope, et al., 2018
Europa (n = 16; 38.1%)									
Londres, Inglaterra	<250	96000	2296	1212	386	6.30	109	48.9	Ellis y Revitt, 1982
	<250	42000	1826	695	280	5.30		-	
	<250	2400	978	2133	90.7	6.00	-	31.4	
Hildesheim, Alemania	<2000	22000	265	140	84.0	2.00	13.0	20.0	Grottker, 1987
Lulea, Suecia	75-125	20000	68.0	150	89.0	0.40	-	-	Viklander, 1998
	75-125	5000	15.0	80.0	53.0	0.20	-	-	
	75-125	4500	14.0	100	91.0	0.10	-	-	
Jönköping, Suecia	<250	11200	45.0	257	282	-	60.0	25.0	German y Svensson, 2002
	<2000	11200	23.0	125	119	-	33.0	16.0	

Ciudad/ País	Fracción (µm)	TPD (Veh/día)	Concentración (mg/Kg)						Fuente
			Pb	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	
Avilés, España	<147	20000	514	4892	183	22.0	41.6	27.5	Ordóñez, et al., 2003
Aberdeen, Escocia	<63	6900	305	345	325	0.60	-	-	Deletic y Orr, 2005
Torrelavega, España	125-250	3800	246	309	90.0	20.0	-	-	Zafra et al., 2007
	125-250	3800	299	309	117	17.0	-	-	
Barcelona, España	<100	15000	283	542	216	4.50	88.0	36.0	Pérez et al., 2008
Barcelona, España	<10	120000	229	1252	771	3.00	130	53.0	Amato et al., 2009
Kavala, Grecia	<63	110400	387	355	-	0.20	232	67.9	Christoforis et al., 2009
Helsinki, Finlandia	<250	1800	1.50	91.5	21.5	0.10	13.0	7.50	Bućko et al., 2010
	<250	61010	190	182	81.0	0.10	29.0	17.5	
Bilbao, España	<2000	1800	630	200	45.0	1.00	-	35.0	Carrero et al., 2013
E77, Polonia	<1000	24089	46.1	2990	273	-	214	26.5	Świetlik et al., 2013
Londres, Inglaterra	<2000	80000	227	1145	337	12.0	175	31.0	Crosby et al., 2014
Dresden, Alemania	<1000	15900	200	310	150	0.20	125	34.6	Jin et al., 2015; Jin et al., 2017
África (n = 3; 7.14%)									
Aswan, Egipto	<250	68520	308	318	151	18.0	123	35.7	Rashed, 2008
Accra, Ghana	<200	5000	33.6	125	29.0	0.00	123	9.40	Atiemo et al., 2011
Hassi Messaoud, Argelia	<2000	66300	193	183	125	0.50	-	41.2	Benhaddya y Hadjel, 2014
	<2000	36660	520	343	120		119	44.4	
Oceanía (n = 3; 7.14%)									
Sídney, Australia	<200	8800	511	249	124	-	19.0	-	Ball, et al., 1998
Hamilton, Nueva Zelanda	125-250	25000	251	1073	184	-	-	-	Zanders, 2005
Christchurch, Nueva Zelanda	<1000	24000	290	370	73.0	-	-	-	Rijkenberg y Depree, 2010
Mediana	<250	20000	200	317	151	1.35	119	35.0	
Media	786	37157	306	623	181	4.10	120	38.6	
Máximo	2000	144000	2296	4892	771	22.0	530	86.0	
Mínimo	10	1800	1.50	51.4	21.5	0.00	12.9	7.50	
Actividad económica	Media mundial	R	86.1	232	80.4	1.2	77.3	36.0	
		C	202	394	132	1.5	83.2	47.3	
		I	144	662	193	4.6	257	92.6	
		M	119	393	115	2.1	88.1	40.6	
Colombia (n = 3; 7.14%)									
Soacha	<250	2750	84.0	96.0	41.0	1.10	-	-	Zafra et al., 2012
Soacha	<250	40100	217	110	57.0	0.70	-	-	

Ciudad/ País	Fracción (µm)	TPD (Veh/día)	Concentración (mg/Kg)						Fuente
			Pb	Zn	Cu	Cd	Cr	Ni	
Kennedy, Bogotá	<250	12300	74.0	197	110	-	-	-	Zafra et al., 2015
Pte. Aranda, Bogotá	<250	13500	48.0	126	68.0	-	-	-	
Fontibón, Bogotá	<250	650	69.0	334	279	-	-	-	Zafra et al., 2019
B. Unidos, Bogotá	<250	1600	60.0	145	94.0	-	-	-	
Mediana	<250	7525	71.5	136	81.0	0.90			
Media	<250	11817	92.0	168	108	0.90			
Máximo	<250	40100	217	334	279	1.10			
Mínimo	<250	650	48.0	96.0	41.0	0.70			

Nota: -: No reportado. R = residencial; C= comercial; I = industrial; M = Integral
Fuente: Elaboración propia

Según los datos a nivel mundial de concentraciones de los seis MP analizados, se pudo determinar el siguiente orden según su abundancia en SV: Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd. Los MP analizados en la ciudad de Bogotá presentaron la siguiente secuencia: Zn > Cu > Pb > Cd. De los datos anteriores se observó que tanto a nivel mundial como local los tres MP con mayor concentración en SV fueron Zn, Pb y Cu, y que los valores promedio en la ciudad de Bogotá se encontraron dentro de los rangos a nivel mundial: Zn (51.38-4892); Pb (1.5-14400) y Cu (21.5-771).

6.2.2. Análisis para la fracción de tamaño < 2000 µm del SV

La evaluación en la afinidad en el origen entre los MP analizados se llevó a cabo mediante la matriz de correlación tipo Spearman de los datos internacionales (Tabla 15). Se encontraron correlaciones positivas de débiles a medias entre Pb-Cu (*rs* = 0.41), Pb-Ni (*rs* = 0.48), Zn-Cr (*rs* = 0.43), Cd-Cr (*rs* = 0.30) y Zn-Ni (*rs* = 0.48). Por otro lado, se encontraron correlaciones de medias a fuertes entre los siguientes pares de MP, así: Zn-Cu (*rs* = 0.70) y Cr-Ni (*rs* = 0.60), Pb-Cd (*rs* = 0.69), Zn-Cd (*rs* = 0.61), Cu-Cr (*rs* = 0.61) y Cu-Ni (*rs* = 0.62).

Con respecto al TPD y para un tamaño de fracción <2000 µm se observaron correlaciones significativas entre débil y media TPD-Cr (*rs* = 0.47) y entre media y fuerte TPD-Cu (*rs* = 0.51), TPD-Ni (*rs* = 0.51).

Lo anterior indicó probablemente la existencia de una fuente común o dominante para estos MP, asociada con el alto TPD como lo señalaron algunos autores (Lu et al., 2009; Rajaram et al., 2014; Suryawanshi et al., 2016), quienes a través de análisis de correlaciones y conglomerados obtuvieron relaciones similares al presente estudio.

Tabla 15. Matriz de correlación entre variables con la fracción < 2000 µm

	Fracción (µm)	**TPD**	**Pb**	**Zn**	**Cu**	**Cd**	**Cr**	**Ni**
fracción (µm)	1.00							
TPD	-0.16	1.00						
Pb	0.14	0.28	1.00					
Zn	0.05	0.28	0.47	1				
Cu	0.16	**0.51**	0.41	**0.70**	1			
Cd	0.04	0.23	**0.69**	**0.61**	**0.61**	1		
Cr	0.19	0.47	0.23	0.43	**0.61**	0.30	1	
Ni	0.15	**0.51**	0.48	0.48	**0.62**	0.22	**0.60**	1

Fuente: Elaboración propia

El ACP se llevó a cabo con el objetivo de reducir el número original de variables a un grupo más pequeño de asociaciones y el criterio de Kaiser se aplicó para decidir el número de componentes por evaluar, el cual indicó conservar los componentes principales cuyos valores propios son cercanos o mayores que la unidad (Ebqa'ai y Ibrahim, 2017; Kaiser, 1960). Por lo anterior, se determinó que el 79% de la información del conjunto de datos se pudo explicar a partir de los componentes CP1, CP2, CP3 y CP4 (ver Tabla 22 y Tabla 23 del Anexo 1).

Para interpretar los resultados se examinaron los coeficientes de las variables originales, asumiendo que cuanto mayor fue el valor absoluto del coeficiente, más importante fue la variable y encontrando agrupados bajo el mismo componente los MP con una misma fuente de origen y proceso de formación (Gunawardena et al., 2014): el CP1 explicó el 34% de la varianza total, en donde se identificó la asociación entre el Ni, Cu, Cr y el TPD; el CP2 explicó el 23% de la varianza

total en donde el Cd y Zn fueron las variables con mayor asociación; a través del CP3 se identificó a la variable tamaño de fracción con el mayor coeficientes y finalmente, el CP4 con el 11% de la varianza total, se explicó a través de la variable Pb.

Lo anterior sugirió que la fuente y el proceso de formación a nivel mundial para el tamaño de fracción <2000 μm del Ni, Cr y Cu fue diferente a la del Cd y Zn, mientras la fuente y proceso de formación para el Pb fue distinto a estos dos grupos de MP. Dentro de los estudios revisados se identificaron dos fuentes vehiculares principales de MP en SV: El escape vehicular y el desgaste de los componentes metálicos de los vehículos, los cuales se analizaron más adelante para la fracción < 250 μm de SV.

6.2.3. Análisis para la fracción de tamaño < 250 μm del SV

Debido a que la fracción de tamaño < 250 μm fue una de las más representativas en el análisis internacional (ver mediana Tabla 14) y fue la fracción analizada en el SV en la ciudad de Bogotá (Zafra et al., 2013), se llevó a cabo un análisis de correlación de Spearman para esta fracción sobre la matriz mundial para comparar con los datos locales (Tabla 16).

Tabla 16. Matriz de correlación entre variables con la fracción < 250 μm

	Fracción(μm)	**TPD**	**Pb**	**Zn**	**Cu**	**Cd**	**Cr**	**Ni**
Fracción (μm)	1.00							
TPD	0.17	1						
Pb	0.06	**0.54**	1					
Zn	0.27	0.40	**0.79**	1				
Cu	0.45	**0.55**	**0.64**	**0.72**	1			
Cd	0.07	0.10	**0.73**	**0.70**	**0.58**	1		
Cr	**0.68**	0.34	0.17	0.38	**0.57**	0.05	1	
Ni	**0.76**	**0.59**	**0.70**	**0.60**	**0.81**	0.41	**0.81**	1

Fuente: Elaboración propia

Según el tamaño de fracción se presentó una correlación de media a fuerte entre la fracción de tamaño < 250 μm y las concentraciones de Cr (*rs* = 0.68) y Ni (*rs* = 0.76). En cuanto a la relación entre concentraciones de MP se encontraron correlaciones positivas entre débiles y medias para

Zn-Cr (*rs* = 0.38) y Cd-Ni (*rs* = 0.41) y relaciones de media a fuerte entre Cu-Cr (*rs* = 0.57), Pb-Ni (*rs* = 0.70), Pb-Zn (*rs* = 0.79), Pb-Cu (*rs* = 0.64), Pb-Cd (*rs* = 0.73), Cu-Cd (*rs* = 0.58), Cu-Ni (*rs* = 0.81), Zn-Cd (*rs* = 0.70), Zn-Cu (*rs* = 0.72) Zn-Ni (*rs* = 0.60) y Cr-Ni (*rs* = 0.81). En cuanto al TPD, se observaron correlaciones entre medias y fuertes para TPD-Pb (*rs* = 0.54), TPD-Cu (*rs* = 0.55) y TPD-Ni (*rs* = 0.59), y una relación positiva entre débil y media para TPD-Zn (*rs* = 0.40) y TPD-Cr (*rs* = 0.34).

Para el análisis se sometieron los datos relacionados al tamaño de fracción < 250 μm al mismo procedimiento que la matriz original. Se pudo observar que el porcentaje de varianza total explicada por los primeros cuatro componentes fue del 85.0% por lo que el conjunto de datos se analizó a partir de CP1, CP2, CP3 y CP4 (ver Tabla 24 y Tabla 25 del Anexo 1): el CP1 explicó el 41% de la varianza total, en donde el Ni y Cr, Cu y TPD presentaron los mayores coeficientes; el CP2 representó el 21% de la varianza total y está controlado principalmente por el Pb, Cd y Zn; el CP3 explicó el 15% del total de la varianza, presentando una asociación positiva con el Pb y una asociación negativa con la variable tamaño de fracción y finalmente, la variable Cu dentro del CP4 con el que se explicó el 8% de la varianza total.

Según lo anterior y de acuerdo con las correlaciones mostradas en la Tabla 16 de medias y altas entre pares de MP, así como los resultados similares obtenidos por otros estudios, se identificaron las siguientes fuentes comunes en ambientes urbanos para los MP de estudio:

Diversas partes mecánicas (e.g., pintura para demarcación vial, desgaste del pavimento y equipamiento vial) como posible fuente del Pb, Zn y Cd (Baptista Neto et al., 2016; Fujiwara et al., 2011; Aminiyan et al., 2018; Suryawanshi et al., 2016; Zafra et al., 2013);

Debido a que el Cu ha sido reconocido como indicador clave de emisiones por desgaste mecánico de frenos y llantas, las concentraciones de este MP confirmaron que estas partes

contribuyeron altamente a la contaminación del SV (Adamiec, 2017a; Adamiec et al., 2016; Duan et al., 2017; Urrutia et al., 2018; Valotto et al., 2018)

Respecto al Cr y Ni, que fueron los MP con la mayor correlación se determinó que probablemente su fuente principal fueron las emisiones del escape vehicular, ya que dentro las investigaciones revisadas se detectó que la descarga al medio aumentó aproximadamente cinco veces, como resultado de las elevadas temperaturas del sistema de escape durante la aceleración (Gunawardena et al., 2014; Sager et al., 2015), pero no se descartó que su fuente fueran partes de motor que se someten a procesos de cromado y lubricantes, como se ve en la Tabla 17.

Por otro lado, al ser el Pb eliminado de los combustibles hace más de dos décadas, su presencia en SV se ha usado como referencia para distinguir su aporte por desgaste vehicular, aunque dentro de los estudios revisados también se destacó a la industria por las elevadas descargas al medio de este MP, y las altas concentraciones reportadas en las fracciones más pequeñas (Gunawardena et al., 2014), lo que puede explicar la relación inversa en el CP3.

Tabla 17. Fuentes de MP relacionadas con el tráfico vehicular

FUENTES	Pb	Zn	Cd	Cu	Cr	Ni
Combustibles		x	x	x	**x**	**x**
Sistema de escape	x		x		**x**	**x**
Motor				**x**	**x**	**x**
Partes móviles (cojinetes)	x			**x**	**x**	**x**
Laminación metálica			x	**x**	**x**	**x**
Baterías		**x**	**x**			x
Lubricantes	**x**	**x**	**x**			
Superficie vial	**x**	**x**		x	x	x
Marcación vial	**x**					
Equipamiento vial		**x**				
Bastidor	**x**					
Fuente industrial	**x**				x	x
Pastilla de frenos	x	x	x	**x**	x	x
Llantas y neumáticos	x	x	x	**x**	x	x

Fuente: (Gunawardena et al., 2014; Sager et al., 2015; Sörme et al., 2001)

6.2.4. Metales pesados según el uso de suelo

Según el uso de suelo por área de actividad se pudo ver que las áreas urbanas, en especial las ubicadas en áreas de actividad industrial y comercial estuvieron significativamente enriquecidas en comparación con las abundancias medias en la corteza a nivel mundial, lo que demostró un impacto intenso de diversas fuentes antrópicas y de allí la importancia de su análisis (Duan et al., 2017; Suryawanshi et al., 2016). Por otro lado, se encontró que los MP registraron altas concentraciones dentro de las muestras tomadas de SV de áreas con alta densidad poblacional, lo que sugirió que pudieron estar asociados particularmente al tráfico vehicular (Akinade y Olisa, 2014; Al-Awadhi y Aldhafiri, 2016; Sager et al., 2015; Victoria et al., 2014).

Respecto a lo anterior, un estudio realizado en la ciudad de Villavicencio (Colombia) por Trujillo (2014) dejó ver que las concentraciones medias de Pb, Ni, Zn, Cu, Cd y Cr de las muestras tomadas de SV presentaron una gran variación; esto se explicó por el tipo de actividades presentes en cada uno de los sectores evaluados y así se identificó al sector con alta actividad automotriz "rudimentaria" y elevada circulación de tráfico mixto, como el de mayor contenido de Pb, Cu y Zn en los SV.

Finalmente, los resultados obtenidos destacaron que el TPD y las concentraciones de MP presentaron las mejores correlaciones cuando se analizó la fracción <250 μm de la matriz internacional de datos, lo que sugirió que estos MP provinieron de fuentes de contaminación comunes y cuyas partículas estuvieron asociadas con esta fracción de tamaño, por lo que se identificó a esta fracción como la más representativa para desarrollar los modelos de regresión en el análisis del SV en la ciudad de Bogotá a continuación.

6.2.5. Pronósticos de MP en SV para la ciudad de Bogotá

El pronóstico de las concentraciones de MP en SV para las vías estudiadas (Tabla 26 del Anexo 2) se realizó con base en las correlaciones obtenidas de la matriz de datos internacional para la fracción de tamaño < 250 µm. Se probaron diferentes modelos de regresión, siendo el lineal el que mejor ajuste proporcionó para el Pb, Ni, Cu y Cr, (R^2: entre 0.39 y 0.69) y el modelo potencial para el Zn (R^2 = 0.45) y Cd (R^2 = 0.53). La Figura 4 presenta los modelos lineales y las correlaciones Spearman de las variables TPD, Ni, Cu, Pb, Cr, Zn y Cd. Las ecuaciones 17 - 19 hacen referencia a los modelos entre TPD y MP, mientas que las ecuaciones 20 y 22 hacen referencia a las correlaciones entre MP.

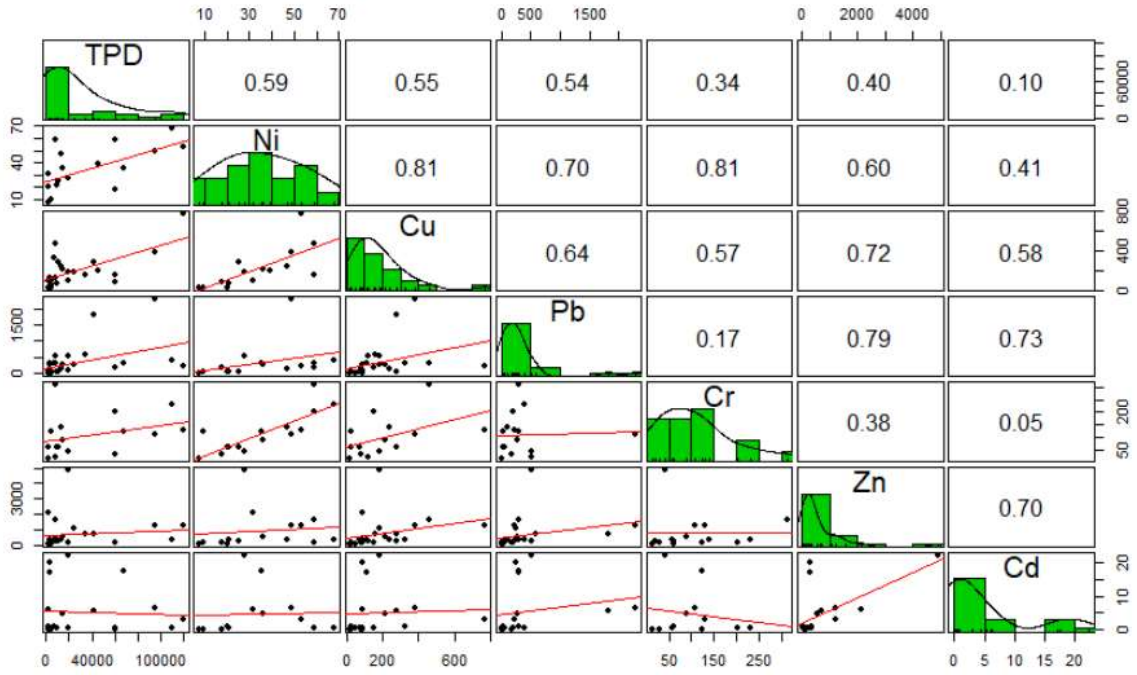


Figura 4. Modelo de regresión lineal TPD Vs MP
Fuente: Elaboración propia

(17) $Ni = 0.0003*TPD+24.33$ $R^2 = 0.39$

(18) $Cu = 0.0036*TPD+99.29$ $R^2 = 0.44$

(19) $Pb = 0.0085*TPD+176.68$ $R^2 = 0.32$

(20) $Zn= 29.86*Pb^{0.48}$ $R^2 = 0.54$

(21) $Cr = 3.6144*Ni – 9.941$ $R^2 = 0.69$

(22) $Cd = 0.002*Zn^{1.4422}$ $R^2 = 0.45$

Teniendo en cuenta los valores del coeficiente de determinación R^2, se pudo reconocer la presencia de errores en los pronósticos desarrollados para la ciudad de Bogotá destacando la importancia de una visión integral del comportamiento de los MP en los SV, ya que su estudio en ambientes urbanos implicó otros fenómenos como el lavado superficial tras periodos de lluvia, o procesos de resuspensión por altas velocidades del viento y la turbulencia generada por el tráfico vehicular durante tiempo seco. Por lo tanto, de la evaluación en conjunto de estas dinámicas urbanas se podrían obtener mejores ajustes de los modelos desarrollados y así generar pronósticos más ajustados que cuando se analizan aisladamente.

Frente a la validez de los resultados se estableció una comparación del Cu y el Pb con respecto a otros estudios realizados para la ciudad (Tabla 18). Conforme al TPD de Bogotá los pronósticos se mantuvieron cercanos a los valores del rango mundial (Pb: 1.5-14400 y Cu: 21.5-771) con valores por debajo de los presentados en el estudio de referencia y con diferencias que oscilaron para el Cu entre 6.17% - 14.2% y para Pb entre 4.50% - 18.1%. En cuanto al Ni y Cr, al no tener un estudio referente en la ciudad, se decidió incluirlos dentro de los métodos de evaluación debido a la alta correlación respecto al TPD (*rs* = 0.60).

Tabla 18. Diferencias de los pronósticos con estudio de referencia

Dirección	TPD	Zafra et al. (2019)		Este estudio		Diferencia (%)	
		Cu	Pb	Cu	Pb	Cu	Pb
Av. Boyacá – Av. Primero de Mayo	187600	827	1983	776	1774	6.17	10.54
Avenida Suba - Calle 100	157300	712	1692	611	1386	14.19	18.09
Av. Boyacá –Av. Jorge Gaitán Cortés	55200	324	712	295	639	8.95	10.25
Autopista Norte - Calle 200	49000	300	652	276	593	8.00	9.05
Av. Jorge Gaitán Cortés-Av. Ciudad de v/Vicencio	26900	216	440	191	393	11.57	10.68
Carrera 24 - Calle 80	14200	168	318	150	297	10.71	6.60
Carrera 13 - Calle 59	12500	162	302	144	283	11.11	6.29
Calle 45 - Carrera 13 and	6900	140	248	124	235	11.43	5.24
Carrera Séptima - Calle 183	4200	130	222	114	212	12.31	4.50

Fuente: Elaboración propia

Finalmente se pudo observar que los valores pronosticados para el Zn y Cd en el presente estudio se encontraron dentro del rango del promedio mundial Zn (51.38-4892) y Cd (0.0-22), sin embargo, estos fueron relativamente elevados en comparación con los obtenidos directamente de las muestras de los SV de la ciudad de Bogotá (ver Tabla 14). Adicionalmente, presentaron una baja correlación respecto al TPD (rs < 0.4), por lo tanto, estos MP se excluyeron de las evaluaciones posteriores para evitar sobrevaloraciones en los análisis de los métodos de evaluación.

6.3. Riesgos para el ambiente y la salud pública por la exposición a los SV

6.3.1. Contaminación por enriquecimiento metálico

Como se definió en el primer capítulo, el I_{geo} fue el método más apropiado dentro del análisis individual de enriquecimiento metálico con base en los valores de fondo del promedio mundial (Tabla 13) y el PLI, para el análisis multielemento. La Figura 5 muestra los resultados de la interpolación obtenida para el I_{geo} mediante el método IDW. La tabla de resultados obtenidos para cada una de las vías analizadas se presenta en la Tabla 27 del Anexo 3.

De acuerdo con el análisis del I_{geo} del Ni y el Cr, la mayoría de los puntos en la ciudad no se encontraron contaminados o solo en bajos niveles (I_{geo}<1), resultados similares a los obtenidos por Li et al., (2017) y Wei et al. (2015) para las ciudades Chinas de Chengdu y Beijing. Por otro lado, los niveles de contaminación para el Cu y Pb mostraron valores mayores a 1.0 en el total de los puntos analizados.

Según los resultados, se determinó la siguiente tendencia decreciente en el nivel de enriquecimiento metálico: Pb > Cu > Ni > Cr. El Pb y el Cu generaron valores del I_{geo} > 3 al centro y suroccidente de Bogotá. Estos resultados se compararon con lo encontrado en vías de alto tráfico en las ciudades de Budapest y Seúl con un I_{geo} > 3.2 (Sager et al., 2015), pero presentó valores

inferiores a lo reportado por Trujillo y Torres (2015) en el sector del Porvenir en la ciudad de Villavicencio (Colombia) en especial para el Pb (I_{geo} = 4.9) resultado que se debió posiblemente a que dentro del sector evaluado se identificaron actividades automotrices no tecnificadas y vías en mal estado, destacando así la importancia de una evaluación discriminada por tipo de actividad económica para ciudad de Bogotá.

De acuerdo al análisis multielemento del PLI (ver Tabla 28 del Anexo 4 y Figura 6), y según (Gope et al., 2017), los valores superiores a 1.0 dejaron ver un deterioro en la calidad de las zonas viales; lo anterior es debido a que las concentraciones de MP en los SV se encontraron sobre el límite de los valores de fondo en suelos urbanos. Al respecto, para la ciudad de Bogotá se registró un valor promedio PLI = 3.46 correspondiente a una contaminación entre moderada y alta y puntos críticos por contaminación extrema de PLI > 5 en la autopista norte entre las localidades de Usaquén y Suba, y las localidades de los Mártires, Barrios Unidos, Kennedy y Puente Aranda.

Resultados como los obtenidos en las ciudades de Teherán (Irán) con zonas de contaminación moderada (PLI > 2.5) y Asansol (India) (PLI > 3.7), mostraron una tendencia similar, sugiriendo que en áreas urbanas el volumen del TPD fue una de las principales fuentes antropogénicas a la contaminación en los SV, (Dehghani et al., 2017; Gope et al., 2017) . En el caso de Bogotá, las altas concentraciones de MP se asociaron al alto TPD registrado en las intersecciones viales y a las vías que conectan a la ciudad, como es el caso de la autopista norte especialmente por el elevado enriquecimiento de Cu y Pb, como lo dejó ver la valoración del I_{geo}.

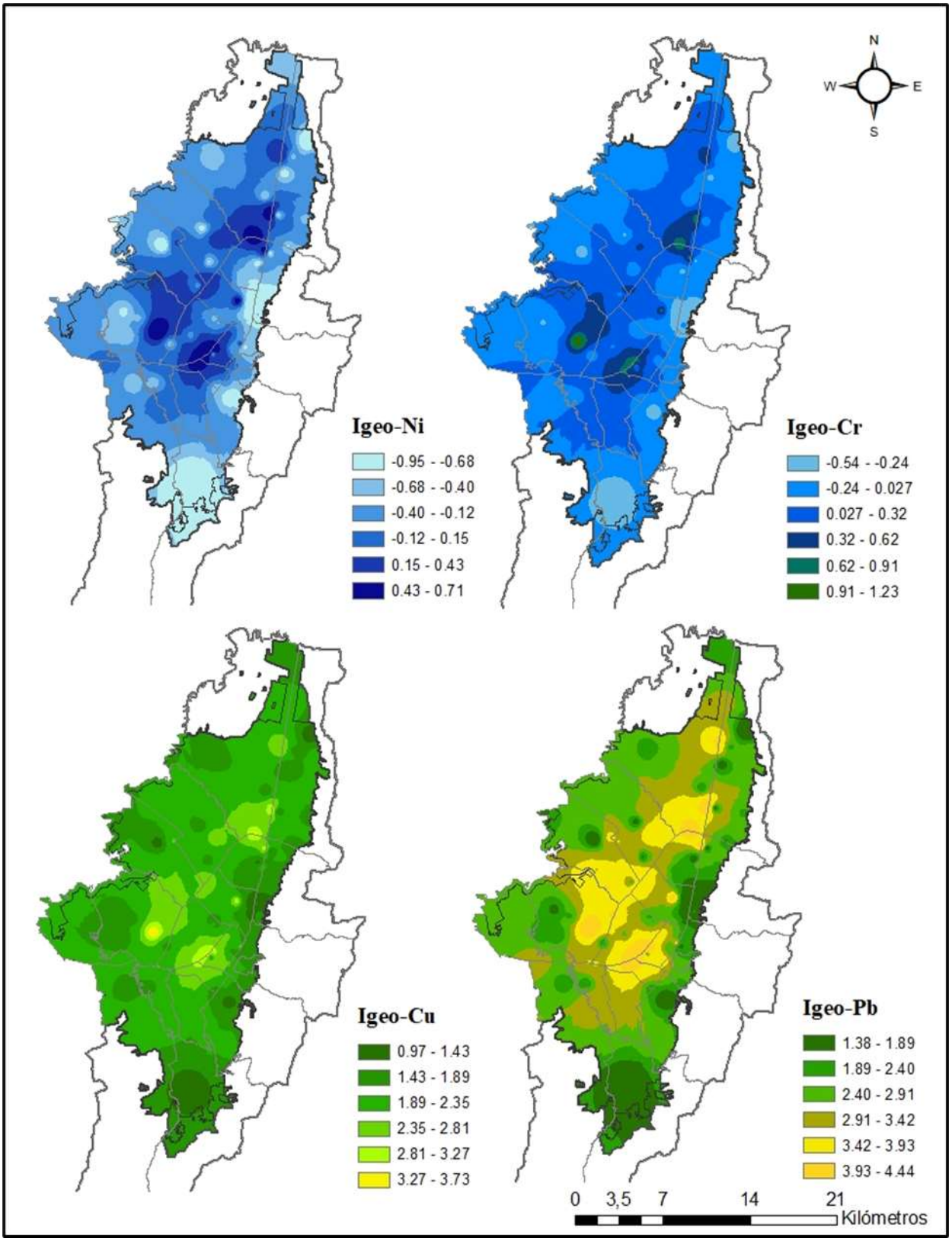


Figura 5. Distribución espacial del índice de geo-acumulación – Igeo
Fuente: elaboración propia

Según los resultados obtenidos por el I_{geo} y PLI, se determinó la importancia de ambos métodos como indicadores del estado de enriquecimiento de los SV ya que si bien su análisis guarda relación en cuanto a su forma de cálculo, los resultados de cada uno dio perspectivas diferentes: por un lado el I_{geo} mostró que para Bogotá fueron el Pb y el Cu los MP que más enriquecimiento presentaron según los valores de fondo; por otro lado, el PLI determinó el estado general del sitio por la influencia multielemento mostrando que un análisis con base en un mayor número de MP podría influir en la categoría de contaminación del sitio.

Teniendo en consideración la relación de las concentraciones de Pb, Cu, Ni y Cr y el TPD se generaron modelos de regresión lineal con base en los valores obtenidos del Igeo y PLI, de esta manera se obtuvo un método directo para la evaluación de la contaminación a través del TPD. La Figura 13 y

Figura ***14*** del Anexo 5 y las ecuaciones 23 – 27 hacen referencia a los modelos TPD-I_{geo} para cada MP evaluado y la TPD- PLI para el análisis multielemento.

(23)	$I_{geo}_Ni = 1x10^{-5} * TPD - 0.885$	$R^2 = 0.97$
(24)	$I_{geo}_Cu = 2x10^{-5} * TPD + 1.259$	$R^2 = 0.93$
(25)	$I_{geo}_Pb = 2x10^{-5} * TPD + 1.763$	$R^2 = 0.92$
(26)	$I_{geo}_Cr = 1x10^{-5} * TPD - 0.458$	$R^2 = 0.97$
(27)	$PLI = 4x10^{-5} * TPD + 1.6284$	$R^2 = 0.99$

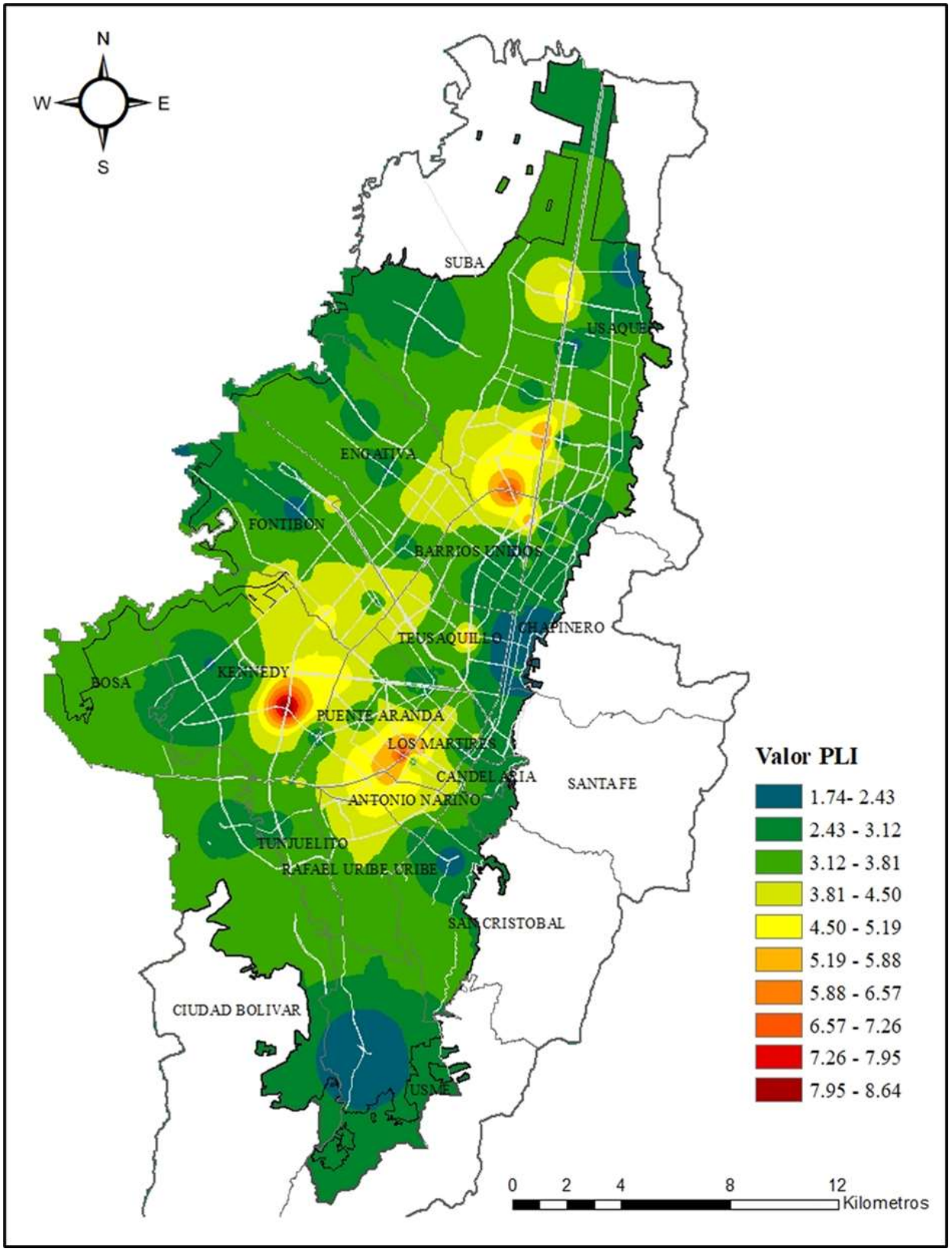


Figura 6. Distribución espacial del índice de carga de contaminación - PLI
Fuente: elaboración propia

6.3.2. Riesgos ambientales

Como se observa en la Figura 7, entre las localidades de Suba y Barrios Unidos en la intersección de la Avenida Suba con Calle 100, en la localidad de Kennedy sobre la Av. Boyacá con Av. 1 de Mayo, y en la AK30 con Calle 3 en la localidad de Los Mártires se presentaron factores de riesgos ambientales considerables por Cr y Cu ($80 \leq Er < 160$), y altos por la presencia de Pb ($160 \leq Er < 320$). Lo anterior dio indicios de procesos de urbanización característicos del aumento de actividades antrópicas sin reglamentación y con altas densidades poblacionales, similares a lo reportado en las ciudades de Ezhou (China) y Cairo (Egipto), en donde el Pb, Cu y Cr también fueron los MP que mayor riesgo ecológico generaron debido a su alto coeficiente de toxicidad lo que sugirió una alta sensibilidad del ecosistema y efectos perjudiciales para los organismos vivos y el ambiente local de la zona (Nasser et al.,, 2012; Xu et al., 2018).

Conforme a la evaluación del riesgo ecológico (RI) (Tabla 29 del Anexo 6) se determinó que en Bogotá se presentaron valores en el rango de contaminación baja ($RI_{mín} = 115.2$) a considerable ($RI_{máx} = 677.7$) entre las localidades de Kennedy, Puente Aranda y Los Mártires y al noroccidente de la ciudad en la localidad de Suba (Figura 8). Según lo anterior se identificó un riesgo ecológico potencial asociado principalmente al contenido de Pb, que en promedio aportó el 45.4% al RI y en menor medida por las concentraciones de Cr y Cu y Ni que reportaron en promedio el 27.6%, 21.6% y 5.52%, respectivamente. Por lo tanto, se señala probablemente la necesidad de prestar atención por la elevada presencia Pb, Cu y Cr en la ciudad.

En el caso colombiano, Trujillo (2014) reportó un RI para la ciudad de Villavicencio entre las categorías de bajo (RI = 14.8) a considerable (RI= 470.9) en el sector residencial, con alto flujo vehicular. Este último, manteniéndose dentro de lo reportado en los puntos más congestionados de las localidades de Los Mártires, Kennedy, Barrios Unidos y Engativá. De lo anterior se identificó la relación existente entre la concentración de MP, el riesgo ecológico y el TPD, además del

impacto de las actividades antrópicas que se realizaron en cada uno de los sectores como un factor influyente (e.g., tráfico pesado, transporte intermunicipal, asistencia mecánica, venta de automotores, estaciones de servicios y bodegas de agroquímicos). Teniendo en cuenta esta relación, se generó un modelo de regresión TPD-RI (Ec. 28), para la obtención directa del riesgo ecológico. La relación que mejor se ajustó fue de tipo lineal.

(28) $$RI = 0.0031 * TPD + 102.3 \qquad R^2 = 0.99$$

Desde el año 2004 se han realizado monitoreos de la calidad hídrica de Bogotá, se identificó que la cuenca del río Fucha entre las localidades de Kennedy y Puente Aranda presentó las mayores concentraciones de MP de la ciudad. De lo anterior, y en contraste con los resultados obtenidos del RI se pudo determinar que el Cr, Cu y Pb contenidos en los SV de estos sectores fueron algunos de los posibles elementos potencialmente dañinos, ya que estos MP han sido asociados en altas concentraciones en las descargas de los interceptores que recogen agua de sectores productivos como el de metalmecánica, lo que ha implicado un alto impacto ambiental, afectando casi en su totalidad el desarrollo de la vida acuática (IDEAM, 2004; Rodríguez, et al., 2014). Finalmente, se determinó que el uso de factores de riesgo permitió dar un paso más con respecto a la evaluación por enriquecimiento metálico I_{geo}, ya que se pudo determinar el grado de afectación ecológica con base en cada uno de los MP del estudio, siendo una herramienta útil al momento de optimizar recursos financieros en investigación, ya que sugirió la importancia de priorizar en estudios del contenido de Pb, Cu y Cr en el ambiente, MP que mostraron los mayores factores de riesgo para los ecosistemas; así mismo el índice ecológico multielemento evidenció que los ambientes viales generaron un riesgo considerable al medio en las localidades de Kennedy, Puente Aranda y Los Mártires, por lo que se recomienda que las vías presentes en estos sectores se les lleve un seguimiento en cuanto al TPD y sean priorizados los estudios referentes al estado de los ecosistemas que allí se encuentran.

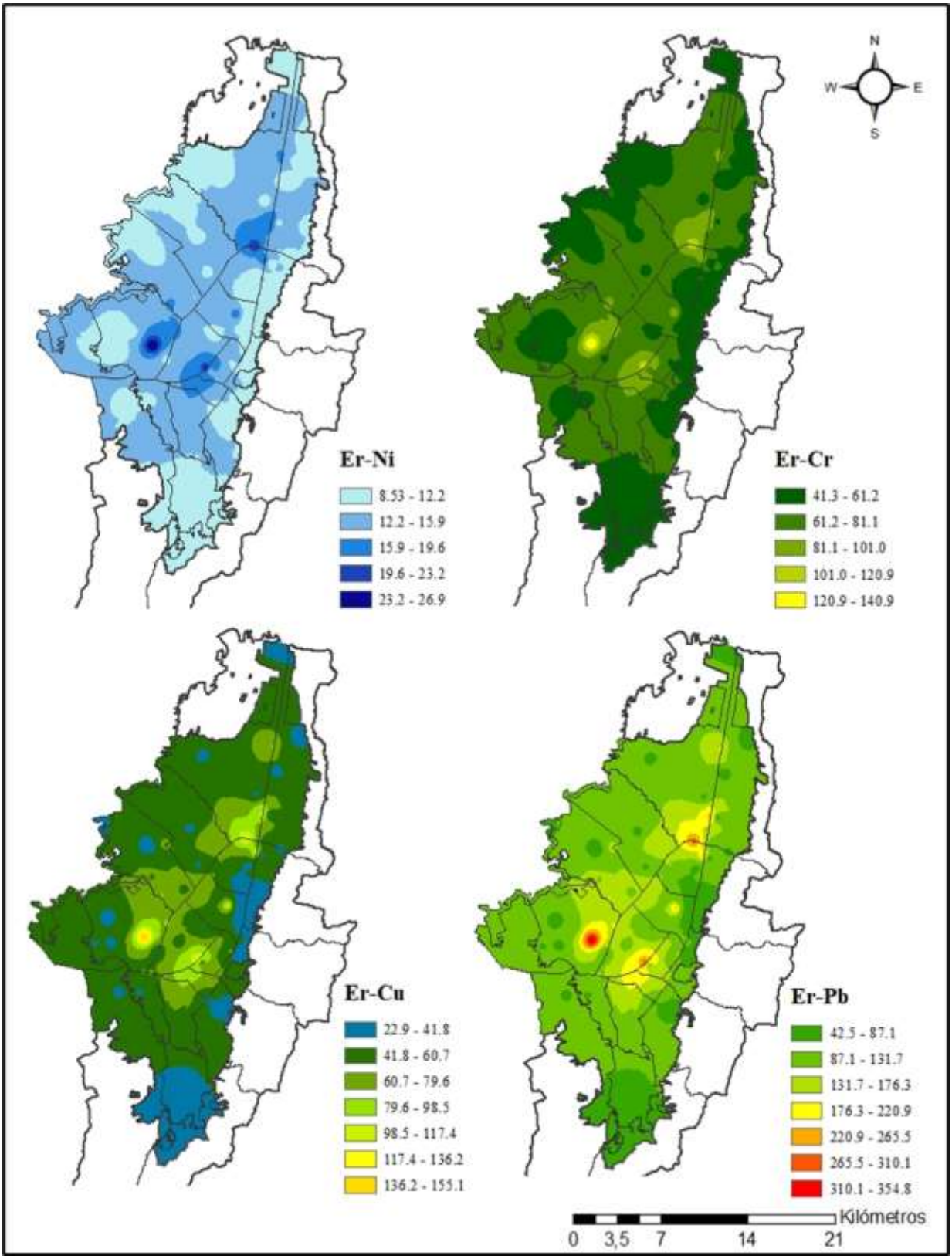


Figura 7. Distribución espacial del factor de riesgo ecológico – Er
Fuente: elaboración propia

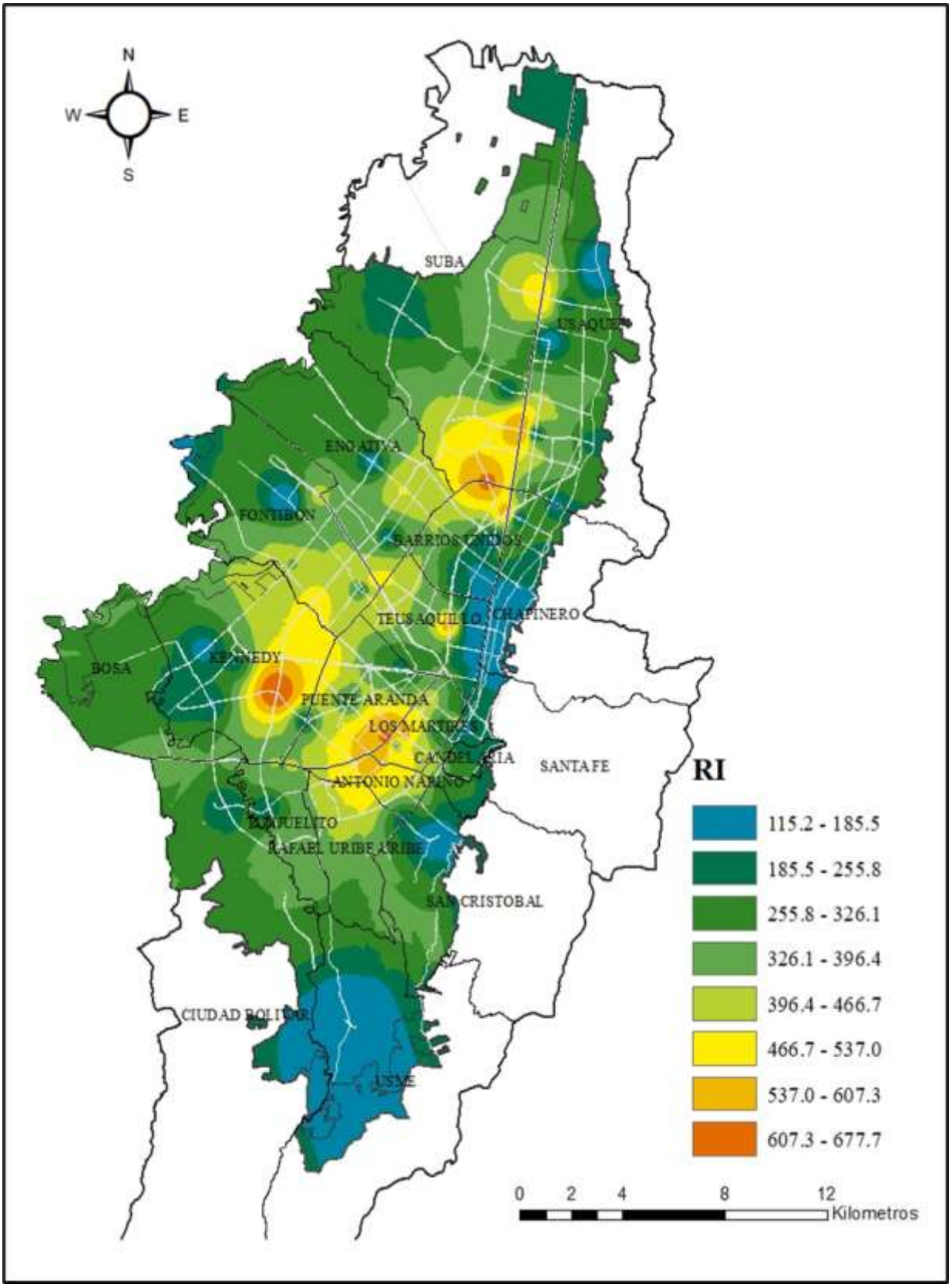


Figura 8. Distribución espacial del riesgo ecológico - RI
Fuente: elaboración propia

6.3.3. Riesgos para la salud pública

Con base en las ecuaciones 8 – 10 se calcularon las dosis promedio de MP a través de las tres vías de exposición: ingestión, dérmica e inhalación (Tabla 19, ver también Tabla 30 y Tabla 31, del Anexo 7 y Anexo 8), resaltando que las dosis adquiridas por la población infantil fueron superiores en comparación con la comunidad adulta; riesgo probablemente atribuible a su bajo peso corporal, junto con elevadas tasas de ingesta, pudiéndose prevenir significativamente a través de buenas prácticas de higiene corporal (Men et al., 2018; Trujillo et al., 2018).

El Cr y Pb contenido en los SV fueron los MP que excedieron el cociente de riesgo considerado como seguro (HQ < 1.0). Sin embargo, como se mostró en la Tabla 1, el Cr se presentó en el ambiente bajo formas fisicoquímicas diferentes; siendo el Cr (VI) la más tóxica, por lo que estudios previos han estimado que en promedio el Cr (VI) puede llegar a ser un 30% del Cr total (Borai et al., 2002; Keshavarzi et al, 2015). Para el caso de Bogotá, se tomó el valor máximo de 30% sobre el Cr total y, de esta manera , se ajustó parte de las sobreestimaciones a las que puede conducir la evaluación del riesgo multielemento HI_{total}, no dejando de aclarar la necesidad de llevar a cabo investigaciones adicionales respecto a la fracción biodisponible de Cr para proporcionar caracterizaciones más confiables de los riesgos potenciales para la salud (Taiwo et al., 2017).

Tabla 19. Cociente de riesgo no cancerígeno - HQ e índice de riesgo - HI (niños y adultos mayores)

		HQ Ingestión		HQ Dérmico		HQ Inhalación		HI	
		Niños	adultos	niños	Adultos	niños	adultos	Niños	Adultos
Ni	Mean	0.013	0.0024	5.11E-05	3.50E-05	3.57E-13	2.68E-13	0.013	0.002
	Media	0.011	0.0021	4.59E-05	3.14E-05	3.21E-13	2.40E-13	0.012	0.002
	Max	0.027	0.0049	1.06E-04	7.25E-05	7.41E-13	5.55E-13	0.027	0.005
	Min	0.008	0.0016	3.36E-05	2.30E-05	2.35E-13	1.76E-13	0.008	0.002
Cr	Mean	0.286	0.0530	1.54E-02	1.06E-02	8.39E-10	8.17E-10	0.091	0.019
	Max	0.255	0.0472	1.38E-02	9.41E-03	7.48E-10	7.28E-10	0.081	0.017
	Media	0.617	0.1142	3.33E-02	2.28E-02	1.81E-09	1.76E-09	0.195	0.041
	Min	0.181	0.0335	9.75E-03	6.68E-03	5.30E-10	5.16E-10	0.057	0.012

		HQ Ingestión		HQ Dérmico		HQ Inhalación		HI	
		Niños	**adultos**	**niños**	**Adultos**	**niños**	**adultos**	**Niños**	**Adultos**
Cu	**Mean**	0.045	0.008	1.62E-04	1.11E-04	1.26E-12	1.22E-12	0.045	0.008
	Media	0.037	0.007	1.34E-04	9.17E-05	1.04E-12	1.01E-12	0.037	0.007
	Max	0.128	0.024	4.58E-04	3.14E-04	3.56E-12	3.45E-12	0.128	0.024
	Min	0.019	0.003	6.76E-05	4.63E-05	5.26E-13	5.09E-13	0.019	0.004
Pb	**Mean**	1.108	0.205	7.96E-03	5.45E-03	3.08E-11	3.00E-11	1.116	0.210
	Media	0.898	0.166	6.45E-03	4.42E-03	2.49E-11	2.43E-11	0.904	0.170
	Max	3.332	0.616	2.39E-02	1.64E-02	9.26E-11	9.01E-11	3.356	0.633
	Min	0.399	0.074	2.87E-03	1.96E-03	1.11E-11	1.08E-11	0.402	0.076

HI-total (niños)				**HI-total (adultos)**			
Mean	**Media**	**Max**	**Min**	**Mean**	**Media**	**Max**	**Min**
1.26	1.034	3.36	0.48	0.240	0.197	0.703	0.093

Fuente: Elaboración propia

Así mismo se pronosticó que el contenido de Pb en los SV de la AK 72 con AC 26 generó el mayor riesgo potencial por ingesta en la comunidad infantil ($HQ_{ing} = 3.3$) ya que excedió por más del doble el valor considerado como seguro. Aunque dentro del análisis de la comunidad adulta no se registraron riesgos relativos HQ > 1.0, los valores obtenidos en las localidades de Los Mártires y Kennedy se encontraron cercanos a la unidad ($HQ_{ing} > 0.7$).

De lo anterior se logró identificar que para ambos grupos etarios la ingestión de partículas de SV fue la principal vía de exposición, seguida por el contacto dérmico e inhalación. Esto sugirió el mismo patrón dentro de la mayoría de estudios sobre el tema a nivel mundial (Aminiyan et al., 2017; Trujillo et al., 2018; Yu et al., 2014).

Como se observa en la Figura 9, los riesgos no cancerígenos HI por MP analizado para niños y adultos decrecen en orden de importancia de la siguiente manera: Pb > Cr > Cu > Ni; donde el Pb, en especial para la comunidad infantil, fue el MP que a través de las tres vías de exposición representó los mayores riesgos con valores superiores a 1.0 en: AK45xCL170 y CL127,

AK72xAC72, AK86xAC17, AK68xCL46, AC26xKR68, Aut.SurxKR52; AC100xTV60, KR30xCL1 y CL3, AC19xAv.Caracas, CR13xCL24; y con $HI_{máx.}$ = 3.35 en la intersección de la AK72xAC26Sur.

En cuanto a la evaluación del riesgo total (HI_{total}), se pudo observar que el Pb contenido en los SV de las áreas con alto TPD en la ciudad generaron los mayores riesgos tanto para la comunidad infantil, como para los adultos (Figura 10 y Tabla 19); ya que el HI-Pb representó en promedio cerca del 75% del HI_{total}, seguido por el HI-Cr (19%), HI-Cu (4%) y HI-Ni (2%). Al respecto, otros estudios establecieron que una de las fuentes principales de Pb en la sangre de niños fue debida a la ingesta de suelo y sedimentos como un problema recurrente en las ciudades industrializadas (Du et al., 2013).

A diferencia de los datos obtenidos del análisis del I_{geo} para el Cr, en donde sus valores fueron cercanos a los valores de fondo (ver Tabla 27 y Figura 5), el riesgo que este representó debido a su elevado gradiente de toxicidad para la salud fue bastante alto, por lo que su evaluación en SV debería despertar mayor preocupación; ya que son varios los estudios que han llegado a conclusiones similares frente al elevado riesgo de la población en áreas cercanas a vías con alto TPD por el contenido del Cr en SV (Aminiyan et al., 2017; Faiz et al., 2012; García et al., 2016).

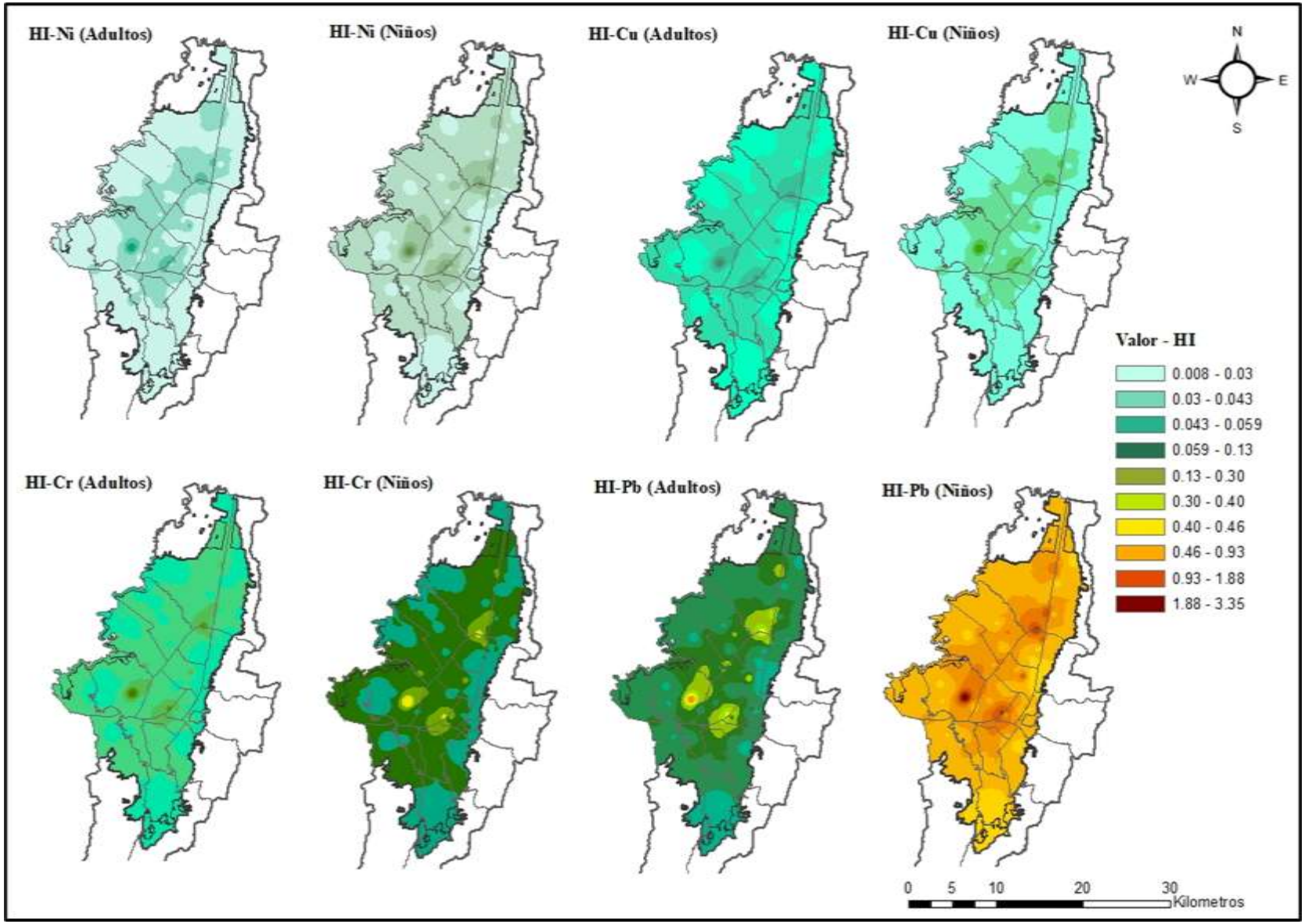


Figura 9. Distribución espacial del índice de riesgo - HI para niños y adultos
Fuente: elaboración propia

Para determinar las posibles relaciones entre las localidades de Kennedy, Puente Aranda, Suba, Barrios Unidos, Fontibón, Los Mártires y Engativá, las cuales se identificaron como las más afectadas por el contenido de los MP que mayor índice de riesgo HI representaron para la salud pública (i.e., Pb, Cr y Cu) (Figura 9), se realizó un análisis estadístico junto con los casos de morbilidad por infecciones respiratorias agudas (IRA) y mortalidad por enfermedades cardiovasculares en niños menores de 6 años y adultos mayores de 60 reportados por el Distrito entre los años 2010-2016 (Tabla 32 del Anexo 9).

Según los casos evaluados se presentaron correlaciones significativas bajas para la mortalidad por casos cardiovasculares en adultos ($rs < 0.12$; $p < 0.001$), así como para la morbilidad en niños y adultos por Cr y Cu ($rs < 0.34$; $p < 0.001$) (Tabla 20). Estos resultados señalan que las concentraciones de Cu, Cr y Pb contenido en el SV, no fueron causa directa de las afectaciones por IRA, congruente con los resultados que obtuvieron Delgado y Ramírez (2014) en la localidad de Los Mártires, quienes sugirieron que si bien los MP no fueron un factor directamente influyente, la exposición prolongada a las malas condiciones ambientales fueron un determinante en la generación de efectos adversos sobre la salud pública.

Tabla 20. Correlación entre Pb, Cr y mortalidad por IRA en niños y adultos mayores

		Morbilidad IRA		Mortalidad cardiovascular
Contaminante	Correlación	Niños < 6 años	Adultos > 60 años	Adultos > 60 años
Pb	rs	0.36	0.14	0.07
	p	0.76	< 0.001	< 0.001
Cr	rs	0.32	0.11	0.12
	p	< 0.001	0.85	< 0.001
Cu	rs	0.34	0.14	0.07
	p	< 0.001	< 0.001	< 0.001

Fuente: Elaboración propia

Respecto a los riesgos cancerígenos mostrados en la Tabla 33 del Anexo 10, el Cr contenido en los SV de la Av. Boyacá con 1 de Mayo alcanzó el mayor valor (CR = 1.075E-06) y con respecto al análisis del total de MP se obtuvo un CR_{Total} = 1.255E-06 en el mismo sector.

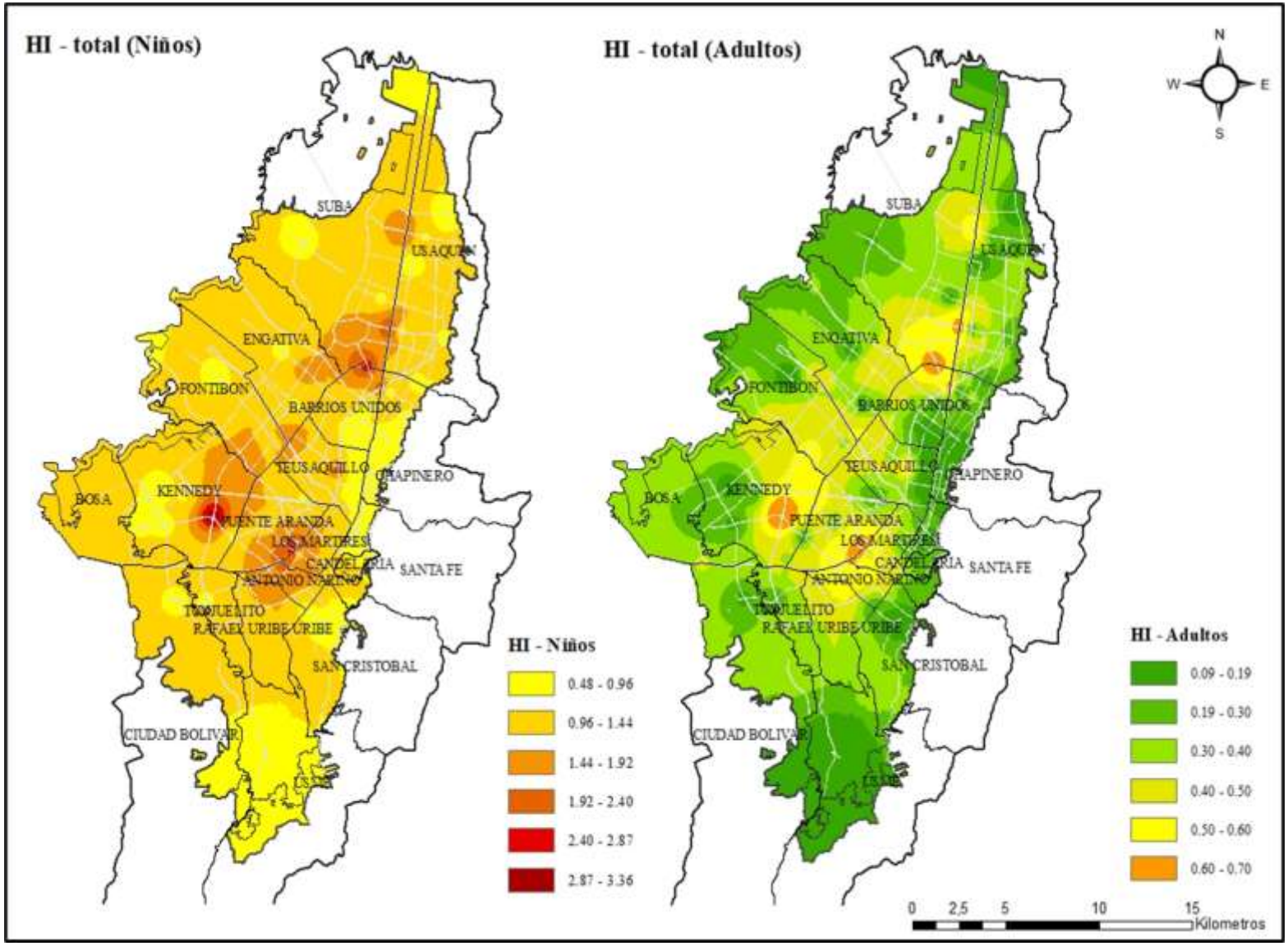


Figura 10. Distribución espacial del índice de riesgo total - HItotal para niños y adultos
Fuente: elaboración propia

Esto indicó un bajo nivel del riesgo por desarrollar cáncer por exposición a los MP contenidos en SV al encontrar todos los valores por debajo del máximo permitido ($1x10^{-4}$). Sin embargo como lo pronosticaron Perez y Hernandez, (2006), de mantenerse o incrementarse las condiciones de contaminación del aire, la incidencia en la población expuesta a lo largo de la vida podría generar un aumento en el número de casos por cáncer pulmonar atribuibles a la exposición al Cr.

Así mismo, es importante destacar que aparte de la toxicidad de los MP y otras características como su bioactividad y biodisponibilidad no solo dependieron de su concentración en los SV, sino también de su especiación química, como se señaló en el caso del Cr. Por lo tanto la evaluación de riesgos con base a las concentraciones totales de MP pudo estar sobreestimando o subestimando el riesgo real para la salud pública y el medio (Gope et al., 2017; Huang et al., 2016; Jayarathne et al., 2018), siendo necesario el desarrollo de investigaciones referentes al tema.

Resumiendo, ya que no solo de la concentración de los MP dependió el nivel de afectación, fue necesaria la evaluación según el grado de toxicidad de cada elemento, que en el presente trabajo influyó de manera significativa en los resultados finales. Por lo anterior se concluyó que los tres métodos de evaluación fueron indicadores del estado de los SV en la ciudad con respecto a los MP y así mismo fueron complementarios entre sí: la evaluación por enriquecimiento permitió identificar de manera preliminar el impacto del TPD sobre los valores de fondo; a su vez, los métodos de evaluación de riesgos ambientales señalaron una categoría de contaminación entre baja a considerable por MP (i.e., Cu, Cr y Pb) posiblemente por la toxicidad que estos representan para la comunidad biótica siendo el estado de los ecosistemas de las localidades de Kennedy, Puente Aranda y Los Mártires las que presentaron mayor riesgo ecológico y finalmente, la evaluación de riesgos para la salud dio a conocer que las afectaciones de tipo no cancerígeno en la comunidad infantil en especial por el contenido de Cr, Cu y Pb representaron los mayores

impactos debido a que las dosis adquiridas fueron superiores que en adultos en especial para la comunidad aledaña a las intersecciones viales de la Av. Boyacá, la Av Suba con Cl 100, Av. 1 de Mayo y la NQS al sur occidente de la capital.

6.3.4. Límites de seguridad para protección de la salud pública

Con base en los modelos usados para los pronósticos de las concentraciones de los MP que mayor correlación presentaron con el TPD (i.e., Pb, Cu y Ni) y sobre los límites máximos legislativos establecidos para la protección de la salud pública según el valor más flexible (Argentina y Cataluña/España) y el más estricto (Cataluña/España, Alemania y Canadá) de la normatividad internacional de referencia (Tabla 3), se determinó el rango de TPD. Para esto se obtuvieron los siguientes modelos con origen en cero como lo sugirió Zafra et al. (2019): Pb = 0.0114 * TPD ($rs = 0.48$, $p < 0.001$, gl. = 32), Cu= 0.0052 * TPD ($rs = 0.53$, $p < 0.001$, gl. = 32), Ni = 0.0006 * TPD ($rs = 0.68$, $p < 0.001$, gl. = 18) y los resultados se muestran en la Tabla 21.

Tabla 21. Pronóstico de TPD máximo y mínimo con base en límites de referencia (Pb, Cu y Ni)

	Pb	**Cu**	**Ni**
Legislación	**Argentina/Cataluña**	**Cataluña/Alemania**	**Cataluña/Canadá**
Límite flexible (mg/Kg)	500	310	470
Límite estricto (mg/Kg)	60	60	50
TPD límite para tipo de suelo residencial y urbano			
Modelo lineal	Pb = 0.0114*TPD	Cu= 0.0052*TPD	Ni= 0.0006*TPD
TPD máximo	43860	59615	783300
TPD mínimo	5263	11538	83300

Fuente: Elaboración propia

Según los límites más flexibles de referencia (Argentina y Cataluña) se pudo observar que el 43.6% de las vías arteriales analizadas superaron el TPD de 43860 vehículos/día para Pb, y el 31.7% de las vías superaron el TPD de 59615 vehículos/día para el Cu. Esto confirmó que el Pb fue el MP que, a pesar de haber sido retirado de la gasolina, siguió presentando la mayor

importancia relativa al tráfico vehicular, encontrando puntos en la ciudad con valores superiores a 2.50 veces en relación con la legislación argentina que fue la más flexible para este MP.

La Figura 11 muestra la categorización de las vías según los límites legislativos más flexibles para el Pb, por ser el MP que mayor riesgo presentó al aumentar el TPD. Respecto a esto, la SDS (2018) y Nuvolone et al. (2011) reportaron que habitar en áreas a menos de una cuadra (100 m) de vías de alto TPD aumentó el riesgo por exposición al material particulado y por lo tanto a los MP contenidos en este, siendo uno de los principales factores de riesgo en Bogotá ya que del total de casos de enfermedades respiratorias el 47.8% de los niños menores de 14 años y el 51.1% de adultos mayores de 60 años habitaron dentro de este perímetro.

Con base en los datos de referencia para Bogotá obtenidos desde el portal del Ideca se obtuvo la información de atributos de los sitios de interés en la ciudad, en el presente estudio se tomaron los datos de la categoría "educación" con lo que se identificaron en el área vial de alta contaminación por el elevado TPD y de alta exposición por estar dentro de los 100 m de influencia, 100 colegios con niños en la edad preescolar (3-6 años) y 50 jardines infantiles (18 meses – 6 años) (Figura 11 y Tabla 34 del Anexo 11). Por otro lado se muestra con mayor detalle en la Figura 15 del Anexo 11, el área de influencia entre los 100 – 250 m, que fue sugerida por Nuvolone et al. (2011) como un área de mediana exposición, ya que comparada con áreas más alejadas también presentó registro de personas con afecciones, en especial por obstrucciones de las vías respiratorias y problemas cutáneos. Así se identificó al perímetro entre 0 y 250 m como posible zona no ideal para desarrollar actividades diarias, ni para la ubicación de viviendas ni centros educativos.

Así mismo, al comparar los resultados de esta categorización, respecto a las emisiones de material particulado por fuentes móviles (Figura 12), en donde las partículas resuspendidas se identificaron como el principal componente y cuyas fracciones químicas estuvieron en el orden

del 25% - 45%, se observaron perfiles similares como indicadores asociados al tráfico vehicular: i) en vías pavimentadas las emisiones siguieron una tendencia similar a la distribución del tráfico vehicular siendo el Pb y Cr los MP que más impacto causaron y ii) se identificaron diferentes procesos de abrasión como fuentes de MP (e.g., desgaste de llantas y frenos, desgaste superficial del suelo y turbulencia inducida por el tráfico) (Carmona et al., 2016; Pachón et al., 2018; Pachón y Sarmiento, 2008; Ramírez et al., 2018; Vargas et al., 2012).

Respecto a los anterior, se han encontrado indicios en los que poblaciones expuestas a vías de elevado TPD de las localidades de Puente Aranda, Kennedy Suba, Barrios Unidos y Los Mártires presentaron mayores problemas de salud (e.g. respiratorios, dermatitis y problemas oftálmicos) frente aquellas que no lo estuvieron, y notando una disminución notable en los valores de dosis de exposición para días en los que hubo paro de transportadores (Paez y Pedraza, 2016; Cortes, 2018 y Estévez et al., 2013). A diferencia de lo reportado en el presente estudio, se han identificado además elevados promedios de exposición y riesgos a la salud en Bosa, Ciudad Bolívar y Usme. Esto pudo ser debido a que los análisis realizados en dichos estudios evaluaron además las altas descargas de sedimentos por vías sin pavimentar (Pachón et al., 2018).

Con el objetivo de dar continuidad al estudio del estado de contaminación de los SV por MP, se propone que los resultados obtenidos sirvan de guía para las autoridades interesadas sobre los potenciales riesgos a la salud pública en áreas cercanas a vías con alto tráfico vehicular y el estado de la contaminación por MP en las áreas que superaron el TPD con respecto a la legislación internacional más flexible. Lo anterior, con el objeto de llevar a cabo investigaciones más detalladas que involucren a la comunidad que trabaja o se ejercita al aire libre (e.g., barrenderos, transportadores, vendedores ambulantes, policías, y ciclistas) y así mismo desarrollar una legislación ajustada al caso particular de la ciudad de Bogotá.

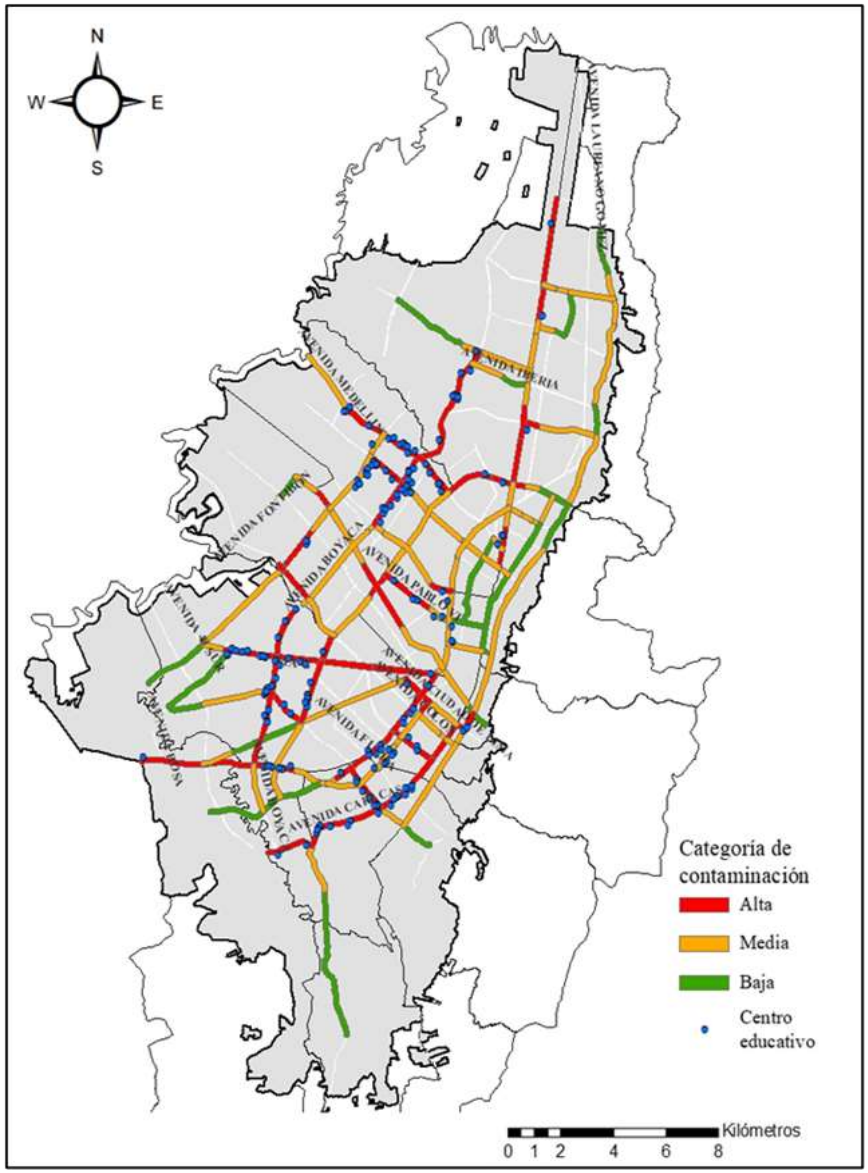


Figura 11. Categorización de las vías según el TPD límite.
Fuente: elaboración propia

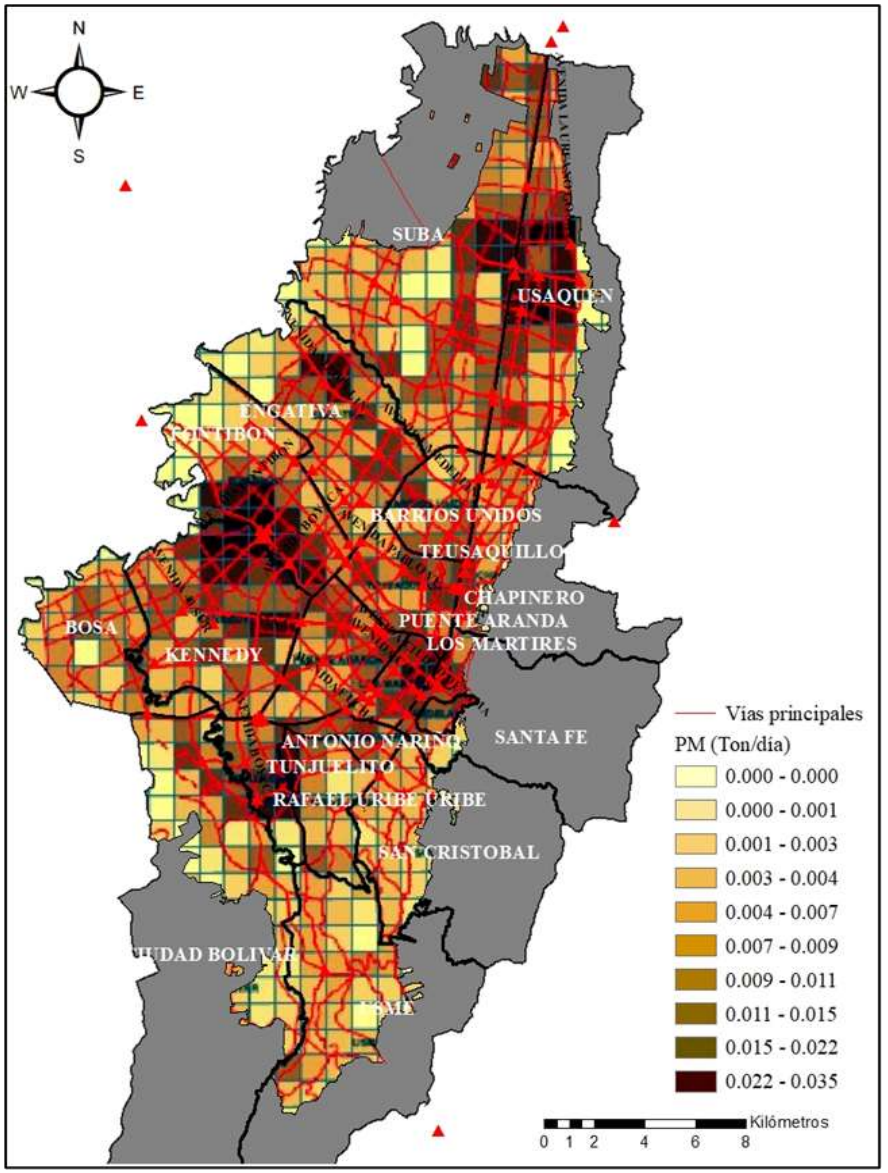


Figura 12. Desagregación espacial de material particulado
Fuente: adaptado de Carmona et al., (2016)

7. CONCLUSIONES

La revisión bibliográfica sugiere tres categorías o enfoques según los métodos de evaluación del contenido de MP asociados con el SV urbano, con el siguiente orden de importancia a nivel mundial: enriquecimiento metálico (87.0%) > riesgos para la salud (55.8%) > riesgos ambientales (35.1%). A nivel continental el orden de importancia en el uso de estos métodos de evaluación es el siguiente: Asia (70.1%) > Europa (11.7%) > América (10.4%) > África (7.79%). La tendencia en el uso de los métodos detectados indica un interés creciente en la evaluación del contenido de MP en el SV, agrupando el 63.6% de documentos dentro de los últimos años de revisión (2015-2018).

La tendencia en el uso de los métodos detectados indica que la manera más adecuada de evaluación es la que implica tanto el análisis individual de cada MP, como el análisis multielemento. Dentro de los métodos de evaluación por enriquecimiento metálico se observa una preferencia mundial por el método I_{geo} (55.8%), para el análisis individual y por el método PLI (18.2%), para el análisis multielemento; estas preferencias posiblemente están condicionadas por la existencia local de concentraciones de fondo. Se observa también que el 55.6% del total de documentos que evalúan el riesgo ambiental lo hacen con base en los dos métodos detectados RI (31.2%) y Er (23.4%). Con respecto a los métodos de evaluación del riesgo sobre la salud, los resultados muestran que los de mayor preferencia mundial son el HQ (50.6%) y HI (49.4%). Sin embargo, aún existen dificultades para la aplicación de los métodos de evaluación del riesgo sobre la salud como, por ejemplo, la carencia de información de referencia con respecto a dosis diarias de inhalación de SV, factores de toxicidad por ingesta y contacto dérmico con MP del SV y factores de emisión de partículas desde el SV.

Los MP identificados como de mayor relevancia presentaron el siguiente orden según su abundancia en el SV: Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd. En efecto, el Pb (99.2%) y Cu (96.6%) son los MP de mayor interés a nivel mundial, debido posiblemente a que estos evidencian correlaciones con otros MP detectados en el SV y con el TPD. Es decir, Pb y Cu se han convertido en posibles indicadores de la presencia de otros metales en el SV, y también permiten sugerir posibles fuentes de contaminación común en el ambiente vial. Adicionalmente, el tamaño de fracción < 250 µm es el más representativo al momento de evaluar las concentraciones de MP en los SV con respecto al TPD. Asimismo, se evidencia que con el análisis de los datos relacionados a este tamaño de fracción se obtienen las mejores correlaciones entre el TPD y las concentraciones de Ni, Cu y Pb (rs > 0.54), siendo el modelo lineal el que mejor ajuste presenta (R > 0.62), para generar los pronósticos sobre las principales vías de Bogotá. Por otra parte, no existe evidencia significativa entre la relación del TPD de las vías analizadas, y las concentraciones de Zn y Cd en el SV de la ciudad.

La evaluación con base en el I_{geo} presenta los valores máximos para el Pb, Cr y Cu, siendo estos MP los que se identifican con el mayor factor de riesgo ambiental, con un aporte cercano al 95% sobre el total del riesgo ecológico RI. Por otro lado, si bien el Cr dentro del análisis de enriquecimiento presenta niveles bajos, el coeficiente tóxico de respuesta sugiere que incluso estos valores pronosticados implican riesgos significativos para las comunidades biológicas, aumentando en cerca de un 28% el potencial de riesgo ecológico; tendencia que se reporta de igual manera en ciudades con similares procesos de crecimiento urbano a Bogotá.

Teniendo en cuenta el coeficiente de determinación obtenido por el modelo lineal entre el tráfico vehicular y los métodos de enriquecimiento metálico y riesgo ecológico (R^2 > 0.92), se

sugiere una manera directa de evaluación que permite mostrar el panorama del estado de la contaminación en ambientes viales a partir del TPD.

La evaluación sobre la salud pública por grupo etario deja ver que las altas tasas de ingesta de SV por la comunidad infantil son las que mayor riesgo presentan, en especial por la alta toxicidad del Pb y Cr. Adicionalmente, el análisis geoestadístico del HI_{Total} muestra las zonas de alto riesgo para la salud pública. Esto sugiere que la comunidad aledaña dentro del área de influencia de 100 m a las intersecciones de vías principales en las localidades de Engativá, Barrios Unidos, Suba, Usaquén, Kennedy, Puente Aranda y Los Mártires son las que mayores riesgos tienen de desarrollar enfermedades no cancerígenas (e.g., problemas oftálmicos y dermatitis).

En este estudio, se identifican cuatro zonas que sobrepasan por más del doble el TPD pronosticado para la protección a la salud pública según el límite más flexible para el Pb (500 mg/kg) en los SV: (i) AK 45 con Cl 127 en la localidad de Usaquén, (ii) Cl 100 con TV 60 entre Suba y Barrios Unidos, (iii) AK 72 con Cl 26 en la localidad de Kennedy, y (iv) la AK 30 con Cl 3 en la localidad de Los Mártires. Lo anterior deja ver la prioridad de evaluar estos sectores frente al alto TPD y su efecto sobre el contenido del Pb en el SV ya que, según los riesgos cancerígenos y no cancerígenos encontrados, este es el metal que mayor aporte promedio tiene dentro del análisis multielemento (74.8%).

Finalmente, este estudio se constituye en un punto de referencia para las instituciones públicas y privadas encargadas del control de la contaminación urbana, con el objeto de diseñar e implementar estrategias de gestión para reducir la contaminación generada por los MP contenidos en el SV, los cuales representan un riesgo sobre el ambiente y la salud humana en entornos viales urbanos.

8. RECOMENDACIONES

Se recomienda desarrollar investigaciones para la obtención de los valores de fondo en suelos de Bogotá, ya que son un instrumento de gestión ambiental básico que permite tener criterios propios de la región y la identificación preliminar de los sectores con mayor enriquecimiento metálico asociado a fuentes antrópicas.

Es necesaria la generación de guías normativas ambientales referentes a la calidad del suelo urbano de Bogotá, no solo referente a los MP aquí evaluados, sino de otros como del arsénico, mercurio, cobalto y estaño; los cuales también se encuentran en los SV y su factor tóxico sugiere riesgos para el ambiente y la salud pública.

A pesar de evidenciar que dentro de los grupos etarios la comunidad infantil es la que presenta mayores riesgos de adquirir enfermedades de tipo no cancerígeno, es necesaria una evaluación con base en los grupos de la población más expuestos debido al desarrollo de actividades diarias dentro de los corredores viales, como por ejemplo los policías de tránsito, vendedores ambulantes y barrenderos.

Una de las políticas de mejoramiento del tránsito es la de incentivar la actividad física mediante el uso de otros medios de transporte no motorizados como la bicicleta. Sin embargo, el estar expuesto a la contaminación sin la protección adecuada pueden desencadenar afectaciones a la salud, por lo que se sugiere políticas de movilidad con base en los pronósticos de TPD límite detectados para el Cu, Cr y Pb, así como la implementación del diagnóstico de enfermedad por contaminación.

El pronóstico del contenido de MP es demasiado complejo debido a las variables que influyen en su acumulación en SV (e.g., precipitación, pendiente, escorrentía, velocidad y dirección de vientos, actividad económica), las cuales no fueron tenidas en cuenta en el desarrollo de los

modelos, por lo que los resultados obtenidos llevan implícitos errores que pueden estar subvalorando o sobrevalorando los riesgos ambientales y los efectos sobre la salud pública.

Otra limitación del estudio hace referencia a la dificultad de establecer una relación causa y efecto entre los niveles de contaminación y las enfermedades reportadas, ya que no se tienen reportes puntuales de afectaciones a la salud por causa de la contaminación. Sin embargo, el análisis con base en el área de influencia entre 0 y 250 m de distancia a vías con alto TPD sugiere una aproximación útil y sencilla para la identificación preliminar de la comunidad expuesta a las zonas de mayores riesgos.

Frente a las limitaciones de carácter económico que permitan realizar análisis de un mayor número de muestras a lo largo de toda la ciudad, la identificación de los sectores con mayores riesgos son un punto de referencia para el desarrollo de futuras investigaciones de toma de muestra sectorizadas, que involucren las diferentes dinámicas de la ciudad e integre la evaluación de los MP contenidos en otros recursos, como por ejemplo el hídrico, a través del estudio de las aguas de escorrentía vial.

BIBLIOGRAFÍA

Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Delshab, H., Soltani, N., y Sorooshian, A. (2017). Investigation of microrubbers , microplastics and heavy metals in street dust : a study in Bushehr city , Iran. *Environmental Earth Sciences*, *76*(23), 1–19. https://doi.org/10.1007/s12665-017-7137-0

Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., y Reza, M. (2018). Fractionation , source identification and risk assessment of potentially toxic elements in street dust of the most important center for petrochemical products , Asaluyeh County , Iran. *Environmental Earth Sciences*. https://doi.org/10.1007/s12665-018-7854-z

Adamiec, E. (2017a). Chemical fractionation and mobility of traffic-related elements in road environments. *Environmental Geochemistry and Health*, 1–12. https://doi.org/10.1007/s10653-017-9983-9

Adamiec, E. (2017b). Road Environments: Impact of Metals on Human Health in Heavily Congested Cities of Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *14*(7), 697. https://doi.org/10.3390/ijerph14070697

Adamiec, E., Jarosz-Krzemińska, E., y Wieszała, R. (2016). Heavy metals from non-exhaust vehicle emissions in urban and motorway road dusts. *Environmental Monitoring and Assessment*, *188*(6), 369. https://doi.org/10.1007/s10661-016-5377-1

Aesabesp. (2008). Poluição por Carga Difusa - Uma ameaça constante nos rios dos centros urbanos. *Revista SANEAS*, *30*, 16–25. Recuperado de http://www.aesabesp.org.br/arquivos/saneas/saneas30.pdf

Akinade, S., y Olisa, O. (2014). Geochemical Study of Soils, Road Dust and Stream Sediments around Ijebu-Ode, Southwestern, Nigeria. *Journal of Environmental y Analytical Toxicology*, *04*(05). https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000229

Al-Awadhi, J., y Aldhafiri, B. (2016). Heavy metal concentrations in roadside-deposited sediments in Kuwait city. *Arabian Journal of Geosciences*, *9*(8), 535. https://doi.org/10.1007/s12517-016-2543-2

Alcaldía Mayor de Bogotá. (2015). Secretaría Distrital de Planeación. Recuperado March 26, 2018, from http://www.sdp.gov.co/portal/page/portal/PortalSDP/InformacionTomaDecisiones/Estratificacion_Socioeconomica/Mapas

Alekseenko, V., y Alekseenko, A. (2014). The abundances of chemical elements in urban soils. *Journal of Geochemical Exploration*, *147*, 245–249. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.08.003

Amato, F., Pandolfi, M., Viana, M., Querol, X., Alastuey, A., y Moreno, T. (2009). Spatial and chemical patterns of PM10 in road dust deposited in urban environment. *Atmospheric Environment*, *43*(9), 1650–1659. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.12.009

Aminiyan, M. M., Baalousha, M., y Aminiyan, F. M. (2017). Evolution of human health risk based on EPA modeling for adults and children and pollution level of potentially toxic metals in Rafsanjan road dust:

a case study in a semi-arid region, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(20), 19767–19778. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2176-y

Aminiyan, M. M., Baalousha, M., Mousavi, R., Aminiyan, F. M., Hosseini, H., y Heydariyan, A. (2018). The ecological risk, source identification, and pollution assessment of heavy metals in road dust: a case study in Rafsanjan, SE Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(14), 13382–13395. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8539-y

Apeagyei, E., Bank, M. S., y Spengler, J. D. (2011). Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment*, *45*(13), 2310–2323. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015

Atiemo, M. S., Ofosu, G. F., Tutu, a O., Palm, N. D. M. L., y Blankson, S. A. (2011). Contamination Assessment of Heavy Metals in Road Dust from Selected Roads in Accra, Ghana. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, *3*(5), 473–480.

ATSDR. (2012). Cromo Resumen de Salud Pública. Recuperado de https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts7.pdf

ATSDR. (1999). *Resumen de Salud Pública. Cadmio*. *Agencia para Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades*. Atlanta, GA. Recuperado de https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs5.pdf

ATSDR. (2004). *Resumen de Salud Pública. Cobre*. *Agencia para Agencia para sustancias tóxicas y el registro de enfermedades*. Atlanta, GA. Recuperado de https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs132.pdf

ATSDR. (2005). *Níquel ToxFAQs*. *Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades*. Recuperado de https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts15.pdf

ATSDR. (2007). Plomo Resumen de Salud Pública. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. Recuperado de https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts13.pdf

Bai, J., Cui, B., Wang, Q., Gao, H., y Ding, Q. (2009). Assessment of heavy metal contamination of roadside soils in Southwest China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, *23*(3), 341–347. https://doi.org/10.1007/s00477-008-0219-5

Ball, J. E., Jenks, R., y Aubourg, D. (1998). An Assessment of the availability of pollutant concentrations on road surfaces. *Science of the Total Environment*, *209*, 243–254.

Baptista Neto, J. A., Rangel, C. M. A., Da Fonseca, E. M., Do Nascimento, M. T. L., De Oliveira Santos, A. D., Rodrigues, B. C. B., y De Melo, G. V. (2016). Concentrations and physicochemical speciation of heavy metals in urban runoff sediment from São Gonçalo—Rio de Janeiro/Brazil. *Environmental Earth Sciences*, *75*(17), 1209. https://doi.org/10.1007/s12665-016-6000-z

Benhaddya, M. L., Boukhelkhal, A., Halis, Y., y Hadjel, M. (2016). Human Health Risks Associated with Metals from Urban Soil and Road Dust in an Oilfield Area of Southeastern Algeria. *Archives of*

Environmental Contamination and Toxicology, *70*(3), 556–571. https://doi.org/10.1007/s00244-015-0244-6

Benhaddya, M. L., y Hadjel, M. (2014). Contamination levels assessment of heavy metals in road dust deposited in various types of urban traffic: a case study of Hassi Messaoud City (Algeria). *World Review of Science, Technology and Sustainable Development*, *11*(3/4), 197. https://doi.org/10.1504/WRSTSD.2014.066796

Biosyn. (2005). Gesundheitsrisiko Schwermetalle. Diagnostik und Therapie von Schwermetallbelastungen [Riesgo para la salud de los metales pesados. Diagnóstico y tratamiento de la contaminación por metales pesados], 24. Recuperado de http://www.biosyn.de

Borai, E. H., El-Sofany, E. A., Abdel-Halim, A. S., y Soliman, A. A. (2002). Speciation of hexavalent chromium in atmospheric particulate samples by selective extraction and ion chromatographic determination. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, *21*(11), 741–745. https://doi.org/10.1016/S0165-9936(02)01102-0

Bućko, M. S., Magiera, T., Pesonen, L. J., y Janus, B. (2010). Magnetic, geochemical, and microstructural characteristics of road dust on roadsides with different traffic volumes-case study from Finland. *Water, Air, and Soil Pollution*, *209*(1–4), 295–306. https://doi.org/10.1007/s11270-009-0198-2

Camponelli, K. M., Lev, S. M., Snodgrass, J. W., Landa, E. R., y Casey, R. E. (2010). Chemical fractionation of Cu and Zn in stormwater, roadway dust and stormwater pond sediments. *Environmental Pollution*, *158*(6), 2143–2149. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.024

Carmona, L., Rincón, M., Castillo, A., Galvis, B., Sáenz, H., Manrique, R., y Pachón, J. (2016). Conciliación de inventarios top-down y bottom-up de emisiones de fuentes móviles en Bogotá, Colombia. *Revista Tecnura*, *20*(49), 59. https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2016.3.a04

Carrero, J., Arrizabalaga, I., Bustamante, J., Goienaga, N., Arana, G., y Madariaga, J. (2013). Diagnosing the traffic impact on roadside soils through a multianalytical data analysis of the concentration profiles of traffic-related elements. *Science of the Total Environment*, *458–460*, 427–434. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.047

CCB. (2017). Reporte anual de movilidad 2016. Bogotá: Cámara de Comercio de Bogotá. Recuperado de https://bibliotecadigital.ccb.org.co/bitstream/handle/11520/19561/Observatorio de movilidad %2830-11-2017%29.pdf?sequence=14&isAllowed=y

CCME(Canadian Council of Ministers of the Environment). (1997). Recommended Canadian soil quality guidelines.

Chen, J., Wang, W., Liu, H., y Ren, L. (2012). Determination of road dust loadings and chemical characteristics using resuspension. *Environmental Monitoring and Assessment*, *184*(3), 1693–1709. https://doi.org/10.1007/s10661-011-2071-1

Chen, S. bao, Wang, M., Li, S. shan, Zhao, Z. qiu, y E, W. di. (2018). Overview on current criteria for heavy metals and its hint for the revision of soil environmental quality standards in China. *Journal of Integrative Agriculture*, *17*(4), 765–774. https://doi.org/10.1016/S2095-3119(17)61892-6

Christoforidis, A., y Stamatis, N. (2009). Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma*, *151*(3–4), 257–263. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.04.016

Cortes, S. (2018). *Material particulado en el aire y su correlación con la función pulmonar en personas que realizan actividad física en la cicloruta en la localidad kennedy en bogotá: estudio descriptivo transversal*. Universidad Nacional de Colombia.

Crosby, C. J., Fullen, M. A., Booth, C. A., y Searle, D. E. (2014). A dynamic approach to urban road deposited sediment pollution monitoring (Marylebone Road, London, UK). *Journal of Applied Geophysics*, *105*, 10–20. https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2014.03.006

DECRETO 2635/1998. (1998). Normas para el control de la recuperación de materiales peligrosos y el manejo de los desechos peligrosos.

Decreto 831/1993. Reglamentario de la Ley 24.051. Residuos peligrosos. (1993). *Argentina*.

Dehghani, S., Moore, F., Keshavarzi, B., y Hale, A. (2017). Health risk implications of potentially toxic metals in street dust and surface soil of Tehran, Iran. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *136*(October 2016), 92–103. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.037

Deletic, A., y Orr, D. W. (2005). Pollution Buildup on Road Surfaces. *Journal of Environmental Engineering*, *131*(1), 49–59. https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2005)131:1(49)

Delgado, L., y Ramirez, C. (2014). *Determinación de las concentraciones de cromo presentes en muestras de material particulado (TPS, PM10) y correlación con los casos de enfermedades respiratorias en grupos sensibles de la localidad de los Mártires*. Universidad Santo Tomás.

Díaz Rizo, O., Rivero Palma, O., D'Alessandro Rodríguez, K., y García Trápaga, C. (2015). Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in street dust from Camagüey city (Cuba) using X-ray fluorescence. *Nucleus*, (58), 34–38.

Du, Y., Gao, B., Zhou, H., Ju, X., Hao, H., y Yin, S. (2013). Health Risk Assessment of Heavy Metals in Road Dusts in Urban Parks of Beijing, China. *Procedia Environmental Sciences*, *18*, 299–309. https://doi.org/10.1016/j.proenv.2013.04.039

Duan, Z. bin, Wang, J., Zhang, Y., y Xuan, B. (2017). Assessment of Heavy Metals Contamination in Road Dust From Different Functional Areas in Guiyang, Southwest, China. *International Journal of Environmental and Science Education*, *12*(3), 427–439. https://doi.org/10.12973/ijese.2017.01238a

Dueñas, J., y Perez, R. (2006). *Determinación y análisis de metales pesados en partículas respirables e identificación de fuentes de emisión, en dos zonas de monitoreo atmosférico en la localidad de Puente*

Aranda, Bogotá D.C. Universidad de la Salle.

Duong, T. T. T., y Lee, B. K. (2011). Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management*, *92*(3), 554–562. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.010

Ebqa'ai, M., y Ibrahim, B. (2017). Application of multivariate statistical analysis in the pollution and health risk of traffic-related heavy metals. *Environmental Geochemistry and Health*, *39*(6), 1441–1456. https://doi.org/10.1007/s10653-017-9930-9

EEA. (2007). *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2007. Technical Report. Road Vehicle Tyre y Brake Wear Road Surface Wear* (Vol. 1). Thessaloniki, Greece.

Elbagermi, M. A., Edwards, H. G. M., y Alajtal, A. I. (2013). Monitoring of heavy metals content in soil collected from city centre and industrial areas of Misurata, Libya. *International Journal of Analytical Chemistry*, *2013*, 18–23. https://doi.org/10.1155/2013/312581

Elik, A. (2003). Heavy metal accumulation in street dust samples in Sivas. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, *34*(1–2), 145–156. https://doi.org/10.1081/CSS-120017422

Ellis, J. B., y Revitt, D. M. (1982). Incidence of heavy metals in street surface sediments: Solubility and grain size studies. *Water, Air, and Soil Pollution*, *17*, 87–100.

Elnazer, A. A., Salman, S. A., Seleem, E. M., y Abu El Ella, E. M. (2015). Assessment of some heavy metals pollution and bioavailability in roadside soil of alexandria-marsa matruh highway, Egypt. *International Journal of Ecology*, *2015*. https://doi.org/10.1155/2015/689420

Ermolin, M. S., Fedotov, P. S., Ivaneev, A. I., Karandashev, V. K., Fedyunina, N. N., y Burmistrov, A. A. (2018). A contribution of nanoscale particles of road-deposited sediments to the pollution of urban runoff by heavy metals. *Chemosphere*. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.150

Estévez, J., Rojas, N., y Rodríguez, A. (2013). Occupational exposure to air pollutants: particulate matter and respiratory symptoms affecting traffic-police in Bogotá. *Revista Salud Pública*, *15*, 889–902.

Evanko, C. R., y Dzombak, D. A. (1997). *Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater*. *Carnegie Mellon University Department of Civil and Environmental Engineering*. Pittsburg, PA.

Fadigas, F. de S., Sobrinho, N. M. B. do A., Mazur, N., Anjos, L. H. C. dos, y Freixo, A. A. (2006). Proposição de valores de referência para a concentração natural de metais pesados em solos brasileiros. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, *10*(3), 699–705. https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300024

Faiz, Y., Siddique, N., y Tufail, M. (2012). Pollution level and health risk assessment of road dust from an expressway. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, *47*(6), 818–829. https://doi.org/10.1080/10934529.2012.664994

Faiz, Y., Tufail, M., Javed, M. T., Chaudhry, M. M., y Naila-Siddique. (2009). Road dust pollution of Cd,

Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan. *Microchemical Journal*, *92*(2), 186–192. https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.03.009

Fan, S. (2014). Assessment of Spatial Distribution and Pollution With Heavy Metals in Roadside Soils Along Xi ' an-Baoji Highway in Northwest China. *Environmental Engineering and Management Journal*, *13*(12), 3161–3171.

Fang, F., Wang, H., y Lin, Y. (2011). Spatial distribution, bioavailability, and health risk assessment of soil Hg in Wuhu urban area, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, *179*(1–4), 255–265. https://doi.org/10.1007/s10661-010-1733-8

Fortmann, H., Gunreben, M., Kleefisch, B., Meesenburg, H., Meiwes, K., Merkel, D., … Severin, K. (2007). Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen, 3–64.

Fujiwara, F. G., Gómez, D. R., Dawidowski, L., Perelman, P., y Faggi, A. (2011). Metals associated with airborne particulate matter in road dust and tree bark collected in a megacity (Buenos Aires, Argentina). *Ecological Indicators*, *11*(2), 240–247. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.04.007

García, L., Meza, D., Gandolfi, J., Del Río, R., Romero, F., y Meza, M. (2016). Dust–Metal Sources in an Urbanized Arid Zone: Implications for Health-Risk Assessments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *70*(3), 522–533. https://doi.org/10.1007/s00244-015-0229-5

Generalitat de Catalunya. (2009). Valores de los NGR para metales y metaloides y protección de la salud humana aplicables a Cataluña, Barcelona. *Agencia de Residus de Catalunya. Generalitat de Catalunya*. Recuperado de https://drive.google.com/file/d/1qhnHhZ9BHYgAwlkMyld6BcdYNMQkmjYM/view?usp=sharing%0Ahttps://drive.google.com/file/d/1GLXPMvtf9RJngPleLr-iupvpqLEfoIy1/view?usp=sharing

German, J., y Svensson, G. (2002). Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste. *Water Science and Technology*, *46*(6–7), 191–198.

Gope, M., Masto, R. E., George, J., y Balachandran, S. (2018). Tracing source, distribution and health risk of potentially harmful elements (PHEs) in street dust of Durgapur, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *154*(February), 280–293. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.02.042

Gope, M., Masto, R. E., George, J., Hoque, R. R., y Balachandran, S. (2017). Bioavailability and health risk of some potentially toxic elements (Cd, Cu, Pb and Zn) in street dust of Asansol, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *138*(December 2016), 231–241. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.008

Grottker, M. (1987). Runoff quality from a street with medium traffic loading. *Institut Für Wasserwirtschaft*, *59*, 457–466.

Gunawardena, J., Ziyath, A. M., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., y Goonetilleke, A. (2014). Mathematical relationships for metal build-up on urban road surfaces based on traffic and land use characteristics.

Chemosphere, *99*, 267–271. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.068

Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, *14*(8), 975–1001. https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8

Hjortenkrans, D. (2008). *Road traffic metals–sources and emissions*. University of Kalmar.

Huang, J., Li, F., Zeng, G., Liu, W., Huang, X., y Xiao, Z. (2016). Integrating hierarchical bioavailability and population distribution into potential eco-risk assessment of heavy metals in road dust: A case study in Xiandao District, Changsha city, China. *Science of The Total Environment*, *541*, 969–976. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.139

Hwang, H. M., Fiala, M. J., Park, D., y Wade, T. L. (2016). Review of pollutants in urban road dust and stormwater runoff: part 1. Heavy metals released from vehicles. *International Journal of Urban Sciences*, *20*(3), 334–360. https://doi.org/10.1080/12265934.2016.1193041

IDEAM. (2004). Calidad del Recurso Hídrico de Bogotá. Bogotá. Recuperado de http://ambientebogota.gov.co/c/document_library/get_file?uuid=e464720b-b21b-4b3c-b134-2dea4af9f372&groupId=10157

IDEAM. (2012). Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2007-2010. *Instituto de Hidrología Meteorología y Estudios Ambientales*. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

Jayarathne, A., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., y Goonetilleke, A. (2018). Assessment of ecological and human health risks of metals in urban road dust based on geochemical fractionation and potential bioavailability, *635*, 1609–1619. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.098

Jiménez Fernández, V. (2015). Implantación de técnicas de drenaje sostenible de escorrentías de autopistas (TDSA) en la Comunidad Autónoma de Galicia. Galicia.

Kaifer, M. J., Aguilar, A., Arana, E., Baleriola, G., Torá, I., Castillo, E., … Lud, D. (2004). *Guía de análisis de riesagos para la salud humana y los ecosistemas*. Madrid.

Kaiser, H. F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement* , *20(1)*, 141–151. Recuperado de http://www.garfield.library.upenn.edu/classics1986/A1986E107600001.pdf

Kamani, H., Ashrafi, S. D., Isazadeh, S., Jaafari, J., Hoseini, M., Mostafapour, F. K., … Mahvi, A. H. (2015). Heavy Metal Contamination in Street Dusts with Various Land Uses in Zahedan, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, *94*(3), 382–386. https://doi.org/10.1007/s00128-014-1453-9

Kayhanian, M., McKenzie, E. R., Leatherbarrow, J. E., y Young, T. M. (2012). Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. *Science of the Total Environment*, *439*, 172–186. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.077

Keshavarzi, B., Tazarvi, Z., Rajabzadeh, M. A., y Najmeddin, A. (2015). Chemical speciation, human

health risk assessment and pollution level of selected heavy metals in urban street dust of Shiraz, Iran. *Atmospheric Environment*. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.001

Khan, S., Munir, S., Sajjad, M., y Li, G. (2016). Urban park soil contamination by potentially harmful elements and human health risk in Peshawar City, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan. *Journal of Geochemical Exploration*, *165*, 102–110. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.03.007

Komnitsas, K., y Modis, K. (2009). Geostatistical risk estimation at waste disposal sites in the presence of hot spots, *164*, 1185–1190. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.027

Larsen, B. (2004). *Colombia cost of environmental damage: A Socio-Economic and Environmental Health Risk Assessment.* Recuperado de http://www.bvsde.paho.org/texcom/cd050996/larsen.pdf

Lenntech. (2018). Metales pesados. Recuperado de https://www.lenntech.es/metales-pesados.htm

Li, F., Zhang, J., Huang, J., Huang, D., Yang, J., Song, Y., y Zeng, G. (2016). Heavy metals in road dust from Xiandao District, Changsha City, China: characteristics, health risk assessment, and integrated source identification. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(13), 13100–13113. https://doi.org/10.1007/s11356-016-6458-y

Li, H. H., Chen, L., Yu, L., Guo, Z., Shan, C., Lin, J., … Cheng, Z. (2017). Pollution characteristics and risk assessment of human exposure to oral bioaccessibility of heavy metals via urban street dusts from different functional areas in Chengdu , China. *Science of the Total Environment*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.092

Li, Haiyan, Shi, A., y Zhang, X. (2015). Particle size distribution and characteristics of heavy metals in road-deposited sediments from Beijing Olympic Park. *Journal of Environmental Science*, *32*, 228–237. https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.11.014

Li, Huiming, Qian, X., Hu, W., Wang, Y., y Gao, H. (2013). Chemical speciation and human health risk of trace metals in urban street dusts from a metropolitan city, Nanjing, SE China. *Science of the Total Environment*, *456–457*, 212–221. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.03.094

Lin, Y. P., Teng, T. P., y Chang, T. K. (2002). Multivariate analysis of soil heavy metal pollution and landscape pattern in Changhua county in Taiwan. *Landscape and Urban Planning*, *62*(1), 19–35. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00094-4

Liu, E., Yan, T., Birch, G., y Zhu, Y. (2014). Pollution and health risk of potentially toxic metals in urban road dust in Nanjing, a mega-city of China. *Science of the Total Environment*, *476–477*, 522–531. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.055

Lu, X., Wang, L., Lei, K., Huang, J., y Zhai, Y. (2009). Contamination assessment of copper, lead, zinc, manganese and nickel in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, *161*(2–3), 1058–1062. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.052

Lu, X., Wu, X., Wang, Y., Chen, H., Gao, P., y Fu, Y. (2014). Risk assessment of toxic metals in street dust

from a medium-sized industrial city of China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *106*, 154–163. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.04.022

Luo, X., Yu, S., Zhu, Y., y Li, X. (2012). Trace metal contamination in urban soils of China. *Science of The Total Environment*, *421–422*, 17–30. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.020

Ma, J., y Singhirunnusorn, W. (2012). Distribution and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Dusts of Maha Sarakham Municipality. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, *50*(July), 280–293. https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.08.034

Ma, Z., Chen, K., Li, Z., Bi, J., y Huang, L. (2016). Heavy metals in soils and road dusts in the mining areas of Western Suzhou, China: a preliminary identification of contaminated sites. *Journal of Soils and Sediments*, *16*(1), 204–214. https://doi.org/10.1007/s11368-015-1208-1

Machado, A., García, N., García, C., Acosta, L., Córdova, A., Linares, M., … Velásquez, H. (2008). Contaminación por metales (Pb, Zn, Ni, Cr) en el aire, sedimentos viales y suelo en una zona de alto flujo vehicular. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, *24*(4), 171–182. https://doi.org/10.15332

Mancebo, S., Ortega, E., Martín, L., y Valentín, A. (2009). *LibroSIG : aprendiendo a manejar los SIG en la gestión ambiental*. Madrid, España.

Mead, M. (2011). Confusión por el cadmio: ¿Los consumidores necesitan protección? *Noticias de Salud Ambientalmbiental*. Publicado originalmente en Environmental Health Perspectives, volumen 118, número 12, diciembre 2010, páginas A528-A534. https://doi.org/10.1590/S0036-36342011000200011

Men, C., Liu, R., Xu, F., Wang, Q., Guo, L., y Shen, Z. (2018). Pollution characteristics, risk assessment, and source apportionment of heavy metals in road dust in Beijing, China. *Science of the Total Environment*, *612*, 138–147. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.123

Mielke, H. W., Gonzales, C. R., Smith, M. K., y Mielke, P. W. (1999). The Urban Environment and Children's Health: Soils as an Integrator of Lead, Zinc, and Cadmium in New Orleans, Louisiana, U.S.A. *Environmental Research*, *81*(2), 117–129. https://doi.org/10.1006/enrs.1999.3966

Ministerio de Educación y Ciencia, & Instituto Geológico y Minero de España. (1998). Determinación de niveles de fondo y niveles genéricos de referencia para metales en suelos de la Comunidad Autónoma de Aragón, 124.

Molina, P., Aguilar, N., y Cordovez, P. (2010). Plomo, cromo III y cromo VI y sus efectos sobre la salud humana. *Ciencia & Tecnología Para La Salud Visual y Ocular*, *8*(1), 77–88. https://doi.org/10.19052/SV.831

MSPS. (2017). Boletín del aseguramiento en salud. Ministerio de Salud y Protección Social. Recuperado de https://www.minsalud.gov.co/sites/rid/Lists/BibliotecaDigital/RIDE/VP/DOA/boletin-

aseguramiento-i-trimestre-2017.pdf

Müller, G. (1986). Schadstoffe in Sedimenten—Sedimente als Schadstoffe. *Mitteilung Österreichische Geologische Gesellschaft*, *79*, 107–126.

Murakami, M., Fujita, M., Furumai, H., Kasuga, I., y Kurisu, F. (2009). Sorption behavior of heavy metal species by soakaway sediment receiving urban road runoff from residential and heavily trafficked areas. *Journal of Hazardous Materials*, *164*(2–3), 707–712. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.08.052

Murakami, M., Nakajima, F., y Furumai, H. (2008). The sorption of heavy metal species by sediments in soakaways receiving urban road runoff. *Chemosphere*, *70*(11), 2099–2109. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.073

Nasser, M., Abdel-Latif, y Saleh, I. A. (2012). Heavy Metals Contamination in Roadside Dust along Major Roads and Correlation with Urbanization Activities in Cairo , Egypt. *Journal of American Science*, *5*(1), 379–389.

Nazzal, Y., Rosen, M. A., y Al-Rawabdeh, A. M. (2013). Assessment of metal pollution in urban road dusts from selected highways of the Greater Toronto Area in Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, *185*(2), 1847–1858. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2672-3

NJDOH. (2011). *Hoja informativa sobre sustancias peligrosas. Zinc*. New Jersey Department of Health. Recuperado de http://www.nj.gov/health/eoh/rtkweb/documents/fs/2021sp.pdf

NJDOH. (2012). *Hoja Informativa sobre Sustancias Peligrosas*. New Jersey Department of Health. Recuperado de http://www.nj.gov/health/eoh/rtkweb%0A

NJDOH. (2016). *Hoja informativa sobre sustancias peligrosas. Cobre*. *NjHealth*. Trenton, NJ. Recuperado de http://www.nj.gov/health/eoh/rtkweb/documents/fs/0528sp.pdf

NOM-147-SEMARNAT/SSA1. (2004). Diario Oficial. Recuperado de http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/147ssa16.html

Nuvolone, D., della Maggiore, R., Maio, S., Fresco, R., Baldacci, S., Carrozzi, L., … Viegi, G. (2011). Geographical information system and environmental epidemiology: a cross-sectional spatial analysis of the effects of traffic-related air pollution on population respiratory health. *Environmental Health*, *10*(1), 12. https://doi.org/10.1186/1476-069X-10-12

OEHHA. (2001). *Public Health Goals for Chemicals in Drinking Water: NICKEL*. Office of Environmental Health Hazard Assessment Agency California Environmental Protection. Recuperado de https://oehha.ca.gov/media/downloads/water/public-health-goal/nickel82001.pdf

Ogunkunle, C., y Fatoba, P. (2013). Pollution oads and the Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals around a Mega Cement Factory in Southwest Nigeria. *Polish Journal of Environmental Studies*, *22*(2), 487–493. Recuperado de www.pjoes.com

OMS. (2002). Definición y evaluación de los riesgos para la salud. In Organización Mundial de la Salud (Ed.), *Informe sobre la salud en el mundo* (p. 20). Recuperado de http://www.who.int/whr/2002/en/Chapter2S.pdf

OMS. (2005). *Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre*. Ginebra.

OMS. (2007). *Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution*. Copenhagen.

OMS. (2012). *Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012*. Geneva. https://doi.org/10.1289/ehp.1307049

OMS. (2014). 7 millones de muertes cada año debidas a la contaminación atmosférica.

OMS. (2016). *Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs)*. Bonn. Recuperado de http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0013/301720/Evidence-future-update-AQGs-mtg-report-Bonn-sept-oct-15.pdf?ua=1

ONU, N. U. (2014). Más de la mitad de la población vive en áreas urbanas y seguirá creciendo. Recuperado November 25, 2016, de http://www.un.org/es/development/desa/news/population/world-urbanization-prospects-2014.html

Ordóñez, A., Loredo, J., De Miguel, E., y Charlesworth, S. (2003). Distribution of heavy metals in the street dusts and soils of an industrial city in Northern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *44*(2), 160–170. https://doi.org/10.1007/s00244-002-2005-6

OSHA. (2004). *Cadmium*. *Occupational Safety And Health Administration* (Vol. 5). Recuperado de www.osha.gov

Oskarsson, A., Hallén, I. P., y Sundberg, J. (1995). Exposure to toxic elements via breast milk. *The Analyst*, *120*(3), 765–770. https://doi.org/10.1039/AN9952000765

Pachón, Jorge E., Galvis, B., Lombana, O., Carmona, L. G., Fajardo, S., Rincón, A., … Henderson, B. (2018). Development and evaluation of a comprehensive atmospheric emission inventory for air quality modeling in the megacity of Bogotá. *Atmosphere*, *9*(2), 1–17. https://doi.org/10.3390/atmos9020049

Pachón, Jorge Eduardo, y Sarmiento, H. (2008). Análisis espacio-temporal de la concentración de metales pesados en la localidad de Puente Aranda de Bogotá-Colombia. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia N.° 43*, *43*, 120–133. Recuperado de http://www.scielo.org.co/pdf/rfiua/n43/n43a11.pdf

Paez, A. C., y Pedraza, D. M. (2016). *Identificación y análisis comparativo de metales pesados en partículas respirables y estimación del riesgo para la salud humana, en la localidad de Puente Aranda en la ciudad de Bogotá*. Universidad de la Salle. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004

País Vasco. Presidencia del Gobierno Vasco. (2015). LEY 4/2015, de 25 de junio, para la prevención y

corrección de la contaminación del suelo. *Régimen Local. Esquemas*. https://doi.org/10.2307/j.ctv9zchd1.4

Pérez, G., López-Mesas, M., y Valiente, M. (2008). Assessment of heavy metals remobilization by fractionation: Comparison of leaching tests applied to roadside sediments. *Environmental Science and Technology*, *42*(7), 2309–2315. https://doi.org/10.1021/es0712975

Pérez, L., y Hernandez, L. (2006). *Determinación y análisis de metales pesados en partículas respirables e identificación de fuentes de emisión, a partir de un muestreo atmosférico en la localidad de Puente Aranda en la ciudad de Bogotá*. Universidad de la Salle.

Prüss-Üstün, A., y Corvalán, C. (2006). *Ambientes saludables y prevención de enfermedades*. *OMS*. Recuperado de http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/prevdisexecsumsp.pdf

Quiñonez-Plaza, A., Wakida, F. T., Temores-Peña, J., Rodriguez-Mendivil, D. D., Garcia-Flores, E., Pastrana-Corral, M. A., y Melendez-Lopez, S. G. (2017). Total petroleum hydrocarbons and heavy metals in road-deposited sediments in Tijuana, Mexico. *Journal of Soils and Sediments*, *17*(12), 2873–2886. https://doi.org/10.1007/s11368-017-1778-1

Rajaram, B. S., Suryawanshi, P. V., Bhanarkar, A. D., y Rao, C. V. C. (2014). Heavy metals contamination in road dust in Delhi city, India. *Environmental Earth Sciences*, *72*(10), 3929–3938. https://doi.org/10.1007/s12665-014-3281-y

Ramírez, O., Sánchez de la Campa, A. M., Amato, F., Catacolí, R. A., Rojas, N. Y., y de la Rosa, J. (2018). Chemical composition and source apportionment of PM10at an urban background site in a high–altitude Latin American megacity (Bogota, Colombia). *Environmental Pollution*, *233*, 142–155. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.045

Rashed, M. N. (2008). Total and extractable heavy metals in indoor, outdoor and street dust from Aswan city, Egypt. *Clean - Soil, Air, Water*, *36*(10–11), 850–857. https://doi.org/10.1002/clen.200800062

Rasmussen, P. E., Subramanian, K. S., y Jessiman, B. J. (2001). A multi-element profile of house dust in relation to exterior dust and soils in the city of Ottawa, Canada. *Science of the Total Environment*, *267*(1–3), 125–140. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00775-0

Repubblica, G. U. delle, y Italiana. (1999). Reglamento recante criteri, procedure modalita per la messa in sicurezza il ripristino ambientale deisiti inquinati, ai sensi dellarticolo 17 del decreto legislativo 5/2/1997, no. 22 successive modificazioni integrazioni, 1–47.

Rijkenberg, M. J. A., y Depree, C. V. (2010). Heavy metal stabilization in contaminated road-derived sediments. *Science of the Total Environment*, *408*(5), 1212–1220. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.053

Rincón, J., y Rincón, M. (2016). Determinación de la distribución de la carga de sedimento proveniente de vías pavimentadas y no pavimentadas.

Rodríguez, M., Porras, L., Martínez, A., y Ramírez, N. (2014). *Calidad del Recurso Hídrico de Bogotá (2012-2013)*. Bogotá. Recuperado de http://ambientebogota.gov.co/red-de-calidad-hidrica

Rojas, N. (2009). Aire y problemas ambientales de Bogotá. *Foro Nacional Ambiental, Documento de Políticas Públicas*, *18*(Problemas ambientales de Bogotá), 12.

Romero, K. (2009). Contaminación por metales pesados. *Revista Científica Ciencia Médica SCEM*, *12*(1), 45–46. Recuperado de http://www.scielo.org.bo/pdf/rccm/v12n1/v12n1_a13.pdf

Rueda, G., Rodríguez, J. A., y Madriñan, R. (2011). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas : Perspectivas para Colombia. *Acta Agronómica*, *60*, 203–218. Recuperado de http://www.doaj.org/doaj?currentYear=2013&id=1189163&go=1&func=abstract&fromYear=&toYear=

Sabroso G., M. del C., y Pastor E., A. (2004). *Guía sobre suelos contaminados*. Zaragoza.

Sager, M., Chon, H.-T., y Marton, L. (2015). Spatial variation of contaminant elements of roadside dust samples from Budapest (Hungary) and Seoul (Republic of Korea) including Pt, Pd and Ir. *Environmental Geochemistry and Health*, *37*(1), 181–193. https://doi.org/10.1007/s10653-014-9639-y

Sánchez-Triana, E., Ahmed, K., y Awe, Y. (2006). Prioridades ambientales para la reducción de la pobreza en Colombia. Un análisis ambiental del país para Colombia, 522. Recuperado de http://documentos.bancomundial.org/curated/es/539291468027601756/pdf/386100SPANISH0101OFFICIAL0USE0ONLY1.pdf

SDA. (2011). *Sistemas Urbanos de Drenaje Sostenible (SUDS)*. Secretaría Distrital de Ambiente. Recuperado de http://ambientebogota.gov.co/documents/10157/73754/Sistema+Urbanos+de+Drenaje+Sostenible

SDA. (2018). *Informe Anual de Calidad de Aire 2018*. Secretaría Distrital de Ambiente.

SDS. (2018). *Boletín No.3 Enero – Septiembre de 2018*. Secretaría Distrital de Salud. Recuperado de http://saludambiental.saludcapital.gov.co/aire_documentos

Sörme, L., Bergbäck, B., y Lohm, U. (2001). Goods in the anthroposphere as a metal emission source. A case study of Stockholm, Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, *1*(3), 213–227. https://doi.org/10.1023/a:1017516523915

Sun, J., Hu, G., Yu, R., Lin, C., Wang, X., y Huang, Y. (2017). Human health risk assessment and source analysis of metals in soils along the G324 Roadside, China, by Pb and Sr isotopic tracing. *Geoderma*, *305*(September 2016), 293–304. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.017

Suryawanshi, P. V., Rajaram, B. S., Bhanarkar, A. D., y Chalapati Rao, C. V. (2016). Determining heavy metal contamination of road dust in Delhi, India. *Atmósfera*, *29*(3), 221–234.

https://doi.org/10.20937/ATM.2016.29.03.04

Sutherland, R. A. (2000). A comparison of geochemical information obtained from two fluvial bed sediment fractions. *Environmental Geology*, *39*(January).

Świetlik, R., Strzelecka, M., y Trojanowska, M. (2013). Evaluation of traffic-related heavy metals emissions using noise barrier road dust analysis. *Polish Journal of Environmental Studies*, *22*(2), 561–567.

Taiwo, A. M., Awomeso, J. A., Taiwo, O. T., Oremodu, B. D., Akintunde, O. O., Ojo, N. O., … Arowolo, T. A. (2017). Assessment of health risks associated with road dusts in major traffic hotspots in Abeokuta metropolis, Ogun state, southwestern Nigeria. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, *31*(2), 431–447. https://doi.org/10.1007/s00477-016-1302-y

Tang, Z., Huang, Q., Yang, Y., Nie, Z., Cheng, J., Yang, J., … Chai, M. (2015). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and heavy metals in road dusts from a plastic waste recycling area in north China: implications for human health. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(1), 625–637. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5296-7

Taşpınar, F., Atasoy, M., Bozkurt, Z., Poyraz, B., y Ozun, O. (2015). Analysis and Assessment of Heavy Metal Pollution of Road Dust in Düzce ,. *Icocee-Cappadocia*, (May), 51–60.

Teetor, P. (2011). *Diagnostic tool for source apportionment of heavy metals around roads protecting and improving the environment in England and*.

Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., y Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, *33*(1–4), 566–575. https://doi.org/10.1007/BF02414780

Trujillo González, J. M. (2014). *Evaluación de tres zonas de la ciudad de Villavicencio a partir de las concentraciones de metales pesados presentes en el polvo vial*. Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

Trujillo González, J. M., y Torres Mora, M. (2015). Niveles de contaminación en tres sectores de Villavicencio, a través del índice de geo-acumulación(I-geo). *Orinoquia*, *19*(1), 109–117. Recuperado de http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=89640816010

Trujillo González, J. M., Torres Mora, M. A., Jiménez Ballesta, R., y Zhang, J. (2018). Land-use-dependent spatial variation and exposure risk of heavy metals in road-deposited sediment in Villavicencio, Colombia. *Environmental Geochemistry and Health*, *41*(2), 667–679. https://doi.org/10.1007/s10653-018-0160-6

Urrutia, R., Hernandez, N., Carrillo, O., Nigam, K. D. ., y Ornelas, N. (2018). Street dust from a heavily-populated and industrialized city: Evaluation of spatial distribution, origins, pollution, ecological risks and human health repercussions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *159*, 198–204.

https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.054

USEPA. (1998). Nonpoint Source News-Notes, September/October 1998. *United States Environmental Protection Agency*, (53), 32. Recuperado de https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-02/documents/2007_11_02_info_NewsNotes_pdf_53issue.pdf

USEPA. (2002). *Supplemental Guidance for developing soil screening levels for Superfund sites.* United States Environmental Protection Agency. Recuperado de https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/91003IJK.PDF?Dockey=91003IJK.PDF

Valotto, G., Zannoni, D., Rampazzo, G., Visin, F., Formenton, G., y Gasparello, A. (2018). Characterization and preliminary risk assessment of road dust collected in Venice airport (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, *190*, 142–153. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.03.005

Van den Berg, R. (1995). *Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values. RIVM Report no. 725201011*. Bilthoven, The Netherland. Recuperado de https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/725201011.pdf

Vargas, F. A., Rojas, N. Y., Pachon, J. E., y Russell, A. G. (2012). PM10 characterization and source apportionment at two residential areas in Bogota. *Atmospheric Pollution Research*, *3*(1), 72–80. https://doi.org/10.5094/APR.2012.006

Victoria, A., Cobbina, S. J., Dampare, S. B., y Duwiejuah, A. B. (2014). Heavy Metals Concentration in Road Dust in the Bolgatanga Municipality , Ghana, *2*(4), 74–80. https://doi.org/10.12691/jephh-2-4-1

Viklander, M. (1998). Particle size distribution and metal content in street sediments. *Journal of Environmental Engineering*, *124*(8), 761–766. https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(1998)124:8(761)

Wcisło, E. (2012). Polish Soil Quality Standards Versus Risk-Based Soil Screening Levels for Metals and Arsenic. *Human and Ecological Risk Assessment*, *18*(3), 569–587. https://doi.org/10.1080/10807039.2012.672888

Wei, B., Jiang, F., Li, X., y Mu, S. (2010). Heavy metal induced ecological risk in the city of Urumqi, NW China. *Environmental Monitoring and Assessment*, *160*(1–4), 33–45. https://doi.org/10.1007/s10661-008-0655-1

Wei, B., y Yang, L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchemical Journal*, *94*(2), 99–107. https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014

Wei, X., Gao, B., Wang, P., Zhou, H., y Lu, J. (2015). Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in street dusts from different functional areas in Beijing , China. *Ecotoxicology and*

Environmental Safety, *112*, 186–192. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.11.005

Wu, J., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., y Jiao, X. (2014). Evaluation of soil contamination indices in a mining area of Jiangxi, China. *PLoS ONE*, *9*(11). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112917

Xie, Y., Chen, T., Lei, M., Yang, J., Guo, Q., Song, B., y Zhou, X. (2011). Spatial distribution of soil heavy metal pollution estimated by different interpolation methods : Accuracy and uncertainty analysis. *Chemosphere*, *82*(3), 468–476. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.053

Xu, D., Zhang, J.-Q., Yan, B., Liu, H., Zhang, L.-L., Zhan, C.-L., … Zhong, P. (2018). Contamination characteristics and potential environmental implications of heavy metals in road dusts in typical industrial and agricultural cities, southeastern Hubei Province, Central China. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(36), 36223–36238. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3282-6

Yekeen, T. A., Xu, X., Zhang, Y., Wu, Y., Kim, S., Reponen, T., … Huo, X. (2016). Assessment of health risk of trace metal pollution in surface soil and road dust from e-waste recycling area in China. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(17), 17511–17524. https://doi.org/10.1007/s11356-016-6896-6

Yu, B., Wang, Y., y Zhou, Q. (2014). Human Health Risk Assessment Based on Toxicity Characteristic Leaching Procedure and Simple Bioaccessibility Extraction Test of Toxic Metals in Urban Street Dust of Tianjin, China. *PLoS ONE*, *9*(3), e92459. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092459

Yuen, J. Q., Olin, P. H., Lim, H. S., Benner, S. G., Sutherland, R. A., y Ziegler, A. D. (2012). Accumulation of potentially toxic elements in road deposited sediments in residential and light industrial neighborhoods of Singapore. *Journal of Environmental Management*, *101*, 151–163. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.11.017

Yukselen, M. A. (2002). Characterization of heavy metal contaminated soils in Northern Cyprus. *Environmental Geology*, *42*(6), 597–603. https://doi.org/10.1007/s00254-002-0556-5

Zafra Mejía, C. A., Gutiérrez Malaxechebarria, Á., y Hernández Peña, Y. (2019). Correlation between vehicular traffic and heavy metal concentrations in road sediments of Bogotá, Colombia. *Revista de La Facultad de Medicina*, *67*(2), 193–199. https://doi.org/10.15446/revfacmed.v67n2.68269

Zafra Mejía, C. A., Luengas Pinzón, E., y Temprano González, J. (2013). Influence of traffic in the heavy metals accumulation on urban roads: Torrelavega (Spain)-Soacha (Colombia). *Revista Facultad De Ingenieria-Universidad De Antioquia*, (67), 146–160.

Zafra Mejía, C. A., Peña, N. Á., y Álvarez, S. (2013). Contaminación por metales pesados en los sedimentos acumulados sobre el corredor vial Bogotá - Soacha. *Revista Tecnura*, *17*(37), 99–108. https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2013.3.a09

Zafra Mejía, C. A., Rodríguez, L., y Torres, Y. (2012). Metales pesados asociados con las partículas atmosféricas y sedimentadas de superficies viales : Soacha (Colombia) 1.

Zafra Mejía, C. A., Rondón-Quintana, H., y Beltrán-Vargas, J. (2017). Acumulación de metales pesados en sedimentos viales urbanos: factores de interés en salud pública. *Revista de La Facultad de Medicina*, *65*(4), 655–664. https://doi.org/10.15446/revfacmed.v65n4.57690

Zafra Mejía, C. A., Santamaria Galindo, D. M., y Torres Galindo, C. D. (2015). Análisis climático de la concentración de metales pesados asociados al sedimento depositado sobre vías urbanas. *Revista de Salud Pública*, *17*(3), 351–364. https://doi.org/10.15446/rsap.v17n3.46672

Zafra Mejía, C. A., Temprano González, J., y Tejero Monzón, J. I. (2007). Contaminación por escorrentía superficial urbana : metales pesados acumulados sobre la superficie de una vía, *27*, 4–10.

Zanders, J. M. (2005). Road sediment: Characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Science of the Total Environment*, *339*(1–3), 41–47. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.023

Zhang, D., Pan, X., y Lee, D. (2014). Potentially harmful metals and metalloids in the urban street dusts of Taipei City. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 6–11. https://doi.org/10.1016/j.jtice.2014.01.003

Zhao, H., Li, X., Wang, X., y Tian, D. (2010). Grain size distribution of road-deposited sediment and its contribution to heavy metal pollution in urban runoff in Beijing, China. *Journal of Hazardous Materials*, *183*(1–3), 203–210. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.012

Zhao, N., Lu, X., y Chao, S. (2014). Level and Contamination Assessment of Environmentally Sensitive Elements in Smaller than 100 μm Street Dust Particles from Xining, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, *11*(3), 2536–2549. https://doi.org/10.3390/ijerph110302536

Zhu, W., Bian, B., y Li, L. (2008). Heavy metal contamination of road-deposited sediments in a medium size city of China. *Environmental Monitoring and Assessment*, *147*(1–3), 171–181. https://doi.org/10.1007/s10661-007-0108-2

Zhu, Z., Li, Z., Bi, X., Han, Z., y Yu, G. (2013). Response of magnetic properties to heavy metal pollution in dust from three industrial cities in China. *Journal of Hazardous Materials*, *246–247*, 189–198. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.12.024

ANEXOS

Anexo 1. Análisis exploratorio - fracciones < 2000 µm y < 250 µm

Tabla 22. *ACP y varianza acumulada para la matriz de datos < 2000 µm*

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8
Standard deviation	1.65	1.35	0.99	0.92	0.84	0.63	0.57	0.47
Proportion of Variance	0.34	0.23	0.12	0.11	0.09	0.05	0.04	0.03
Cumulative Proportion	0.34	0.57	0.69	0.79	0.88	0.93	0.97	1.00

Fuente: Elaboración propia

Tabla 23. Valores propios para CP1, CP2 CP3 y CP4

	CP1	CP2	CP3	CP4
fracción (µm)	0.027	0.304	-0.840	0.302
TPD	0.461	-0.261	0.046	-0.073
Pb	0.198	0.287	-0.205	-0.905
Zn	0.204	0.567	0.337	0.119
Cu	0.448	0.161	-0.190	0.143
Cd	0.123	0.570	0.308	0.172
Cr	0.492	-0.221	0.067	0.117
Ni	0.498	-0.189	-0.026	0.075

Fuente: Elaboración propia

Tabla 24. *ACP y varianza acumulada para la matriz de datos < 250 µm*

	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8
Standard deviation	1.82	1.29	1.11	0.78	0.69	0.59	0.50	0.34
Proportion of Variance	0.41	0.21	0.15	0.08	0.06	0.04	0.03	0.01
Cumulative Proportion	0.41	0.62	0.77	0.85	0.91	0.95	0.99	1.00

Fuente: Elaboración propia

Tabla 25. Valores propios para CP1, CP2 CP3 y CP4

	CP1	CP2	CP3	CP4
fracción (µm)	-0.33	-0.24	-0.60	0.05
TPD	-0.40	-0.06	0.32	0.31
Pb	-0.22	0.40	0.60	-0.10
Zn	-0.16	0.61	-0.27	0.22
Cu	-0.44	0.03	-0.05	0.60
Cd	-0.06	0.61	-0.32	-0.33
Cr	-0.45	-0.15	0.09	-0.53
Ni	-0.50	-0.13	-0.04	-0.31

Fuente: Elaboración propia

Anexo 2. Pronósticos de las concentraciones de MP en SV

Tabla 26. Pronósticos de las concentraciones de MP en SV

Dirección	Concentración (mg/kg)					
	Ni	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
AK45 x CL 172	49.65	169.51	403.14	894.07	779.38	2.96
AK45 x CL168	49.00	167.17	395.37	875.73	771.66	2.92
AK45 x AC 127	57.80	198.99	500.98	1125.11	870.29	3.47
AK45 x AC127	59.61	205.53	522.70	1176.38	889.10	3.58
AK72 x AC72	45.01	152.76	347.51	762.75	722.16	2.65
AK72 x AC72	46.12	156.75	360.75	794.00	736.22	2.73
AK86 x AC17	39.60	133.19	282.53	609.32	648.36	2.27
AK86 x AC17	43.41	146.95	328.23	717.21	701.13	2.54
AK86 x AC17	43.14	145.98	324.99	709.58	697.54	2.52
AK 86 x AC17	43.41	146.95	328.24	717.24	701.15	2.54
AK68 x CL46	46.45	157.94	364.71	803.35	740.36	2.75
AK68 x CL46	46.59	158.46	366.44	807.44	742.17	2.76
AC26 x KR68	48.52	165.44	389.60	862.11	765.88	2.89
AC26 x KR67	44.58	151.19	342.30	750.45	716.54	2.62
AK 40 x CL20	30.06	98.72	168.08	339.10	489.38	1.51
TV39ABis x CL20	32.42	107.22	196.32	405.77	533.41	1.71
AK40 x Av. Américas	38.92	130.72	274.35	590.00	638.41	2.22
KR36 x Av. Américas	36.23	120.99	242.04	513.71	597.36	2.02
AK68 x CL45S (N-S)	34.86	116.07	225.69	475.12	575.38	1.91
KR51 x Dg54S	30.71	101.04	175.80	357.31	501.82	1.57
Aut. Sur x KR52	48.39	164.96	388.02	858.39	764.29	2.88
Aut. Sur x KR52c	46.68	158.79	367.53	810.01	743.30	2.77
Av. Caracas x Dg54	30.60	100.65	174.51	354.27	499.77	1.56
Av. Caracas x CL53	30.37	99.82	171.76	347.79	495.36	1.54
AC 53 x Av. Carcas	27.98	91.18	143.07	280.03	446.43	1.33
AC 53 x Av. Carcas	27.15	88.19	133.14	256.59	428.08	1.25
AK10 x AC19	28.73	93.88	152.04	301.21	462.33	1.39
AK10 x AC19	29.63	97.17	162.94	326.96	480.89	1.48
AC 19 x KR12	32.92	109.06	202.43	420.19	542.43	1.76
AC 19 x AK10	31.22	102.92	182.02	372.01	511.63	1.61
AK72 x AC26S	80.70	281.73	775.70	1773.76	1082.83	4.76
AC100 x TV60	67.00	232.24	611.37	1385.76	961.83	4.01
AC 60ª S X KR 19C	40.65	136.98	295.12	639.05	663.36	2.35
Aut. Norte x CL200	39.03	131.13	275.70	593.18	640.06	2.23
AC68-Sur x AK51	31.96	105.58	190.89	392.94	525.25	1.68
KR 24 x CL80	28.59	93.39	150.42	297.38	459.49	1.38
KR 13 x CL59	28.08	91.55	144.30	282.93	448.64	1.34
KR 13 x CL45	26.40	85.48	124.14	235.33	410.67	1.18
AK7 x CL186	25.59	82.55	114.42	212.38	390.93	1.09
AC145 x KR92	34.83	115.94	225.27	474.12	574.80	1.91

Dirección	Concentración (mg/kg)					
	Ni	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
AK72 x AC138	37.71	126.36	259.87	555.83	620.38	2.13
AK86 x AC80	39.53	132.94	281.72	607.41	647.38	2.27
AK7 x AC127	33.75	112.03	212.29	443.47	556.65	1.82
AC72 x AK86	30.17	99.09	169.33	342.04	491.41	1.52
AC100 x AK15	35.88	119.75	237.91	503.97	591.89	1.99
AC26 x TV93	43.17	146.09	325.35	710.43	697.94	2.53
AK70 x AC63	30.83	101.50	177.32	360.90	504.24	1.58
AK20 x AC80	37.87	126.93	261.74	560.23	622.74	2.14
AK7 x AC85	33.69	111.84	211.66	441.98	555.75	1.82
KR13 x AC63	31.82	105.08	189.22	389.01	522.72	1.66
AK72 x AC17	49.40	168.59	400.08	886.86	776.36	2.94
AK30 x AC53	58.93	203.06	514.50	1157.03	882.05	3.54
AK7 x AC45	32.34	106.93	195.36	403.49	531.98	1.71
AK68 x AC9	49.62	169.39	402.72	893.10	778.97	2.96
AK86 x AC43S	33.87	112.49	213.82	447.10	558.83	1.83
AK50 x AC3	36.41	121.65	244.21	518.84	600.21	2.03
AK80 x AC55S	33.16	109.91	205.25	426.84	546.54	1.78
KR77G x CL59S	41.01	138.28	299.45	649.26	668.42	2.37
AK10 x AC20S	32.61	107.94	198.71	411.42	536.97	1.73
AC20S x KR3	27.82	90.59	141.12	275.42	442.88	1.31
DG78BIS-Sur x AK1	27.56	89.69	138.11	268.32	437.36	1.29
AK19 x AC127	30.16	99.08	169.31	341.98	491.37	1.52
AK13 x AC53	31.22	102.89	181.93	371.79	511.49	1.61
AC24A x KR68B	34.57	115.00	222.15	466.75	570.49	1.89
AK24 x AC68	31.75	104.82	188.35	386.96	521.40	1.66
AC3 x AK30	74.73	260.17	704.13	1604.76	1032.02	4.44
CL1 x AK30	57.02	196.17	491.63	1103.02	862.04	3.42
CL6 x AK14	43.68	147.94	331.50	724.93	704.74	2.56
AC3 x KR27	34.96	116.42	226.85	477.86	576.97	1.92
AC13 x AK14	34.53	114.88	221.75	465.81	569.94	1.89
KR27 x CL 6	55.51	190.71	473.49	1060.20	845.82	3.33
AC19 x Av. Caracas	50.78	173.61	416.75	926.22	792.71	3.03
CL13 x KR27	46.12	156.76	360.78	794.07	736.24	2.73
KR27 x CL19	44.96	152.56	346.86	761.21	721.46	2.65
KR 17 x AC 13	34.36	114.25	219.66	460.86	567.03	1.87
AC 26 S x TV 53	32.52	107.62	197.63	408.87	535.37	1.72
AC43S x TV78H	31.71	104.66	187.81	385.68	520.57	1.65
AK50 x AC53	38.10	127.77	264.55	566.87	626.27	2.16
KR 16 y KR 17 x CL 53	26.29	85.09	122.84	232.26	408.09	1.16
AC56ASur x TV30	32.10	106.09	192.56	396.89	527.78	1.69
KR102 x AC80	35.43	118.12	232.52	491.24	584.67	1.96
AC92 x KR18	29.09	95.22	156.47	311.69	469.98	1.43
AC100 x KR9A	30.92	101.82	178.38	363.40	505.91	1.59

Dirección	Concentración (mg/kg)					
	Ni	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
AC134 x KR53	32.08	106.02	192.32	396.32	527.42	1.69
AK 7 x AC 170	36.37	121.53	243.82	517.92	599.70	2.03
KR15 x AC170	33.58	111.42	210.25	438.65	553.74	1.81
AK 11 x AC 72	32.24	106.58	194.19	400.74	530.23	1.70
AK11 x AC92	37.12	124.23	252.79	539.09	611.35	2.09
AK19 x AC100	37.65	126.15	259.17	554.15	619.49	2.13
AK19 x AC153	29.67	97.28	163.32	327.85	481.52	1.48
AK30 x AC6	57.88	199.24	501.84	1127.13	871.04	3.48
AV. KR 30 x AV 1 DE MAYO	51.47	176.09	424.95	945.60	800.62	3.08
AK 45 x AK 30	61.09	210.88	540.47	1218.33	904.18	3.67
AK72 x AC53	40.70	137.15	295.70	640.41	664.03	2.35
AV C. DE CALI x CL 40B SUR	30.33	99.67	171.24	346.56	494.52	1.54
AK103 x AC 24	27.15	88.18	133.11	256.52	428.02	1.25
AC 145 x AK 104	32.67	108.14	199.36	412.95	537.92	1.73
KR5 x CL22	32.24	106.58	194.20	400.75	530.24	1.70
KR13 x CL24	31.83	105.11	189.31	389.20	522.85	1.67
AC6 x KR19	43.65	147.82	331.12	724.05	704.33	2.56
TV85 x AC63	41.36	139.55	303.65	659.18	673.31	2.40

Fuente: Elaboración propia

Anexo 3. Evaluación del I_{geo} para las principales vías de Bogotá

Tabla 27. Categorización del índice de geo acumulación - I_{geo}

Clase	Rango I_{geo}	Categoría por metal
1	$I_{geo}<0$	Sin contaminar
2	$0< I_{geo} <1$	Sin contaminar-Contaminación moderada
3	$1< I_{geo} <2$	Contaminación moderada
4	$2< I_{geo} <3$	Contaminación moderada -Contaminación alta
5	$3< I_{geo} <4$	Contaminación alta
6	$4< I_{geo} <5$	Contaminación alta-Extremadamente alta
7	$5< I_{geo}$	Extremadamente contaminado

Dirección	I_{geo}			
	Ni	Cr	Cu	Pb
AK45 x CL 172	0.00	0.50	2.78	3.45
AK45 x CL168	-0.01	0.48	2.76	3.42
AK45 x AC 127	0.22	0.73	3.10	3.78
AK45 x AC127	0.27	0.78	3.16	3.85
AK72 x AC72	-0.14	0.35	2.57	3.22
AK72 x AC72	-0.10	0.39	2.62	3.28
AK86 x AC17	-0.32	0.15	2.27	2.90
AK86 x AC17	-0.19	0.29	2.49	3.13
AK86 x AC17	-0.20	0.28	2.47	3.12
AK 86 x AC17	-0.19	0.29	2.49	3.13
AK68 x CL46	-0.09	0.40	2.64	3.30
AK68 x CL46	-0.09	0.40	2.65	3.30
AC26 x KR68	-0.03	0.46	2.74	3.40
AC26 x KR67	-0.15	0.33	2.55	3.20
AK 40 x CL20	-0.72	-0.28	1.52	2.05
TV39ABis x CL20	-0.61	-0.16	1.75	2.31
AK40 x Av. Américas	-0.35	0.12	2.23	2.85
KR36 x Av. Américas	-0.45	0.01	2.05	2.65
AK68 x CL45S (N-S)	-0.51	-0.05	1.95	2.54
KR51 x Dg54S	-0.69	-0.25	1.59	2.13
Aut. Sur x KR52	-0.03	0.46	2.73	3.39
Aut. Sur x KR52c	-0.08	0.40	2.65	3.31
Av. Caracas x Dg54	-0.69	-0.25	1.58	2.12
Av. Caracas x CL53	-0.70	-0.27	1.55	2.09
AC 53 x Av. Carcas	-0.82	-0.40	1.29	1.78
AC 53 x Av. Carcas	-0.87	-0.44	1.19	1.65
AK10 x AC19	-0.79	-0.35	1.38	1.88
AK10 x AC19	-0.74	-0.30	1.48	2.00
AC 19 x KR12	-0.59	-0.14	1.79	2.36
AC 19 x AK10	-0.66	-0.22	1.64	2.19
AK72 x AC26S	0.71	1.23	3.73	4.44

Dirección	I_{geo}			
	Ni	Cr	Cu	Pb
AC100 x TV60	0.44	0.95	3.39	4.08
AC 60ª S X KR 19C	-0.28	0.19	2.33	2.97
Aut. Norte x CL200	-0.34	0.13	2.24	2.86
AC68-Sur x AK51	-0.63	-0.18	1.71	2.27
KR 24 x CL80	-0.79	-0.36	1.36	1.86
KR 13 x CL59	-0.82	-0.39	1.30	1.79
KR 13 x CL45	-0.91	-0.49	1.09	1.53
AK7 x CL186	-0.95	-0.54	0.97	1.38
AC145 x KR92	-0.51	-0.05	1.95	2.54
AK72 x AC138	-0.39	0.07	2.15	2.77
AK86 x AC80	-0.32	0.15	2.27	2.89
AK7 x AC127	-0.55	-0.10	1.86	2.44
AC72 x AK86	-0.71	-0.28	1.53	2.06
AC100 x AK15	-0.46	0.00	2.02	2.62
AC26 x TV93	-0.20	0.28	2.48	3.12
AK70 x AC63	-0.68	-0.24	1.60	2.14
AK20 x AC80	-0.39	0.08	2.16	2.78
AK7 x AC85	-0.55	-0.10	1.86	2.43
KR13 x AC63	-0.64	-0.19	1.69	2.25
AK72 x AC17	0.00	0.49	2.77	3.44
AK30 x AC53	0.25	0.76	3.14	3.82
AK7 x AC45	-0.61	-0.17	1.74	2.30
AK68 x AC9	0.00	0.50	2.78	3.45
AK86 x AC43S	-0.55	-0.09	1.87	2.45
AK50 x AC3	-0.44	0.02	2.06	2.67
AK80 x AC55S	-0.58	-0.13	1.81	2.38
KR77G x CL59S	-0.27	0.20	2.36	2.99
AK10 x AC20S	-0.60	-0.15	1.76	2.33
AC20S x KR3	-0.83	-0.41	1.27	1.75
DG78BIS-Sur x AK1	-0.84	-0.42	1.24	1.71
AK19 x AC127	-0.71	-0.28	1.53	2.06
AK13 x AC53	-0.67	-0.22	1.64	2.19
AC24A x KR68B	-0.52	-0.06	1.93	2.51
AK24 x AC68	-0.64	-0.20	1.69	2.24
AC3 x AK30	0.59	1.12	3.59	4.29
CL1 x AK30	0.20	0.71	3.07	3.75
CL6 x AK14	-0.18	0.30	2.50	3.15
AC3 x KR27	-0.50	-0.04	1.96	2.55
AC13 x AK14	-0.52	-0.06	1.92	2.51
KR27 x CL 6	0.17	0.67	3.02	3.70
AC19 x Av. Caracas	0.04	0.53	2.83	3.50
CL13 x KR27	-0.10	0.39	2.62	3.28
KR27 x CL19	-0.14	0.35	2.57	3.22
KR 17 x AC 13	-0.53	-0.07	1.91	2.50
AC 26 S x TV 53	-0.61	-0.16	1.76	2.32

Dirección	I_{geo}			
	Ni	Cr	Cu	Pb
AC43S x TV78H	-0.64	-0.20	1.68	2.24
AK50 x AC53	-0.38	0.09	2.18	2.79
KR 16 y KR 17 x CL 53	-0.91	-0.50	1.07	1.51
AC56ASur x TV30	-0.62	-0.18	1.72	2.28
KR102 x AC80	-0.48	-0.02	1.99	2.59
AC92 x KR18	-0.77	-0.33	1.42	1.93
AC100 x KR9A	-0.68	-0.24	1.61	2.15
AC134 x KR53	-0.63	-0.18	1.72	2.28
AK 7 x AC 170	-0.44	0.02	2.06	2.66
KR15 x AC170	-0.56	-0.11	1.85	2.42
AK 11 x AC 72	-0.62	-0.17	1.73	2.29
AK11 x AC92	-0.42	0.05	2.11	2.72
AK19 x AC100	-0.39	0.07	2.15	2.76
AK19 x AC153	-0.74	-0.30	1.48	2.00
AK30 x AC6	0.23	0.73	3.10	3.79
AV. KR 30 x AV 1 DE MAYO	0.06	0.55	2.86	3.53
AK 45 x AK 30	0.30	0.81	3.21	3.90
AK72 x AC53	-0.28	0.19	2.34	2.97
AV C. DE CALI x CL 40B SUR	-0.71	-0.27	1.55	2.08
AK103 x AC 24	-0.87	-0.44	1.19	1.65
AC 145 x AK 104	-0.60	-0.15	1.77	2.34
KR5 x CL22	-0.62	-0.17	1.73	2.29
KR13 x CL24	-0.64	-0.19	1.69	2.25
AC6 x KR19	-0.18	0.30	2.50	3.15
TV85 x AC63	-0.26	0.22	2.38	3.01

Fuente: Elaboración propia

Anexo 4. Evaluación del PLI para las principales vías de Bogotá

Tabla 28. Categorización del factor de contaminación e índice de carga multielemento - PLI

Clase	Rango C_f	Categoría
1	C_f<1	Contaminación baja
2	1≤Cf<3	Contaminación media
3	3≤Cf<6	Contaminación alta
4	6≤Cf	Contaminación muy alta

Clase	Rango PLI	Categoría
1	0<PLI≤1	Sin contaminar
2	1<PLI≤2	Sin contaminar-Contaminación moderada
3	2<PLI≤3	Contaminación moderada
4	3<PLI≤4	Contaminación moderada -Contaminación alta
5	4<PLI≤5	Contaminación alta
6	PLI>5	Extremadamente contaminado

Dirección	Cf				PLI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Total MP
AK45 x CL 172	1.50	2.12	10.34	16.40	4.82
AK45 x CL168	1.48	2.09	10.14	16.07	4.74
AK45 x AC 127	1.75	2.49	12.85	20.64	5.83
AK45 x AC127	1.81	2.57	13.40	21.58	6.05
AK72 x AC72	1.36	1.91	8.91	14.00	4.25
AK72 x AC72	1.40	1.96	9.25	14.57	4.38
AK86 x AC17	1.20	1.66	7.24	11.18	3.57
AK86 x AC17	1.32	1.84	8.42	13.16	4.04
AK86 x AC17	1.31	1.82	8.33	13.02	4.01
AK 86 x AC17	1.32	1.84	8.42	13.16	4.04
AK68 x CL46	1.41	1.97	9.35	14.74	4.42
AK68 x CL46	1.41	1.98	9.40	14.82	4.44
AC26 x KR68	1.47	2.07	9.99	15.82	4.68
AC26 x KR67	1.35	1.89	8.78	13.77	4.19
AK 40 x CL20	0.91	1.23	4.31	6.22	2.34
TV39ABis x CL20	0.98	1.34	5.03	7.45	2.65
AK40 x Av. Américas	1.18	1.63	7.03	10.83	3.48
KR36 x Av. Américas	1.10	1.51	6.21	9.43	3.14

Dirección	Cf				PLI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Total MP
AK68 x CL45S (N-S)	1.06	1.45	5.79	8.72	2.97
KR51 x Dg54S	0.93	1.26	4.51	6.56	2.43
Aut. Sur x KR52	1.47	2.06	9.95	15.75	4.67
Aut. Sur x KR52c	1.41	1.98	9.42	14.86	4.45
Av. Caracas x Dg54	0.93	1.26	4.47	6.50	2.41
Av. Caracas x CL53	0.92	1.25	4.40	6.38	2.38
AC 53 x Av. Carcas	0.85	1.14	3.67	5.14	2.07
AC 53 x Av. Carcas	0.82	1.10	3.41	4.71	1.95
AK10 x AC19	0.87	1.17	3.90	5.53	2.17
AK10 x AC19	0.90	1.21	4.18	6.00	2.29
AC 19 x KR12	1.00	1.36	5.19	7.71	2.72
AC 19 x AK10	0.95	1.29	4.67	6.83	2.50
AK72 x AC26S	2.45	3.52	19.89	32.55	8.64
AC100 x TV60	2.03	2.90	15.68	25.43	6.96
AC 60ª S X KR 19C	1.23	1.71	7.57	11.73	3.70
Aut. Norte x CL200	1.18	1.64	7.07	10.88	3.49
AC68-Sur x AK51	0.97	1.32	4.89	7.21	2.59
KR 24 x CL80	0.87	1.17	3.86	5.46	2.15
KR 13 x CL59	0.85	1.14	3.70	5.19	2.08
KR 13 x CL45	0.80	1.07	3.18	4.32	1.85
AK7 x CL186	0.78	1.03	2.93	3.90	1.74
AC145 x KR92	1.06	1.45	5.78	8.70	2.96
AK72 x AC138	1.14	1.58	6.66	10.20	3.33
AK86 x AC80	1.20	1.66	7.22	11.15	3.56
AK7 x AC127	1.02	1.40	5.44	8.14	2.82
AC72 x AK86	0.91	1.24	4.34	6.28	2.36
AC100 x AK15	1.09	1.50	6.10	9.25	3.10
AC26 x TV93	1.31	1.83	8.34	13.04	4.01
AK70 x AC63	0.93	1.27	4.55	6.62	2.44
AK20 x AC80	1.15	1.59	6.71	10.28	3.35
AK7 x AC85	1.02	1.40	5.43	8.11	2.82
KR13 x AC63	0.96	1.31	4.85	7.14	2.57
AK72 x AC17	1.50	2.11	10.26	16.27	4.79
AK30 x AC53	1.79	2.54	13.19	21.23	5.97
AK7 x AC45	0.98	1.34	5.01	7.40	2.64
AK68 x AC9	1.50	2.12	10.33	16.39	4.82
AK86 x AC43S	1.03	1.41	5.48	8.20	2.84
AK50 x AC3	1.10	1.52	6.26	9.52	3.16
AK80 x AC55S	1.00	1.37	5.26	7.83	2.75
KR77G x CL59S	1.24	1.73	7.68	11.91	3.74
AK10 x AC20S	0.99	1.35	5.10	7.55	2.68
AC20S x KR3	0.84	1.13	3.62	5.05	2.04
DG78BIS-Sur x AK1	0.84	1.12	3.54	4.92	2.01
AK19 x AC127	0.91	1.24	4.34	6.27	2.36
AK13 x AC53	0.95	1.29	4.66	6.82	2.49

Dirección	Cf				PLI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Total MP
AC24A x KR68B	1.05	1.44	5.70	8.56	2.93
AK24 x AC68	0.96	1.31	4.83	7.10	2.56
AC3 x AK30	2.26	3.25	18.05	29.45	7.91
CL1 x AK30	1.73	2.45	12.61	20.24	5.73
CL6 x AK14	1.32	1.85	8.50	13.30	4.08
AC3 x KR27	1.06	1.46	5.82	8.77	2.98
AC13 x AK14	1.05	1.44	5.69	8.55	2.92
KR27 x CL 6	1.68	2.38	12.14	19.45	5.55
AC19 x Av. Caracas	1.54	2.17	10.69	16.99	4.96
CL13 x KR27	1.40	1.96	9.25	14.57	4.38
KR27 x CL19	1.36	1.91	8.89	13.97	4.24
KR 17 x AC 13	1.04	1.43	5.63	8.46	2.90
AC 26 S x TV 53	0.99	1.35	5.07	7.50	2.66
AC43S x TV78H	0.96	1.31	4.82	7.08	2.56
AK50 x AC53	1.15	1.60	6.78	10.40	3.38
KR 16 y KR 17 x CL 53	0.80	1.06	3.15	4.26	1.84
AC56ASur x TV30	0.97	1.33	4.94	7.28	2.61
KR102 x AC80	1.07	1.48	5.96	9.01	3.04
AC92 x KR18	0.88	1.19	4.01	5.72	2.22
AC100 x KR9A	0.94	1.27	4.57	6.67	2.46
AC134 x KR53	0.97	1.33	4.93	7.27	2.61
AK 7 x AC 170	1.10	1.52	6.25	9.50	3.16
KR15 x AC170	1.02	1.39	5.39	8.05	2.80
AK 11 x AC 72	0.98	1.33	4.98	7.35	2.63
AK11 x AC92	1.12	1.55	6.48	9.89	3.25
AK19 x AC100	1.14	1.58	6.65	10.17	3.32
AK19 x AC153	0.90	1.22	4.19	6.02	2.29
AK30 x AC6	1.75	2.49	12.87	20.68	5.84
AV. KR 30 x AV 1 DE MAYO	1.56	2.20	10.90	17.35	5.05
AK 45 x AK 30	1.85	2.64	13.86	22.35	6.24
AK72 x AC53	1.23	1.71	7.58	11.75	3.70
AV C. DE CALI x CL 40B SUR	0.92	1.25	4.39	6.36	2.38
AK103 x AC 24	0.82	1.10	3.41	4.71	1.95
AC 145 x AK 104	0.99	1.35	5.11	7.58	2.68
KR5 x CL22	0.98	1.33	4.98	7.35	2.63
KR13 x CL24	0.96	1.31	4.85	7.14	2.57
AC6 x KR19	1.32	1.85	8.49	13.29	4.07
TV85 x AC63	1.25	1.74	7.79	12.10	3.79

Fuente: Elaboración propia

Anexo 5. Modelos lineales para la evaluación directa del I_{geo} y *PLI* con base en el TPD

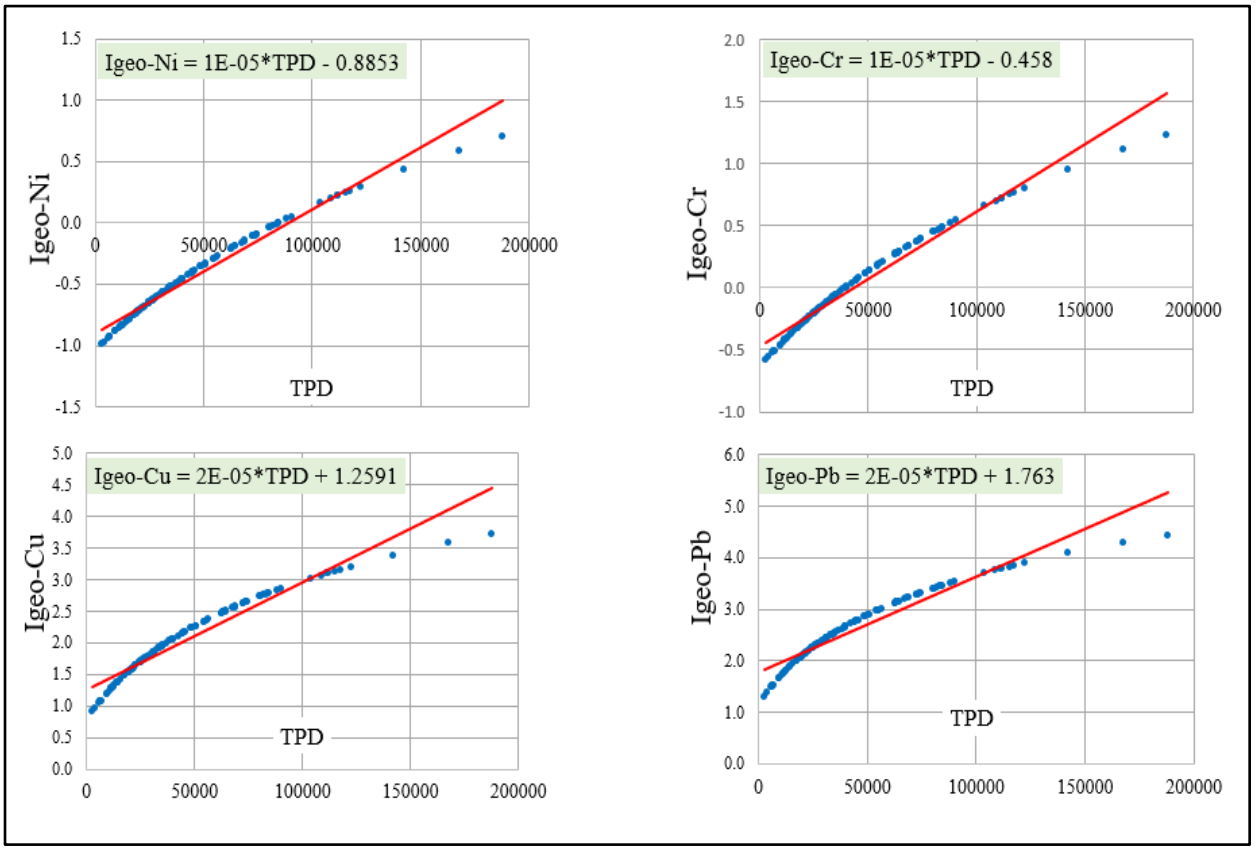


Figura 13. Modelo de regresión lineal TPD Vs I_{geo}
Fuente: elaboración propia

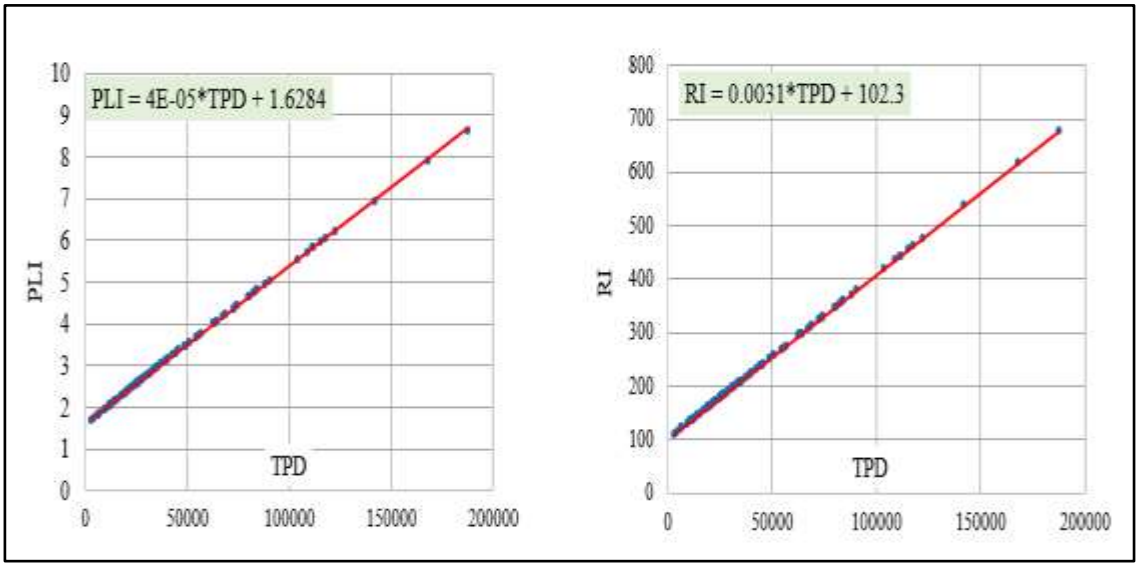


Figura 14 Modelo de regresión lineal TPD Vs PLI y TPD Vs RI
Fuente: elaboración propia

Anexo 6. Evaluación de Er y RI para las principales vías de Bogotá

Tabla 29. Categorización del factor de riesgo potencial - Er e índice de riesgo potencial ecológico - RI

Clase	Rango Er	Categoría	Rango RI	Categoría
1	Er <40	Bajo	RI <150	Baja
2	40≤ Er <80	Moderado	150≤ RI <300	Moderada
3	80≤ Er <160	Considerable	300≤ RI <600	Considerable
4	160≤ Er <320	Alto	RI ≥ 600	Muy alta
5	Er ≥ 320	Extremo		

Dirección	Er				Aporte al RI (%)				RI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Total MP
AK45 x CL 172	16.5	84.8	80.6	178.8	4.6	23.5	22.4	49.6	360.7
AK45 x CL168	16.3	83.6	79.1	175.1	4.6	23.6	22.3	49.5	354.1
AK45 x AC 127	19.3	99.5	100.2	225.0	4.3	22.4	22.6	50.7	444.0
AK45 x AC127	19.9	102.8	104.5	235.3	4.3	22.2	22.6	50.9	462.4
AK72 x AC72	15.0	76.4	69.5	152.5	4.8	24.4	22.2	48.7	313.4
AK72 x AC72	15.4	78.4	72.1	158.8	4.7	24.1	22.2	48.9	324.7
AK86 x AC17	13.2	66.6	56.5	121.9	5.1	25.8	21.9	47.2	258.2
AK86 x AC17	14.5	73.5	65.6	143.4	4.9	24.7	22.1	48.3	297.0
AK86 x AC17	14.4	73.0	65.0	141.9	4.9	24.8	22.1	48.2	294.3
AK 86 x AC17	14.5	73.5	65.6	143.4	4.9	24.7	22.1	48.3	297.0
AK68 x CL46	15.5	79.0	72.9	160.7	4.7	24.1	22.2	49.0	328.1
AK68 x CL46	15.5	79.2	73.3	161.5	4.7	24.0	22.2	49.0	329.5
AC26 x KR68	16.2	82.7	77.9	172.4	4.6	23.7	22.3	49.4	349.2
AC26 x KR67	14.9	75.6	68.5	150.1	4.8	24.5	22.2	48.6	309.0
AK 40 x CL20	10.0	49.4	33.6	67.8	6.2	30.7	20.9	42.2	160.8
TV39ABis x CL20	10.8	53.6	39.3	81.2	5.8	29.0	21.2	43.9	184.8
AK40 x Av. Américas	13.0	65.4	54.9	118.0	5.2	26.0	21.8	47.0	251.2
KR36 x Av. Américas	12.1	60.5	48.4	102.7	5.4	27.0	21.6	45.9	223.7
AK68 x CL45S (N-S)	11.6	58.0	45.1	95.0	5.5	27.7	21.5	45.3	209.8
KR51 x Dg54S	10.2	50.5	35.2	71.5	6.1	30.2	21.0	42.7	167.4
Aut. Sur x KR52	16.1	82.5	77.6	171.7	4.6	23.7	22.3	49.3	347.9
Aut. Sur x KR52c	15.6	79.4	73.5	162.0	4.7	24.0	22.2	49.0	330.5
Av. Caracas x Dg54	10.2	50.3	34.9	70.9	6.1	30.3	21.0	42.6	166.3
Av. Caracas x CL53	10.1	49.9	34.4	69.6	6.2	30.4	21.0	42.4	163.9
AC 53 x Av. Carcas	9.3	45.6	28.6	56.0	6.7	32.7	20.5	40.1	139.5
AC 53 x Av. Carcas	9.1	44.1	26.6	51.3	6.9	33.6	20.3	39.1	131.1
AK10 x AC19	9.6	46.9	30.4	60.2	6.5	31.9	20.7	40.9	147.2
AK10 x AC19	9.9	48.6	32.6	65.4	6.3	31.1	20.8	41.8	156.4
AC 19 x KR12	11.0	54.5	40.5	84.0	5.8	28.7	21.3	44.2	190.0
AC 19 x AK10	10.4	51.5	36.4	74.4	6.0	29.8	21.1	43.1	172.7

Dirección	Er				Aporte al RI (%)				RI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Total MP
AK72 x AC26S	26.9	140.9	155.1	354.8	4.0	20.8	22.9	52.3	677.7
AC100 x TV60	22.3	116.1	122.3	277.2	4.2	21.6	22.7	51.5	537.9
AC 60ª S X KR 19C	13.5	68.5	59.0	127.8	5.0	25.5	22.0	47.5	268.9
Aut. Norte x CL200	13.0	65.6	55.1	118.6	5.2	26.0	21.9	47.0	252.3
AC68-Sur x AK51	10.7	52.8	38.2	78.6	5.9	29.3	21.2	43.6	180.2
KR 24 x CL80	9.5	46.7	30.1	59.5	6.5	32.0	20.6	40.8	145.8
KR 13 x CL59	9.4	45.8	28.9	56.6	6.7	32.6	20.5	40.3	140.6
KR 13 x CL45	8.8	42.7	24.8	47.1	7.1	34.6	20.1	38.1	123.4
AK7 x CL186	8.5	41.3	22.9	42.5	7.4	35.8	19.9	36.9	115.2
AC145 x KR92	11.6	58.0	45.1	94.8	5.5	27.7	21.5	45.3	209.5
AK72 x AC138	12.6	63.2	52.0	111.2	5.3	26.4	21.8	46.5	238.9
AK86 x AC80	13.2	66.5	56.3	121.5	5.1	25.8	21.9	47.2	257.5
AK7 x AC127	11.2	56.0	42.5	88.7	5.7	28.2	21.4	44.7	198.4
AC72 x AK86	10.1	49.5	33.9	68.4	6.2	30.6	20.9	42.3	161.9
AC100 x AK15	12.0	59.9	47.6	100.8	5.4	27.2	21.6	45.8	220.2
AC26 x TV93	14.4	73.0	65.1	142.1	4.9	24.8	22.1	48.2	294.6
AK70 x AC63	10.3	50.7	35.5	72.2	6.1	30.1	21.0	42.8	168.7
AK20 x AC80	12.6	63.5	52.3	112.0	5.2	26.4	21.8	46.6	240.5
AK7 x AC85	11.2	55.9	42.3	88.4	5.7	28.3	21.4	44.7	197.9
KR13 x AC63	10.6	52.5	37.8	77.8	5.9	29.4	21.2	43.5	178.8
AK72 x AC17	16.5	84.3	80.0	177.4	4.6	23.5	22.3	49.5	358.1
AK30 x AC53	19.6	101.5	102.9	231.4	4.3	22.3	22.6	50.8	455.5
AK7 x AC45	10.8	53.5	39.1	80.7	5.9	29.1	21.2	43.9	184.0
AK68 x AC9	16.5	84.7	80.5	178.6	4.6	23.5	22.3	49.6	360.4
AK86 x AC43S	11.3	56.2	42.8	89.4	5.7	28.2	21.4	44.8	199.7
AK50 x AC3	12.1	60.8	48.8	103.8	5.4	27.0	21.7	46.0	225.6
AK80 x AC55S	11.1	55.0	41.0	85.4	5.7	28.6	21.3	44.4	192.4
KR77G x CL59S	13.7	69.1	59.9	129.9	5.0	25.4	22.0	47.6	272.6
AK10 x AC20S	10.9	54.0	39.7	82.3	5.8	28.9	21.3	44.0	186.9
AC20S x KR3	9.3	45.3	28.2	55.1	6.7	32.9	20.5	40.0	137.9
DG78BIS-Sur x AK1	9.2	44.8	27.6	53.7	6.8	33.1	20.4	39.7	135.3
AK19 x AC127	10.1	49.5	33.9	68.4	6.2	30.6	20.9	42.3	161.9
AK13 x AC53	10.4	51.4	36.4	74.4	6.0	29.8	21.1	43.1	172.6
AC24A x KR68B	11.5	57.5	44.4	93.3	5.6	27.8	21.5	45.1	206.8
AK24 x AC68	10.6	52.4	37.7	77.4	5.9	29.4	21.2	43.5	178.1
AC3 x AK30	24.9	130.1	140.8	321.0	4.0	21.1	22.8	52.0	616.8
CL1 x AK30	19.0	98.1	98.3	220.6	4.4	22.5	22.6	50.6	436.0
CL6 x AK14	14.6	74.0	66.3	145.0	4.9	24.7	22.1	48.4	299.8
AC3 x KR27	11.7	58.2	45.4	95.6	5.5	27.6	21.5	45.3	210.8
AC13 x AK14	11.5	57.4	44.3	93.2	5.6	27.8	21.5	45.1	206.5
KR27 x CL 6	18.5	95.4	94.7	212.0	4.4	22.7	22.5	50.4	420.6
AC19 x Av. Caracas	16.9	86.8	83.3	185.2	4.5	23.3	22.4	49.8	372.3
CL13 x KR27	15.4	78.4	72.2	158.8	4.7	24.1	22.2	48.9	324.7
KR27 x CL19	15.0	76.3	69.4	152.2	4.8	24.4	22.2	48.7	312.9

Dirección	Er				Aporte al RI (%)				RI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Total MP
KR 17 x AC 13	11.5	57.1	43.9	92.2	5.60	27.91	21.46	45.03	204.7
AC 26 S x TV 53	10.8	53.8	39.5	81.8	5.83	28.94	21.26	43.98	186.0
AC43S x TV78H	10.6	52.3	37.6	77.1	5.95	29.47	21.15	43.43	177.6
AK50 x AC53	12.7	63.9	52.9	113.4	5.23	26.30	21.79	46.68	242.9
KR 16 y KR 17 x CL 53	8.8	42.5	24.6	46.5	7.16	34.78	20.08	37.97	122.3
AC56ASur x TV30	10.7	53.0	38.5	79.4	5.89	29.20	21.20	43.70	181.6
KR102 x AC80	11.8	59.1	46.5	98.2	5.48	27.39	21.57	45.56	215.6
AC92 x KR18	9.7	47.6	31.3	62.3	6.43	31.54	20.73	41.30	150.9
AC100 x KR9A	10.3	50.9	35.7	72.7	6.08	30.02	21.04	42.86	169.6
AC134 x KR53	10.7	53.0	38.5	79.3	5.89	29.22	21.20	43.69	181.4
AK 7 x AC 170	12.1	60.8	48.8	103.6	5.38	26.98	21.65	45.99	225.2
KR15 x AC170	11.2	55.7	42.0	87.7	5.69	28.32	21.38	44.61	196.7
AK 11 x AC 72	10.7	53.3	38.8	80.1	5.87	29.12	21.22	43.79	183.0
AK11 x AC92	12.4	62.1	50.6	107.8	5.31	26.67	21.71	46.30	232.9
AK19 x AC100	12.6	63.1	51.8	110.8	5.27	26.47	21.75	46.51	238.3
AK19 x AC153	9.9	48.6	32.7	65.6	6.31	31.03	20.84	41.83	156.8
AK30 x AC6	19.3	99.6	100.4	225.4	4.34	22.40	22.57	50.69	444.7
AV. KR 30 x AV 1 DE MAYO	17.2	88.0	85.0	189.1	4.52	23.21	22.41	49.86	379.3
AK 45 x AK 30	20.4	105.4	108.1	243.7	4.26	22.08	22.63	51.02	477.6
AK72 x AC53	13.6	68.6	59.1	128.1	5.04	25.46	21.96	47.55	269.4
AV C. DE CALI x CL 40B SUR	10.1	49.8	34.2	69.3	6.18	30.48	20.95	42.39	163.5
AK103 x AC 24	9.0	44.1	26.6	51.3	6.90	33.64	20.31	39.14	131.1
AC 145 x AK 104	10.9	54.1	39.9	82.6	5.81	28.85	21.27	44.07	187.4
KR5 x CL22	10.7	53.3	38.8	80.2	5.87	29.12	21.22	43.79	183.0
KR13 x CL24	10.6	52.6	37.9	77.8	5.93	29.38	21.17	43.52	178.9
AC6 x KR19	14.5	73.9	66.2	144.8	4.86	24.68	22.11	48.35	299.5
TV85 x AC63	13.8	69.8	60.7	131.8	4.99	25.27	21.99	47.74	276.1

Fuente: Elaboración propia

Anexo 7. Evaluación del HQ y HI en la comunidad infantil

Tabla 30. Cociente de riesgo no cancerígeno - HQ e índice de riesgo no cancerígeno - HI (niños menores de 6 años)

Dirección	HQing				HQderm				HQinh				HI	HI	HI	HI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	(Ni)	(Cr)	(Cu)	(Pb)
AK45 x CL 172	0.02	0.37	0.07	1.68	6.52E-05	2.00E-02	2.38E-04	1.21E-02	4.56E-13	1.09E-09	1.85E-12	4.67E-11	0.02	0.12	0.07	1.69
AK45 x CL168	0.02	0.37	0.06	1.65	6.43E-05	1.97E-02	2.34E-04	1.18E-02	4.50E-13	1.07E-09	1.82E-12	4.57E-11	0.02	0.12	0.07	1.66
AK45 x AC 127	0.02	0.44	0.08	2.11	7.59E-05	2.35E-02	2.96E-04	1.52E-02	5.31E-13	1.28E-09	2.30E-12	5.87E-11	0.02	0.14	0.08	2.13
AK45 x AC127	0.02	0.45	0.09	2.21	7.83E-05	2.43E-02	3.09E-04	1.59E-02	5.48E-13	1.32E-09	2.40E-12	6.14E-11	0.02	0.14	0.09	2.23
AK72 x AC72	0.01	0.33	0.06	1.43	5.91E-05	1.80E-02	2.05E-04	1.03E-02	4.14E-13	9.81E-10	1.60E-12	3.98E-11	0.01	0.11	0.06	1.44
AK72 x AC72	0.02	0.34	0.06	1.49	6.05E-05	1.85E-02	2.13E-04	1.07E-02	4.24E-13	1.01E-09	1.66E-12	4.14E-11	0.02	0.11	0.06	1.50
AK86 x AC17	0.01	0.29	0.05	1.14	5.20E-05	1.57E-02	1.67E-04	8.23E-03	3.64E-13	8.56E-10	1.30E-12	3.18E-11	0.01	0.09	0.05	1.15
AK86 x AC17	0.01	0.32	0.05	1.35	5.70E-05	1.74E-02	1.94E-04	9.68E-03	3.99E-13	9.44E-10	1.51E-12	3.74E-11	0.01	0.10	0.05	1.36
AK 86 x AC17	0.01	0.32	0.05	1.33	5.66E-05	1.72E-02	1.92E-04	9.58E-03	3.96E-13	9.38E-10	1.49E-12	3.70E-11	0.01	0.10	0.05	1.34
AK 86 x AC17	0.01	0.32	0.05	1.35	5.70E-05	1.74E-02	1.94E-04	9.68E-03	3.99E-13	9.44E-10	1.51E-12	3.74E-11	0.01	0.10	0.05	1.36
AK68 x CL46	0.02	0.35	0.06	1.51	6.10E-05	1.87E-02	2.15E-04	1.08E-02	4.27E-13	1.01E-09	1.68E-12	4.19E-11	0.02	0.11	0.06	1.52
AK68 x CL46	0.02	0.35	0.06	1.52	6.12E-05	1.87E-02	2.16E-04	1.09E-02	4.28E-13	1.02E-09	1.68E-12	4.21E-11	0.02	0.11	0.06	1.53
AC26 x KR68	0.02	0.36	0.06	1.62	6.37E-05	1.95E-02	2.30E-04	1.16E-02	4.46E-13	1.06E-09	1.79E-12	4.50E-11	0.02	0.11	0.06	1.63
AC26 x KR67	0.01	0.33	0.06	1.41	5.85E-05	1.79E-02	2.02E-04	1.01E-02	4.10E-13	9.71E-10	1.57E-12	3.92E-11	0.01	0.10	0.06	1.42
AK 40 x CL20	0.01	0.22	0.03	0.64	3.95E-05	1.17E-02	9.93E-05	4.58E-03	2.76E-13	6.34E-10	7.72E-13	1.77E-11	0.01	0.07	0.03	0.64
TV39ABis x CL20	0.01	0.24	0.03	0.76	4.25E-05	1.27E-02	1.16E-04	5.48E-03	2.98E-13	6.89E-10	9.02E-13	2.12E-11	0.01	0.07	0.03	0.77
AK40 x Av. Américas	0.01	0.29	0.05	1.11	5.11E-05	1.54E-02	1.62E-04	7.97E-03	3.58E-13	8.40E-10	1.26E-12	3.08E-11	0.01	0.09	0.05	1.12
KR36 x Av. Américas	0.01	0.27	0.04	0.97	4.76E-05	1.43E-02	1.43E-04	6.94E-03	3.33E-13	7.77E-10	1.11E-12	2.68E-11	0.01	0.08	0.04	0.97
AK68 x CL45S (N-S)	0.01	0.25	0.04	0.89	4.58E-05	1.37E-02	1.33E-04	6.41E-03	3.20E-13	7.46E-10	1.04E-12	2.48E-11	0.01	0.08	0.04	0.90
KR51 x Dg54S	0.01	0.22	0.03	0.67	4.03E-05	1.19E-02	1.04E-04	4.82E-03	2.82E-13	6.49E-10	8.07E-13	1.86E-11	0.01	0.07	0.03	0.68
Aut. Sur x KR52	0.02	0.36	0.06	1.61	6.35E-05	1.95E-02	2.29E-04	1.16E-02	4.45E-13	1.06E-09	1.78E-12	4.48E-11	0.02	0.11	0.06	1.62
Aut. Sur x KR52c	0.02	0.35	0.06	1.52	6.13E-05	1.88E-02	2.17E-04	1.09E-02	4.29E-13	1.02E-09	1.69E-12	4.23E-11	0.02	0.11	0.06	1.53
Av. Caracas x Dg54	0.01	0.22	0.03	0.67	4.02E-05	1.19E-02	1.03E-04	4.78E-03	2.81E-13	6.47E-10	8.02E-13	1.85E-11	0.01	0.07	0.03	0.67
Av. Caracas x CL53	0.01	0.22	0.03	0.65	3.99E-05	1.18E-02	1.01E-04	4.70E-03	2.79E-13	6.41E-10	7.89E-13	1.82E-11	0.01	0.07	0.03	0.66
AC 53 x Av. Carcas	0.01	0.20	0.02	0.53	3.67E-05	1.08E-02	8.45E-05	3.78E-03	2.57E-13	5.86E-10	6.57E-13	1.46E-11	0.01	0.06	0.02	0.53
AC 53 x Av. Carcas	0.01	0.19	0.02	0.48	3.56E-05	1.04E-02	7.86E-05	3.46E-03	2.49E-13	5.67E-10	6.12E-13	1.34E-11	0.01	0.06	0.02	0.49

Dirección	HQing				HQderm				HQinh				HI	HI	HI	HI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	(Ni)	(Cr)	(Cu)	(Pb)
AK10 x AC19	0.01	0.21	0.02	0.57	3.77E-05	1.11E-02	8.98E-05	4.07E-03	2.64E-13	6.03E-10	6.98E-13	1.57E-11	0.01	0.07	0.03	0.57
AK10 x AC19	0.01	0.21	0.03	0.61	3.89E-05	1.15E-02	9.62E-05	4.41E-03	2.72E-13	6.24E-10	7.48E-13	1.71E-11	0.01	0.07	0.03	0.62
AC 19 x KR12	0.01	0.24	0.03	0.79	4.32E-05	1.29E-02	1.20E-04	5.67E-03	3.02E-13	7.01E-10	9.30E-13	2.19E-11	0.01	0.08	0.03	0.80
AC 19 x AK10	0.01	0.23	0.03	0.70	4.10E-05	1.22E-02	1.08E-04	5.02E-03	2.87E-13	6.61E-10	8.36E-13	1.94E-11	0.01	0.07	0.03	0.70
AK72 x AC26S	0.03	0.62	0.13	3.33	1.06E-04	3.33E-02	4.58E-04	2.39E-02	7.41E-13	1.81E-09	3.56E-12	9.26E-11	0.03	0.20	0.13	3.36
AC100 x TV60	0.02	0.51	0.10	2.60	8.80E-05	2.74E-02	3.61E-04	1.87E-02	6.16E-13	1.49E-09	2.81E-12	7.23E-11	0.02	0.16	0.10	2.62
AC 60ª S X KR 19C	0.01	0.30	0.05	1.20	5.34E-05	1.62E-02	1.74E-04	8.63E-03	3.73E-13	8.80E-10	1.36E-12	3.34E-11	0.01	0.09	0.05	1.21
Aut. Norte x CL200	0.01	0.29	0.05	1.11	5.12E-05	1.55E-02	1.63E-04	8.01E-03	3.59E-13	8.42E-10	1.27E-12	3.10E-11	0.01	0.09	0.05	1.12
AC68-Sur x AK51	0.01	0.23	0.03	0.74	4.20E-05	1.25E-02	1.13E-04	5.31E-03	2.94E-13	6.78E-10	8.77E-13	2.05E-11	0.01	0.07	0.03	0.74
KR 24 x CL80	0.01	0.20	0.02	0.56	3.75E-05	1.10E-02	8.88E-05	4.02E-03	2.63E-13	6.00E-10	6.91E-13	1.55E-11	0.01	0.06	0.02	0.56
KR 13 x CL59	0.01	0.20	0.02	0.53	3.69E-05	1.08E-02	8.52E-05	3.82E-03	2.58E-13	5.88E-10	6.63E-13	1.48E-11	0.01	0.06	0.02	0.54
KR 13 x CL45	0.01	0.19	0.02	0.44	3.47E-05	1.01E-02	7.33E-05	3.18E-03	2.43E-13	5.49E-10	5.70E-13	1.23E-11	0.01	0.06	0.02	0.45
AK7 x CL186	0.01	0.18	0.02	0.40	3.36E-05	9.75E-03	6.76E-05	2.87E-03	2.35E-13	5.30E-10	5.26E-13	1.11E-11	0.01	0.06	0.02	0.40
AC145 x KR92	0.01	0.25	0.04	0.89	4.57E-05	1.37E-02	1.33E-04	6.40E-03	3.20E-13	7.45E-10	1.03E-12	2.47E-11	0.01	0.08	0.04	0.90
AK72 x AC138	0.01	0.28	0.04	1.04	4.95E-05	1.49E-02	1.54E-04	7.50E-03	3.46E-13	8.12E-10	1.19E-12	2.90E-11	0.01	0.09	0.04	1.05
AK86 x AC80	0.01	0.29	0.05	1.14	5.19E-05	1.57E-02	1.66E-04	8.20E-03	3.63E-13	8.54E-10	1.29E-12	3.17E-11	0.01	0.09	0.05	1.15
AK7 x AC127	0.01	0.25	0.03	0.83	4.43E-05	1.32E-02	1.25E-04	5.99E-03	3.10E-13	7.20E-10	9.75E-13	2.31E-11	0.01	0.08	0.04	0.84
AC72 x AK86	0.01	0.22	0.03	0.64	3.96E-05	1.17E-02	1.00E-04	4.62E-03	2.77E-13	6.37E-10	7.78E-13	1.79E-11	0.01	0.07	0.03	0.65
AC100 x AK15	0.01	0.26	0.04	0.95	4.71E-05	1.41E-02	1.41E-04	6.80E-03	3.30E-13	7.69E-10	1.09E-12	2.63E-11	0.01	0.08	0.04	0.95
AC26 x TV93	0.01	0.32	0.05	1.33	5.67E-05	1.73E-02	1.92E-04	9.59E-03	3.97E-13	9.38E-10	1.49E-12	3.71E-11	0.01	0.10	0.05	1.34
AK70 x AC63	0.01	0.22	0.03	0.68	4.05E-05	1.20E-02	1.05E-04	4.87E-03	2.83E-13	6.52E-10	8.14E-13	1.88E-11	0.01	0.07	0.03	0.68
AK20 x AC80	0.01	0.28	0.04	1.05	4.97E-05	1.50E-02	1.55E-04	7.56E-03	3.48E-13	8.15E-10	1.20E-12	2.92E-11	0.01	0.09	0.04	1.06
AK7 x AC85	0.01	0.25	0.03	0.83	4.42E-05	1.32E-02	1.25E-04	5.97E-03	3.10E-13	7.18E-10	9.72E-13	2.31E-11	0.01	0.08	0.03	0.84
KR13 x AC63	0.01	0.23	0.03	0.73	4.18E-05	1.24E-02	1.12E-04	5.25E-03	2.92E-13	6.75E-10	8.69E-13	2.03E-11	0.01	0.07	0.03	0.74
AK72 x AC17	0.02	0.37	0.07	1.67	6.48E-05	1.99E-02	2.36E-04	1.20E-02	4.54E-13	1.08E-09	1.84E-12	4.63E-11	0.02	0.12	0.07	1.68
AK30 x AC53	0.02	0.45	0.08	2.17	7.74E-05	2.40E-02	3.04E-04	1.56E-02	5.41E-13	1.30E-09	2.36E-12	6.04E-11	0.02	0.14	0.08	2.19
AK7 x AC45	0.01	0.23	0.03	0.76	4.24E-05	1.26E-02	1.15E-04	5.45E-03	2.97E-13	6.87E-10	8.97E-13	2.11E-11	0.01	0.07	0.03	0.76
AK68 x AC9	0.02	0.37	0.07	1.68	6.51E-05	2.00E-02	2.38E-04	1.21E-02	4.56E-13	1.09E-09	1.85E-12	4.66E-11	0.02	0.12	0.07	1.69
AK86 x AC43S	0.01	0.25	0.04	0.84	4.45E-05	1.33E-02	1.26E-04	6.04E-03	3.11E-13	7.23E-10	9.82E-13	2.33E-11	0.01	0.08	0.04	0.85
AK50 x AC3	0.01	0.27	0.04	0.97	4.78E-05	1.44E-02	1.44E-04	7.01E-03	3.34E-13	7.81E-10	1.12E-12	2.71E-11	0.01	0.08	0.04	0.98
AK80 x AC55S	0.01	0.24	0.03	0.80	4.35E-05	1.30E-02	1.21E-04	5.76E-03	3.05E-13	7.06E-10	9.43E-13	2.23E-11	0.01	0.08	0.03	0.81

Dirección	HQing				HQderm				HQinh				HI	HI	HI	HI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	(Ni)	(Cr)	(Cu)	(Pb)
KR77G x CL59S	0.01	0.30	0.05	1.22	5.38E-05	1.63E-02	1.77E-04	8.77E-03	3.77E-13	8.88E-10	1.38E-12	3.39E-11	0.01	0.10	0.05	1.23
AK10 x AC20S	0.01	0.24	0.03	0.77	4.28E-05	1.28E-02	1.17E-04	5.55E-03	3.00E-13	6.93E-10	9.13E-13	2.15E-11	0.01	0.07	0.03	0.78
AC20S x KR3	0.01	0.20	0.02	0.52	3.65E-05	1.07E-02	8.34E-05	3.72E-03	2.56E-13	5.82E-10	6.48E-13	1.44E-11	0.01	0.06	0.02	0.52
DG78BIS-Sur x AK1	0.01	0.20	0.02	0.50	3.62E-05	1.06E-02	8.16E-05	3.62E-03	2.53E-13	5.76E-10	6.34E-13	1.40E-11	0.01	0.06	0.02	0.51
AK19 x AC127	0.01	0.22	0.03	0.64	3.96E-05	1.17E-02	1.00E-04	4.62E-03	2.77E-13	6.37E-10	7.78E-13	1.78E-11	0.01	0.07	0.03	0.65
AK13 x AC53	0.01	0.23	0.03	0.70	4.10E-05	1.22E-02	1.07E-04	5.02E-03	2.87E-13	6.61E-10	8.36E-13	1.94E-11	0.01	0.07	0.03	0.70
AC24A x KR68B	0.01	0.25	0.04	0.88	4.54E-05	1.36E-02	1.31E-04	6.30E-03	3.18E-13	7.39E-10	1.02E-12	2.44E-11	0.01	0.08	0.04	0.88
AK24 x AC68	0.01	0.23	0.03	0.73	4.17E-05	1.24E-02	1.11E-04	5.22E-03	2.92E-13	6.73E-10	8.65E-13	2.02E-11	0.01	0.07	0.03	0.73
AC3 x AK30	0.02	0.57	0.12	3.01	9.81E-05	3.07E-02	4.16E-04	2.17E-02	6.87E-13	1.67E-09	3.23E-12	8.38E-11	0.02	0.18	0.12	3.04
CL1 x AK30	0.02	0.43	0.08	2.07	7.49E-05	2.32E-02	2.90E-04	1.49E-02	5.24E-13	1.26E-09	2.26E-12	5.76E-11	0.02	0.14	0.08	2.09
CL6 x AK14	0.01	0.32	0.05	1.36	5.73E-05	1.75E-02	1.96E-04	9.79E-03	4.01E-13	9.50E-10	1.52E-12	3.78E-11	0.01	0.10	0.05	1.37
AC3 x KR27	0.01	0.26	0.04	0.90	4.59E-05	1.38E-02	1.34E-04	6.45E-03	3.21E-13	7.48E-10	1.04E-12	2.49E-11	0.01	0.08	0.04	0.90
AC13 x AK14	0.01	0.25	0.04	0.88	4.53E-05	1.36E-02	1.31E-04	6.29E-03	3.17E-13	7.38E-10	1.02E-12	2.43E-11	0.01	0.08	0.04	0.88
KR27 x CL 6	0.02	0.42	0.08	1.99	7.29E-05	2.25E-02	2.80E-04	1.43E-02	5.10E-13	1.23E-09	2.17E-12	5.53E-11	0.02	0.13	0.08	2.01
AC19 x Av. Caracas	0.02	0.38	0.07	1.74	6.67E-05	2.05E-02	2.46E-04	1.25E-02	4.67E-13	1.12E-09	1.91E-12	4.83E-11	0.02	0.12	0.07	1.75
CL13 x KR27	0.02	0.34	0.06	1.49	6.05E-05	1.85E-02	2.13E-04	1.07E-02	4.24E-13	1.01E-09	1.66E-12	4.14E-11	0.02	0.11	0.06	1.50
KR27 x CL19	0.01	0.33	0.06	1.43	5.90E-05	1.80E-02	2.05E-04	1.03E-02	4.13E-13	9.80E-10	1.59E-12	3.97E-11	0.01	0.11	0.06	1.44
KR 17 x AC 13	0.01	0.25	0.04	0.87	4.51E-05	1.35E-02	1.30E-04	6.22E-03	3.16E-13	7.34E-10	1.01E-12	2.41E-11	0.01	0.08	0.04	0.87
AC 26 S x TV 53	0.01	0.24	0.03	0.77	4.27E-05	1.27E-02	1.17E-04	5.52E-03	2.99E-13	6.91E-10	9.08E-13	2.13E-11	0.01	0.07	0.03	0.77
AC43S x TV78H	0.01	0.23	0.03	0.72	4.16E-05	1.24E-02	1.11E-04	5.21E-03	2.91E-13	6.72E-10	8.63E-13	2.01E-11	0.01	0.07	0.03	0.73
AK50 x AC53	0.01	0.28	0.04	1.06	5.00E-05	1.51E-02	1.56E-04	7.65E-03	3.50E-13	8.21E-10	1.22E-12	2.96E-11	0.01	0.09	0.04	1.07
KR 16 y KR 17 x CL 53	0.01	0.19	0.02	0.44	3.45E-05	1.01E-02	7.26E-05	3.14E-03	2.42E-13	5.47E-10	5.64E-13	1.21E-11	0.01	0.06	0.02	0.44
AC56ASur x TV30	0.01	0.23	0.03	0.75	4.21E-05	1.25E-02	1.14E-04	5.36E-03	2.95E-13	6.82E-10	8.84E-13	2.07E-11	0.01	0.07	0.03	0.75
KR102 x AC80	0.01	0.26	0.04	0.92	4.65E-05	1.40E-02	1.37E-04	6.63E-03	3.25E-13	7.59E-10	1.07E-12	2.56E-11	0.01	0.08	0.04	0.93
AC92 x KR18	0.01	0.21	0.03	0.59	3.82E-05	1.12E-02	9.24E-05	4.21E-03	2.67E-13	6.12E-10	7.19E-13	1.63E-11	0.01	0.07	0.03	0.59
AC100 x KR9A	0.01	0.22	0.03	0.68	4.06E-05	1.20E-02	1.05E-04	4.91E-03	2.84E-13	6.54E-10	8.19E-13	1.90E-11	0.01	0.07	0.03	0.69
AC134 x KR53	0.01	0.23	0.03	0.74	4.21E-05	1.25E-02	1.14E-04	5.35E-03	2.95E-13	6.81E-10	8.83E-13	2.07E-11	0.01	0.07	0.03	0.75
AK 7 x AC 170	0.01	0.27	0.04	0.97	4.77E-05	1.44E-02	1.44E-04	6.99E-03	3.34E-13	7.81E-10	1.12E-12	2.70E-11	0.01	0.08	0.04	0.98
KR15 x AC170	0.01	0.24	0.03	0.82	4.41E-05	1.32E-02	1.24E-04	5.92E-03	3.08E-13	7.16E-10	9.66E-13	2.29E-11	0.01	0.08	0.03	0.83
AK 11 x AC 72	0.01	0.23	0.03	0.75	4.23E-05	1.26E-02	1.15E-04	5.41E-03	2.96E-13	6.85E-10	8.92E-13	2.09E-11	0.01	0.07	0.03	0.76

Dirección	HQing				HQderm				HQinh				HI	HI	HI	HI
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	(Ni)	(Cr)	(Cu)	(Pb)
AK11 x AC92	0.01	0.27	0.04	1.01	4.87E-05	1.47E-02	1.49E-04	7.28E-03	3.41E-13	7.98E-10	1.16E-12	2.81E-11	0.01	0.09	0.04	1.02
AK19 x AC100	0.01	0.28	0.04	1.04	4.94E-05	1.49E-02	1.53E-04	7.48E-03	3.46E-13	8.10E-10	1.19E-12	2.89E-11	0.01	0.09	0.04	1.05
AK19 x AC153	0.01	0.21	0.03	0.62	3.89E-05	1.15E-02	9.65E-05	4.43E-03	2.73E-13	6.25E-10	7.50E-13	1.71E-11	0.01	0.07	0.03	0.62
AK30 x AC6	0.02	0.44	0.08	2.12	7.60E-05	2.35E-02	2.96E-04	1.52E-02	5.32E-13	1.28E-09	2.30E-12	5.88E-11	0.02	0.14	0.08	2.13
AV. KR 30 x AV 1 DE MAYO	0.02	0.39	0.07	1.78	6.76E-05	2.08E-02	2.51E-04	1.28E-02	4.73E-13	1.13E-09	1.95E-12	4.94E-11	0.02	0.12	0.07	1.79
AK 45 x AK 30	0.02	0.46	0.09	2.29	8.02E-05	2.49E-02	3.19E-04	1.64E-02	5.61E-13	1.35E-09	2.48E-12	6.36E-11	0.02	0.15	0.09	2.31
AK72 x AC53	0.01	0.30	0.05	1.20	5.34E-05	1.62E-02	1.75E-04	8.65E-03	3.74E-13	8.81E-10	1.36E-12	3.34E-11	0.01	0.10	0.05	1.21
AV CIUDAD DE CALI x CL 40B SUR	0.01	0.22	0.03	0.65	3.98E-05	1.18E-02	1.01E-04	4.68E-03	2.79E-13	6.40E-10	7.87E-13	1.81E-11	0.01	0.07	0.03	0.66
AK103 x AC 24	0.01	0.19	0.02	0.48	3.56E-05	1.04E-02	7.86E-05	3.46E-03	2.49E-13	5.66E-10	6.11E-13	1.34E-11	0.01	0.06	0.02	0.49
AC 145 x AK 104	0.01	0.24	0.03	0.78	4.29E-05	1.28E-02	1.18E-04	5.58E-03	3.00E-13	6.95E-10	9.16E-13	2.16E-11	0.01	0.07	0.03	0.78
KR5 x CL22	0.01	0.23	0.03	0.75	4.23E-05	1.26E-02	1.15E-04	5.41E-03	2.96E-13	6.85E-10	8.92E-13	2.09E-11	0.01	0.07	0.03	0.76
KR13 x CL24	0.01	0.23	0.03	0.73	4.18E-05	1.24E-02	1.12E-04	5.25E-03	2.92E-13	6.75E-10	8.69E-13	2.03E-11	0.01	0.07	0.03	0.74
AC6 x KR19	0.01	0.32	0.05	1.36	5.73E-05	1.75E-02	1.96E-04	9.78E-03	4.01E-13	9.50E-10	1.52E-12	3.78E-11	0.01	0.10	0.05	1.37
TV85 x AC63	0.01	0.31	0.05	1.24	5.43E-05	1.65E-02	1.79E-04	8.90E-03	3.80E-13	8.96E-10	1.39E-12	3.44E-11	0.01	0.10	0.05	1.25

Fuente: elaboración propia

Anexo 8. Evaluación del HQ y HI en la comunidad adulta

Tabla 31. Cociente de riesgo no cancerígeno - HQ e índice de riesgo no cancerígeno - HI (adultos)

Dirección	HQing				HQderm				HQinh				HI (Ni)	HI (Cr)	HI (Cu)	HI (Pb)
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb				
AK45 x CL 172	0.003	0.07	0.01	0.31	4.46E-05	1.37E-02	1.63E-04	8.26E-03	3.41E-13	1.06E-09	1.79E-12	4.54E-11	0.003	0.02	0.01	0.32
AK45 x CL168	0.003	0.07	0.01	0.30	4.40E-05	1.35E-02	1.60E-04	8.09E-03	3.37E-13	1.05E-09	1.76E-12	4.45E-11	0.003	0.02	0.01	0.31
AK45 x AC 127	0.004	0.08	0.02	0.39	5.19E-05	1.61E-02	2.03E-04	1.04E-02	3.98E-13	1.24E-09	2.23E-12	5.72E-11	0.004	0.03	0.02	0.40
AK45 x AC127	0.004	0.08	0.02	0.41	5.36E-05	1.66E-02	2.11E-04	1.09E-02	4.10E-13	1.29E-09	2.33E-12	5.98E-11	0.004	0.03	0.02	0.42
AK72 x AC72	0.003	0.06	0.01	0.27	4.04E-05	1.24E-02	1.41E-04	7.05E-03	3.10E-13	9.55E-10	1.55E-12	3.88E-11	0.003	0.02	0.01	0.27
AK72 x AC72	0.003	0.06	0.01	0.28	4.14E-05	1.27E-02	1.46E-04	7.34E-03	3.17E-13	9.80E-10	1.60E-12	4.03E-11	0.003	0.02	0.01	0.28
AK86 x AC17	0.002	0.05	0.01	0.21	3.56E-05	1.08E-02	1.14E-04	5.63E-03	2.72E-13	8.33E-10	1.26E-12	3.10E-11	0.002	0.02	0.01	0.22
AK86 x AC17	0.003	0.06	0.01	0.25	3.90E-05	1.19E-02	1.33E-04	6.63E-03	2.99E-13	9.19E-10	1.46E-12	3.64E-11	0.003	0.02	0.01	0.26
AK 86 x AC17	0.003	0.06	0.01	0.25	3.88E-05	1.18E-02	1.31E-04	6.56E-03	2.97E-13	9.13E-10	1.45E-12	3.60E-11	0.003	0.02	0.01	0.25
AK68 x CL46	0.003	0.06	0.01	0.25	3.90E-05	1.19E-02	1.33E-04	6.63E-03	2.99E-13	9.19E-10	1.46E-12	3.64E-11	0.003	0.02	0.01	0.26
AK68 x CL46	0.003	0.06	0.01	0.28	4.17E-05	1.28E-02	1.47E-04	7.42E-03	3.19E-13	9.88E-10	1.62E-12	4.08E-11	0.003	0.02	0.01	0.29
AC26 x KR68	0.003	0.06	0.01	0.28	4.19E-05	1.28E-02	1.48E-04	7.46E-03	3.20E-13	9.91E-10	1.63E-12	4.10E-11	0.003	0.02	0.01	0.29
AC26 x KR67	0.003	0.07	0.01	0.30	4.36E-05	1.34E-02	1.58E-04	7.97E-03	3.34E-13	1.03E-09	1.73E-12	4.38E-11	0.003	0.02	0.01	0.31
AK 40 x CL20	0.003	0.06	0.01	0.26	4.01E-05	1.22E-02	1.38E-04	6.94E-03	3.07E-13	9.45E-10	1.52E-12	3.81E-11	0.003	0.02	0.01	0.27
TV39ABis x CL20	0.002	0.04	0.01	0.12	2.70E-05	7.98E-03	6.80E-05	3.13E-03	2.07E-13	6.17E-10	7.48E-13	1.72E-11	0.002	0.01	0.01	0.12
AK40 x Av. Américas	0.002	0.04	0.01	0.14	2.91E-05	8.67E-03	7.94E-05	3.75E-03	2.23E-13	6.70E-10	8.73E-13	2.06E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
KR36 x Av. Américas	0.002	0.05	0.01	0.20	3.50E-05	1.06E-02	1.11E-04	5.45E-03	2.68E-13	8.17E-10	1.22E-12	3.00E-11	0.002	0.02	0.01	0.21
AK68 x CL45S (N-S)	0.002	0.05	0.01	0.18	3.25E-05	9.78E-03	9.79E-05	4.75E-03	2.49E-13	7.57E-10	1.08E-12	2.61E-11	0.002	0.02	0.01	0.18
KR51 x Dg54S	0.002	0.05	0.01	0.17	3.13E-05	9.39E-03	9.13E-05	4.39E-03	2.40E-13	7.26E-10	1.00E-12	2.41E-11	0.002	0.02	0.01	0.17
Aut. Sur x KR52	0.002	0.04	0.01	0.12	2.76E-05	8.17E-03	7.11E-05	3.30E-03	2.11E-13	6.32E-10	7.82E-13	1.82E-11	0.002	0.01	0.01	0.13
Aut. Sur x KR52c	0.003	0.07	0.01	0.30	4.35E-05	1.33E-02	1.57E-04	7.93E-03	3.33E-13	1.03E-09	1.73E-12	4.36E-11	0.003	0.02	0.01	0.31
Av. Caracas x Dg54	0.003	0.06	0.01	0.28	4.19E-05	1.28E-02	1.49E-04	7.49E-03	3.21E-13	9.93E-10	1.63E-12	4.12E-11	0.003	0.02	0.01	0.29
Av. Caracas x CL53	0.002	0.04	0.01	0.12	2.75E-05	8.14E-03	7.06E-05	3.27E-03	2.10E-13	6.29E-10	7.76E-13	1.80E-11	0.002	0.01	0.01	0.13
AC 53 x Av. Carcas	0.002	0.04	0.01	0.12	2.73E-05	8.07E-03	6.94E-05	3.21E-03	2.09E-13	6.24E-10	7.64E-13	1.77E-11	0.002	0.01	0.01	0.12
AC 53 x Av. Carcas	0.002	0.04	0.00	0.10	2.51E-05	7.37E-03	5.78E-05	2.59E-03	1.92E-13	5.70E-10	6.36E-13	1.42E-11	0.002	0.01	0.00	0.10
AK10 x AC19	0.002	0.04	0.00	0.09	2.44E-05	7.13E-03	5.38E-05	2.37E-03	1.87E-13	5.51E-10	5.92E-13	1.30E-11	0.002	0.01	0.00	0.09

Dirección	HQing				HQderm				HQinh				HI (Ni)	HI (Cr)	HI (Cu)	HI (Pb)
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb				
AK10 x AC19	0.002	0.04	0.00	0.10	2.58E-05	7.59E-03	6.15E-05	2.78E-03	1.98E-13	5.87E-10	6.76E-13	1.53E-11	0.002	0.01	0.00	0.11
AC 19 x KR12	0.002	0.04	0.00	0.11	2.66E-05	7.86E-03	6.59E-05	3.02E-03	2.04E-13	6.08E-10	7.25E-13	1.66E-11	0.002	0.01	0.01	0.12
AC 19 x AK10	0.002	0.04	0.01	0.15	2.96E-05	8.82E-03	8.18E-05	3.88E-03	2.26E-13	6.82E-10	9.01E-13	2.13E-11	0.002	0.02	0.01	0.15
AK72 x AC26S	0.002	0.04	0.01	0.13	2.81E-05	8.32E-03	7.36E-05	3.44E-03	2.15E-13	6.44E-10	8.10E-13	1.89E-11	0.002	0.02	0.01	0.13
AC100 x TV60	0.005	0.11	0.02	0.62	7.25E-05	2.28E-02	3.14E-04	1.64E-02	5.55E-13	1.76E-09	3.45E-12	9.01E-11	0.005	0.04	0.02	0.63
AC 60ª S X KR 19C	0.004	0.09	0.02	0.48	6.02E-05	1.88E-02	2.47E-04	1.28E-02	4.61E-13	1.45E-09	2.72E-12	7.04E-11	0.004	0.03	0.02	0.49
Aut. Norte x CL200	0.002	0.06	0.01	0.22	3.65E-05	1.11E-02	1.19E-04	5.91E-03	2.80E-13	8.57E-10	1.31E-12	3.25E-11	0.003	0.02	0.01	0.23
AC68-Sur x AK51	0.002	0.05	0.01	0.21	3.51E-05	1.06E-02	1.11E-04	5.48E-03	2.68E-13	8.20E-10	1.23E-12	3.01E-11	0.002	0.02	0.01	0.21
KR 24 x CL80	0.002	0.04	0.01	0.14	2.87E-05	8.54E-03	7.72E-05	3.63E-03	2.20E-13	6.60E-10	8.49E-13	2.00E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
KR 13 x CL59	0.002	0.04	0.00	0.10	2.57E-05	7.55E-03	6.08E-05	2.75E-03	1.97E-13	5.84E-10	6.69E-13	1.51E-11	0.002	0.01	0.00	0.11
KR 13 x CL45	0.002	0.04	0.00	0.10	2.52E-05	7.40E-03	5.83E-05	2.61E-03	1.93E-13	5.72E-10	6.42E-13	1.44E-11	0.002	0.01	0.00	0.10
AK7 x CL186	0.002	0.03	0.00	0.08	2.37E-05	6.91E-03	5.02E-05	2.17E-03	1.82E-13	5.34E-10	5.52E-13	1.20E-11	0.002	0.01	0.00	0.08
AC145 x KR92	0.002	0.03	0.00	0.07	2.30E-05	6.68E-03	4.63E-05	1.96E-03	1.76E-13	5.16E-10	5.09E-13	1.08E-11	0.002	0.01	0.00	0.08
AK72 x AC138	0.002	0.05	0.01	0.16	3.13E-05	9.38E-03	9.11E-05	4.38E-03	2.40E-13	7.25E-10	1.00E-12	2.41E-11	0.002	0.02	0.01	0.17
AK86 x AC80	0.002	0.05	0.01	0.19	3.39E-05	1.02E-02	1.05E-04	5.14E-03	2.59E-13	7.90E-10	1.16E-12	2.82E-11	0.002	0.02	0.01	0.20
AK7 x AC127	0.002	0.05	0.01	0.21	3.55E-05	1.08E-02	1.14E-04	5.61E-03	2.72E-13	8.31E-10	1.25E-12	3.09E-11	0.002	0.02	0.01	0.22
AC72 x AK86	0.002	0.05	0.01	0.15	3.03E-05	9.06E-03	8.58E-05	4.10E-03	2.32E-13	7.01E-10	9.44E-13	2.25E-11	0.002	0.02	0.01	0.16
AC100 x AK15	0.002	0.04	0.01	0.12	2.71E-05	8.01E-03	6.85E-05	3.16E-03	2.07E-13	6.20E-10	7.53E-13	1.74E-11	0.002	0.01	0.01	0.12
AC26 x TV93	0.002	0.05	0.01	0.18	3.22E-05	9.68E-03	9.62E-05	4.66E-03	2.47E-13	7.49E-10	1.06E-12	2.56E-11	0.002	0.02	0.01	0.18
AK70 x AC63	0.003	0.06	0.01	0.25	3.88E-05	1.18E-02	1.32E-04	6.57E-03	2.97E-13	9.13E-10	1.45E-12	3.61E-11	0.003	0.02	0.01	0.25
AK20 x AC80	0.002	0.04	0.01	0.13	2.77E-05	8.21E-03	7.17E-05	3.34E-03	2.12E-13	6.35E-10	7.89E-13	1.83E-11	0.002	0.01	0.01	0.13
AK7 x AC85	0.002	0.05	0.01	0.19	3.40E-05	1.03E-02	1.06E-04	5.18E-03	2.60E-13	7.94E-10	1.16E-12	2.85E-11	0.002	0.02	0.01	0.20
KR13 x AC63	0.002	0.05	0.01	0.15	3.03E-05	9.04E-03	8.56E-05	4.08E-03	2.32E-13	6.99E-10	9.42E-13	2.25E-11	0.002	0.02	0.01	0.16
AK72 x AC17	0.002	0.04	0.01	0.14	2.86E-05	8.50E-03	7.65E-05	3.60E-03	2.19E-13	6.57E-10	8.42E-13	1.98E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
AK30 x AC53	0.003	0.07	0.01	0.31	4.44E-05	1.36E-02	1.62E-04	8.20E-03	3.40E-13	1.05E-09	1.78E-12	4.51E-11	0.003	0.02	0.01	0.32
AK7 x AC45	0.004	0.08	0.02	0.40	5.30E-05	1.64E-02	2.08E-04	1.07E-02	4.05E-13	1.27E-09	2.29E-12	5.88E-11	0.004	0.03	0.02	0.41
AK68 x AC9	0.002	0.04	0.01	0.14	2.91E-05	8.65E-03	7.90E-05	3.73E-03	2.22E-13	6.69E-10	8.69E-13	2.05E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
AK86 x AC43S	0.003	0.07	0.01	0.31	4.46E-05	1.37E-02	1.63E-04	8.25E-03	3.41E-13	1.06E-09	1.79E-12	4.54E-11	0.003	0.02	0.01	0.32
AK50 x AC3	0.002	0.05	0.01	0.16	3.04E-05	9.10E-03	8.65E-05	4.13E-03	2.33E-13	7.03E-10	9.51E-13	2.27E-11	0.002	0.02	0.01	0.16
AK80 x AC55S	0.002	0.05	0.01	0.18	3.27E-05	9.84E-03	9.87E-05	4.80E-03	2.50E-13	7.61E-10	1.09E-12	2.64E-11	0.002	0.02	0.01	0.19

Dirección	HQing				HQderm				HQinh				HI (Ni)	HI (Cr)	HI (Cu)	HI (Pb)
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb				
KR77G x CL59S	0.002	0.04	0.01	0.15	2.98E-05	8.89E-03	8.30E-05	3.94E-03	2.28E-13	6.87E-10	9.13E-13	2.17E-11	0.002	0.02	0.01	0.15
AK10 x AC20S	0.002	0.06	0.01	0.23	3.68E-05	1.12E-02	1.21E-04	6.00E-03	2.82E-13	8.65E-10	1.33E-12	3.30E-11	0.003	0.02	0.01	0.23
AC20S x KR3	0.002	0.04	0.01	0.14	2.93E-05	8.73E-03	8.03E-05	3.80E-03	2.24E-13	6.75E-10	8.84E-13	2.09E-11	0.002	0.02	0.01	0.15
DG78BIS-Sur x AK1	0.002	0.04	0.00	0.10	2.50E-05	7.33E-03	5.71E-05	2.55E-03	1.91E-13	5.66E-10	6.28E-13	1.40E-11	0.002	0.01	0.00	0.10
AK19 x AC127	0.002	0.04	0.00	0.09	2.48E-05	7.25E-03	5.58E-05	2.48E-03	1.90E-13	5.61E-10	6.14E-13	1.36E-11	0.002	0.01	0.00	0.10
AK13 x AC53	0.002	0.04	0.01	0.12	2.71E-05	8.01E-03	6.85E-05	3.16E-03	2.07E-13	6.20E-10	7.53E-13	1.74E-11	0.002	0.01	0.01	0.12
AC24A x KR68B	0.002	0.04	0.01	0.13	2.80E-05	8.32E-03	7.36E-05	3.44E-03	2.15E-13	6.43E-10	8.09E-13	1.89E-11	0.002	0.02	0.01	0.13
AK24 x AC68	0.002	0.05	0.01	0.16	3.11E-05	9.30E-03	8.98E-05	4.31E-03	2.38E-13	7.19E-10	9.88E-13	2.37E-11	0.002	0.02	0.01	0.17
AC3 x AK30	0.002	0.04	0.01	0.13	2.85E-05	8.48E-03	7.62E-05	3.58E-03	2.18E-13	6.55E-10	8.38E-13	1.97E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
CL1 x AK30	0.005	0.11	0.02	0.56	6.71E-05	2.10E-02	2.85E-04	1.48E-02	5.14E-13	1.63E-09	3.13E-12	8.15E-11	0.005	0.04	0.02	0.57
CL6 x AK14	0.003	0.08	0.01	0.38	5.12E-05	1.59E-02	1.99E-04	1.02E-02	3.92E-13	1.23E-09	2.19E-12	5.60E-11	0.004	0.03	0.02	0.39
AC3 x KR27	0.003	0.06	0.01	0.25	3.92E-05	1.20E-02	1.34E-04	6.70E-03	3.00E-13	9.25E-10	1.47E-12	3.68E-11	0.003	0.02	0.01	0.26
AC13 x AK14	0.002	0.05	0.01	0.17	3.14E-05	9.41E-03	9.17E-05	4.42E-03	2.40E-13	7.28E-10	1.01E-12	2.43E-11	0.002	0.02	0.01	0.17
KR27 x CL 6	0.002	0.05	0.01	0.16	3.10E-05	9.29E-03	8.97E-05	4.30E-03	2.38E-13	7.18E-10	9.86E-13	2.37E-11	0.002	0.02	0.01	0.17
AC19 x Av. Caracas	0.003	0.08	0.01	0.37	4.99E-05	1.54E-02	1.91E-04	9.80E-03	3.82E-13	1.19E-09	2.11E-12	5.39E-11	0.003	0.03	0.01	0.38
CL13 x KR27	0.003	0.07	0.01	0.32	4.56E-05	1.40E-02	1.69E-04	8.56E-03	3.49E-13	1.09E-09	1.85E-12	4.71E-11	0.003	0.03	0.01	0.33
KR27 x CL19	0.003	0.06	0.01	0.28	4.14E-05	1.27E-02	1.46E-04	7.34E-03	3.17E-13	9.80E-10	1.60E-12	4.03E-11	0.003	0.02	0.01	0.28
KR 17 x AC 13	0.002	0.05	0.01	0.16	3.09E-05	9.24E-03	8.88E-05	4.26E-03	2.36E-13	7.14E-10	9.77E-13	2.34E-11	0.002	0.02	0.01	0.16
AC 26 S x TV 53	0.002	0.04	0.01	0.14	2.92E-05	8.70E-03	7.99E-05	3.78E-03	2.24E-13	6.73E-10	8.79E-13	2.08E-11	0.002	0.02	0.01	0.15
AC43S x TV78H	0.002	0.04	0.01	0.13	2.85E-05	8.46E-03	7.59E-05	3.56E-03	2.18E-13	6.54E-10	8.35E-13	1.96E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
AK50 x AC53	0.002	0.05	0.01	0.20	3.42E-05	1.03E-02	1.07E-04	5.24E-03	2.62E-13	7.99E-10	1.18E-12	2.88E-11	0.002	0.02	0.01	0.20
KR 16 y KR 17 x CL 53	0.002	0.03	0.00	0.08	2.36E-05	6.88E-03	4.97E-05	2.15E-03	1.81E-13	5.32E-10	5.46E-13	1.18E-11	0.002	0.01	0.00	0.08
AC56ASur x TV30	0.002	0.04	0.01	0.14	2.88E-05	8.58E-03	7.79E-05	3.67E-03	2.21E-13	6.63E-10	8.57E-13	2.02E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
KR102 x AC80	0.002	0.05	0.01	0.17	3.18E-05	9.55E-03	9.40E-05	4.54E-03	2.44E-13	7.39E-10	1.03E-12	2.50E-11	0.002	0.02	0.01	0.18
AC92 x KR18	0.002	0.04	0.00	0.11	2.61E-05	7.70E-03	6.33E-05	2.88E-03	2.00E-13	5.95E-10	6.96E-13	1.58E-11	0.002	0.01	0.00	0.11
AC100 x KR9A	0.002	0.04	0.01	0.13	2.78E-05	8.23E-03	7.21E-05	3.36E-03	2.13E-13	6.37E-10	7.94E-13	1.85E-11	0.002	0.01	0.01	0.13
AC134 x KR53	0.002	0.04	0.01	0.14	2.88E-05	8.57E-03	7.78E-05	3.66E-03	2.21E-13	6.63E-10	8.56E-13	2.01E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
AK 7 x AC 170	0.002	0.05	0.01	0.18	3.27E-05	9.83E-03	9.86E-05	4.79E-03	2.50E-13	7.60E-10	1.08E-12	2.63E-11	0.002	0.02	0.01	0.18
KR15 x AC170	0.002	0.05	0.01	0.15	3.02E-05	9.01E-03	8.50E-05	4.05E-03	2.31E-13	6.97E-10	9.35E-13	2.23E-11	0.002	0.02	0.01	0.16
AK 11 x AC 72	0.002	0.04	0.01	0.14	2.90E-05	8.62E-03	7.85E-05	3.70E-03	2.22E-13	6.66E-10	8.64E-13	2.04E-11	0.002	0.02	0.01	0.14

Dirección	HQing				HQderm				HQinh				HI (Ni)	HI (Cr)	HI (Cu)	HI (Pb)
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb				
AK11 x AC92	0.002	0.05	0.01	0.19	3.34E-05	1.00E-02	1.02E-04	4.98E-03	2.55E-13	7.77E-10	1.12E-12	2.74E-11	0.002	0.02	0.01	0.19
AK19 x AC100	0.002	0.05	0.01	0.19	3.38E-05	1.02E-02	1.05E-04	5.12E-03	2.59E-13	7.89E-10	1.15E-12	2.82E-11	0.002	0.02	0.01	0.20
AK19 x AC153	0.002	0.04	0.00	0.11	2.67E-05	7.87E-03	6.60E-05	3.03E-03	2.04E-13	6.08E-10	7.27E-13	1.67E-11	0.002	0.01	0.01	0.12
AK30 x AC6	0.004	0.08	0.02	0.39	5.20E-05	1.61E-02	2.03E-04	1.04E-02	3.98E-13	1.25E-09	2.23E-12	5.73E-11	0.004	0.03	0.02	0.40
AV. KR 30 x AV 1 DE MAYO	0.003	0.07	0.01	0.33	4.62E-05	1.42E-02	1.72E-04	8.74E-03	3.54E-13	1.10E-09	1.89E-12	4.80E-11	0.003	0.03	0.01	0.34
AK 45 x AK 30	0.004	0.09	0.02	0.42	5.49E-05	1.71E-02	2.19E-04	1.13E-02	4.20E-13	1.32E-09	2.40E-12	6.19E-11	0.004	0.03	0.02	0.43
AK72 x AC53	0.002	0.06	0.01	0.22	3.66E-05	1.11E-02	1.20E-04	5.92E-03	2.80E-13	8.58E-10	1.32E-12	3.25E-11	0.003	0.02	0.01	0.23
AV CIUDAD DE CALI x CL 40B SUR	0.002	0.04	0.01	0.12	2.72E-05	8.06E-03	6.92E-05	3.20E-03	2.09E-13	6.23E-10	7.62E-13	1.76E-11	0.002	0.01	0.01	0.12
AK103 x AC 24	0.002	0.04	0.00	0.09	2.44E-05	7.13E-03	5.38E-05	2.37E-03	1.87E-13	5.51E-10	5.92E-13	1.30E-11	0.002	0.01	0.00	0.09
AC 145 x AK 104	0.002	0.04	0.01	0.14	2.94E-05	8.74E-03	8.06E-05	3.82E-03	2.25E-13	6.76E-10	8.87E-13	2.10E-11	0.002	0.02	0.01	0.15
KR5 x CL22	0.002	0.04	0.01	0.14	2.90E-05	8.62E-03	7.85E-05	3.70E-03	2.22E-13	6.66E-10	8.64E-13	2.04E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
KR13 x CL24	0.002	0.04	0.01	0.14	2.86E-05	8.50E-03	7.65E-05	3.60E-03	2.19E-13	6.57E-10	8.42E-13	1.98E-11	0.002	0.02	0.01	0.14
AC6 x KR19	0.003	0.06	0.01	0.25	3.92E-05	1.20E-02	1.34E-04	6.69E-03	3.00E-13	9.24E-10	1.47E-12	3.68E-11	0.003	0.02	0.01	0.26
TV85 x AC63	0.003	0.06	0.01	0.23	3.72E-05	1.13E-02	1.23E-04	6.09E-03	2.84E-13	8.73E-10	1.35E-12	3.35E-11	0.003	0.02	0.01	0.24

Fuente: elaboración propia

Anexo 9. Mortalidad por enfermedades cardiovasculares y morbilidad por IRA

Tabla 32. Mortalidad por causas cardiovasculares y morbilidad por IRA

Localidad	MORTALIDAD ENFERMEDADES CARDIOVASCULARES							Promedio 2010-2016	MORBILIDAD ENFERMEDAD RESPIRATORIA						Promedio 2010-2016	
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Adultos>60	2010	2011	2013	2014	2015	2016	Niños<5	Adultos>60
Usaquen	528	552	607	595	632	634	625	505	39144	25448	58382	61225	64267	94541	41332	15836
Chapinero	187	196	196	211	227	218	209	173	107884	68575	89108	86332	80937	87225	74348	12329
Santafe	129	135	169	170	163	169	141	130	6541	3318	4359	8262	8914	8785	5336	1361
San Cristobal	421	446	470	441	488	519	473	395	18428	22965	44425	51935	39684	33570	27713	7455
Usme	259	269	264	267	272	317	295	238	8355	6236	6260	7512	7498	6947	5796	1338
Tunjuelito	222	250	243	218	203	240	229	199	9000	5759	9154	11729	10656	14724	8762	1408
Bosa	374	439	452	417	463	494	554	388	1241	10869	26450	29960	25769	27893	16866	3497
Kennedy	764	874	900	880	1023	985	1010	771	44483	29166	46797	70461	83410	77251	46773	11822
Fontibon	308	314	303	329	338	389	368	287	12854	42689	38492	38624	35902	61028	30701	7564
Engativa	823	886	879	912	958	1013	986	785	23352	23437	22099	25813	22611	33338	19034	6075
Suba	767	840	921	994	1065	1126	1034	810	41644	15290	52712	59107	51664	53573	37234	8431
Barrios Unidos	266	288	263	277	286	292	286	239	19792	18891	54978	44569	24961	41796	27326	6839
Teusaquillo	231	178	235	238	237	263	237	197	69829	32934	47562	51355	58175	56570	40929	11809
Los Martires	183	175	209	172	179	206	166	158	26622	8306	24752	21912	23226	19393	18756	1946
Antonio Nariño	122	153	126	138	162	172	142	122	35128	13697	43639	36755	38014	31849	28146	5034
Puente Aranda	318	348	380	338	359	432	385	314	20025	22061	20900	20434	18215	20260	16559	3757
Candelaria	33	32	19	45	28	37	39	29	375	617	407	521	618	3138	802	144
Rafael Uribe	423	439	407	448	452	466	468	378	29292	14878	29623	28623	31071	27750	21786	5087
Ciudad Bolivar	434	451	480	478	519	547	502	412	15646	4687	15463	14429	23339	12651	12334	2035

Fuente: elaboración propia con base en los datos suministrados por la SDS

Anexo 10. Evaluación del CR en la comunidad adulta para las principales vías de Bogotá

Tabla 33. Dosis diaria promedio de por vida - LADD e índice de riesgo cancerígeno - CR

Dirección	LADDinh				CR				CR_{Total}
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	
AK45 x CL 172	1.50E-08	1.54E-08	1.22E-07	2.71E-07	1.26E-08	6.47E-07	4.88E-09	7.58E-08	7.40E-07
AK45 x CL168	1.48E-08	1.52E-08	1.20E-07	2.65E-07	1.25E-08	6.38E-07	4.79E-09	7.43E-08	7.29E-07
AK45 x AC 127	1.75E-08	1.81E-08	1.52E-07	3.41E-07	1.47E-08	7.59E-07	6.07E-09	9.54E-08	8.75E-07
AK45 x AC127	1.81E-08	1.87E-08	1.58E-07	3.56E-07	1.52E-08	7.84E-07	6.33E-09	9.97E-08	9.05E-07
AK72 x AC72	1.36E-08	1.39E-08	1.05E-07	2.31E-07	1.15E-08	5.83E-07	4.21E-09	6.47E-08	6.63E-07
AK72 x AC72	1.40E-08	1.42E-08	1.09E-07	2.40E-07	1.17E-08	5.98E-07	4.37E-09	6.73E-08	6.81E-07
AK86 x AC17	1.20E-08	1.21E-08	8.56E-08	1.85E-07	1.01E-08	5.08E-07	3.42E-09	5.17E-08	5.73E-07
AK 86 x AC17	1.31E-08	1.33E-08	9.94E-08	2.17E-07	1.10E-08	5.61E-07	3.98E-09	6.08E-08	6.37E-07
AK68 x CL46	1.31E-08	1.33E-08	9.84E-08	2.15E-07	1.10E-08	5.57E-07	3.94E-09	6.02E-08	6.32E-07
AK68 x CL46	1.31E-08	1.34E-08	9.94E-08	2.17E-07	1.10E-08	5.61E-07	3.98E-09	6.08E-08	6.37E-07
AC26 x KR68	1.41E-08	1.43E-08	1.10E-07	2.43E-07	1.18E-08	6.03E-07	4.42E-09	6.81E-08	6.87E-07
AC26 x KR67	1.41E-08	1.44E-08	1.11E-07	2.45E-07	1.19E-08	6.05E-07	4.44E-09	6.85E-08	6.89E-07
AK 40 x CL20	1.47E-08	1.50E-08	1.18E-07	2.61E-07	1.23E-08	6.31E-07	4.72E-09	7.31E-08	7.21E-07
TV39ABis x CL20	1.35E-08	1.37E-08	1.04E-07	2.27E-07	1.13E-08	5.77E-07	4.15E-09	6.36E-08	6.56E-07
AK40 x Av. Américas	9.10E-09	8.97E-09	5.09E-08	1.03E-07	7.65E-09	3.77E-07	2.04E-09	2.88E-08	4.15E-07
KR36 x Av. Américas	9.82E-09	9.74E-09	5.95E-08	1.23E-07	8.25E-09	4.09E-07	2.38E-09	3.44E-08	4.54E-07
AK68 x CL45S (N-S)	1.18E-08	1.19E-08	8.31E-08	1.79E-07	9.90E-09	4.99E-07	3.32E-09	5.00E-08	5.62E-07
KR51 x Dg54S	1.10E-08	1.10E-08	7.33E-08	1.56E-07	9.21E-09	4.62E-07	2.93E-09	4.36E-08	5.17E-07
Aut. Sur x KR52	1.06E-08	1.05E-08	6.83E-08	1.44E-07	8.87E-09	4.43E-07	2.73E-09	4.03E-08	4.95E-07
Aut. Sur x KR52c	9.30E-09	9.18E-09	5.32E-08	1.08E-07	7.81E-09	3.86E-07	2.13E-09	3.03E-08	4.26E-07
Av. Caracas x Dg54	1.47E-08	1.50E-08	1.17E-07	2.60E-07	1.23E-08	6.29E-07	4.70E-09	7.28E-08	7.19E-07
Av. Caracas x CL53	1.41E-08	1.44E-08	1.11E-07	2.45E-07	1.19E-08	6.06E-07	4.45E-09	6.87E-08	6.91E-07
AC 53 x Av. Carcas	9.27E-09	9.14E-09	5.28E-08	1.07E-07	7.78E-09	3.84E-07	2.11E-09	3.00E-08	4.24E-07
AC 53 x Av. Carcas	9.20E-09	9.07E-09	5.20E-08	1.05E-07	7.72E-09	3.81E-07	2.08E-09	2.95E-08	4.20E-07
AK10 x AC19	8.47E-09	8.28E-09	4.33E-08	8.48E-08	7.12E-09	3.48E-07	1.73E-09	2.37E-08	3.80E-07
AK10 x AC19	8.22E-09	8.01E-09	4.03E-08	7.77E-08	6.91E-09	3.36E-07	1.61E-09	2.18E-08	3.67E-07
AC 19 x KR12	8.70E-09	8.53E-09	4.60E-08	9.12E-08	7.31E-09	3.58E-07	1.84E-09	2.55E-08	3.93E-07
AC 19 x AK10	8.97E-09	8.83E-09	4.93E-08	9.90E-08	7.54E-09	3.71E-07	1.97E-09	2.77E-08	4.08E-07
AK72 x AC26S	9.97E-09	9.91E-09	6.13E-08	1.27E-07	8.37E-09	4.16E-07	2.45E-09	3.56E-08	4.63E-07
AC100 x TV60	9.46E-09	9.35E-09	5.51E-08	1.13E-07	7.94E-09	3.93E-07	2.20E-09	3.15E-08	4.34E-07
AC 60ª S X KR 19C	2.44E-08	2.56E-08	2.35E-07	5.37E-07	2.05E-08	1.07E-06	9.40E-09	1.50E-07	1.26E-06
Aut. Norte x CL200	2.03E-08	2.11E-08	1.85E-07	4.20E-07	1.70E-08	8.86E-07	7.41E-09	1.17E-07	1.03E-06
AC68-Sur x AK51	1.23E-08	1.24E-08	8.94E-08	1.94E-07	1.03E-08	5.23E-07	3.57E-09	5.42E-08	5.91E-07

Dirección	LADDinh				CR				CR_{Total}
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	
KR 24 x CL80	1.18E-08	1.19E-08	8.35E-08	1.80E-07	9.93E-09	5.00E-07	3.34E-09	5.03E-08	5.64E-07
KR 13 x CL59	9.68E-09	9.59E-09	5.78E-08	1.19E-07	8.13E-09	4.03E-07	2.31E-09	3.33E-08	4.47E-07
KR 13 x CL45	8.66E-09	8.48E-09	4.55E-08	9.01E-08	7.27E-09	3.56E-07	1.82E-09	2.52E-08	3.91E-07
AK7 x CL186	8.50E-09	8.32E-09	4.37E-08	8.57E-08	7.14E-09	3.49E-07	1.75E-09	2.40E-08	3.82E-07
AC145 x KR92	7.99E-09	7.77E-09	3.76E-08	7.13E-08	6.72E-09	3.26E-07	1.50E-09	2.00E-08	3.54E-07
AK72 x AC138	7.75E-09	7.50E-09	3.46E-08	6.43E-08	6.51E-09	3.15E-07	1.39E-09	1.80E-08	3.41E-07
AK86 x AC80	1.05E-08	1.05E-08	6.82E-08	1.44E-07	8.86E-09	4.42E-07	2.73E-09	4.02E-08	4.94E-07
AK7 x AC127	1.14E-08	1.15E-08	7.87E-08	1.68E-07	9.59E-09	4.82E-07	3.15E-09	4.71E-08	5.42E-07
AC72 x AK86	1.20E-08	1.21E-08	8.53E-08	1.84E-07	1.01E-08	5.07E-07	3.41E-09	5.15E-08	5.72E-07
AC100 x AK15	1.02E-08	1.02E-08	6.43E-08	1.34E-07	8.58E-09	4.27E-07	2.57E-09	3.76E-08	4.76E-07
AC26 x TV93	9.13E-09	9.00E-09	5.13E-08	1.04E-07	7.67E-09	3.78E-07	2.05E-09	2.90E-08	4.17E-07
AK70 x AC63	1.09E-08	1.09E-08	7.20E-08	1.53E-07	9.13E-09	4.57E-07	2.88E-09	4.27E-08	5.12E-07
AK20 x AC80	1.31E-08	1.33E-08	9.85E-08	2.15E-07	1.10E-08	5.57E-07	3.94E-09	6.02E-08	6.33E-07
AK7 x AC85	9.34E-09	9.22E-09	5.37E-08	1.09E-07	7.84E-09	3.87E-07	2.15E-09	3.06E-08	4.28E-07
KR13 x AC63	1.15E-08	1.15E-08	7.93E-08	1.70E-07	9.63E-09	4.84E-07	3.17E-09	4.75E-08	5.45E-07
AK72 x AC17	1.02E-08	1.02E-08	6.41E-08	1.34E-07	8.57E-09	4.27E-07	2.56E-09	3.75E-08	4.75E-07
AK30 x AC53	9.64E-09	9.55E-09	5.73E-08	1.18E-07	8.09E-09	4.01E-07	2.29E-09	3.30E-08	4.44E-07
AK7 x AC45	1.50E-08	1.53E-08	1.21E-07	2.69E-07	1.26E-08	6.43E-07	4.85E-09	7.52E-08	7.36E-07
AK68 x AC9	1.78E-08	1.84E-08	1.56E-07	3.50E-07	1.50E-08	7.75E-07	6.23E-09	9.81E-08	8.94E-07
AK86 x AC43S	9.79E-09	9.71E-09	5.92E-08	1.22E-07	8.23E-09	4.08E-07	2.37E-09	3.42E-08	4.53E-07
AK50 x AC3	1.50E-08	1.54E-08	1.22E-07	2.70E-07	1.26E-08	6.46E-07	4.88E-09	7.57E-08	7.40E-07
AK80 x AC55S	1.03E-08	1.02E-08	6.48E-08	1.35E-07	8.62E-09	4.29E-07	2.59E-09	3.79E-08	4.78E-07
KR77G x CL59S	1.10E-08	1.11E-08	7.40E-08	1.57E-07	9.26E-09	4.64E-07	2.96E-09	4.40E-08	5.20E-07
AK10 x AC20S	1.00E-08	9.98E-09	6.22E-08	1.29E-07	8.43E-09	4.19E-07	2.49E-09	3.62E-08	4.66E-07
AC20S x KR3	1.24E-08	1.26E-08	9.07E-08	1.97E-07	1.04E-08	5.28E-07	3.63E-09	5.51E-08	5.97E-07
DG78BIS-Sur x AK1	9.88E-09	9.81E-09	6.02E-08	1.25E-07	8.30E-09	4.12E-07	2.41E-09	3.49E-08	4.57E-07
AK19 x AC127	8.42E-09	8.23E-09	4.27E-08	8.34E-08	7.08E-09	3.46E-07	1.71E-09	2.34E-08	3.78E-07
AK13 x AC53	8.35E-09	8.15E-09	4.18E-08	8.13E-08	7.01E-09	3.42E-07	1.67E-09	2.28E-08	3.74E-07
AC24A x KR68B	9.13E-09	9.00E-09	5.13E-08	1.04E-07	7.67E-09	3.78E-07	2.05E-09	2.90E-08	4.17E-07
AK24 x AC68	9.45E-09	9.35E-09	5.51E-08	1.13E-07	7.94E-09	3.93E-07	2.20E-09	3.15E-08	4.34E-07
AC3 x AK30	1.05E-08	1.04E-08	6.73E-08	1.41E-07	8.79E-09	4.39E-07	2.69E-09	3.96E-08	4.90E-07
CL1 x AK30	9.61E-09	9.52E-09	5.70E-08	1.17E-07	8.08E-09	4.00E-07	2.28E-09	3.28E-08	4.43E-07

Dirección	LADDinh				CR				CR_{Total}
	Ni	Cr	Cu	Pb	Ni	Cr	Cu	Pb	
CL6 x AK14	2.26E-08	2.36E-08	2.13E-07	4.86E-07	1.90E-08	9.93E-07	8.53E-09	1.36E-07	1.16E-06
AC3 x KR27	1.73E-08	1.78E-08	1.49E-07	3.34E-07	1.45E-08	7.48E-07	5.95E-09	9.35E-08	8.62E-07
AC13 x AK14	1.32E-08	1.34E-08	1.00E-07	2.20E-07	1.11E-08	5.64E-07	4.02E-09	6.15E-08	6.41E-07
KR27 x CL 6	1.06E-08	1.06E-08	6.87E-08	1.45E-07	8.89E-09	4.44E-07	2.75E-09	4.05E-08	4.96E-07
AC19 x Av. Caracas	1.05E-08	1.04E-08	6.71E-08	1.41E-07	8.78E-09	4.38E-07	2.69E-09	3.95E-08	4.89E-07
CL13 x KR27	1.68E-08	1.73E-08	1.43E-07	3.21E-07	1.41E-08	7.28E-07	5.74E-09	8.99E-08	8.37E-07
KR27 x CL19	1.54E-08	1.58E-08	1.26E-07	2.80E-07	1.29E-08	6.62E-07	5.05E-09	7.85E-08	7.59E-07
KR 17 x AC 13	1.04E-08	1.04E-08	6.65E-08	1.40E-07	8.74E-09	4.36E-07	2.66E-09	3.91E-08	4.86E-07
AC 26 S x TV 53	9.85E-09	9.78E-09	5.98E-08	1.24E-07	8.27E-09	4.11E-07	2.39E-09	3.47E-08	4.56E-07
AC43S x TV78H	9.60E-09	9.51E-09	5.69E-08	1.17E-07	8.07E-09	3.99E-07	2.27E-09	3.27E-08	4.42E-07
AK50 x AC53	1.15E-08	1.16E-08	8.01E-08	1.72E-07	9.69E-09	4.88E-07	3.20E-09	4.81E-08	5.48E-07
KR 16 yKR 17xCL 53	7.96E-09	7.73E-09	3.72E-08	7.03E-08	6.69E-09	3.25E-07	1.49E-09	1.97E-08	3.53E-07
AC56ASur x TV30	9.72E-09	9.64E-09	5.83E-08	1.20E-07	8.17E-09	4.05E-07	2.33E-09	3.37E-08	4.49E-07
KR102 x AC80	1.07E-08	1.07E-08	7.04E-08	1.49E-07	9.01E-09	4.51E-07	2.82E-09	4.17E-08	5.04E-07
AC92 x KR18	8.81E-09	8.65E-09	4.74E-08	9.44E-08	7.40E-09	3.63E-07	1.90E-09	2.64E-08	3.99E-07
AC100 x KR9A	9.36E-09	9.25E-09	5.40E-08	1.10E-07	7.87E-09	3.88E-07	2.16E-09	3.08E-08	4.29E-07
AC134 x KR53	9.72E-09	9.63E-09	5.82E-08	1.20E-07	8.16E-09	4.05E-07	2.33E-09	3.36E-08	4.49E-07
AK 7 x AC 170	1.10E-08	1.10E-08	7.38E-08	1.57E-07	9.25E-09	4.64E-07	2.95E-09	4.39E-08	5.20E-07
KR15 x AC170	1.02E-08	1.01E-08	6.37E-08	1.33E-07	8.54E-09	4.25E-07	2.55E-09	3.72E-08	4.73E-07
AK 11 x AC 72	9.76E-09	9.68E-09	5.88E-08	1.21E-07	8.20E-09	4.07E-07	2.35E-09	3.40E-08	4.51E-07
AK11 x AC92	1.12E-08	1.13E-08	7.65E-08	1.63E-07	9.44E-09	4.74E-07	3.06E-09	4.57E-08	5.32E-07
AK19 x AC100	1.14E-08	1.15E-08	7.85E-08	1.68E-07	9.58E-09	4.81E-07	3.14E-09	4.70E-08	5.41E-07
AK19 x AC153	8.98E-09	8.84E-09	4.95E-08	9.93E-08	7.55E-09	3.71E-07	1.98E-09	2.78E-08	4.09E-07
AK30 x AC6	1.75E-08	1.81E-08	1.52E-07	3.41E-07	1.47E-08	7.60E-07	6.08E-09	9.56E-08	8.77E-07
AK 30 x AV 1.AYO	1.56E-08	1.60E-08	1.29E-07	2.86E-07	1.31E-08	6.72E-07	5.15E-09	8.02E-08	7.70E-07
AK 45 x AK 30	1.85E-08	1.92E-08	1.64E-07	3.69E-07	1.55E-08	8.05E-07	6.55E-09	1.03E-07	9.30E-07
AK72 x AC53	1.23E-08	1.25E-08	8.95E-08	1.94E-07	1.04E-08	5.23E-07	3.58E-09	5.43E-08	5.92E-07
AVC.CALI x CL 40bSur	9.18E-09	9.05E-09	5.19E-08	1.05E-07	7.71E-09	3.80E-07	2.07E-09	2.94E-08	4.19E-07
AK103 x AC 24	8.22E-09	8.01E-09	4.03E-08	7.77E-08	6.91E-09	3.36E-07	1.61E-09	2.18E-08	3.67E-07
AC 145 x AK 104	9.89E-09	9.82E-09	6.04E-08	1.25E-07	8.31E-09	4.13E-07	2.41E-09	3.50E-08	4.58E-07
KR5 x CL22	9.76E-09	9.68E-09	5.88E-08	1.21E-07	8.20E-09	4.07E-07	2.35E-09	3.40E-08	4.51E-07
KR13 x CL24	9.64E-09	9.55E-09	5.73E-08	1.18E-07	8.10E-09	4.01E-07	2.29E-09	3.30E-08	4.44E-07
AC6 x KR19	1.32E-08	1.34E-08	1.00E-07	2.19E-07	1.11E-08	5.64E-07	4.01E-09	6.14E-08	6.41E-07
TV85 x AC63	1.25E-08	1.27E-08	9.20E-08	2.00E-07	1.05E-08	5.32E-07	3.68E-09	5.59E-08	6.03E-07

Fuente: elaboración propia

Anexo 11. Exposición de centros educativos según área de influencia

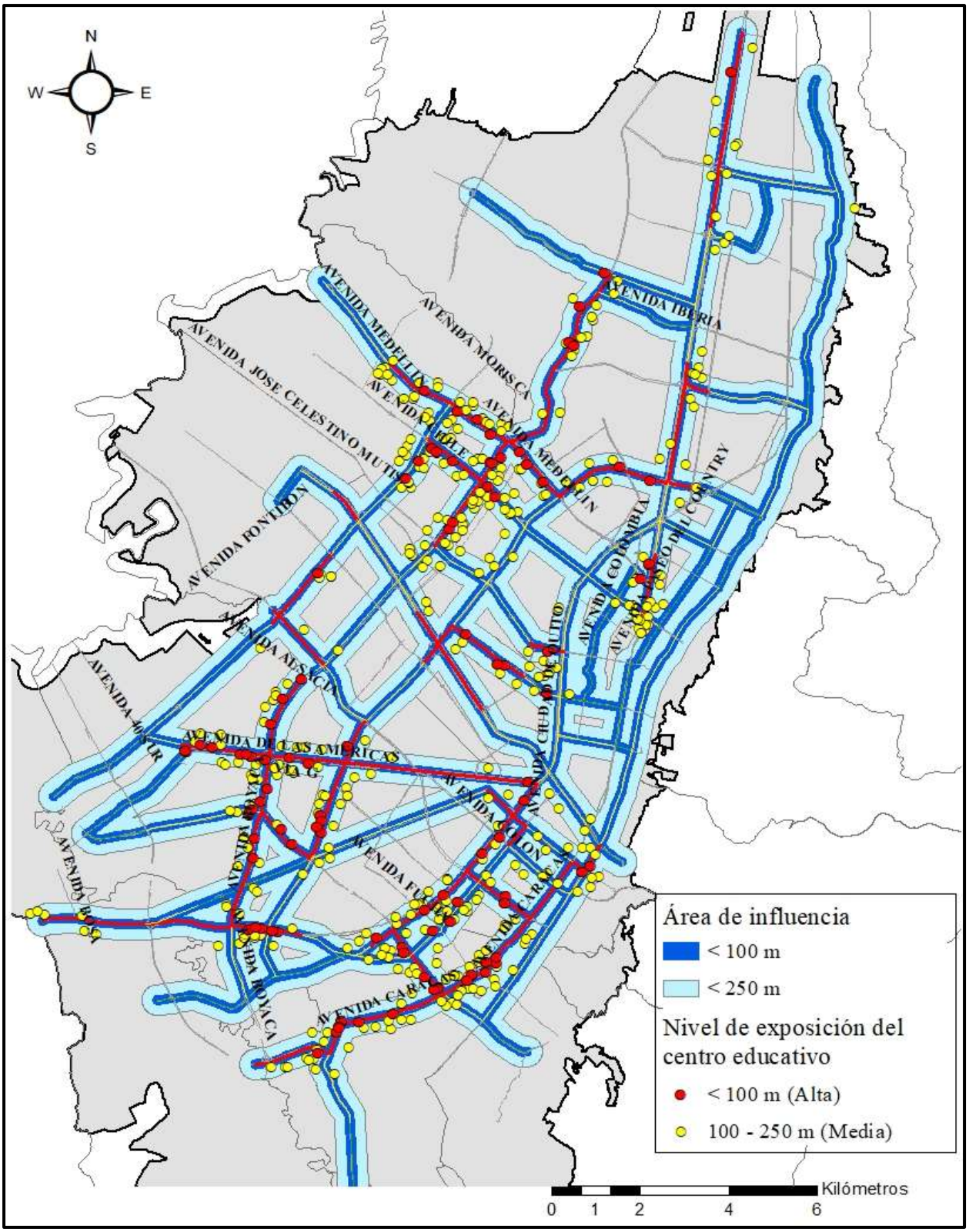


Figura 15. Categorización de los centros educativos según el nivel de exposición
Fuente: elaboración propia

Tabla 34. Centros educativos en área de alto riesgo

Nombre del centro educativo	Dirección	Nombre del centro educativo	Dirección
Gimnasio Monseñor Manuel María Camargo	Cll. 6 Sur No. 14-49	Jardín Infantil la Casita de Chenano	AV las AMERICAS # 69 B - 59
Instituto Fem San Antonio de Padua	Cr. 20 No. 42A-56 Sur	Instituto José Celestino Mutis	TV 60 # 37 - 35 SUR
Instituto Superior Cooperativo	Tr. 77 No. 81 B-91	Liceo Mi Refugio Perfecto	KR 87 I # 33 - 09 SUR
Liceo Católico	Cr. 22 No. 77 A-32	Jardín Mundo de Mis Fantasías	CL 3 # 72 D - 13
Colegio Republica de China (IED)	CL 78 # 92 - 39	Colegio Chambers	CL 4 SUR # 71 D - 78
Colegio O.E.A. (IED) Sede Antonia	KR 69 BIS # 39 - 30 SUR	Gimnasio Psicopedagógico	CL 11 SUR # 72 B - 17 ESTE
Colegio Kennedy (IED)	CL 25 SUR # 69 C - 34	Gimnasio Rincón de los Ángeles	DG 7 a BIS # 73 B - 41
Colegio Ricaurte (Concejo)	CL 10 # 29 - 64	Colegio Integral San Jorge	CL 30 SUR # 34 - 26
Colegio Distrital María Montessori	CL 10 SUR # 13 - 27	Instituto San Antonio de Padua	KR 20 # 42 a - 56 SUR
Colegio Republica EE. UU	CL 22 SUR # 22 - 65	Jardín Infantil los Pingüinos	CL 5 SUR # 13 - 49
Colegio Restrepo Millán (IED)	AV CARACAS # 38 - 02 SUR	Gimnasio Camelot	KR 86 # 22 F - 18
Colegio Triangulo Centro	KR 10 # 18 - 36 PISO 2	Colegio Cies	AV 1. MAYO # 29 - 41
Fundación Gota de Leche	KR 9 # 20 - 42	Jardín el Renacuajo Paseador	CL 137 B # 56 a - 16
Liceo Damfus	DG 50 a SUR # 18 C - 39	Gimnasio Antonio Nariño	AV las AMERICAS # 33 - 50
Jardín Manitas Creativas Alegres	DG 45 SUR # 54 a - 40	Colegio San Esteban	AV CARACAS # 31 C – 84S
Colegio Itec	DG 44 SUR # 53 a - 09	Gimnasio Nicolas de Federmann	CL 61 # 37 - 05
Colegio Incade	AUTO SUR # 49 - 51	Jardín Infantil San Lucas	CL 53 # 57 - 77
Colegio Británico Sede Tunjuelito	AUTO SUR # 50 - 29	Jardín Infantil Lerner y Klein	AC 53 # 55 - 75
Centro Educativo Suramericano	AV BOYACA # 49 - 40 SUR	Colegio Triangulo Restrepo	AC 22 SUR # 16 - 69
Colegio Tecnisistemas	CL 45 a SUR # 52 C - 43	Colegio Santa Mariana de Jesús	CL 194 # 45 - 51
Colegio San José de Castilla (IED)	CL 12 BIS # 72 - 54	Jardín Cuidados y Caricias	CL 45 a # 57 a - 14
Colegio Nacional Nicolas Esguerra (IED)	CL 9 C # 68 - 52	Liceo Nuevo Chile	AK 68 # 15 - 16 SUR
Jardín Infantil el Refugio de Heidy	DG 5 a # 74 - 21	Centro de Educación Formal Robert Hooke	KR 19 # 44 - 55 SUR
Jardín Infantil Psicopedagógico	AV AMERICAS # 73 - 61	Centro Educativo Proeducar	AV CARACAS # 44 - 60 SUR P
Liceo Infantil los Fundadores	AV 1. de MAYO # 69 C–36S	Colegio Cenat	DG 45 SUR # 18 - 51 PISO 2
Liceo Psicopedagógico Infantil Celestin Freinet	CL 18 SUR # 68 H - 46	Jardín Infantil Picardías	KR 36 a # 53 - 85
Nuevo Liceo Académico	CL 8 SUR # 68 F - 17	Colegio Semilla de Vida	CL 1 F # 31 - 11
Jardín Infantil Risitas	CL 10 SUR # 68 - 28 -	Colegio Residencial Colseguros	KR 30 # 22 a - 08
Gimnasio Moderno Pasos y Huellas	DG 6 D BIS # 78 B - 04	Colegio Parroquial San Roque	KR 19 a # 6 B - 22
Mimositos Liceo Infantil	KR 72 # 7 C - 59	Colegio Jardín Santi Steffano	DG 4 a # 18 C - 43
Colegio Triangulo Paloquemao	KR 29 # 13 - 10 PISO 2	Jardín Infantil los Pequeños Intelectuales	TV 85 # 65 a - 22
Taller Infantil Creativo	CL 2 # 27 a - 15	Colegio Montessori British School	CL 128 # 72 - 80
Gimnasio Moderno San Sebastián	KR 62 # 100 - 54	Colegio Instituto Tecnico Juan del Corral (IED)	KR 69 B # 79 a - 42
Liceo el Encuentro	KR 20 # 81 - 55	Gimnasio Cristiano los Andes	CL 75 # 71 a - 06
Colegio Superior Palermo Santa Isabel	AK 30 # 1 - 08	Colegio la Palestina (IED) Sede Centro de Estudios del Niño	KR 76 # 79 - 40
Jardín Samuel Alejandro Bejarano	CL 1 B # 26 - 66/68	Liceo Jefferson	KR 87 I # 33 - 06 SUR
Colegio Normal Superior Distrital María Montessori (IED)	CL 14 SUR # 14 - 20	Gimnasio Niños Felices	KR 79 B # 2 - 92 INT 10
Colegio Atanasio Girardot (IED)	CL 14 SUR # 28 - 06	Colegio San Ángel	AV 1 de MAYO # 68 H - 92
Colegio Francisco de Paula	CL 23 SUR # 28 - 47	Jardín los Amigos de Snoopy	CL 79 B # 70 D - 38
Gimnasio la Castellana	CL 100 # 47 a - 69	Liceo Conquistadores de las Américas	CL 6 a # 71 a - 38/46
Instituto Académico Bethel	AV CARACAS # 15 – 20S	Liceo Infantil Michelin	CL 14 SUR # 68 C - 48
Colegio Gustavo Rojas Pinilla	AV CARACAS # 3 - 81 SUR	Jardín Ecos y Sonrisas	KR 59 C BIS # 132 - 29
Liceo Superior de Bogotá	KR 19 B # 22 - 90 SUR	Instituto Bolivariano	AV 1 de MAYO # 68 H - 92
Gimnasio Juvenil Santa Catalina	AC 72 # 70 G - 48	Jardín Infantil Tierno Amor	CL 75 # 70 a - 07
Gimnasio Santana del Norte	KR 58 # 130 A-78	Liceo Nuevo Horizonte	CL 71 B # 81 a - 70
Liceo Pedagógico Carlos Andrés	KR 71 # 64 H - 05	Jardín Fantasía de Colores	CL 128 B # 58 B - 47
Gimnasio la Clarita	CL 71 B # 83 - 34	Colegio Inacap	AC 72 # 70 - 51
Jardín Mi Tallercito Myriam T	CL 75 # 72 - 63	Jardín Infantil Mi Gatito	KR 71 BIS # 64 C - 61
Colegio Nuestra Señora del Amparo	KR 84 a # 69 - 09	Gimnasio Generación de Bogotá	CL 79 a # 69 T - 40/42

Fuente: elaboración propia con la información de la geodatabase para Bogotá del Ideca