

Las partículas magnéticas como indicadores de contaminación en el Valle de Aburrá (Colombia)

Magnetic particles as pollution indicators at the Aburrá valley (Colombia)

Alexander **Sánchez-Duque**¹, Francisco **Bautista**^{1*}, Rubén **Cejudo**¹, Miguel **Cervantes-Solano**¹, Avto **Goguitchaichvili**¹

¹Laboratorio Universitario de Geofísica Ambiental, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental e Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, no.3000, CDMX, México.

* Autor para correspondencia: (F. Bautista) leptosol@ciga.unam.mx

Cómo citar este artículo:

Sánchez-Duque, A., Bautista, F., Cejudo, R., Cervantes-Solano, M., Goguitchaichvili, A., 2023, Las partículas magnéticas como indicadores de contaminación en el Valle de Aburrá (Colombia): Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 75 (1), A181122. <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2023v75n1a181122>

Manuscrito recibido: 14 de Febrero de 2022.
Manuscrito corregido: 30 de Mayo de 2022.
Manuscrito aceptado: 3 de Noviembre de 2022.

La revisión por pares es responsabilidad de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Este es un artículo Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>)

RESUMEN

En el presente trabajo se reportan los resultados de un estudio de magnetismo ambiental realizado en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (Colombia) con el objetivo de determinar la variación espacial de la contaminación en la zona urbana. Se diseñó un muestreo bidimensional en el que se definieron 99 sitios de muestreo, cada uno de los sitios fue georreferenciado y descrito por factores categóricos de uso de suelo, jerarquía vial, superficie vial, grupo de suelo o unidad geológica, especie vegetal recolectada y ciudad o municipio. En total se recolectaron 307 muestras ambientales de las cuales, 110 fueron de suelo urbano superficial, 99 de polvo urbano y 98 hojas de plantas de ornato público. Se emplearon técnicas de magnetismo de rocas para determinar la naturaleza de los minerales magnéticos presentes en las muestras. Se realizó un análisis de varianza no paramétrico para relacionar los valores de los parámetros magnéticos con los factores categóricos y revelar las posibles fuentes de las partículas magnéticas. Posteriormente, mediante el factor de aumento magnético en las muestras de polvo y suelo superficial, se definieron los valores de referencia de la contaminación específicos para cada zona y cada tipo de muestra. A partir de los valores calculados y georreferenciados se diseñaron mapas que muestran modelos descriptivos de la contaminación ambiental para cada área urbana según el tipo de muestra ambiental y los parámetros magnéticos. Los resultados revelan que la señal magnética en los sitios con mayor concentración de minerales magnéticos es dominada por minerales ferrimagnéticos de origen antrópico. Los análisis no paramétricos de la varianza muestran que una mayor concentración relativa de estos minerales tiene una fuerte relación con la jerarquía vial y en menor grado con usos de suelo. Los mapas demuestran que la mayor parte de la superficie urbana estudiada presenta algún nivel de contaminación.

Palabras clave: magnetismo ambiental, geoestadística, polvos urbanos, contaminación urbana, uso de suelo, jerarquía vial.

ABSTRACT

This paper reports the results of an environmental magnetism research carried out with the main objective of determining the spatial variation of pollution in the urban area of Metropolitan Area of the Aburrá Valley (Colombia). A two-dimensional sampling was designed in which 99 sampling sites were defined, each site was georeferenced and described by categorical factors of land use, road hierarchy, road surface, soil group or geological unit, plant species collected and city or municipality. A total of 307 environmental samples were collected, of which 110 were of urban surface soil, 99 of urban dust and 98 leaves of public ornamental plants. Rock magnetism techniques were performed to determine the nature of the magnetic minerals present in the samples. A non-parametric analysis of variance was made to relate the magnetic parameter values to the categorical factors and reveal the possible sources of the magnetic particles. After that, using the magnetic magnification factor in the dust and surface soil samples, the area and sample zone specific contamination reference values were defined. From the calculated and geo-referenced values, maps were designed showing descriptive models of the environmental contamination for each urban area according to the nature of environmental sample and magnetic parameters. The results reveal that the magnetic signal in the sites with the highest concentration of magnetic minerals is dominated by ferrimagnetic minerals of anthropogenic origin. Non-parametric analyses of variance show that a higher relative concentration of these minerals has a strong relationship with road hierarchy and a lesser degree with land uses. The maps show that most of the urban area studied has some level of contamination.

Keywords: environmental magnetism, geostatistics, urban dusts, urban pollution, land use, road hierarchy.

1. Introducción

La Organización Mundial de la Salud (OMS) estimó que en el año 2012 la exposición al aire contaminado ocasionó siete millones de muertes prematuras (en menores de 60 años), una de cada ocho muertes en el planeta, confirmándose así que en la actualidad tal exposición constituye el mayor riesgo ambiental para la salud humana (WHO, 2014). Por esto se justifica el instrumentar una o varias técnicas de vigilancia del estado del ambiente urbano, empleando indicadores sensibles y cuantificables que puedan ser monitoreados espacial y temporalmente (Harrison, 2006). Existen varias metodologías para monitorear la contaminación, pero las que más se destacan son aquellas que emplean el análisis químico de muestras ambientales, que ofrece concentraciones de elementos o moléculas sin establecer un efecto adverso (Harrison, 2006). Esta metodología es intensiva en el uso de reactivos, con equipos de laboratorio robustos y costosos operados por personal altamente calificado, que sigue complejos protocolos de preparación y análisis de muestras, y que consumen bastante tiempo.

Las partículas magnéticas empezaron a ser empleadas en estudios de monitoreo ambiental en muestras de polvos atmosféricos y sedimentos urbanos en la década de los 80 del siglo XX (Thompson *et al.*, 1980; Hunt *et al.*, 1984; Oldfield *et al.*, 1985; Beckwith *et al.*, 1986; Hunt, 1988). Una de las ventajas del uso de estas partículas viene dada por la facilidad de determinar sus parámetros magnéticos mediante sencillas técnicas de laboratorio, con uso de equipos accesibles por su costo —si se les compara con aquellos empleados en los análisis químicos—, con un protocolo sencillo de preparación y análisis de muestras. Los parámetros magnéticos de estas partículas proporcionan información sobre su posible origen según el tipo magnetismo (duro o blando), tamaño de grano magnético (ultrafino, fino, grueso), dominio magnético (monodominio, multidominio), distinguiendo entre diferentes fuentes (p. ej., polvo levantado del suelo por acción del viento, cenizas

volcánicas, emisiones móviles por automotores, emisiones fijas de carácter industrial, etc.), como ha sido demostrado en estudios sobre contaminación ambiental que emplean técnicas del magnetismo de rocas (Mitchell y Maher, 2009; Magiera *et al.*, 2011; Aguilar *et al.*, 2013a; Crosby *et al.*, 2014a y 2014b).

El material particulado (PM por sus siglas en inglés) presente en el aire urbano es un contaminante primario que puede ser clasificado de varias formas según su origen (Harrison, 2006; Kabata-Pendias, 2010): a) emisiones fugitivas naturales (p. ej. polvo eólico, erupciones volcánicas, evaporación proveniente de superficies de agua) o antrópicas (p. ej. minería); b) emisiones de fuentes móviles (p. ej. tubos de escape de vehículos y desgaste mecánico de autopartes) o fuentes fijas (p. ej. chimeneas de fábricas —fundición de hierro y otros metales no ferrosos, incineración de residuos, otros procesos industriales—, quemado de carbón y otros combustibles fósiles para la generación de energía eléctrica); c) partículas recién nucleadas que se forman a partir de la condensación de las emisiones de los tubos de escape en fase gaseosa. Una fracción de ese PM es lo suficientemente pequeña (diámetro inferior a 10 μm , PM₁₀) como para ser inhalada y penetrar hasta la región torácica del tracto respiratorio; se considera que este material contribuye a efectos nocivos en la salud observados en los entornos urbanos (WHO, 2006; IARC, 2013). Las partículas magnéticas hacen parte del PM aerotransportado en la atmósfera (Hunt *et al.*, 1984; Oldfield *et al.*, 1985; Flanders, 1994; Shu *et al.*, 2000; Hansard, *et al.*, 2012; Jones *et al.*, 2015). Una porción de ese PM aerotransportado se deposita sobre el suelo, hojas de plantas, vialidades y otras superficies en dos modalidades: a) vía seca (impacto con las superficies, asentamiento gravitacional), y b) vía húmeda (por acción de la lluvia, nieve, niebla, nubes que transitan rasantes a las superficies).

Algunos parámetros magnéticos de muestras ambientales tomadas de superficies de acumulación de PM, como la susceptibilidad magnética y la magnetización remanente isotérmica a saturación

ción, pueden revelar desde pequeños hasta grandes cambios en la concentración relativa de minerales magnéticos de un lugar de recolección de muestra a otro (variación espacial), demostrando ser útiles en la definición de áreas contaminadas en ambientes urbanos (Moreno *et al.*, 2003; Gautam *et al.*, 2004; Qiao *et al.*, 2011; Barima *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014) e inclusive informar sobre la presencia de algunos elementos potencialmente tóxicos (Georgeaud *et al.*, 1997; Ďurža, 1999; Petrovský *et al.*, 2001; Desenfant *et al.*, 2004; Maher *et al.*, 2008; Chaparro *et al.*, 2010; Zhu *et al.*, 2013; Liu *et al.*, 2016). La interpretación de estos parámetros puede mejorar ostensiblemente si se comparan con parámetros magnéticos (valores de fondo) obtenidos de muestras tomadas de sitios cercanos o en el interior de la urbe estudiada, catalogadas como no contaminadas o poco contaminadas; de una selección adecuada de valores de fondo magnéticos dependerá una correcta calibración e interpretación de resultados (Hanesch *et al.*, 2002; Jordanova *et al.*, 2008).

Una porción del polvo urbano (PU) corresponde a partículas sólidas que pueden ser resuspendidas reiteradamente en el aire por la acción de corrientes de viento naturales o inducidas por el tráfico vehicular (Amato *et al.*, 2013a, 2013b) se ha comprobado que algunas de estas partículas de PU resuspendido tienen diámetros inferiores a 10 μm (Ho *et al.*, 2003; Jancsek-Turóczy *et al.*, 2013) por lo que podrían ser inhaladas fácilmente o ingresar al cuerpo humano a través del tracto digestivo por ingestión accidental. Además, se ha demostrado que el PU resuspendido puede contener elementos tóxicos (Vega *et al.*, 2001; Watson y Chow, 2001; Ho *et al.*, 2003; Chow *et al.*, 2004), por lo que se considera como una fuente importante de contaminación del aire respirable (Amato *et al.*, 2014). Su presencia en el ambiente urbano y la exposición crónica al mismo debe considerarse como un factor de riesgo que aumenta la probabilidad de sufrir una enfermedad.

El análisis de parámetros magnéticos de las partículas que conforman el PU es una herramienta semicualitativa para estimar el grado de contami-

nación ambiental local o regional. Según Jordanova *et al.*, (2012), el uso de parámetros magnéticos en estudios cualitativos de contaminación se basa en el supuesto que la mayoría de contaminantes están acompañados o ligados a una fracción de partículas magnéticas que contienen hierro, por lo que el PU asentado en un sitio específico de una zona urbana tiene una firma magnética determinada por el efecto acumulativo de fracciones magnéticas, con la que se podría identificar cambios espaciales y/o temporales indicadores de diferencias entre sitios del contenido de partículas magnéticas o de cambios en la fuente de origen de los polvos. Los parámetros magnéticos del PU han demostrado ser de utilidad en la identificación de áreas contaminadas en zonas urbanas y su relación con actividades humanas específicas como el tráfico vehicular y/o la presencia de industrias emisoras de cenizas con presencia de material magnético (Hoffmann *et al.*, 1999; Shilton *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2009; Aguilar, 2011; Aguilar *et al.*, 2013a, 2013b). Además, se han reportado asociaciones significativas entre parámetros de concentración relativa de minerales magnéticos del PU con PM1.0, PM2.5 y PM10 (Crosby *et al.*, 2014). Estos parámetros determinados en el PU son de gran utilidad para la valoración inicial en estudios detallados de la contaminación causada por altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en sedimentos depositados en vialidades (Crosby *et al.*, 2014).

Dentro del magnetismo ambiental, se ha adaptado una metodología a partir de mediciones de algunos parámetros magnéticos los cuales han demostrado ser muy útiles al reducir los factores costo-tiempo (Thompson y Oldfield, 1986). En particular, el estudio de estos parámetros en polvos urbanos ha demostrado ser eficaz en la investigación del alcance, grado, fuente y evolución temporal de la contaminación relacionada con la industria y otras actividades humanas (Maher y Thompson, 1999; Muxworthy *et al.*, 2001; Evans y Heller, 2003). Del mismo modo, el análisis de los parámetros magnéticos su estudio ha resultado eficaz en la delimitación de áreas contaminadas en zonas urbanas a través de la evaluación del factor de aumento magnético (FAM) y su relación con actividades humanas específicas como el tráfico

vehicular y/o la presencia de industrias emisoras de cenizas con presencia de material magnético (Hoffmann *et al.*, 1999; Shilton *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2009; Aguilar *et al.*, 2011, 2013a, 2013b). Con esta metodología, el polvo urbano ofrece también información sobre la contaminación a corto plazo o temporal, en intervalos de tiempo que se presentan entre las épocas de lluvias o de vientos fuertes. El principal interés en el estudio del magnetismo ambiental está en el aumento de la señal magnética el cual es un fenómeno originado por la conversión de materiales no-ferrimagnéticos *in situ*, o bien, a un aporte extra de materiales ferrimagnéticos de origen natural o antrópico (Chaparro *et al.*, 2006). Entre los posibles procesos que causan este aumento magnético pueden nombrarse: fermentación, calentamiento, incendios, actividad biológica, procesos químicos (Tite y Linington, 1975; Mullins, 1977; Thompson *et al.*, 1980; Maher, 1986; Thompson y Oldfield, 1986), emisión y deposición de partículas contaminantes y magnetizadas de origen antrópico (Hunt *et al.*, 1984; Strzyszc *et al.*, 1996; Hay *et al.*, 1997; Heller *et al.*, 1998; Bitukova *et al.*, 1999; Lecoanet *et al.*, 2001).

A través de la comparación de los valores obtenidos de susceptibilidad magnética específica de masa χ , así como otros parámetros magnéticos como la MRIS en polvos, se puede demostrar un incremento con relación a aquellas muestras que han sido declaradas control o testigo. La fracción magnética propia del medio ambiente puede ser también alterada por un aporte extra de partículas magnéticas derivado de fuentes antrópicas, puesto que fuentes de polución puntuales y difusas pueden emitir y liberar en la atmósfera contaminantes que contienen minerales no magnéticos y/o minerales ferrimagnéticos.

El objetivo del trabajo fue evaluar el nivel de contaminación utilizando los parámetros magnéticos como una metodología rápida, así como la identificación de las zonas de mayor contaminación en el Valle de Aburrá Colombia.

2. Materiales y métodos

2.1. ZONA DE ESTUDIO

El Valle de Aburrá se extiende desde las proximidades del nacimiento del río Medellín, en el extremo suroccidental, hasta la zona central del departamento de Antioquia, en una longitud aproximada de 80 km hasta el municipio de Barbosa (Figura 1, Consorcio Microzonificación 2006, 2006a, 2006b). El Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA) tiene una topografía irregular se localiza entre 1300 y 2800 msnm. Las cordilleras que lo encierran dan lugar a la formación de diversos microclimas, saltos de agua, bosques, sitios de gran valor paisajístico y ecológico. Su temperatura media anual es de 24 °C y su precipitación promedio anual es de 1571 mm (Alcaldía de Medellín, 2011).

La ciudad de Medellín es el principal centro urbano del Valle de Aburrá (ciudad núcleo), y junto con otros nueve municipios (Barbosa, Girardota, Copacabana, Bello, Itagüí, La Estrella, Sabaneta, Envigado y Caldas) integran el Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), entidad administrativa de derecho público que asocia a los 10 municipios que conforman el Valle de Aburrá. El Valle de Aburrá presenta una superficie de 1,165.5 km², una población de 3 731,447 habitantes, y una densidad de población de 3,202 habitantes/km² según las proyecciones de población al 2014 del Departamento Administrativo Nacional de Estadística DANE (AMVA, 2016);(Contraloría General de Medellín, 2015).

El PM2.5 continúa siendo el contaminante que genera un mayor deterioro de la calidad del aire en el Valle de Aburrá. Según estimaciones de las secretarías de tránsito del Área Metropolitana y de movilidad en Medellín, el número de vehículos y motos circulantes por esta ciudad en 2014 es de 1,234,946 unidades, mientras que en el 2010 era de 936,365 vehículos, de manera que hubo un incremento vehicular de 298,581 (Contraloría General de Medellín, 2015).

2.2. EL MUESTREO

Se realizó un muestreo sistemático bidimensional sobre la mancha urbana (Figura 1). La mancha urbana se dividió en estratos según el uso de suelo y tipo de vialidad (Webster y Oliver, 1990, 2007). El muestreo se realizó en la segunda y tercera semana de enero de 2014, semanas que están dentro de la temporada más seca del año. Se recolectaron muestras ambientales en siete de los diez municipios del Valle de Aburrá; los

municipios muestreados conforman la ciudad conurbada. En los restantes tres municipios no se levantaron muestras porque se encuentran ubicados por fuera de los límites de la ciudad conurbada: Caldas, en el extremo sur del valle, Girardota y Barbosa, en el extremo norte del valle (Tabla 1).

El punto de muestreo se ubicó preferiblemente sobre la vialidad (asfalto, cemento, pavimento, adoquín, empedrado, terracería, etc.), el punto se ubicó sobre la banqueta u otro tipo de

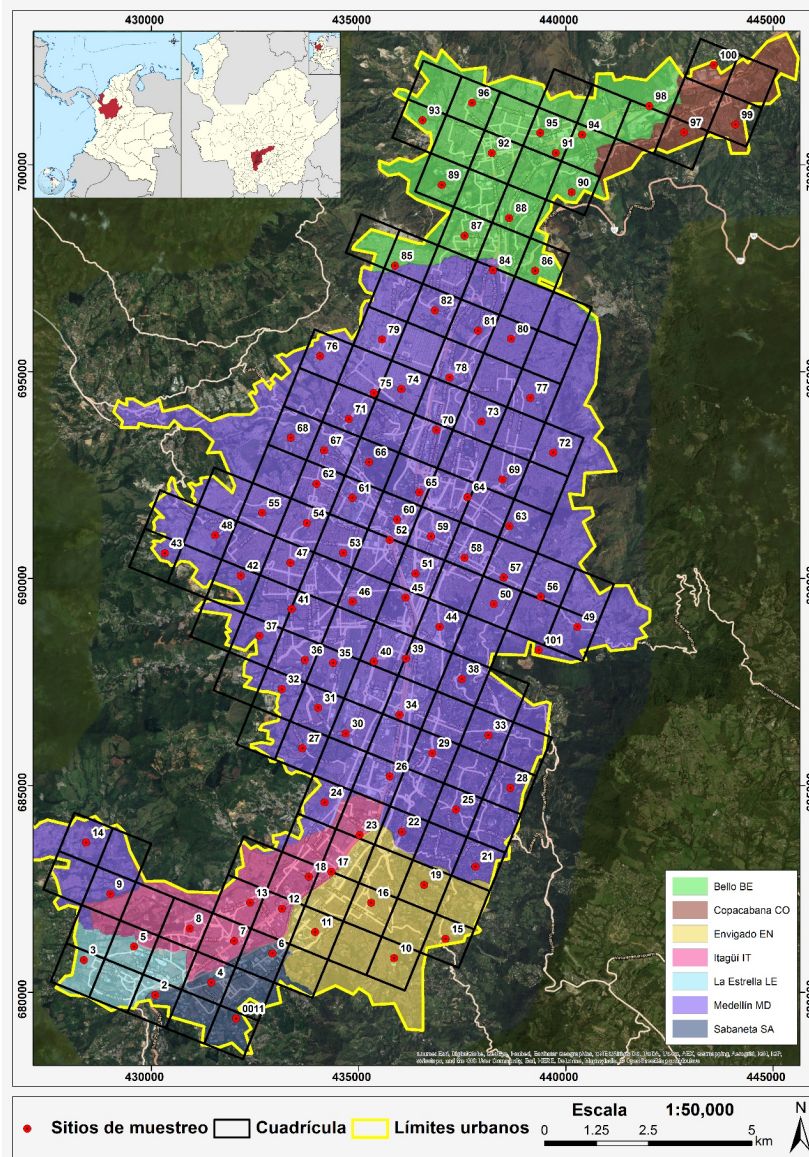


Figura 1 Diseño del muestreo de polvo urbano en la zona en estudio. Ver también Anexo A.

Tabla 1. Resumen general del muestreo en el AMVA, (ver también Anexo A).

Ciudad	Superficie estudiada (km ²)	Sitios	Suelo superficial	Suelo control	Polvos urbanos	Hojas de plantas	Total de muestras
Muestras ambientales recolectadas							
Bello BE	21.93	13	13	1	13	13	40
Copacabana CO	5.08	3	3	1	3	3	10
Envigado EN	13.23	5	5	1	5	5	16
Itagüí IT	12.23	8	8	1	8	8	25
La Estrella LE	3.94	2	2	1	2	2	7
Medellín MD	110.33	64	64	6	64	63	197
Sabaneta SA	4.45	4	4	0	4	4	12
AMVA	171.19	99	99	11	99	98	307
Distancia entre los dos sitios de muestreo más próximos (en metros)							
Mínima			526	---	483	526	
Máxima			1547	---	1547	1547	
Media			1039	---	1035	1041	
Distancia máxima entre los dos sitios de muestreo más lejanos (en metros)							
			26439	---	26439	26439	

superficie colindante a la vialidad. Una vez identificado el punto de muestreo se delimitó un metro cuadrado de superficie y se realizó un barrido dentro del área delimitada con una brocha limpia y seca. Se formaron cúmulos de polvo cada 20 o 30 cm, obteniendo así de cuatro a seis cúmulos dentro del área, esto permitió reducir la pérdida de material debido a la dispersión de polvo por corrientes de viento externas y/o generadas por el barrido. Los cúmulos fueron recolectados con la brocha y una mica de plástico. El polvo fue depositado en doble bolsa de polipropileno con cierre, para evitar su contaminación. Las bolsas fueron rotuladas con un plumón de tinta indeleble y, además, se adicionó entre ambas bolsas una etiqueta con los datos de georreferencia, número de sitio, localidad, persona que realizó el levantamiento, fecha y hora.

En caso haber recolectado menos de 50 g de polvo, se delimitó otro metro cuadrado y se repitió el procedimiento. Finalmente, todo el material empleado para el barrido y recolección fue limpiado para evitar contaminación entre sitios (Bautista *et al.*, 2011). No se recolectaron muestras en puntos cercanos a talleres mecánicos, talleres de pintura, herrerías, puertas deterioradas (oxidadas), alambrados, vallas metálicas o cerca de vehículos abandonados; en lo posible se evitaron puntos

de acumulación excesiva de polvo como vados, coladeras de drenaje pluvial o que presentaran residuos metálicos o de hidrocarburos.

Cada muestra fue depositada en una charola de plástico, se le retiraron las gravas vidrios, plásticos, huesos y material orgánico visible (hojas, raíces, etc.). Seguidamente, el material pasó a través de una coladera de plástico con aberturas de 1mm (malla 18) y con etiqueta de identificación. Para el encapsulado las muestras recolectadas, se emplearon en contenedores cúbicos de acrílico con un volumen interno aproximado de 8 cm³, específicos para realizar mediciones magnéticas. Los cubos fueron sellados y etiquetados para su identificación.

Se tomaron aproximadamente de 7 a 15 g de polvo urbano y se introdujo dentro del contenedor cúbico. Una vez encapsuladas las muestras, se determinó el peso neto de cada una (descartando el peso del contenedor) para calcular la densidad (ρ).

2.3. ANÁLISIS DE LABORATORIO

La susceptibilidad magnética y dependencia de la frecuencia se determinó empleando un susceptibilímetro Bartington MS2B de frecuencia dual (Dearing, 1999), con baja (470 Hz) y alta frecuencia (4700 Hz). Una vez obtenidos los resul-

tados se calculó el porcentaje de la susceptibilidad dependiente de la frecuencia $\chi_{FD}\%$ mediante la ecuación:

$$\chi_{FD}\% = \left(\frac{\kappa_{LF} - \kappa_{HF}}{\kappa_{LF}} \right) * 100$$

La susceptibilidad magnética específica de masa, χ , se calculó a partir del valor obtenido de κ_{LF} , y la densidad, ρ , de la muestra encapsulada en el contenedor cúbico.

En cada muestra encapsulada se indujo una magnetización remanente isotérmica MRI progresiva, mediante la aplicación de pulsos magnéticos unidireccionales de intensidad creciente en cada etapa (0.025, 0.050, 0.075, 0.1, 0.2, 0.3, 0.5 y 0.7 Teslas), utilizando un magnetizador de pulsos ASC IM10-30 hasta alcanzar la magnetización de saturación de los minerales magnéticos presentes en la muestra (MRIS: MRI a saturación, adquirida a 0.7 Tesla). Después de cada paso de magnetización, la magnetización remanente en cada muestra fue medida empleando un magnetómetro de giro Molspin LTD.

Las curvas de adquisición MRI y el valor de MRIS indican la concentración relativa y el tipo de minerales magnéticos portadores de la remanencia magnética (Evans y Heller 2003; Liu *et al.*, 2012). Una vez adquirida la MRIS, se indujo una magnetización en dirección opuesta a la dirección normal mediante la aplicación del pulso magnético de 0.2 T (MRI-0.2) para determinar el cociente S-200, empleando para su cálculo la ecuación:

$$S_{-200} = \frac{MRI_{-0.2}}{MRI_{0.7}}$$

Se utilizó la relación bivariada (o diagrama de dispersión) MRIS versus χ para identificar el tipo de portador magnético y determinar si era de origen natural o antrópico (Lecoanet *et al.*, 2003).

A partir de los valores obtenidos para los parámetros χ y MRIS, se seleccionaron algunas muestras de concentración magnética alta, intermedia

y baja y se realizaron experimentos para observar la variación de la susceptibilidad magnética en función de la temperatura (curvas κ -T). Se calentó progresivamente cada muestra desde la temperatura ambiente hasta alcanzar los 700 °C, a una velocidad de calentamiento de 10 °C min⁻¹, para luego ser enfriada al mismo ritmo. Se utilizó un susceptibilímetro Bartington MS2 equipado con horno.

El factor de aumento magnético (FAM) se calculó empleando los valores obtenidos para los parámetros magnéticos: χ (FAM- χ) y MRIS (FAM-MRIS), útiles para determinar la concentración relativa de minerales magnéticos en muestras de suelos urbanos superficiales y polvos urbanos mediante una adaptación del factor de contaminación utilizado por Tomlinson *et al.*, (1980), empleando para tal fin la siguiente expresión:

$$FAM-K_i = \frac{K_i}{K_{vf}}$$

Donde FAM-K_i es el factor de aumento magnético del i-ésimo punto de muestreo calculado a partir del parámetro magnético K (χ o MRIS), K_i es valor del parámetro magnético K (χ o MRIS) del i-ésimo punto de muestreo y K_{vf} es el valor de fondo seleccionado para el parámetro magnético K (χ o MRIS).

Para la determinación del FAM-K_i, se procedió a seleccionar los valores de fondo K_{vf} para cada área urbana del AMVA. Se clasificó cada sitio según la unidad geológica superficial a la que pertenece, empleando la información de un informe de microzonificación sísmica existente (Consortio Microzonificación 2006, 2006b; AMVA, 2010).

Se calculó el FAM-K_i para cada muestra de suelo urbano superficial utilizando los valores de fondo de los suelos urbanos superficiales los cuales se muestran en la tabla 4 y se discuten con detalle en los resultados. Para evaluar los valores del FAM-K_i (FAM- χ o FAM-MRIS) obtenidos en los tres tipos de muestras ambientales recolectadas, se agrupan según los intervalos de clasificación del factor de contaminación propuestos por Hakanson

Tabla 2. Estadística descriptiva para los parámetros magnéticos de polvos urbanos del AMVA.

	χ	$\chi_{FD}^{\%}$	MRIS	S ₋₂₀₀
Unidades	$\mu\text{m}^3\text{kg}^{-1}$	%	$\text{mAm}^2\text{kg}^{-1}$	Adimensional
Número de datos	99	99	99	99
Media	3.49	0.92	28.26	0.93
Mediana	2.82	0.79	24.12	0.93
Varianza	5.47	0.50	320.95	0.00
Desviación estándar	2.34	0.71	17.91	0.03
Coefficiente de variación	66.97%	77.41%	63.38%	2.73%
Mínimo	0.42	0.02	3.17	0.75
Máximo	16.45	4.75	129.72	0.97
Rango	16.04	4.73	126.56	0.22
Asimetría estandarizada	11.89	10.76	10.14	-16.56
Curtosis estandarizada	25.24	20.80	21.04	53.63
Distribución normal ¹	No	No	No	No

¹Prueba de Shapiro-Wilks; nivel alfa= 0.01

(1980). Los criterios de evaluación del factor de aumento magnético FAM-Ki fueron FAM-Ki < 1, 1 ≤ FAM-Ki < 3, 3 ≤ FAM-Ki < 6, 6 ≤ FAM-Ki < 9, 9 ≤ FAM-Ki < 12 y FAM-Ki ≥ 12 para las clases sin aumento, bajo, medio, alto, muy alto y extremo, respectivamente.

2.4. ANÁLISIS DE DATOS

La prueba de Shapiro-Wilks (1965) al igual que los valores de asimetría y curtosis estandarizadas rechazaron la hipótesis de que los valores para el factor de aumento magnético (tanto para FAM- χ como para FAM-MRIS) provenían de una distribución normal, se transformaron los datos para garantizar normalidad, estabilizar la varianza y así obtener un mejor análisis estructural de la semivarianza. Para transformar y normalizar los datos se empleó el operador logaritmo natural sobre el FAM-Ki más una constante de desplazamiento. La transformación de los datos a logaritmo natural resultó ser muy eficaz, normalizó la distribución de datos, redujo la asimetría estandarizada a cero y la curtosis estandarizada a valores menores que uno. Este tipo de transformación de datos es común cuando se trata de estudios de contaminación ambiental debido a que los datos extremos impiden lograr una distribución gaussiana o normal necesaria para el análisis geoestadístico.

3. Resultados y discusión

Los valores más bajos de los parámetros χ y MRIS (Tabla 2) corresponden a la muestra MD048-P (uso de suelo ABM, jerarquía vial S, superficie de recolección del polvo Asf), ubicada en el occidente del AMVA en una zona residencial de Medellín (ver Figura 2). En contraste, el valor máximo para χ corresponde al determinado en la muestra MD063-P (uso de suelo D, jerarquía vial tipo A, superficie de recolección del polvo Asf), recolectada en el oriente de Medellín cerca de la Central Eléctrica EPM-Villa Hermosa (Figura 2), y el valor máximo para MRIS corresponde al determinado en la muestra MD051-P (uso de suelo D, vialidad A, superficie de recolección del polvo Asf), recolectada en la carrera 55 a un costado del Centro Administrativo La Alpujarra, sede del gobierno de Medellín y Antioquia.

3.1. PARÁMETROS MAGNÉTICOS POR MUNICIPIOS Y USOS DE SUELO

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (Tabla 3) muestran que no existe una diferencia significativa entre las medianas de los niveles de cada factor categórico X analizado (*municipio, uso de suelo, superficie de barrido, jerarquía vial*) para cada variable dependiente Y, exceptuando los niveles de los factores categóricos uso de suelo y jerarquía

Tabla 3. Prueba de Kruskal-Wallis¹ para diferenciación entre niveles del factor categórico X según el valor del parámetro magnético Y en polvos urbanos del AMVA. ¹Nivel alfa= 0.01. *Diferencia estadísticamente significativa. Ver también Anexo A.

Factor categórico (X):	N	Rango medio para la variable dependiente (Y):		Factor categórico (X):	N	Rango medio para la variable dependiente (Y):	
<i>Municipio</i>	99	χ	MRIS	<i>Uso de suelo</i>	99	χ	MRIS
Bello BE	13	44.92	45.15	ABM	34	40.18	36.09
Copacabana CO	3	11.00	7.67	ACMM	9	38.56	41.33
Envigado EN	5	45.00	39.00	ACAM-CS	27	57.11	59.07
Itagüí IT	8	59.38	63.00	ACAM-I	6	74.33	77.17
La Estrella LE	2	56.00	44.50	D	14	57.57	60.79
Medellín MD	64	51.84	52.28	EP	9	49.22	49.11
Sabaneta SA	4	50.75	51.50				
Estadística		7.29	9.75	Estadística		12.35	18.84
Valor-P		0.29	0.14	Valor-P		0.03	2.06E-03*
<i>Superficie de barrido</i>	99	χ	MRIS	<i>Jerarquía vial</i>	99	χ	MRIS
Asfalto Asf.	81	50.68	51.64	Autopista urbana AU	18	51.67	54.39
Concreto Con.	15	46.67	45.00	Arteria A	40	59.65	60.40
Sin pavimento S.p.	3	48.33	30.67	Colectora C	14	47.79	45.79
				Servicio S	27	35.74	33.85
Estadística		0.26	2.08			11.24	14.50
Valor-P		0.88	0.35			1.05E-02	2.30E-03*

¹Nivel alfa= 0.01. *Diferencia estadísticamente significativa. Ver también Anexo A.

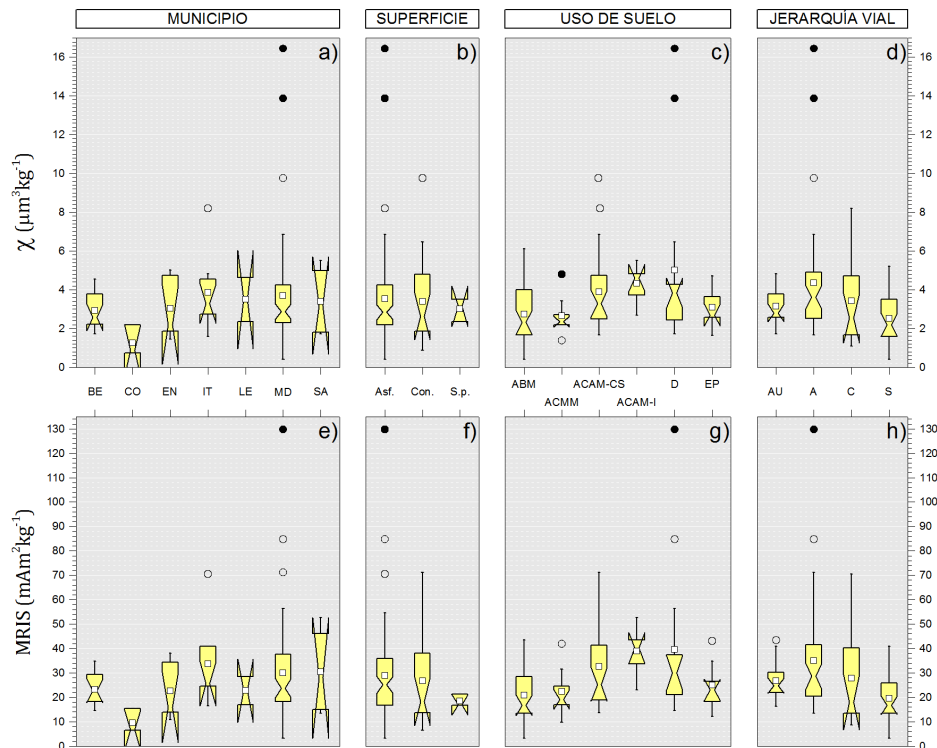


Figura 2 Diagramas de cajas y bigotes de los parámetros magnéticos χ (fila 1, a-b-c-d) y MRIS (fila 2, e-f-g-h) de polvos urbanos del AMVA, discriminados según los factores categóricos (columnas 1-2-3-4): a y e) municipio; b y f) superficie de barrido del polvo urbano; c y g) uso de suelo; d y h) jerarquía vial. BE= Bello; CO= Copacabana; EN= Envigado; IT= Itagüí; LE= La Estrella; MD= Medellín MD; SA= Sabaneta. Asf= Asfalto; Con= Concreto; S.p= Sin pavimento. Jerarquía vial, AU= Autopista urbana; A= Arteria; C= Colectora; S= Servicio. Ver también Anexo A.

vial para la variable dependiente MRIS, donde se presentan diferencias significativas entre niveles.

En la Figura 2, la caja representa el rango intercuartílico ($RQ=Q_3-Q_1$) del 50% de los datos ordenados de menor a mayor, y sus límites definen el primer (Q_1) y tercer cuartil (Q_3). El límite superior del bigote está definido por $Q_3+1.5RQ$ y el límite inferior por $Q_1-1.5QR$. La muesca o estrechamiento de la caja corresponde a la mediana con un intervalo de confianza del 95%. El cuadro blanco al interior de la caja representa la media, mientras que los círculos sin relleno y los círculos con relleno negro representan los valores atípico y atípico lejano ($3RQ$ por debajo del cuartil Q_1 o por encima del cuartil Q_3), respectivamente.

El factor categórico *municipio* (Figura 2a y 2e) no muestra diferencias significativas entre niveles. Los valores más bajos para los parámetros magnéticos se observan en el municipio de Copacabana CO. Aunque, el mayor número de valores atípicos se observan en el municipio de Medellín MD.

El factor categórico *superficie* de barrido del polvo urbano (Figuras 2b y 2f) no muestra diferencias significativas entre niveles porque sus medianas se superponen. El mayor número de valores atípicos se observan para la superficie de asfalto Asf.

El factor categórico *uso de suelo* (Figuras 2c y 2g) muestra diferencias significativas entre algunos niveles puesto que sus medianas no se superponen. Los niveles ABM, ACMM y EP poseen los valores más bajos para ambos parámetros magnéticos. El nivel ACAM-I presenta los valores más elevados para ambos parámetros magnéticos; además, su mediana es significativamente diferente que las medianas de los tres niveles de valores bajos, pero no es significativamente diferente que las medianas de los niveles ACAM-CS y D, que poseen valores intermedios. Los valores atípicos de mayor magnitud para ambos parámetros magnéticos se observan en el uso de suelo dotacional D, un hallazgo interesante puesto que este uso de suelo suele tener gran concurrencia ciudadana.

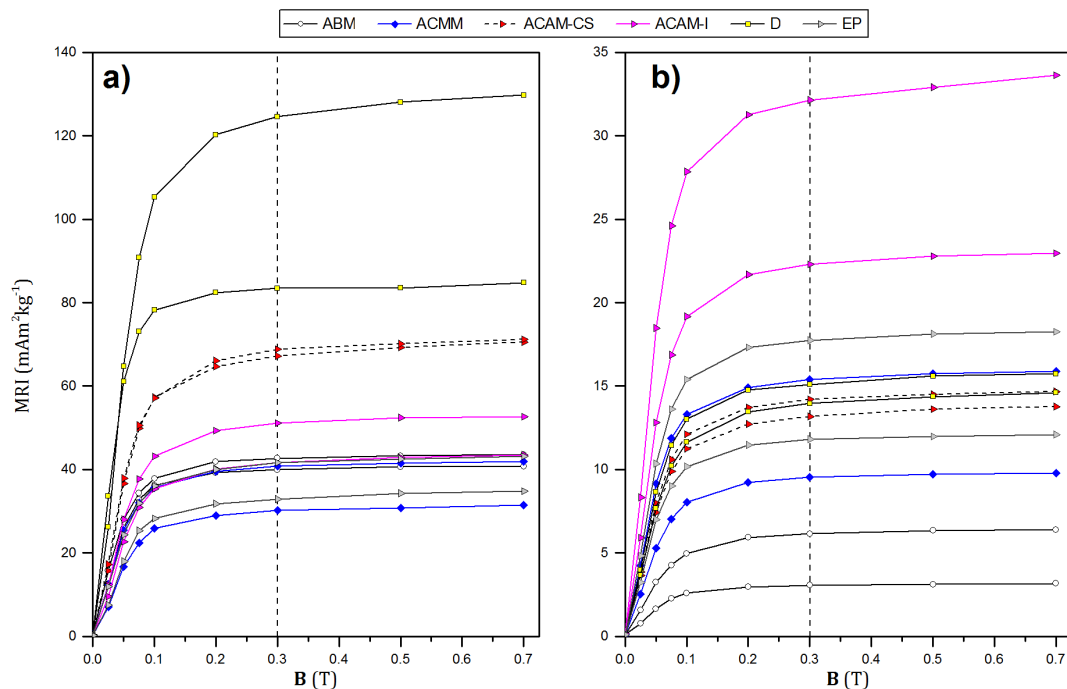


Figura 3 Curvas de adquisición de MRI para polvos urbanos del AMVA. a) Curvas de adquisición de MRI del par de muestras con los valores máximos obtenidos para cada categoría de uso de suelo; y, b) curvas de adquisición de MRI del par de muestras con los valores mínimos obtenidos para cada categoría de uso de suelo.

En el factor categórico *jerarquía vial* (Figuras 2d y 2h), los valores mínimos para ambos parámetros magnéticos se encuentran en la vialidad servicio S, mientras que los valores máximos en la vialidad arteria A; ambos niveles muestran diferencias significativas puesto que sus medianas no se superponen. La vialidad colectora C posee una caja (rango intercuartílico) amplia en ambos parámetros, motivo por el cual su mediana se superpone con las medianas de los otros niveles, por tanto, no son diferentes significativamente.

La vialidad autopista urbana AU, muestra una caja y unos bigotes (límites superior e inferior) relativamente estrechos para ambos parámetros magnéticos, lo que señala muestras homogéneas desde el punto de vista magnético. Los valores atípicos de mayor magnitud, para ambos parámetros magnéticos, se observan en la vialidad A. Un hecho interesante es que *a priori* se esperaba que la vialidad AU tuviera los valores más elevados para ambos parámetros magnéticos debido al mayor flujo vehicular.

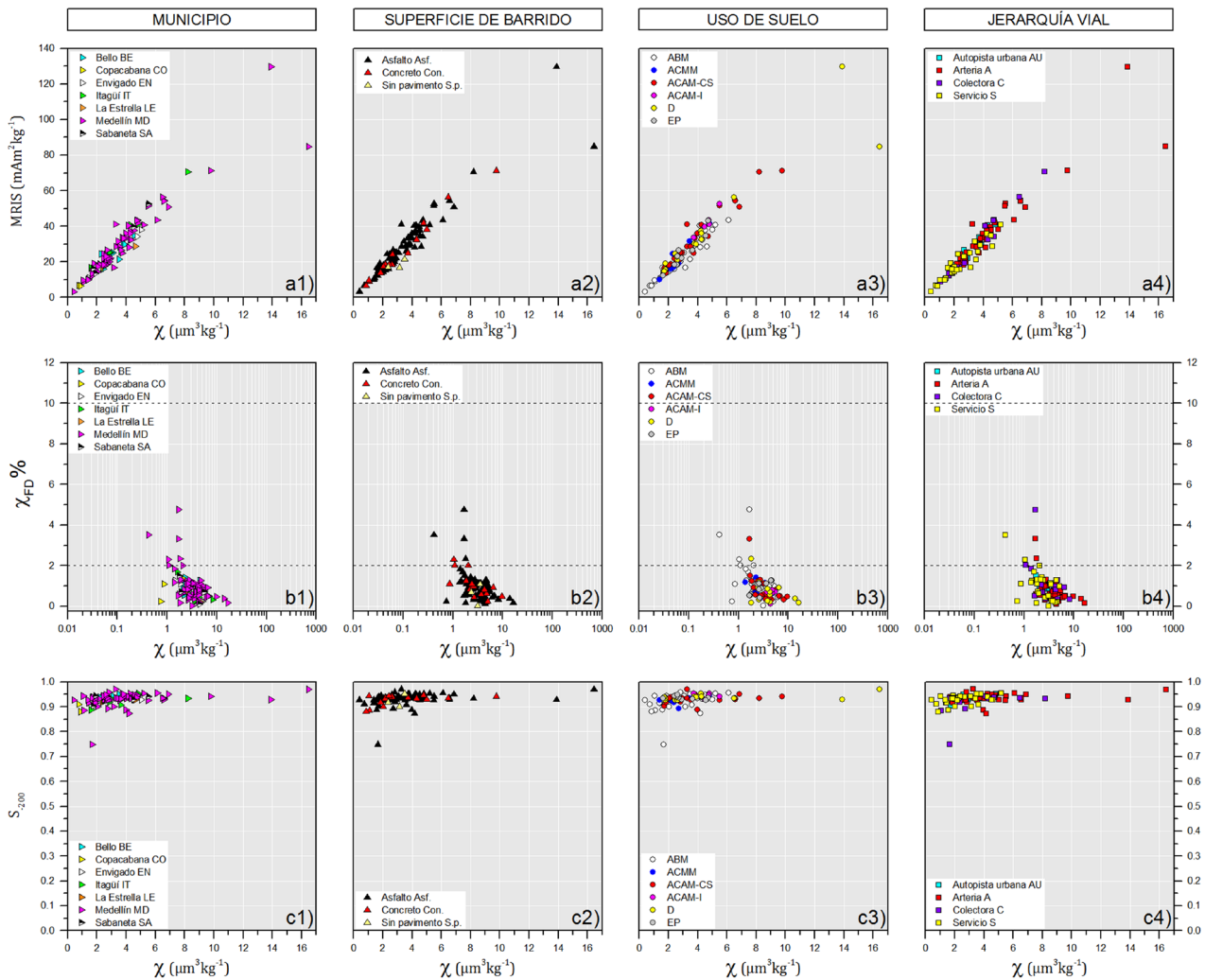


Figura 4 Diagramas de dispersión en polvos urbanos del AMVA para los parámetros magnéticos: a) MRIS versus χ ; b) $\chi_{FD}\%$ versus χ ; c) S-200 versus χ . Discriminación de muestras según el factor categórico: a1-b1-c1) municipio; a2-b2-c2) superficie de barrido del polvo; a3-b3-c3) uso de suelo; a4-b4-c4) jerarquía vial.

Tabla 4. Valores de fondo seleccionados para suelos urbanos superficiales según la clasificación por unidades geológicas para el AMVA.

Muestras de suelo seleccionadas	Unidad geológica General*	Valores de fondo	
		χ	MRIS
		$[\mu\text{m}^3\text{kg}^{-1}]$	$[\text{mAm}^2\text{kg}^{-1}]$
MD004-S	Qa	0.23	1.63
MD099-S	Qdv	0.23	----
MD097-S-C	Qdv	---	1.42
MD048-S	KdA	0.61	4.29
MD101-S	KgSD	0.29	1.65
MD076-S	JKmbP	0.67	---
MD079-S	JKmbP	---	4.32
MD086-S	JKuM	2.07	11.18
MD068-S	JmI	0.28	1.61
MD001-S	TRmPP	0.45	2.72

* Qa, Depósitos aluviales; Qdv, Depósitos de vertiente, KdA, Stock de Altavista; KgSD, Stock de San Diego; JKmbP, Metabasitas de Picacho; JKuM, Dunitas de Medellín; JmI, Milonita de la Iguana, TRmPP, Migmatitas de Puente Peláez.

3.2. IDENTIFICACIÓN DE MINERALES CON LAS CURVAS DE ADQUISICIÓN DE MRI

Las curvas de adquisición de MRI presentan un comportamiento asintótico alrededor del pulso de 0.3 T en todas las muestras analizadas. En este paso del tratamiento de magnetización, la inducción magnética ha logrado que la mayoría de los minerales magnéticos presentes en las muestras alcancen su magnetización de saturación, comportamiento observable en las curvas de adquisición de MRI seleccionadas de la figura 3.

Para la magnetita, se considera un campo magnético crítico a un campo magnético con una magnitud cercana a 0.3 T, a partir de esta magnitud, la magnetización de la magnetita no responde más a incrementos en el campo aplicado (Liu *et al.*, 2012). Por esto, se contempla la posibilidad de que la magnetita sea el portador magnético más abundante en las muestras de polvos urbanos del AMVA, según el comportamiento observado de las curvas de adquisición de MRI presentadas en la figura 3.

En la figura 3 también se aprecia la diferencia en la magnitud de la magnetización MRIS de las muestras según el origen de los sitios seleccionados

(tipos de uso de suelo), y que refleja cambios en la concentración relativa de los minerales magnéticos. En la figura 3a la mayor concentración relativa de minerales magnéticos se expresó en algunas muestras del uso de suelo D, podría estar regida por el aumento de minerales de tipo ferrimagnético originados en diversas actividades humanas; el uso de suelo ACMM y EP se encuentran con un comportamiento similar y en comparación con el resto de los usos de suelo presenta una menor concentración de minerales magnéticos dentro de la clasificación curvas de adquisición de MRI con valores máximos. En figura 3b, el uso de suelo ACAM-I presenta la mayor concentración de minerales magnéticos, mientras que, en las curvas de menor magnitud, se observa el uso de suelo ABM. En los incisos a) y b) de la figura 3 se resalta que independientemente de la escala de valores (máximos y mínimos) el uso de suelo ACAM-CS mantiene una tendencia intermedia.

La línea punteada en el pulso de 0.3 T marca el punto a partir del cual inicia (o ya ha iniciado en algunas muestras) el comportamiento asintótico de las curvas de adquisición de MRI. Valor en pulso de 0.7 T corresponde a la MRIS.

Tabla 5. Estadística descriptiva para el FAM-Ki y su función de transformación en muestras de polvos urbanos del AMVA.

	FAM- χ	$\ln(\text{FAM-}\chi + 2.75306)$	FAM-MRIS	$\ln(\text{FAM-MRIS} + 4.077)$
Unidades	Adimensional	Adimensional	Adimensional	Adimensional
Muestras excluidas por tener valor atípico ¹	---	---	---	---
Número de datos	99	99	99	99
Media	13.94	2.65	17.10	2.91
Mediana	11.57	2.66	14.77	2.94
Varianza	118.05	0.32	149.94	0.28
Desviación estándar	10.87	0.57	12.24	0.53
Coefficiente de variación	77.96%	21.41%	71.62%	18.21%
Mínimo	0.68	1.23	0.74	1.57
Máximo	73.05	4.33	79.44	4.43
Rango	72.37	3.09	78.70	2.85
Asimetría estandarizada	10.95	0.00	8.45	0.00
Curtosis estandarizada	22.51	0.93	14.58	0.26
Distribución normal ²	No	Si	No	Si

¹Prueba de Grubbs, asumiendo que los datos siguen una distribución normal; nivel alfa= 0.01; ²Prueba de Shapiro-Wilks; nivel alfa= 0.01.

3.3. DIAGRAMAS DE DISPERSIÓN CON LOS PARÁMETROS MAGNÉTICOS

Se observa una dispersión con una tendencia casi lineal, que indica la presencia de minerales ferromagnéticos o similares. (Thompson y Oldfield, 1986) en la mayoría de los sitios muestreados. Las muestras con valores más altos para ambos parámetros magnéticos, donde el polvo tiene una mayor concentración relativa de minerales magnéticos son: i) Municipio de Medellín (Figura 4a1); ii) superficie de barrido asfalto (Figura 4a2); iii) uso de suelo D (Figura 4a3); iv) jerarquía vial Arterial (Figura 4a4). Las muestras con valores cercanos al origen, de baja concentración magnética relativa, se asocian con categorías de: i) Municipio Medellín/Copacabana (Figura 4a1); ii) uso de suelo ABM/ACMM (Figura 4a3); iii) jerarquía vial Servicio/Colectora (Figura 4a4).

Las figuras 4b1, 4b2, 4b3 y 4b4 muestran el diagrama bivariado de dispersión de $\chi_{FD}^{\%}$ versus χ para las distintas categorías de las muestras del AMVA. Los valores obtenidos para el parámetro $\chi_{FD}^{\%}$ en muestras de polvos se encuentran en el intervalo 0-5%, valores que pueden ser interpretados según Dearing (1999) como concentraciones bajas (0-2%) a intermedias (2-10%) de granos

superparamagnéticos (SP) de tamaño ultrafino (< 0.02 μm) en las muestras analizadas. Nótese como la mayoría de los valores obtenidos en las muestras de polvos de ambas ciudades pertenecen al intervalo 0-2%, circunstancia que se define como una ausencia virtual de granos SP (Dearing 1999), con una ostensible abundancia de minerales magnéticos de tamaño de grano grueso con débil o nula dependencia de la frecuencia. A las muestras con valores de $\chi_{FD}^{\%}$ que caen dentro del intervalo 2-10% se les da la interpretación de que cuentan con la presencia de una mezcla de granos SP con granos gruesos de dominio sencillo estable (SSP en inglés) y/o granos gruesos multidominio (MD).

Segregando los valores obtenidos para el parámetro $\chi_{FD}^{\%}$ en las muestras del AMVA (Figuras 4b1, 4b2, 4b3 y 4b4) por niveles categóricos (municipio, superficie de barrido, uso de suelo, jerarquía vial), se observan dos grupos: i) el grupo A, conformado por muestras con valores dentro de la región delimitada por $\chi_{FD}^{\%} \leq 2\%$ y $\chi \geq 1 \mu\text{m}^3\text{kg}^{-1}$; y ii) el grupo B, conformado por muestras con valores dentro de la región delimitada por $\chi_{FD}^{\%} > 2\%$ y $\chi < 1 \mu\text{m}^3\text{kg}^{-1}$. En el grupo A se encuentran la mayoría de los valores obtenidos para muestras pertenecientes a las categorías de uso de suelo D, ACMM, ACAM-CS, EP y ACAM-I, de las

Tabla 6. Modelos teóricos seleccionados de mejor ajuste a los variogramas experimentales para el factor de aumento magnético en polvos urbanos del AMVA.

	Modelo ¹	Nugget C ₀	Meseta C ₀ +C ₁	Proporción ² C ₁ /(C ₀ +C ₁)	Rango (m)	r ² †	SCE ³	Validación cruzada
								r _{vc} ⁴
ln(FAM- χ + 2.75306)	Esférico	0.1726	0.3462	0.501	4530	0.994	6.443E-05	0.253
ln(FAM-MRIS + 4.077)	Esférico	0.1560	0.3130	0.502	4670	0.992	9.696E-05	0.224

¹Variograma isotrópico. ²Proporción= Varianza estructural/Meseta. [†]Coefficiente de determinación para el modelo. ³Suma de cuadrados del error. ⁴Coefficiente de correlación para la validación cruzada.

clases viales Autopista urbana y la mayoría de las muestras correspondientes a Servicio, Colectora y Arteria.

Todos los municipios muestreados se encuentran dentro del grupo A. En términos generales, las muestras del grupo A son las que presentan mayor concentración magnética relativa y menores valores de χ_{FD} %. Muestras de sitios con valores altos de χ y con valores de χ_{FD} % iguales o cercanos a cero, están dominadas por la abundancia de granos ferrimagnéticos de tamaño grueso MD, de poca o nula dependencia de la frecuencia, provenientes de rocas ígneas o productos de combustión (Dearing, 1999). El grupo B pertenece, principalmente, al uso de suelo ABM, Vialidad Arteria y Servicio muestreados en el municipio de Medellín. Estas son las muestras de polvos que se relacionan más con el suelo colindante con el punto de muestreo, circunstancia que conduce a una exigua presencia de minerales ferrimagnéticos de grano grueso, con débil o nula dependencia de la frecuencia en los polvos recolectados, y que se ratifica por los valores bajos de concentración magnética relativa y los valores más altos de χ_{FD} % que corresponden a muestras del municipio Medellín.

Los resultados del cociente S_{-200} permiten precisar mejor el tipo de portador magnético presente en las muestras a través de la estimación de la coercitividad. A pesar de que los valores de S_{-200} van desde 0.75 hasta 0.97 (Tabla 2, Figuras 4c1-4c2, 4c3 y 4c4) se aprecia que la mayoría de valores encontrados del cociente S_{-200} se distribuyen en torno a su media (0.93) y mediana (0.93),

lo que indica abundancia de minerales magnéticos de baja coercitividad de tipo ferrimagnético (magnetita, maghemita y/o titanomagnetita) que dominan el comportamiento general de la mezcla heterogénea de minerales magnéticos presentes en las muestras de polvo recolectadas

Los datos obtenidos de las muestras MD101-P y MD037-P, tienen los valores más bajos del cociente S_{-200} (0.75 y 0.87, respectivamente). Estos valores indican que las muestras de polvo contienen una combinación de minerales ferromagnéticos y una mayor presencia del tipo antiferromagnético como hematita o goetita. Los valores del cociente dentro de la región delimitada por $S_{-200} < 0.9$ y $\chi < 1 \mu\text{m}^3\text{kg}^{-1}$, indican menor presencia de minerales ferrimagnéticos de origen antrópico, dictamen que es respaldado por las características de los sitios de muestreo según los factores categóricos de clasificación: i) Municipio de Medellín y Copacabana (Figura 4c1); ii) uso de suelo ABM (Figura 4c3); iii) jerarquía vial Servicio/Colectora (Figura 4c4).

3.4. ANÁLISIS ESPACIAL DEL FACTOR DE AUMENTO MAGNÉTICO

Para calcular el factor de aumento magnético FAM-Ki (FAM- χ , FAM-MRIS), se emplearon los valores de fondo seleccionados por unidad geológica (Tabla 4).

Los resultados obtenidos para los modelos son aceptables puesto que: i) las proporciones $C_1/(C_0+C_1)$ encontradas son mayores a 0.5; ii) el coeficiente de determinación r^2 de los modelos es

Tabla 7. Distribución del área estudiada en el AMVA (en km²) según la predicción espacial del FAM-Ki para polvos urbanos.

Municipio	Sin aumento	Bajo	Medio	Alto	Muy alto	Extremo	Total
Factor de aumento magnético obtenido de la susceptibilidad magnética, FAM- χ :							
Bello BE	0	0	0.05	3.2	6.37	12.31	21.93
Copacabana CO	0	0	0	4.5	0.58	0	5.08
Envigado EN	0	0	0	0	1.02	12.21	13.23
Itagüí IT	0	0	0	0	1.17	11.06	12.23
La Estrella LE	0	0	0	0	0	3.94	3.94
Medellín MD	0	0	4.28	14.2	22.82	69.03	110.33
Sabaneta SA	0	0	0	0	0.83	3.62	4.45
AMVA	0	0	4.33	21.9	32.79	112.17	171.19
Factor de aumento magnético obtenido de la magnetización remanente isotérmica a saturación, FAM-MRIS:							
Bello BE	0	0	0	0.77	3.26	17.9	21.93
Copacabana CO	0	0	0	0.01	4.92	0.15	5.08
Envigado EN	0	0	0	0	0	13.23	13.23
Itagüí IT	0	0	0	0	0	12.23	12.23
La Estrella LE	0	0	0	0	0	3.94	3.94
Medellín MD	0	0	0	8.35	13.77	88.21	110.33
Sabaneta SA	0	0	0	0	0	4.45	4.45
AMVA	0	0	0	9.13	21.95	140.11	171.19

superior a 0.99; iii) los valores de la suma de cuadrados del error (SCE) son muy bajos, cercanos a cero (Tabla 5). El range o alcance es corto en ambos modelos, hecho del que se interpreta que la relación espacial del factor de aumento magnético es de carácter local o incluso puntual en algunos sitios de muestreo. El range o alcance es la distancia donde el modelo se aplanan. Las muestras separadas por distancias más cercanas que el range están autocorrelacionadas espacialmente, mientras que las ubicaciones más alejadas que el range no lo están.

Como el análisis de la varianza estructural logró representar la estructura de la correlación espacial de ambos FAM-Ki, se puede afirmar que las predicciones espaciales ejecutadas vía *kriging* ordinario, describen debidamente la variación espacial de la concentración relativa de las partículas magnéticas alojadas en los polvos urbanos del AMVA, aunque el coeficiente de correlación de la validación cruzada *r* para ambos modelos sea moderadamente aceptable (Tabla 6).

El mapa de la figura 5 debe interpretarse como una primera aproximación a la distribución espacial de la facilidad de magnetización del universo de partículas presentes en las muestras recolectadas de polvos urbanos. Se observan zonas de los niveles *medio*, *alto*, *muy alto* y *extremo* ($3.0 \leq \text{FAM-}\chi \leq$

12.0), que se interpretan como polvos urbanos con un contenido relativo de partículas magnetizables que va de moderado a extremo. No se presentan los niveles sin aumento y bajo.

Las zonas de nivel de *medio* ($3.0 \leq \text{FAM-}\chi < 6.0$), de color amarillo, comprenden el 2.53% del total del área estudiada del AMVA (Figura 7a). Se trata de dos áreas ubicadas en el occidente y nororiente de la ciudad de Medellín, que se relacionan con los niveles de usos de suelo áreas de baja mixtura o residencial ABM con vialidades de servicio S.

Las zonas de nivel *alto* ($6.0 \leq \text{FAM-}\chi < 9.0$), de color naranja, comprenden el 12.79% del total del área estudiada del AMVA (Figura 7a). Se ubican, primordialmente, hacia el centro y norte del AMVA, hacia sus costados oriental y occidental, en los municipios de Medellín MD, Bello BE y Copacabana CO.

No se presentan en los municipios del sur del AMVA La Estrella LE, Sabaneta SA, Itagüí IT y Envigado EN (Figura 7a, Tabla 7). Las zonas de nivel muy alto ($9.0 \leq \text{FAM-}\chi < 12.0$), de color rojo, abarcan el 19.15% del total del área estudiada del AMVA (Figura 7a). Se localizan todos los municipios del AMVA, excepto en La Estrella LE.

El mapa de la figura 6 representa la distribución espacial de los minerales ferromagnéticos -sensu lato- en muestras de polvo urbano, una versión

refinada de la información presentada en el mapa del FAM- χ . A continuación, se presenta una lista de los aspectos más relevantes que se observan en el mapa (Figura 7b).

La zona con nivel *extremo* (FAM- $\chi \geq 12.0$), de color morado, se presenta de forma continua en todos los municipios del AMVA desde el sur hasta el norte (Figura 5), con la excepción del municipio

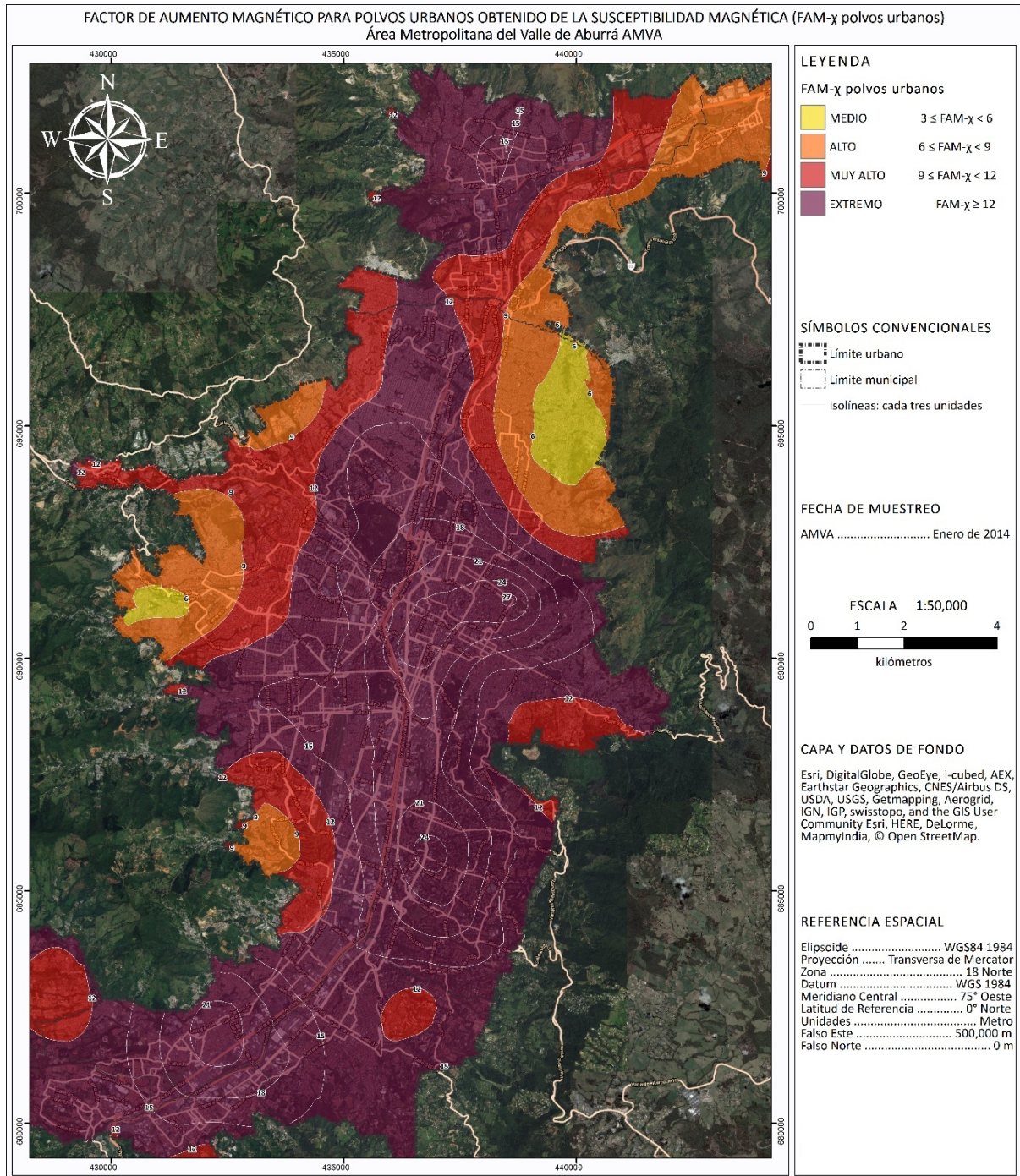


Figura 5 Mapa de distribución espacial del FAM- χ para polvos urbanos del AMVA.

de Copacabana en el extremo norte (Figura 7a); en contraste, el 100% del área del municipio de La Estrella LE pertenece a este nivel. La zona ocupa el 65.52% del total del área estudiada del

AMVA. Involucra todos los niveles de usos de suelo y jerarquías viales, sin mostrar tendencia hacia alguno en particular, aunque se observa que contiene la mayor densidad de vialidades

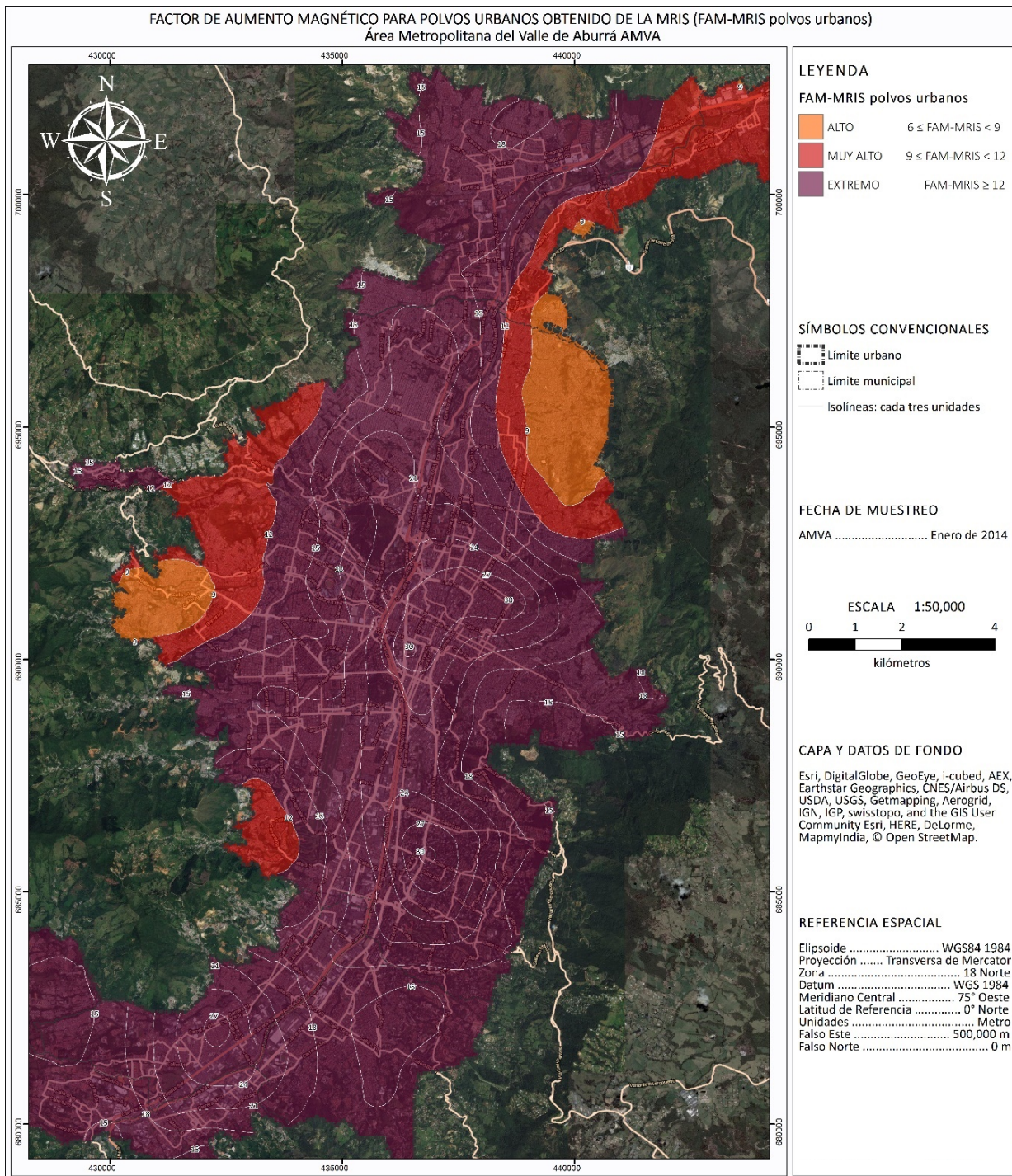


Figura 6 Mapa de distribución espacial del FAM-MRIS para polvos urbanos del AMVA.

arteria A y autopista urbana AU (representadas por líneas claras de mayor grosor en figura 5) si se le compara con las zonas de los otros niveles. Las zonas de nivel alto ($6.0 \leq \text{FAM-MRIS} < 9.0$), de color naranja, comprenden el 5.33% del total del área estudiada del AMVA (Figura 7b). Se trata de dos áreas ubicadas en el occidente y nororiente de la ciudad de Medellín, que se relacionan con los niveles de usos de suelo áreas de baja mixtura o residencial ABM con vialidades de servicio S.

Las zonas de nivel muy alto ($9.0 \leq \text{FAM-}\chi < 12.0$), de color rojo, abarcan el 12.82% del total del área estudiada del AMVA (Figura 7b). Se ubican, principalmente hacia el centro y norte del AMVA y hacia sus costados oriental y occidental, en los municipios de Medellín MD, Bello BE y Copacabana CO (Figura 6). No se presentan en los municipios del sur del AMVA La Estrella LE, Sabaneta SA, Itagüí IT y Envigado EN (Figura 7b).

La zona con nivel extremo ($\text{FAM-}\chi \geq 12.0$), de color morado, se presenta de forma continua en

todos los municipios del AMVA desde el sur hasta el norte, ocupando el 81.84% del total del área estudiada del AMVA (Figura 7b). En los municipios del sur del AMVA (La Estrella LE, Sabaneta SA, Itagüí IT y Envigado EN) abarca el 100% del área estudiada. Involucra todos los niveles de usos de suelo y jerarquías viales, sin mostrar tendencia hacia alguno en particular, aunque se observa que contiene la mayor densidad de vialidades arteria A y autopista urbana AU (representadas por líneas claras de mayor grosor en Figura 6) si se le compara con las zonas de los otros niveles.

4. Conclusiones

Los análisis de los diferentes parámetros magnéticos de las muestras de polvo urbano del AMVA, demuestran que la magnetita no estequiométrica es el portador magnético dominante y que, en muestras de polvos con mayor factor de aumento magnético, se trata de minerales de magnetita no

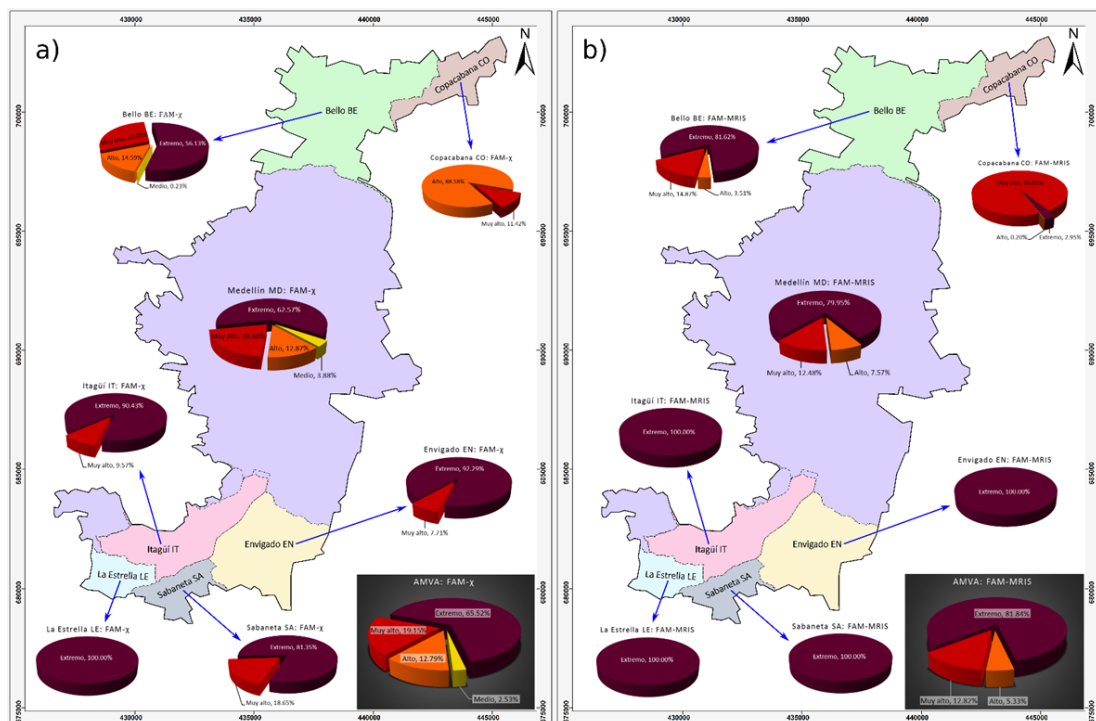


Figura 7 Distribución de los niveles del FAM-Ki para polvos urbanos del AMVA, discriminados por municipios para: a) FAM- χ ; b) FAM-MRIS. El recuadro en la esquina inferior derecha de cada mapa corresponde a la distribución para toda el área del AMVA.

estequiométrica de grano grueso que muy probablemente sean de origen antrópico, esencialmente producto de la combustión.

Los mapas geoestadísticos revelan que toda la superficie urbana del AMVA está contaminada. Un 82% del área tiene contaminación en grado extremo, aproximadamente, según lo señala el mapa del FAM-MRIS.

La magnetita no estequiométrica es el portador magnético dominante en muestras de polvos urbanos con mayor factor de aumento magnético, se trata de minerales de grano grueso que muy probablemente sean de origen antrópico, esencialmente producto de la combustión.

La presente investigación hace las siguientes contribuciones al estudio de la variación espacial-temporal de la contaminación en ambientes urbanos mediante el uso de las propiedades magnéticas de muestras ambientales:

Según la revisión bibliográfica realizada, son pocos los estudios que realizan una calificación de la contaminación en términos de la concentración relativa de partículas magnéticas. Por tal motivo, se decidió realizar un análisis de dicha concentración relativa, a través del uso de un indicador que permite describir la contaminación de las áreas conurbadas estudiadas en términos cuantitativos.

Se introduce un nuevo indicador de la contaminación urbana: factor de aumento magnético (FAM).

En las áreas urbanas que no cuentan con sistemas de monitoreo de la contaminación ambiental, el magnetismo ambiental ofrece una alternativa para resolver, de manera rápida y confiable, este tipo de problemas de investigación. Estos métodos permitirán optimizar el tiempo y el costo que requieren los métodos tradicionales (Bityukova *et al.*, 1999). Con el FAM se delimitan zonas que representan un peligro a la salud humana, sin cuantificar el posible daño o perjuicio según los diferentes niveles de contaminación descritos con la metodología aquí propuesta. En este trabajo de investigación no se está resolviendo la cuestión de si el contaminante tiene un efecto biológico o ecológico. Sin embargo, se señalan zonas dentro

de las áreas urbanas estudiadas con un nivel de contaminación que podría ser catalogado como peligroso.

En la actualidad, aún son pocos los estudios que emplean técnicas magnéticas para evaluar la contaminación urbana y solo algunos utilizan un análisis espacial riguroso (p. ej. Zawadzki y Fabijańczyk, 2007; Zhou y Xia, 2010; Dankoub *et al.*, 2012; Naimi y Ayoubi, 2013; Cejudo-Ruiz *et al.*, 2015) o que al menos reportan una ligera información (p. ej. Jordanova *et al.*, 2008; Aguilar *et al.*, 2013b; Liu *et al.*, 2016). Para obtener una adecuada autocorrelación espacial y una interpolación aceptable se recomienda un muestreo sistemático preferentemente, sin descartar otros, y de 60 a 100 sitios de muestreo (Webster y Oliver, 2007; Delgado *et al.*, 2010; Bautista, 2021).

Los análisis de los diferentes parámetros magnéticos de las muestras de polvo urbano del AMVA, demuestran que la magnetita no estequiométrica es el portador magnético dominante y que, en muestras de polvos con mayor factor de aumento magnético, se trata de minerales de magnetita no estequiométrica de grano grueso que muy probablemente sean de origen antrópico, esencialmente producto de la combustión.

Los mapas geoestadísticos revelan que toda la superficie urbana del AMVA está contaminada. Un 82% del área tiene contaminación en grado extremo, aproximadamente, según lo señala el mapa del FAM-MRIS.

Contribuciones de los autores

Este artículo fue preparado por Alexander Sánchez-Duque (ASD), Francisco Bautista (FB), Rubén Cejudo (RC), Miguel Cervantes-Solano (MCS) y Avto Goguitchaichvili (AG), específicamente, 1) Conceptualización: ASD, FB, AG; (2) análisis y adquisición de datos: ASD, RC, MCS; (3) desarrollo metodológico/técnico ASD, AG, MCS, RC y FB; (4) redacción del manuscrito original y editado: ASD, FB, RC, MCS y AG.

Financiamiento

El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) financió el proyecto clave CB-283135.

Agradecimientos

Alexander Sánchez-Duque agradece al gobierno de México por la beca recibida para estudiar el doctorado en geografía.

Conflictos de interés

Los autores declaran la inexistencia de conflictos de interés.

Referencias

Aguilar, B.O., Mejía, V., Ggoguitchaichvili, A., Escobar, J., Bayona, G., Bautista, F., Morales, J.J., Ihl, T.J., 2013a. Reconnaissance environmental magnetic study of urban soils, dust and leaves from Bogotá, Colombia: *Studia Geophysica et Geodaetica*, 57, 741-754. <https://doi.org/10.1007/s11200-012-0682-9>

Aguilar, B.O., Bautista, F., Goguitchaichvili, A., Morales, J.J., Julio, J., Quintana, P., Carvallo, C., Battu, J., 2013b, Rock-magnetic properties of topsoils and urban dust from Morelia (>800,000 inhabitants), Mexico: Implications for anthropogenic pollution monitoring in Mexico's medium size cities: *Geofísica internacional*, 52(2), 121-133. [https://doi.org/10.1016/S0016-7169\(13\)71467-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7169(13)71467-3)

Aguilar, B.O., 2011, Hojas de Ficus benjamina para monitoreo ambiental de contaminación atmosférica: *Boletín de la UNAM Campus Morelia*, 35, 1-12.

Alcaldía de Medellín, 2011, Medellín y su población. Primera Parte: Generalidades.: Medellín, Colombia Departamento Administrativo de Planeación, 90p.

Amato, F., Cassee, F.R., Denier Van Der Gon, H.A.C., Allmendinger, R.W., Gustafsson, M., Hafner, W., Harrison, R.M., Jozwicka, M., Kelly, F.J., Moreno, T., Prevot, A.S.H., Schaap, M., Sunyer, J., Querol, X., 2014, Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions: *Journal of Hazardous Materials*, 275, 31-36. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.053>

Amato, F., Pandolfi, M., Alastuey, A., Lozano, A., Contreras González, J., Querol, X., 2013a, Impact of traffic intensity and pavement aggregate size on road dust particles loading: *Atmospheric Environment*, 77, 711-717. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.020>

Amato, F., Schaap, M., Denier Van Der Gon, H.A.C., Pandolfi, M., Alastuey, A., Keuken, M., Querol, X., 2013b, Short-term variability of mineral dust, metals and carbon emission from road dust resuspension: *Atmospheric Environment*, 74, 134-140. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.037>

AMVA-Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2016, Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Información de la Región. Disponible en: <http://www.metropol.gov.co/pages/inicio.aspx>

AMVA-Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2010, Atlas Metropolitano. Área Metropolitana del Valle de Aburrá: Medellín, Colombia: Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 46p.

Barima, Y.S.S., Angaman, D.M., N'gouran, K.P., Koffi, N.A., Kardel, F., De Cannière, C., Samson, R., 2014, Assessing atmospheric particulate matter distribution based on Saturation Isothermal Remanent Magnetization of herbaceous and tree leaves in a tropical urban environment: *Science of The Total Environment*, 470-471, 975-982. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.082>

Bautista, F., 2021, Geostatistical analysis of soil properties of the karstic sub-horizontal

- plain of the Yucatan peninsula: *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 24(1), 1-11. <http://dx.doi.org/10.56369/tsaes.3540>
- Bautista F., Palacio, J.L., Delfin, H., 2011, Técnicas de muestreo para el estudio del manejo de recursos naturales y el cuidado del ambiente: México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, 790p.
- Beckwith, P.R., Ellis, J.B., Revitt, D.M., Oldfield, F., 1986, Heavy metal and magnetic relationships for urban source sediments: *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, 42(1-2), 67-75. [https://doi.org/10.1016/S0031-9201\(86\)80009-7](https://doi.org/10.1016/S0031-9201(86)80009-7)
- Bityukova, L., Scholger, R., Birke, M., 1999, Magnetic susceptibility as indicator of environmental pollution of soils in Tallinn. *Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy*, 24(9), 829-835. [https://doi.org/10.1016/S1464-1895\(99\)00122-2](https://doi.org/10.1016/S1464-1895(99)00122-2)
- Cejudo-Ruíz, R., Bautista, F., Quintana, P., Delgado-Carranza, M.C., Aguilar, D., Goguitchaichvili, A., Morales-Contreras, J.J., 2015, Correlación entre elementos potencialmente tóxicos y propiedades magnéticas en suelos de la Ciudad de México para la identificación de sitios contaminados: definición de umbrales magnéticos: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 32(1), 50-61.
- Chaparro, M.A.E., Marié, D.C., Gogorza, C.S.G., Navas, A., Sinito, A.M., 2010, Magnetic studies and scanning electron microscopy -X-ray energy dispersive spectroscopy analyses of road sediments, soils and vehicle-derived emissions: *Studia Geophysica et Geodaetica*, 54(4), 633-650. <https://doi.org/10.1007/s11200-010-0038-2>
- Chaparro, M.A.E., Gogorza, R.H., Chaparro, M.A.E., Irurzun, M.A., Sinito, A.M., 2006, Review of magnetism and heavy metal pollution studies of various environments in Argentina: *Earth Planets Space*, 58, 1411-1422. <https://doi.org/10.1186/BF03352637>
- Chow, J.C., Watson, J.G., Hampden, K., Etyemezian, V., Lowenthal, D.H., Crow, D., Kohl, S.D., Engelbrecht, J.P., Green, M.C., 2004, Source profiles for industrial, mobile, and area sources in the Big Bend Regional Aerosol Visibility and Observational study: *Chemosphere*, 54(2), 185-208. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.07.004>
- Consorcio Microzonificación, 2006a, Atlas de microzonificación sísmica: : Medellín, Colombia, Área Metropolitana del Valle de Aburrá.
- Consorcio Microzonificación, 2006b, Microzonificación sísmica detallada de los municipios de Barbosa, Girardota, Copacabana, Sabaneta, La Estrella, Caldas y Envigado: Medellín, Colombia, Área Metropolitana del Valle de Aburrá.
- Contraloría General de Medellín, 2015, Estado de los recursos naturales y del ambiente del municipio de Medellín 2014: Colombia, Contraloría General de Medellín, 264p.
- Crosby, C.J., Booth, C.A., Fullen, M.A., 2014a, Mineral magnetic measurements as a particle size proxy for urban roadside soil pollution (part 1): *Environmental Science: Processes Impacts*, 16, 542-547. <https://doi.org/10.1039/C3EM00344B>
- Crosby, C.J., Fullen, M.A., Booth, C.A., Searle, D.E., 2014b, 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>
- Dankoub, Z., Ayoubi, S., Khademi, H., Lu, S.-G., 2012, Spatial distribution of magnetic properties and selected heavy metals in calcareous soils as affected by land use in the Isfahan Region, Central Iran: *Pedosphere*, 22(1), 33-47. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60189-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60189-6)
- Dearing, J., 1999, Environmental magnetic susceptibility using the Bartington MS2

- system: London, Bartington Instruments Ltd, 104p.
- Delgado, C., Pacheco, A. J., Cabrera, S. A., Batllori, S.E., Orellana, R., Bautista, F., 2010, Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: The case of Yucatán, México: *Agricultural Water Management*, 97(10), 1423-1433. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.04.006>
- Desenfant, F., Petrovský, E., Rochette, P., 2004, Magnetic Signature of Industrial Pollution of Stream Sediments and Correlation with Heavy Metals: Case Study from South France: *Water, Air, & Soil Pollution*, 152, 297-312. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000015356.88243.f0>
- Đurža, O., 1999, Heavy metals contamination and magnetic susceptibility in soils around metallurgical plant: *Physics and Chemistry of the Earth, Part A: Solid Earth and Geodesy*, 24(6), 541-543. [https://doi.org/10.1016/S1464-1895\(99\)00069-1](https://doi.org/10.1016/S1464-1895(99)00069-1)
- Evans, M.E., Heller, F., 2003, *Environmental magnetism: principles and applications of enviromagnetics*: California, Elsevier Science, 299p.
- Flanders, P.J., 1994, Collection, measurement, and analysis of airborne magnetic particulates from pollution in the environment (invited): *Journal of Applied Physics*, 75(10), 5931-5936. <https://doi.org/10.1063/1.355518>
- Gautam, P., Blaha, U., Appel, E., Neupane, G., 2004, Environmental magnetic approach towards the quantification of pollution in Kathmandu urban area, Nepal: *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29, (13-14), 973-984. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2004.02.001>
- Georgeaud, V.M., Rochette, P., Ambrosi, J.P., Vandamme, D. Williamson, D., 1997, Relationship between heavy metals and magnetic properties in a large polluted catchment: The Etang de Berre (south of France): *Physics and Chemistry of the Earth*, 22(1-4), 211-214. [https://doi.org/10.1016/S0079-1946\(97\)00105-5](https://doi.org/10.1016/S0079-1946(97)00105-5)
- 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](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Hanesch, M., Scholger, R., 2002, Mapping of heavy metal loadings in soils by means of magnetic susceptibility measurements: *Environmental Geology*, 42, 857-870. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0604-1>
- Hansard, R., Maher, B.A., Kinnersley, R.P., 2012, Rapid Magnetic biomonitoring and differentiation of atmospheric particulate pollutants at the roadside and around two major industrial sites in the U.K.: *Environmental Science & Technology*, 46(8), 4403-4410. <https://doi.org/10.1021/es203275r>
- Harrison, R.M., 2006, *An introduction to pollution science*: Cambridge, United Kingdom, Royal Society of Chemistry, 344p.
- Hay, K.L., Dearing, J.A., Baban, S.M.J., Loveland, P., 1997, A preliminary attempt to identify atmospherically-derived pollution particles in English topsoils from magnetic susceptibility measurements: *Physics and Chemistry of the Earth*, 22(1-2), 207-210. [https://doi.org/10.1016/S0079-1946\(97\)00104-3](https://doi.org/10.1016/S0079-1946(97)00104-3)
- Heller, F., Strzyszcz, Z., Magiera, T., 1998, Magnetic record of industrial pollution in forest soils of Upper Silesia, Poland: *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 103, (B8), 17767-17774. <https://doi.org/10.1029/98JB01667>
- Ho, K.F., Lee, S.C., Chow, J.C., Watson, J.G., 2003, Characterization of PM10 and PM2.5 source profiles for fugitive dust in Hong Kong: *Atmospheric Environment*, 37, (8), 1023-1032. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)01028-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)01028-2)
- Hoffmann, V., Knab, M., Appel, E., 1999, Magnetic susceptibility mapping of roadside pollution: *Journal of Geochemical Exploration*, 66, (1-2), 313-326. [https://doi.org/10.1016/S0375-1761\(99\)00069-1](https://doi.org/10.1016/S0375-1761(99)00069-1)

- org/10.1016/S0375-6742(99)00014-X
- Hunt, A., 1988, Airborne magnetic particles: Liverpool, U.K., University of Liverpool, Ph.D. Thesis, 507p.
- Hunt, A., Jones, J., Olfield, F., 1984, Magnetic measurements and heavy metals in atmospheric particulates of anthropogenic origin: *Science of the Total Environment*, 33(1-4), 129-139. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(84\)90387-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(84)90387-5)
- IARC - International Agency for Research on Cancer, 2013, IARC: Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths: Geneva: International Agency for Research on Cancer of the World Health Organization, 221p.
- Jancsek-Turóczy, B., Hoffer, A., Nyírő-Kósa, I., Gelencsér, A., 2013, Sampling and characterization of resuspended and respirable road dust: *Journal of Aerosol Science*, 65, 69-76. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.07.006>
- Jones, S., Richardson, N., Bennett, M., Hoon, S.R., 2015, The application of magnetic measurements for the characterization of atmospheric particulate pollution within the airport environment: *Science of the Total Environment*, 502, 385-390. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.010>
- Jordanova, D., Jordanova, N., Lanos, P., Petrov, P., Tsacheva, T., 2012, Magnetism of outdoor and indoor settled dust and its utilization as a tool for revealing the effect of elevated particulate air pollution on cardiovascular mortality: *Geochemistry Geophysics Geosystems*, 13, Q08Z49. <https://doi.org/10.1029/2012GC004160>
- Jordanova, N., Jordanova, D., Tsacheva, T., 2008, Application of magnetometry for delineation of anthropogenic pollution in areas covered by various soil types: *Geoderma*, 144(3-4), 557-571. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.021>
- Kabata-Pendias, A., 2010, Trace elements in soils and plants, Fourth Edition: Florida, USA, Boca Raton, 548p. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kim, W., Doh, S.J., Yu, Y., 2009, Anthropogenic contribution of magnetic particulates in urban roadside dust: *Atmospheric Environment*, 43, 19, 3137-3144. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.056>
- Lecoanet, H., Léveque, F., Ambrosi, J.P., 2003, Combination of magnetic parameters: an efficient way to discriminate soil-contamination sources (south France): *Environmental Pollution*, 122(2), 229-234. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00299-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00299-3)
- Lecoanet, H., Lévêque, F., Ambrosi, J.P., 2001, Magnetic properties of salt-marsh soils contaminated by iron industry emissions (southeast France): *Journal of Applied Geophysics*, 48(2), 67-81. [https://doi.org/10.1016/S0926-9851\(01\)00080-5](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(01)00080-5)
- Liu, D., Ma, J., Sun, Y., Li, Y., 2016, Spatial distribution of soil magnetic susceptibility and correlation with heavy metal pollution in Kaifeng City, China: *Catena*, 139, 53-60. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.11.004>
- Liu, Q., Roberts, A.P., Larrasoana, J.C., Banerjee, S.K., Guyodo, Y., Tauxe, L., Oldfield, F., 2012, Environmental magnetism: Principles and applications: *Reviews of Geophysics*, 50(4), RG4002. <https://doi.org/10.1029/2012RG000393>
- Magiera, T., Jabłońska, M., Strzyszczyk, Z., Rachwał, M., 2011, Morphological and mineralogical forms of technogenic magnetic particles in industrial dusts: *Atmospheric Environment*, 45(25), 4281-4290. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.076>
- Maher, B.A., Moore, C., Matzka, J., 2008, Spatial variation in vehicle-derived metal pollution identified by magnetic and elemental analysis of roadside tree leaves: *Atmospheric Environment*, 42(2), 364-373. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.013>
- Maher, B.A., Thompson, R., 1999, Quaternary

- climates, environments and magnetism: Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 412p.
- Maher, B.A., 1986, Characterization of soils by mineral magnetic measurements: *Physics of the Earth and Planetary Interiors*, 42(1-2), 76-92. [https://doi.org/10.1016/S0031-9201\(86\)80010-3](https://doi.org/10.1016/S0031-9201(86)80010-3)
- Mitchell, R., Maher, B.A., 2009, Evaluation and application of biomagnetic monitoring of traffic-derived particulate pollution: *Atmospheric Environment*, 43(13), 2095-2103. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.01.042>
- Moreno, E., Sagnotti, L., Dinarès-Turell, J., Winkler, A., Cascella, A., 2003, Biomonitoring of traffic air pollution in Rome using magnetic properties of tree leaves: *Atmospheric Environment*, 37(21), 2967-2977. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00244-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00244-9)
- Mullins, C.E., 1977, Magnetic susceptibility of the soil and its significance in soil science - A review: *Journal of Soil Science*, 28(2), 223-246. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1977.tb02232.x>
- Muxworthy, A.R., Matzka, J., Petersen, N., 2001, Comparison of magnetic parameters of urban atmospheric particulate matter with pollution and meteorological data: *Atmospheric Environment*, 35(26), 4379-4386. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00250-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00250-3)
- Naimi, S., Ayoubi, S., 2013, Vertical and horizontal distribution of magnetic susceptibility and metal contents in an industrial district of central Iran: *Journal of Applied Geophysics*, 96, 55-66. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2013.06.012>
- Oldfield, F., Hunt, A., Jones, M.D.H., Chester, R., Dearing, J.A., Olsson, L., Prospero, J.M., 1985, Magnetic differentiation of atmospheric dusts: *Nature*, 317(6037), 516-518. <https://doi.org/10.1038/317516a0>
- Petrovský, E., Kapička, A., Jordanova, N., Borůvka, L., 2001, Magnetic properties of alluvial soils contaminated with lead, zinc and cadmium: *Journal of Applied Geophysics*, 48(2), 127-136. [https://doi.org/10.1016/S0926-9851\(01\)00085-4](https://doi.org/10.1016/S0926-9851(01)00085-4)
- Qiao, Q., Zhang, C., Huang, B., Piper, J.D.A., 2011, Evaluating the environmental quality impact of the 2008 Beijing Olympic Games: magnetic monitoring of street dust in Beijing Olympic Park: *Geophysical Journal International*, 187(3), 1222-1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-246X.2011.05195.x>
- Shapiro, S.S., Wilk, M.B., 1965, An analysis of variance test for normality (complete samples): *Biometrika*, 52(3/4), 591-611. <https://doi.org/10.2307/2333709>
- Shilton, V.F., Booth, C.A., Smith, J.P., Giess, P., Mitchell, D.J., Williams, C.D., 2005, Magnetic properties of urban street dust and their relationship with organic matter content in the West Midlands, UK: *Atmospheric Environment*, 39(20), 3651-3659. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.03.005>
- Shu, J., Dearing, J.A., Morse, A.P., Yu, L., Li, C., 2000, Magnetic properties of daily sampled total suspended particulates in Shanghai: *Environmental Science & Technology*, 34(12), 2393-2400. <https://doi.org/10.1021/es9910964>
- Strzyszczyk, Z., Magiera, T., Heller, F., 1996, The influence of industrial immissions on the magnetic susceptibility of soils in upper Silesia: *Studia Geophysica et Geodaetica*, 40(3), 276-286. <https://doi.org/10.1007/BF02300743>
- Thompson, R., Oldfield, F., 1986, *Environmental magnetism*: London, Allen and Unwin, 228p. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-8036-8>
- Thompson, R., Stober, J.C., Turner, G.M., Oldfield, F., Bloemendal, J., Dearing, J.A., Rummery, T.A., 1980, Environmental applications of magnetic measurements: *Science*, 207(4430), 481-486. <https://doi.org/10.1126/science.207.4430.481>

- Tite, M.S., Linington, R.E., 1975, Effect of climate on the magnetic susceptibility of soils: *Nature*, 256(5518), 565-566. <https://doi.org/10.1038/256565a0>
- Tomlinson, D.L., Wilson, J.G., Harris, C.R., 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>
- Vega, E., Mugica, V., Reyes, E., Sánchez, G., Chow, J.C., Watson, J.G., 2001, Chemical composition of fugitive dust emitters in Mexico City: *Atmospheric Environment*, 35(23), 4033-4039. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00164-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00164-9)
- Wang, B., Xia, D., Yu, Y., Jia, J. Y Xu, S., 2014, Detection and differentiation of pollution in urban surface soils using magnetic properties in arid and semi-arid regions of northwestern China: *Environmental Pollution*, 184, 335-346. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.024>
- Watson, J.G., Chow, J.C., 2001, Source characterization of major emission sources in the Imperial and Mexicali Valleys along the US/Mexico border: *Science of The Total Environment*, 276, (1-3), 33-47. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00770-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00770-7)
- Webster, R., Oliver, M.A., 2007, *Geostatistics for environmental scientists*: England, John Wiley & Sons, 336p.
- Webster, R., Oliver, M.A., 1990, *Statistical methods in soil and land resource survey*: New York, Oxford University Press, 328p.
- WHO-World Health Organization, 2006, *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Global update 2005. Summary of risk assessment*: Copenhagen, Denmark: World Health Organization Regional Office for Europe, 496p.
- WHO-World Health Organization, 2014, *7 million premature deaths annually linked to air pollution*: Copenhagen, Denmark: World Health Organization Regional Office for Europe, 2p.
- Zawadzki, J., Fabijańczyk, P., 2007, Use of variograms for field magnetometry analysis in Upper Silesia Industrial Region: *Studia Geophysica et Geodaetica*, 51(4), 535-550. <https://doi.org/10.1007/s11200-007-0031-6>
- Zhou, X., Xia, B., 2010, Defining and modeling the soil geochemical background of heavy metals from the Hengshi River watershed (southern China): Integrating EDA, stochastic simulation and magnetic parameters: *Journal of Hazardous Materials*, 180(1-3), 542-551. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.04.068>
- Zhu, Z., Sun, G., Bi, X., Li, Z., Yu, G., 2013, Identification of trace metal pollution in urban dust from kindergartens using magnetic, geochemical and lead isotopic analyses: *Atmospheric Environment*, 77, 9-15. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.053>

Anexo

Anexo A. Información detallada de los sitios de muestreo para el AMVA. Características de los sitios de muestreo del AMVA (Colombia).

SITIO DE MUESTREO	Coord. Geográficas UTM WGS84 Zona 18 N			DATOS DEL SITIO DE MUESTREO			DIRECCIÓN
	ID	UTM X	UTM Y	Altitud	USO DE SUELO	VIALIDAD	
MD001	432044	679369	1675	ABM	Servicio	Sabaneta	CL 75S con CR 40
MD002	430095	679937	1636	ACAM-CS	Autopista	Sabaneta	Autopista SUR con CR 47F
MD003	428373	680784	1826	ABM	Servicio	La Estrella	CL 81S con CR 65
MD004	431445	680243	1610	ACAM-I	Arteria	Sabaneta	CR 48 (AV Las Vegas) CL 72S y CL 73S
MD005	429583	681109	1712	ACMM	Colectora	La Estrella	CR 54 con CL 75BS
MD006	432923	680943	1579	ACAM-I	Arteria	Sabaneta	CR 48 (AV Las Vegas) con CL 52S
MD007	431997	681243	1580	ACAM-I	Autopista	Itagüí	Autopista SUR con CL 37B (AV Pilsen)
MD008	430924	681547	1628	ABM	Servicio	Itagüí	CR 53A con CL 31AE
MD009	429010	682379	1732	ABM	Colectora	Medellín	CL 2 con CR 8 ESTE
MD010	435859	680829	1596	ABM	Servicio	Envigado	CR 27C entre CLs 39S y 39AS
MD011	433953	681459	1563	ACAM-CS	Colectora	Envigado	CL 46S entre CR 46A y 46AA
MD012	433153	682023	1568	ACAM-CS	Autopista	Itagüí	Autopista SUR con CL 54A
MD013	432380	682171	1591	ACAM-CS	Colectora	Itagüí	CR 50 con CL 48
MD014	428424	683623	1786	ABM	Servicio	Medellín	CL 10D con CR 2A ESTE
MD015	437099	681294	1723	ABM	Arteria	Envigado	CR 27 con CL 36CS
MD016	435305	682170	1566	ACMM	Colectora	Envigado	TV 34BS con DG 40
MD017	434341	682916	1551	ACAM-CS	Autopista	Itagüí	Autopista SUR con CL 67A
MD018	433799	682799	1556	ACAM-CS	Arteria	Itagüí	CL 63 con CR 45A
MD019	436581	682602	1672	ABM	Servicio	Envigado	CL 27S con CR 27D
MD021	437821	683046	1779	ABM	Arteria	Medellín	CL 20A SUR con CR 22
MD022	436047	683885	1561	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CR 43A (CR 46 - AV Oriental) con CL 17
MD023	435024	683805	1526	ACAM-CS	Autopista	Itagüí	Autopista SUR con CL 83A
MD024	434179	684593	1538	ABM	Servicio	Itagüí	CR 54 con CL 86A
MD025	437353	684420	1701	ABM	Arteria	Medellín	CL 9 SUR con CR 29D
MD026	435752	685222	1513	ACAM-I	Autopista	Medellín	Autopista SUR con CL 9C Sur
MD027	433643	685901	1579	ACMM	Arteria	Medellín	CL 6 SUR con CR 79
MD028	438664	684943	1794	ABM	Servicio	Medellín	CL 2 con CR 20
MD029	436779	685786	1535	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CR 43A con CL 1 SUR
MD030	434690	686260	1526	ACAM-CS	Arteria	Medellín	AV 80-81 (CL 2 SUR) con CR 65
MD031	434025	686879	1516	D-EBS	Arteria	Medellín	AV 80-81 (DG 75B) con CL 2A
MD032	433147	687330	1582	ACMM	Colectora	Medellín	CR 83 con CL 5
MD033	438138	686217	1666	ACMM	Arteria	Medellín	TV Inferior (CR 30) con CL 9A
MD034	435988	686712	1500	ACAM-I	Autopista	Medellín	Autopista SUR con CL 8
MD035	434387	687967	1521	ABM	Servicio	Medellín	CR 71 con CL 20
MD036	433706	688036	1545	D-EBS	Arteria	Medellín	DG 80 con CL 19
MD037	432612	688620	1572	ABM	Arteria	Medellín	Longitudinal Occidental (CL 28) con CR 86
MD038	437491	687577	1622	ABM	Servicio	Medellín	CL 19 con CR 38
MD039	436144	688070	1494	ACAM-I	Autopista	Medellín	Autopista SUR con CL 24
MD040	435372	688001	1509	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CR 65 con CL 21
MD041	433386	689264	1546	ACAM-CS	Arteria	Medellín	AV 80-81 (CR 81) con CL 32B
MD042	432159	690075	1595	ABM	Arteria	Medellín	CR 88 con CL 34
MD043	430323	690616	1762	D-EBS	Servicio	Medellín	CL 34A con CR 117
MD044	436958	688839	1503	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CR 43 (AV Oriental) con CL 31
MD045	436134	689544	1488	EP	Autopista	Medellín	Autopista SUR con CL 33
MD046	434856	689445	1498	ABM	Servicio	Medellín	CR 67 con CL 32C
MD047	433354	690384	1543	ACAM-CS	Arteria	Medellín	AV 80-81 (CR 81) con CL 37
MD048	431539	691050	1576	ABM	Servicio	Medellín	CR 106 con CL 38
MD049	440281	688836	1665	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CL 49 con CR 10
MD050	438263	689387	1601	ABM	Colectora	Medellín	CL 41 con CR 33
MD051	436376	690126	1486	D-EIN	Arteria	Medellín	AV Ferrocarril (CR 57) con CL 42
MD052	435752	690936	1494	ACMM	Arteria	Medellín	CR 63 con CL 45
MD053	434629	690625	1498	ACMM	Servicio	Medellín	CR 71A con CL 42
MD054	433751	691342	1504	ACAM-CS	Arteria	Medellín	AV 80-81 (CR 79D) con DG 80A
MD055	432672	691592	1535	ABM	Arteria	Medellín	CL 47A con CR 92
MD056	439398	689566	1621	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CL 49 con CR 20B
MD057-S-H	438503	690030	1559	ACAM-CS	Arteria	Medellín	Ayacucho (CL 49) con CR 34
MD057-P	438325	689866	1549	D-EBS	Arteria	Medellín	CL 47 con CR 35
MD058	437557	690504	1510	ACAM-CS	Arteria	Medellín	Ayacucho (CL 49) con CR 44
MD059-P	436678	690950	1499	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CL 50 con CR 55
MD059-S-H	436748	691022	1499	ACAM-CS	Colectora	Medellín	CR 55 con CL 49
MD060	435932	691430	1477	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CL 50 con CR 64B
MD061	434852	691952	1507	D-EBS	Arteria	Medellín	CL 50 con CR 73
MD062	433988	692294	1508	ACAM-CS	Arteria	Medellín	AV 80-81 (CR 80) con CL 50
MD063	438640	691268	1595	D-EII	Arteria	Medellín	CL 62 con CR 39
MD064	437627	691972	1495	ABM	Arteria	Medellín	CL 62 con CR 50C
MD065	436468	692088	1483	EP	Autopista	Medellín	CR 63 (AV Regional) con CL 58
MD066	435251	692819	1538	ABM	Servicio	Medellín	CR 74B con CL 66
MD067	434169	693102	1525	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CR 80 con CL 57

Anexo

Anexo A. (Continuación) Información detallada de los sitios de muestreo para el AMVA. Características de los sitios de muestreo del AMVA (Colombia).

SITIO DE MUESTREO	Coord. Geográficas UTM WGS84 Zona 81N			DATOS DEL SITIO DE MUESTREO			DIRECCIÓN
	ID	UTM X	UTM Y	Altitud	USO DE SUELO	VIALIDAD	
MD068	433365	693406	1651	ABM	Servicio	Medellín	CL 58 con CR 87A
MD069	438476	692397	1572	ACMM	Servicio	Medellín	CL 68 con CR 46
MD070	436878	693593	1470	EP	Autopista urbana	Medellín	CR 63 (AV Regional) con CL 75B
MD071	434767	693860	1583	ACAM-CS	Arteria	Medellín	AV 80-81 (DG 80) con CL 76
MD072	439698	693045	1778	D-EBS	Arteria	Medellín	Long. Oriental Metropolitana (CR 32) con CL 78
MD073	437966	693796	1507	D-EBS	Servicio	Medellín	CR 50C con CL 83
MD074	436035	694582	1553	EP	Colectora	Medellín	CR 72C con CL 84
MD075	435367	694489	1616	ACAM-CS	Arteria	Medellín	AV 80-81 (DG 80) con TV 79C
MD076	434072	695380	1871	EP	Colectora	Medellín	CL 78A con CR 96A
MD077	439148	694372	1678	ABM	Colectora	Medellín	CR 42B con CL 89A
MD078	437198	694861	1480	EP	Autopista urbana	Medellín	CR 63 (AV Regional) con CL 93
MD079	435566	695781	1725	ABM	Colectora	Medellín	CR 81 con CL 96
MD080	438681	695798	1562	D-EBS	Colectora	Medellín	CR 48A con CL 104A
MD081	437880	695993	1466	EP	Autopista urbana	Medellín	CR 63 (AV Regional) con CL 103E
MD082	436840	696486	1611	ACAM-CS	Arteria	Medellín	CL 104 con CR 72
MD084	438243	697453	1464	EP	Autopista urbana	Medellín	CR63 (AV Regional) con CL 114A
MD085	435878	697565	1801	ACMM	Servicio	Bello	CR 73 con CL 20D
MD086	439263	697441	1533	ABM	Servicio	Bello	CL 21C con CR 41E
MD087	437562	698289	1520	D-EBS	Arteria	Bello	CL 27B con CR 58A
MD088	438636	698717	1443	D-EII	Autopista urbana	Bello	AV Regional con CL 32
MD089	437011	699518	1573	ABM	Colectora	Bello	CL 40AA con CR 59CC
MD090	440143	699338	1529	ABM	Servicio	Bello	CR 36C con DG 42D
MD091	439764	700289	1440	D-EBS	Autopista urbana	Bello	AV Regional con DG 49A
MD092	438218	700285	1462	EP	Servicio	Bello	CR 50 con CL 51
MD093	436545	701077	1479	ABM	Servicio	Bello	CL 57 con CR 67B
MD094	440397	700730	1447	D-EII	Autopista urbana	Bello	Autopista NORTE con CR 32
MD095	439384	700775	1439	ACAM-CS	Arteria	Bello	CR 42 con DG 56
MD096	437736	701501	1481	ABM	Servicio	Bello	CL 65 con CR 58
MD097	442855	700785	1486	ABM	Servicio	Copacabana	CR 64 con CL 47
MD098	442013	701424	1451	ACAM-CS	Autopista urbana	Bello	Autopista NORTE con CR 14B
MD099	444092	700973	1525	ABM	Servicio	Copacabana	CR 49A con CL 43
MD100	443575	702416	1509	ABM	Servicio	Copacabana	CR 68 con CL 61
MD101	439347	688275	1816	ABM	Colectora	Medellín	CL 33 con CR 19