

Evaluación del aporte de fuentes al material particulado en la zona urbana de la localidad de Fontibón, Bogotá teniendo en cuenta la caracterización química en diferentes distribuciones de tamaño

Kelly Johana Burbano Ardila

ORCID ID: 0000-0003-2818-5986

Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ingeniería, Departamento Ingeniería Química Bogotá D.C., Colombia 2020

Evaluación del aporte de fuentes al material particulado en la zona urbana de la localidad de Fontibón, Bogotá teniendo en cuenta la caracterización química en diferentes distribuciones de tamaño

Kelly Johana Burbano Ardila

Tesis de investigación presentada como requisito parcial para optar al título de: Magister en Ingeniería Ambiental

> Director: PhD., Néstor Yesid Rojas

Línea de Investigación: Caracterización de la contaminación atmosférica Grupo de Investigación: Grupo de Investigación Calidad del Aire

Universidad Nacional de Colombia Facultad de Ingeniería, Departamento Ingeniería Química Bogotá D.C, Colombia 2020

A mi padre, mis hermanos, mi sobrino.

"No debemos olvidar que cuando se descubrió el radio nadie sabía que iba a ser útil en hospitales. Era un trabajo de ciencia pura. Y ello es prueba de que el trabajo científico no debe considerarse desde el punto de vista de su uso directo. Se debe realizar por sí mismo, por la belleza de la ciencia y luego siempre existirá la posibilidad de que un descubrimiento científico se convierta, como el radio, en un beneficio para la humanidad".

Marie Curie

Declaración de obra original

Yo declaro lo siguiente:

He leído el Acuerdo 035 de 2003 del Consejo Académico de la Universidad Nacional. «Reglamento sobre propiedad intelectual» y la Normatividad Nacional relacionada al respeto de los derechos de autor. Esta disertación representa mi trabajo original, excepto donde he reconocido las ideas, las palabras, o materiales de otros autores.

Cuando se han presentado ideas o palabras de otros autores en esta disertación, he realizado su respectivo reconocimiento aplicando correctamente los esquemas de citas y referencias bibliográficas en el estilo requerido.

He obtenido el permiso del autor o editor para incluir cualquier material con derechos de autor (por ejemplo, tablas, figuras, instrumentos de encuesta o grandes porciones de texto).

Por último, he sometido esta disertación a la herramienta de integridad académica, definida por la universidad.

dhanak

Kelly Johana Burbano Ardila

Fecha 31/08/2020

Resumen

El material particulado es el contaminante que más afecta la calidad del aire en las ciudades colombianas, debido a que es el contaminante que más frecuentemente excede las normas establecidas para proteger la salud de la población. Algunas investigaciones han determinado la contribución de diversas fuentes al PM₁₀ en algunos puntos de la ciudad de Bogotá. Sin embargo, no se conocen estudios locales de especiación química para la determinación de la contribución de fuentes en diversos tamaños de partícula de manera simultánea. El propósito del presente trabajo es hacer esta determinación.

Se utilizó un impactador de cascada Andersen de ocho etapas en un punto de la ciudad en dos periodos comprendidos entre marzo hasta junio y el otro periodo entre noviembre y diciembre del año 2018, con el fin de obtener la distribución de tamaño del material particulado y captar masa suficiente para determinar su composición química en diferentes intervalos de tamaño. Posteriormente, se estimó la contribución de diversas fuentes al material particulado en dichos intervalos de tamaño. Para la caracterización química fueron cuantificados OC, EC y algunos iones solubles en agua: Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, C₂O₄²⁻, NO₂⁻, Br⁻, F⁻, CHOO⁻, MSA⁻, PO₄³⁻, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg⁺², Ca²⁺.

La distribución del tamaño de la masa de partículas fue bimodal, con un modo grueso entre $5.1 \pm 1.4 \mu m$ de diámetro aerodinámico y un modo de acumulación entre $0.9 \pm 2.7 \mu m$. Aproximadamente, el 60% de la masa de las partículas finas (PM_{2.1}) consiste en especies carbonáceas, siendo el EC el principal constituyente. La mayor parte de las especies medidas tienen una distribución bimodal, con un pico prominente en el modo grueso, excepto el nitrato, nitrito, metanosulfonato y el amonio, que presentaron un modo dominante de acumulación. Los iones bromuro y fluoruro se presentaron en concentraciones no detectables. En general el anión predominante fue el sulfato para todas las etapas. Para los cationes fueron el calcio y el sodio. Las principales fuentes de la zona para la fracción gruesa son el polvo o abrasión mecánica > combustión de carbón. En el caso del modo acumulación y PM_{2.5} las principales fuentes son: combustión de carbón > emisiones vehiculares a diésel > combustión de biomasa > emisiones vehiculares a gasolina.

Palabras clave: Material particulado, caracterización química, distribución de tamaño, contribución de fuentes.

Abstract

Particulate matter is the most harmful pollutant to air quality in Colombian cities since it is the one that most frequently exceeds the limit values established to protect the health of population. Some research studies have determined the contribution of various sources to PM_{10} and $PM_{2.5}$ in some parts of the city. However, there have been no local chemical speciation studies for the determination of the contribution of sources in various particle sizes simultaneously. This work aims to better understand the distribution of ambient aerosols in Bogota by characterizing particles in several size fractions.

Particulate matter samples were collected using an eight-stage cascade impactor in two sampling periods in the year 2018. The size distribution of the particulate material was obtained, and enough mass was collected to determine its chemical composition in different size ranges. Subsequently, the contribution of various sources to the particulate matter in these size ranges was estimated. The chemical composition was quantified OC, EC and ions (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, C₂O₄²⁻, NO₂⁻, Br⁻, F⁻, CHOO⁻, MSA⁻, PO₄³⁻, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg⁺², Ca²⁺).

The mean mass size distribution was bimodal, with the coarse mode at $5.1\pm 1.4\mu$ m and the accumulation mode at $0.9\pm 2.7\mu$ m and its largest fraction was in the coarse mode >2.1 µm (52% of total particle mass). Most of the mass (60%) of fine particles (PM2.1) consists of carbonaceous species, with EC being the main constituent. Most species measured have a bimodal distribution, with a prominent peak in the coarse mode, except for nitrate, nitrite, methanesulphonate and ammonium, which showed a dominant accumulation mode. Bromide and fluoride ions were present in undetectable concentrations. The main source in the area for the coarse fraction is dust or mechanical abrasion. In the case of the fine fraction they are associated with a primary origin, specifically fresh and local vehicle sources that use diesel fuel and gasoline, coal burning, and biomass combustion.

Keywords: Particulate matter, chemical composition, size distribution, source appointment.

Contenido

Resumen	VII
Contenido	IX
Lista de figuras	XII
Lista de tablas	XIV
Introducción	1
 Objetivos	5 5 6 6 6
 3. Metodología	18
 4. Presentación y análisis de resultados	27 iones de 27 30 32 36 36 46 46
 5. Conclusiones y recomendaciones 5.1 Conclusiones 5.2 Recomendaciones 	91

Α.	Anexo: Pretratamiento de los filtros cuarzo94
В.	Anexo: Hoja de seguimiento y control de filtros
C.	Anexo: Filtros
D.	Anexo: Caracterización química125
E.	Anexo: Procesamiento de los datos experimentales del impactador de cascada
para	a determinar la distribución másica en función del diámetro aerodinámico 129
F.	Anexo: Rosas de vientos para los días muestreados131
G.	Anexo: Gravimetría134
H.	Anexo: Box plot concentración másica en cada etapa138
l.	Anexo: Distribución de las concentraciones másicas en partículas de aerosol
rece	ogidas en el área urbana de Fontibón139
J.	Anexo: Resumen calidad del aire según el Secretaria Distrital de Ambiente - SDA 141
K. eler	Anexo: Distribución de las concentraciones de carbono orgánico (OC) y carbono nental (EC) en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón 143
L.	Anexo: Parámetros estadísticos de las distribuciones de las concentraciones de
carl	cono orgánico (OC) y carbono elemental (EC) en partículas de aerosol recogidas
en e	el área urbana de Fontibón144
M.	Anexo: Prueba de normalidad de los datos de especies carbonáceas en el modo
finc	y modo grueso. Test Shapiro -Wilks. (Nivel de significancia 0.05, H0: la muestra
pro	viene de una distribución normal)145
N.	Anexo: Análisis de correlación de Pearson entre especies carbonáceas medidos
en	el modo fino (Ver triángulo diagonal superior) y modo grueso (Ver triángulo
diag	gonal inferior)
O.	Anexo: Series de tiempo de las concentraciones de los iones solubles en agua
(µg/	/m³) medidos en partículas de aerosol segregados por tamaño, recogidas en el
área	a urbana de Fontibón146
P.	Anexo: Distribución de las concentraciones de los iones solubles en agua
mea	didos en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón150
Q.	Anexo: Parámetros estadísticos de las distribuciones de las concentraciones de
Ios	iones solubles en agua medidos en partículas de aerosol recogidas en el área
urb	ana de Fontibón
R.	Anexo: Prueba de normalidad de los datos de especies iónicas medidas en el
moo	do fino y modo grueso. Test Shapiro -Wilks. (Nivel de significancia 0.05, H0: la
muo	estra proviene de una distribución normal)156

S.	Anexo: Análisis de correlación de Spearman entre especies iónicas medidos en
el m	odo fino (Ver triángulo diagonal superior) y modo grueso (Ver triángulo diagonal
infei	rior)157
T.	Anexo: Balance de cargas de equivalentes catiónicos/ equivalentes de aniones
segi	regado por el tamaño de PM durante el periodo de muestreo158
U.	Anexo: Concentración de fracción carbonácea e iones solubles en agua para las
mue	stras de PM _{2.5} 161
V.	Anexo: Series temporales de las concentraciones de iones solubles en agua
(µg/i	m³) para PM _{2.5} 163
W.	Anexo: Prueba normalidad de las concentraciones de la fracción carbonácea y
ione	es solubles en PM2.5. Test Shapiro -Wilks. (Nivel de significancia 0.05, H0: la
mue	estra proviene de una distribución normal)164
X. espe	Anexo: Análisis de correlación de Spearman entre fracción carbonácea y ecies iónicas medidos en PM _{2.5} 165
Y.	Anexo: Concentraciones de PAH para las muestras de PM _{2.5} 166
Z.	Anexo: Series temporales de concentraciones de PHA (ng/m³) para PM _{2.5} 167
Bibl	iografía169

Lista de figuras

Pág.

Figura 2-1: Composición química del PM	7
Figura 2-2: Técnicas para determinar distribución en tamaño de PM	.11
Figura 2-3: Impactador de cascada Andersen	12
Figura 3-1: Equipos utilizados para el muestreo. (a) Impactadores de PM _{2.5} . (b).	
Impactador en cascada	20
Figura 3-2: Mantenimiento preventivo impactadores PM _{2.5}	21
Figura 3-3: Verificación caudal de los equipos de muestreo	22
Figura 3-4: Equipos usados en la gravimetría	23
Figura 3-5: Formato para gravimetría de los filtros	24
Figura 3-6: Almacenamiento de las muestras	24
Figura 3-7: Técnicas analíticas utilizadas para la composición química	25
Figura 4-1: Ubicación punto muestreo	27
Figura 4-2: Descripción de la zona de estudio	28
Figura 4-3: Ubicación de los equipos en el punto de muestreo	30
Figura 4-4: Series temporales de material particulado. Estación Fontibón	31
Figura 4-5: Resolución temporal de los equipos utilizados	32
Figura 4-6 Variación anual de la precipitación mensual acumulada. Año 2018	34
Figura 4-7: Rosa de vientos para el periodo de muestreo. Año 2018	35
Figura 4-8: Concentraciones másicas de las partículas totales suspendidas (TSP)	
segregadas por etapas para el periodo de monitoreo. Año 2018	36
Figura 4-9: Mecanismos de formación del material particulado en la zona de estudio	39
Figura 4-10: Promedio de la distribución másica del material particulado en la localidad	ł
de Fontibón, Bogotá	40
Figura 4-11: Comparación de diferentes distribuciones másicas utilizando un impactad	or
Andersen	42
Figura 4-12: Comparación de distribuciones másicas, variable meteorológica:	
precipitación. Año 2018	43
Figura 4-13: Comparación de distribuciones másicas, variable meteorológica: velocidad	d
del viento. Año 2018	44
Figura 4-14: Concentraciones de PM ₉ , PM _{2.1} y PM _{1.1} . Año 2018	45
Figura 4-15: Relación entre PM _{2.1} y PM _{1.1}	45
Figura 4-16: Concentraciones observadas de PM1 en áreas urbanas.	46
Figura 4-17: Niveles de Precipitación acumulados en el periodo de muestreo de cada	
set. Año 2018	47

recogidos en la atmósfera urbana de Fontibón	49
Figura 4-19: Relación OC/EC segregada por tamaño	52
Figura 4-20: Distribución media de las concentraciones de OC y EC medidos en	
partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón. Las barras de error	
representan una desviación estándar. Año 2018	53
Figura 4-21: Composición química de PM _{2.5} para las megaciudades.	56
Figura 4-22: Composición química de PM ₁₀ para Bogotá D.C.	57
Figura 4-23: Orden de abundancia relativa de iones segregado por tamaño. Año 2018.	58
Figura 4-24: Distribución promedio de las concentraciones de los iones solubles en agu	ua
medidos en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón. Año 2018.	60
Figura 4-25: Enriquecimiento promedio iónico de cada sustancia al PM _{9.} Año 2018	67
Figura 4-26: Correlaciones entre microequivalentes catiónicos y microequivalentes	
anionicos para $PM_{2.1}$ y PM_9	69
Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM _{2.1} y PM _{9.} Año 2018.	69 70
Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM _{2.1} y PM ₉ . Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM _{2.5} . Año 2018	69 70 71
Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM _{2.1} y PM ₉ . Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM _{2.5} . Año 2018. Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM _{2.5} . Relación [OC]/[EC] en PM _{2.5} . Año	69 70 71
Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM _{2.1} y PM ₉ . Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM _{2.5} . Año 2018. Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM _{2.5} . Relación [OC]/[EC] en PM _{2.5} . Año 2018.	69 70 71 72
Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM _{2.1} y PM ₉ . Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM _{2.5} . Año 2018. Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM _{2.5} . Relación [OC]/[EC] en PM _{2.5} . Año 2018. Figura 4-30: Concentraciones de OC vs EC en PM _{2.5} .	69 70 71 72 73
 Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM_{2.1} y PM₉. Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM_{2.5}. Relación [OC]/[EC] en PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-30: Concentraciones de OC vs EC en PM_{2.5}. Figura 4-31: Contribución del carbono orgánico secundario en el carbono orgánico tota 	69 70 71 72 73
 anionicos para PM_{2.1} y PM₉ Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM_{2.1} y PM₉. Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM_{2.5}. Relación [OC]/[EC] en PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-30: Concentraciones de OC vs EC en PM_{2.5}. Figura 4-31: Contribución del carbono orgánico secundario en el carbono orgánico tota en PM_{2.5}. Año 2018. 	69 70 71 72 73 1 73
 Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM_{2.1} y PM₉. Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM_{2.5}. Relación [OC]/[EC] en PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-30: Concentraciones de OC vs EC en PM_{2.5}. Figura 4-31: Contribución del carbono orgánico secundario en el carbono orgánico tota en PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-32: Correlaciones entre microequivalentes catiónicos y microequivalentes 	69 70 71 72 73 1 74
 Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM_{2.1} y PM₉. Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM_{2.5}. Relación [OC]/[EC] en PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-30: Concentraciones de OC vs EC en PM_{2.5}. Figura 4-31: Contribución del carbono orgánico secundario en el carbono orgánico tota en PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-32: Correlaciones entre microequivalentes catiónicos y microequivalentes aniónicos para PM_{2.5}. 	69 70 71 72 73 Il 74 76
 Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM_{2.1} y PM₉. Año 2018. Figura 4-28: Composición química de PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM_{2.5}. Relación [OC]/[EC] en PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-30: Concentraciones de OC vs EC en PM_{2.5}. Figura 4-31: Contribución del carbono orgánico secundario en el carbono orgánico tota en PM_{2.5}. Año 2018. Figura 4-32: Correlaciones entre microequivalentes catiónicos y microequivalentes aniónicos para PM_{2.5}. Figura 4-33: Agrupación de PAH de acuerdo con el número de anillos. Año 2018. 	69 70 71 72 73 Il 74 76 81

Lista de tablas

Pág.

Tabla 2-1: Mecanismo de formación de iones solubles en agua	9
Tabla 2-2: Estudios realizados con un impactador de cascada tipo Andersen	14
Tabla 3-1: Diseño metodológico de la investigación.	19
Tabla 4-1: Información meteorológica del tiempo de muestreo	33
Tabla 4-2: Parámetros estadísticos de las distribuciones medidas	41
Tabla 4-3: Concentraciones de OC y EC (µg/m ³) en aerosoles para PM _{2.1} y PM ₉ dura	inte
todo el período de muestreo	51
Tabla 4-4: Promedio de los parámetros de las distribuciones en tamaño de la masa o	de
los iones presentes en el área urbana de Fontibón	59
Tabla 4-5: Descripción muestras para caracterización química de PM2.5 (Fracción	
carbonácea e iones solubles en agua)	70
Tabla 4-6: Descripción general de los PAH analizados	77
Tabla 4-7: Descripción muestras para caracterización química de PM _{2.5} (PAH)	77
Tabla 4-8: Posibles fuentes segregado en tamaño	89

XIV

Introducción

De acuerdo con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), una de las directrices para el 2030 es lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles, reduciendo el impacto ambiental negativo per cápita de las ciudades provocado por el deterioro de la calidad del aire (ODS 11) y al mismo tiempo garantizar una vida sana y promover el bienestar para todos en todas las edades. reduciendo considerablemente el número de muertes y enfermedades por contaminación del aire (ODS 3)(ONU, 2015). Sin embargo desde los últimos cientos de años, diferentes ciudades del mundo se están alejando de cumplir estos objetivos, ya que uno de los mayores y más persistentes problemas ambientales en sus centros urbanos, es el deterioro de la calidad del aire (Baklanov, Molina, & Gauss, 2016). Este problema ambiental surge por el alto porcentaje de población asentada en las principales ciudades y las emisiones resultantes de su acelerado crecimiento urbano (Baklanov et al., 2016) (Karagulian et al., 2015). La contaminación atmosférica ha estado relacionada con un total de tres millones de muertes de personas al año en el mundo (World Health Organization (WHO), 2016), dado que es considerado un factor de riesgo emergente para el desarrollo de enfermedades crónicas, con efectos negativos demostrados en la esperanza de vida, el desarrollo neurológico y la salud respiratoria, entre otros (World Health Organization (WHO), 2018a).

Uno de los contaminantes atmosféricos que más afecta a las personas a nivel mundial es el material particulado (IQAir, 2018). Este contaminante se considera como una mezcla de compuestos químicos que varían en tamaño; desde cúmulos moleculares nanométricos hasta partículas de polvo que son demasiado grandes para ser aspiradas en los pulmones (Lippmann, Chen, Gordon, Ito, & Thurston, 2013). Sus características fisicoquímicas cambian en tiempo y espacio; a causa de las emisiones de diversas fuentes, la química atmosférica y las condiciones meteorológicas (Malandrino, Casazza, Abollino, Minero, & Maurino, 2016) (World Health Organization (WHO), 2014). Respecto a sus efectos en la salud se incluyen: morbilidad respiratoria y cardiovascular, agravación del asma, síntomas respiratorios, aumento de las admisiones hospitalarias y mortalidad por enfermedades cardiovasculares, respiratorias y por cáncer de pulmón (World Health Organization (WHO), 2007).

En Bogotá al igual que en otras zonas urbanas de los países en vía de desarrollo, la rápida y no planificada urbanización (Bell et al., 2011), junto con el aumento de fuentes de emisiones y la falta de políticas ambientales efectivas; ha provocado la degradación de la calidad del aire. En efecto, la capital de Colombia es considerado como una de las ciudades capitales con la peor calidad del aire de América Latina. El reporte de las concentraciones medias anuales de PM₁₀ de diferentes partes del mundo, basadas en mediciones terrestre, alcanza su valor más alto en Santiago, Chile (67 µg/m³), seguido de Lima, Perú; Ciudad de México y Bogotá, Colombia con valores medios anuales de 58, 39 y 38 µg/m³, respectivamente (World Health Organization (WHO), 2018b) (Aguiar Gil, Gómez Peláez, Álvarez Jaramillo, Correa Ohoa, & Saldarriaga Molina, 2020).Todas las

concentraciones superan lo recomendando por la organización mundial de la salud (OMS) para un umbral de exposición anual medio de 20 μ g/m³ (World Health Organization (WHO), 2005). Con un enfoque más local, los registros de PM₁₀ en Bogotá en las dos últimas décadas muestran excedencia de la norma nacional de calidad del aire para la exposición a largo plazo en un 26% a 60% del tiempo (Sefair, Espinosa, Behrentz, & Medaglia, 2019).

Este deterioro de la calidad del aire en Bogotá ha generado que los casos de mortalidad atribuibles a la contaminación del aire exterior hayan aumentado considerablemente desde 2009, registrando 3219 muertes en 2015, lo que equivale al 10.5% del total de muertes en la ciudad (Departamento Nacional de Planeación, 2018). Se estima que para el año 2015, el costo asociado a la contaminación del aire en Bogotá alcanzó los 1530 millones de dólares (J. E. Pachon & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy), 2018), lo cual representa el 1.2% el Producto Interno Bruto de la ciudad (Departamento Nacional de Planeación, 2018). Además, se ha demostrado ampliamente que la salud de los niños está especialmente afectada por la contaminación atmosférica, observando que un aumento de 10 µg/m³ en la concentración de material particulado se asocia a un aumento de 4% en el número de visitas hospitalarias por enfermedad respiratoria en niños menores de 14 años (J. E. Pachon, Behrentz, & Rojas, 2007).

Se plantea entonces que tanto los efectos directos como los indirectos del material particulado están asociados a sus propiedades fisicoquímicas, tales como su distribución de tamaño y su composición química (Deshmukh, Kawamura, & Deb, 2016). Su fracción biológica, v.g. bacterias y hongos, puede causar infecciones oportunistas (J. Li et al., 2019). No obstante, los actuales sistemas de salud basados en las normas de calidad del aire para el material particulado se limita a concentraciones másicas (Lippmann et al., 2013). Los valores límites de las concentraciones másicas fueron establecidas determinando el menor efecto adverso observado; sin embargo, hasta la fecha no hay pruebas que apoyen un umbral por debajo del cual no se produzcan efectos adversos para la salud (Kim, Kabir, & Kabir, 2015). En otras palabras, los riesgos para la salud que puede generar este contaminante no se tienen en cuenta al medir la masa, debido a que, al tener múltiples fuentes y vías de formación, el material particulado puede conducir a efectos variables sobre la salud humana incluso cuando se reportan las mismas concentraciones de masa pero provenientes de fuentes diferentes (Park et al., 2018)(J. Li et al., 2019).

Dicha situación ha dado lugar a políticas de control inadecuadas, a una protección insuficiente de la salud (J. Li et al., 2019) y a modelos de gestión de la calidad del aire con una comprensión incompleta de fuentes y emisiones; debido a los pocos estudio de análisis de distribución de las fuentes, a la falta de actualizaciones periódicas del inventario de emisiones y al bajo uso oficial de las herramientas de modelado para la toma de decisiones (Franco, Gidhagen, Morales, & Behrentz, 2019). El anterior escenario es típico de los países de América Latina. Caso contrario sucede con los países desarrollados, donde los planes de acción de la calidad del aire y actividades para la información al público han permitido generar medidas de prevención incluso para episodios de contaminación atmosférica que se dan naturalmente. Por ejemplo, España, con la información de análisis de composición guímica y el uso de herramientas meteorológicas, ha tomado medidas

asertivas en cuanto a los eventos de altos niveles de partículas en épocas específicas de año, generadas por las intrusiones de polvo africano (Querol, 2018). Recapitulando, la capacidad de una ciudad para planificar y gestionar de manera completa la contaminación atmosférica urbana incluye la capacidad de las autoridades locales para hacer frente al problema y la medida en que puedan convertir los datos técnicos disponibles en información pertinente para las autoridades y el público en general (Franco et al., 2019).

La composición química del material particulado es, entonces, una buena aproximación para determinar los impactos sobre la salud (Engel-cox et al., 2013) y una herramienta para mejorar la gestión de la calidad del aire, dado que permite conocer las fuentes y actividades que contribuyen a la exposición humana a altos niveles de contaminación atmosférica (Karagulian et al., 2015)(Kelly & Fussell, 2012) (Leoni et al., 2018). Es sólo con esta información que podemos desarrollar estrategias de mitigación de gestión del material particulado que sean más eficaces para proteger la salud pública (Kelly & Fussell, 2012). Recientemente, se han realizado investigaciones acerca de la caracterización guímica de la fracción gruesa del material particulado en Bogotá utilizando modelos de receptores para conocer la contribución de las fuentes. Las principales fuentes de incertidumbre han sido el número limitado de muestras y la representatividad de los estudios disponibles, así como las fracciones de material particulado no claramente atribuidas (Karagulian et al., 2015). Para mejorar la precisión de la atribución de fuentes se vuelve útil el análisis de la composición química de aerosoles segregados por tamaño (Pokorná, Hovorka, Klán, & Hopke, 2015), debido a que permite determinar las fuentes de emisión del material particulado, el mecanismo de transporte del material particulado, su formación y eliminación (Singh, Rastogi, Patel, & Singh, 2016) (Deshmukh et al., 2016) (J. Zhao, Zhang, Xu, & Chen, 2011) (Wan et al., 2016)(Jiao Wang et al., 2017).

El monitoreo de la calidad del aire en Bogotá ha permitido identificar zonas de mayor preocupación por contaminación atmosférica, como lo es la zona occidental. En esta zona se encuentra la localidad de Fontibón que es la séptima localidad que tiene el mayor número de habitantes (424038) (Alcaldía Mayor Bogotá D.C., 2018b) y donde se ubican aproximadamente el 54% del total de las empresas registradas en Bogotá (Moreno Melo & Montova Zubiria, 2009), lo que hace que sea una zona con bastante flujo vehicular tanto particular, público y de carga. Estas características han permitido seleccionarla como zona de estudio de la presente investigación, cuyo objetivo es entregar un aporte actualizado al conocimiento de la caracterización del problema de contaminación atmosférica, evaluando la complejidad del material particulado en su totalidad, es decir incluyendo características de composición química y de tamaño. Realizar esta investigación es una innovación ya que es el primer paso hacia la evaluación de las características de las composiciones químicas de las partículas atmosféricas segregadas por tamaño. Así mismo, esta investigación es una aproximación para conocer mejor la toxicidad y los efectos en la salud del material particulado procedente de varias fuentes (World Health Organization (WHO), 2014) (J. Zhao et al., 2011). Finalmente, también puede aportar para validar modelos de simulación atmosférica y también predecir el impacto en la calidad del aire de programas de mitigación de emisiones (Zarate, Belalcazar, Clappier, & Manzi, 2007)(Deutsch et al., 2008).

1.Objetivos

1.1 Objetivo general

Evaluar el aporte actual de las fuentes del material particulado respirable en la localidad de Fontibón, Bogotá mediante la caracterización química en diferentes distribuciones de tamaño de partícula.

1.2. Objetivos específicos

- Obtener muestras del material particulado en diferentes distribuciones de tamaño en un punto de la localidad de Fontibón usando un impactador de cascada.
- Determinar la concentración de iones, carbono orgánico y elemental en las diferentes distribuciones de tamaño del material particulado.
- Analizar las relaciones entre la información de las fuentes ubicadas en la localidad de Fontibón y el comportamiento de la distribución de tamaño del material particulado.

2. Marco teórico

La revisión bibliográfica de la investigación contempla tres temas principales que sirven de base para el presente estudio. La primera muestra la definición de material particulado. El segundo tema aborda composición química del material particulado y, por último, el tercer tema trata de la distribución segregada por tamaño.

Material particulado.

El material particulado (PM) es el mejor indicador de los efectos de la contaminación del aire ambiente sobre la salud (Karagulian et al., 2015); razón por la cual los científicos atmosféricos y los reguladores ambientales se han centrado en PM como una de las principales áreas de estudio y de control de la contaminación atmosférica (Engel-cox et al., 2013). Este contaminante consiste en una mezcla de partículas, presentes en la atmósfera como sólidos o líquidos de sustancias orgánicas, inorgánicas y biológicas (Elmes & Gasparon, 2017); las cuales varían en masa, número, tamaño, forma, superficie, composición química, así como en reactividad, acidez, solubilidad y origen (Kelly & Fussell, 2012). La información en relación con la heterogeneidad química a nivel de partículas individuales es esencial para comprender y predecir la reactividad y los impactos ambientales y en la salud humana del PM (Elmes & Gasparon, 2017), debido a que dicha partícula puede interferir con uno o más de los mecanismos que despejan usualmente el aparato respiratorio y finalmente actuar como un conductor de una sustancia tóxica absorbida (Ruiz, 2006).

• Composición química del material particulado.

Las características químicas reflejan las propiedades de las partículas, como el tamaño y la densidad, la reactividad debido a la amplia gama de especies que pueden localizarse en la superficie de las partículas, actuando como catalizadores en los efectos sobre la salud (Kelly & Fussell, 2012) y la volatilidad (Mohamed, 2012). Estos aspectos tienen relevancia no solo desde el punto de vista de la química de la atmósfera, sino también sobre la calidad del aire que se respira en las ciudades (Arciniegas Suárez, 2012). Igualmente la medición de los compuestos químicos analizados en la material particulado definen algunas "huellas químicas" que sugieren la atribución de las fuentes al material particulado (Belis et al., 2014) (Karagulian et al., 2015). A pesar de esto, la composición química de las partículas no se tiene en cuenta en muchos estándares de calidad del aire ambiente (Mohamed, 2012).

La mayoría de los estudios de especiación química del material particulado evidencian una dependencia entre composición química y tamaño de las partículas (Alvarado, 2006), donde cada elemento químico puede existir en mayor abundancia en un rango de tamaño específico (Saffari, Daher, Shafer, Schauer, & Sioutas, 2013). De esta manera la fracción gruesa (2.5 -10 μ m) proviene predominantemente de fuentes de material geológico, como polvo fugitivo y resuspendido y fuentes de material biológico, como polen y endotoxinas; razón por la cual su composición cambia según la geología del sitio. La fracción fina (0.1 - 2.5 μ m) está dominada por las emisiones antropogénicas: una mezcla de partículas de

carbono de los procesos de combustión y partículas secundarias producidas por reacciones fotoquímicas en la atmósfera (sulfato, nitrato, amonio) (Malandrino et al., 2016).(Crilley et al., 2017).(Mohamed, 2012). En la Figura 2-1 **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**se detalla los elementos y/o compuestos que puede tener el material particulado.



Figura 2-1: Composición química del PM.

La fracción carbonácea es el principal componente del PM (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). En esta se encuentra el *carbono elemental (EC)*, un contaminante primario emitido directamente en la atmósfera (Cao et al., 2006) predominantemente durante en la combustión de combustibles fósiles (Seinfeld & Pandis, 2006), razón por la cual es considerado un buen trazador de emisiones de tráfico, industria y quema de biomasa (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). Este contaminante es considerado como el principal aerosol que impulsa el calentamiento global (Jacobson, 2001) (IPCC, 2014) y el segundo mayor contribuyente al forzamiento radiativo antropogénico después del CO₂ (Han et al., 2016); debido a su capacidad de absorber eficientemente la luz (Zhou, Xing, Deng, & Du, 2016) (Wan et al., 2016).

El *carbono orgánico (OC)* puede ser emitido directamente a la atmósfera conocido como carbono orgánico primario (POC) a partir de procesos de combustión y/o fuentes biogénicas (Seinfeld & Pandis, 2006). También, se puede formar dentro de la atmósfera conocido como carbono orgánico secundaria (SOC) a través de la conversión de gas a partícula a partir de compuestos orgánicos volátiles (COV); dichas partículas son el resultado de la condensación de compuestos de vapor de baja presión o por adsorción física / química especies gaseosas en las superficies de partículas (Cao et al., 2006)(Seinfeld & Pandis, 2006). El *OC* representa miles de compuestos orgánicos tales como hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH), bifenilos policlorados (PCBs), n-alcanos entre otros (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). Entre sus características el *OC* puede absorber la luz de la radiación solar desde longitudes de onda visibles a UV (Wan et al., 2016). De igual modo es considerado como trazador debido a que es estable durante el transporte desde la fuente al receptor, estos compuestos no reaccionas, ni se volatiliza; y aunque los compuestos orgánicos representan solo una pequeña fracción de

aerosoles carbonosos, son útiles para identificar y cuantificar diferentes fuentes de aerosoles (Villalobos, Barraza, & Schauer, 2017).

Además, el *OC* comprende una gran variedad de compuestos que tiene significativas variaciones de volatilidad. Como resultado, varios de estos compuestos pueden estar tanto en fase gaseosa como en partículas. La capacidad de estos compuestos "semi volátiles" para coexistir en ambas fases complican la distinción de *OC* primario y secundario. El *OC* secundario comienza su vida en la atmósfera en fase gaseosa como un compuesto orgánico volátil (VOC), después sufre una o más transformaciones en la fase gaseosa a un compuesto menos volátil y finalmente se transfiere a la fase particulada por condensación o nucleación. En el caso de que los vapores no sufran ninguna trasformación química y condensen en la fase particulada son consideradas como fuentes de *OC* primarios (Seinfeld & Pandis, 2006).De esta manera, la evaluación de componentes de *OC* primarios y secundarios ha sido difícil, la falta de un método de análisis directo de identificación para cualquiera de estos componentes de *OC* ha llevado al uso de métodos indirectos, el enfoque más simple para estimar fuentes primarias y secundarias a las partículas de *OC* es el método de trazador de EC de Turpin (Seinfeld & Pandis, 2006).(Turpin & Lim, 2001).

Por otro parte usando las concentraciones de *OC* se puede determinar la cantidad de materia orgánica presente en el material particulado, multiplicando la concentración de *OC* por un factor adimensional. Este factor es una estimación del peso molecular medio por peso de carbono del aerosol orgánico, procede de estudios teóricos y de laboratorio muy limitados realizados durante el decenio de 1970; algunos autores sugieren que 1.4 es la estimación razonable más baja del peso molecular orgánico por peso del carbono para un aerosol *urbano* y que 1.4 no representa con exactitud el peso molecular orgánico medio por peso del carbono para un aerosol *no urbano* debido a que tienden a ser más oxigenados por ende el peso molecular es mayor; teniendo en cuenta lo anterior las proporciones pueden ser de 1.6 ±0.2 para los aerosoles urbanos y 2.1 ±0.2 para los no urbanos (Turpin & Lim, 2001). Otros autores recomiendan un rango entre 1.2 - 2, sugiriendo un factor de 1.5 para calcular la masa orgánica asociada al OC (Seinfeld & Pandis, 2006)(Cao et al., 2006). Otros autores, establecen que al servir el OM como característica para contabilizar el peso de los elementos asociados al carbono orgánico (generalmente hidrógenos y oxígenos), su valor sugerido es 1.6 ± 0.2 (Vargas & Rojas, 2010).

Respecto a los *hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH)* son compuestos formados durante la combustión incompleta de combustibles fósiles y pirolisis de materia orgánica a altas temperaturas(Byambaa et al., 2019). Algunos *PAH* son potencialmente cancerígenos y/o mutagénicos para los humanos y otros organismos vivos de acuerdo a la Unión Europea y la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (US EPA) (Byambaa et al., 2019) (Leoni et al., 2018); resaltando que la mayor ruta de exposición es por inhalación de partículas de PAH, que corresponde a casi 4 órdenes de magnitud de nivel de riesgo de cáncer que la exposición por ingestión y contacto dérmico (L. Zhang et al., 2020); dentro de estos compuesto se destaca principalmente el benzo[a]pireno (Van Drooge et al., 2018). Los PAH atmosféricos son clasificados en dos fases: vapor (g-*PAH*) y partículas (p-*PAH*), dependiendo de sus presiones de vapor. La mayoría de los PAH de alto peso molecular

con baja volatilidad tienden a ser adsorbido por el material particulado, mientras que los PAH de bajo peso molecular con alta volatilidad se encuentran principalmente en la fase de vapor (Pooltawee, Pimpunchat, & Junyapoon, 2017).

El poder carcinogénico equivalente a benzo[a] pireno (BaPE) es un índice que se ha utilizado en lugar de usar solo benzo[a]pireno, ya que este último se descompone fácilmente en aire reactivo. Indica el riesgo para la salud de los seres humanos relacionado con la exposición ambiental a las concentraciones de *PAH* y se calcula multiplicando las concentraciones de cada agente cancerígeno. Las concentraciones BaPE superiores a 1 ng/m³ significan un riesgo significativo de cáncer.(Yassaa, Meklati, Cecinato, & Marino, 2001). (Vasconcellos et al., 2011). Debido a que en el PM se puede encontrar varios *PAH* con diferentes toxicidad, la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer clasificó a este contaminante atmosférico en el Grupo 1 (cancerígeno para humanos) (Byambaa et al., 2019).

La fracción inorgánica, es decir los *iones solubles en agua (WSIs)* comprenden el 20% -60% de la masa de aerosol predominantemente en las formas de sulfatos, amonios y nitratos (Dao et al., 2014). Los iones solubles en agua pueden dispersar o absorber tanto la radiación solar entrante como la radiación térmica emitida desde la superficie de la tierra, lo que cambia directamente el balance de radiación (Dao et al., 2014)(Wan et al., 2016)(Y. Yang et al., 2017). Los aerosoles secundarios más importantes son sulfato, nitrato y amonio formados principalmente por reacciones fotoquímicas de los gases precursores (Mohamed, 2012), estas especies químicas contribuyen a la reducción de la visibilidad mediante el efecto de dispersión de la luz (Zhou et al., 2016). En la Tabla 2-1 se describe el origen de las fuentes de algunos iones.

lon	Mecanismo de formación
Amonio (NH4+)	Se produce a partir de la reacción entre su estado gaseoso precursor NH_3 y especies ácidas (Ejemplo: H_2SO_4 , HNO_3 y HCL) presentes ya sea la fase de gas o aerosol (Zhou et al., 2016) (Y. Yang et al., 2017). Estos gases precursores puede provenir de los rellenos sanitarios, las emisiones vehiculares, los seres vivos, las plantas de tratamiento de aguas y los fertilizantes, entre otras fuentes (Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad México, 2017).
Sulfato (SO ₄ ²⁻)	Se producen principalmente por reacciones químicas de precursores gaseosos (SO ₂ de fuentes antropogénicas, sulfuro de dimetilo de los océanos), los cuales sufren un proceso de oxidación con el radical OH para convertirse de gas a partículas (Pandis et al., 1990).(Zhou et al., 2016). (Mohamed, 2012).
Nitrato (NO₃ ⁻)	Se forma a través de reacciones heterogéneas de radicales de nitrógeno como NOx, y HNO ₃ en superficies de aerosol, dichas reacciones dependen principalmente en el estado termodinámico de su precursor y de las condiciones ambientales como la temperatura atmosférica y humedad relativa (Zhou et al., 2016). Estos precursores pueden provenir de la ganadería, la quema de biomasa, fertilizantes sintéticos y de la combustión de combustibles fósiles (emisiones de vehículos y de centrales térmicas)(Singh et al., 2016)(Jiao Wang et al., 2016).

Tabla 2-1: Mecanismo de formación de iones solubles en agua

	La formación de nitrato en el modo fino puede tener dos orígenes, el nitrato
	NOx se oxida a ácido nítrico HNO_2 Luego, el nitrato de amonio se forma a
	través de un proceso en el que el HNO_3 reacciona con el amoníaco NH_2
	Otro origen del nitrato en partículas finas es a través de reacciones
	beterogéneas en el que el HNO ₃ con partículas finas preexistentes (Zhuang
	et al.)(Jiao Wang et al., 2016).
Metanosulfonato	Se produce por la oxidación en fase gaseosa y líquida del dimetilsulfuro
(MSA-)	(Deshmukh et al., 2016). Entre las fuentes se incluyen tanto las emisiones
(110, ()	primarias como las secundarias originadas por fuentes biogénicas y
	antropogénicas, como la transformación del precursor de gas marino o la
	quema de biomasa (Golly et al., 2018).
Potasio (K⁺)	Este ion es considerado como un trazador discutible para la emisión de la quema de biomasa porque podría haber múltiples fuentes de potasio en la atmósfera (Quema de biomasa, polvo mineral, sal marina, etc.)(Singh et al., 2016)(Wan et al., 2016).También estudios han encontrado una baja correlación de K ⁺ con los conteos de fuego de los datos satelitales; razón por la cual, varios estudios han propuesto que los trazadores orgánicos de biomasa en lugar del K, como el levoglucosano (J. Pachon, Weber, Zhang,
	Mulholland, & Russell, 2013).
Cloruro (Cl ⁻)	El cloruro puede provenir del polvo del suelo, pero también de la quema de
	pasura a cielo abierto, quema de biomasa y algunas emisiones industriales.
	durante las celebraciones de navidad y año nuevo (Secretaría del Medio
	Ambiente de la Ciudad México, 2017)(Mohamed, 2012).

Cabe destacar que también existen concentraciones de metales traza como Al, Ti, Ca, Fe se encuentran a menudo en partículas de modo grueso debido a su gran abundancia en la corteza y, por lo tanto, en polvo mineral, mientras que los metales trazan como Pb, V, Ni, Zn, Se, As se observan a menudo en las partículas de modo fino ya que a menudo se relacionan con emisiones de combustión a alta temperatura (Khanneh Wadinga Fomba, van Pinxteren, Müller, Spindler, & Herrmann, 2018). Igualmente, existen concentraciones de material biológicos tales como bacterias, esporas, polen, desechos y fragmentos de plantas (Mohamed, 2012).

• Distribución de tamaño del material particulado.

Esta característica tiene gran relevancia debido a que controla el grado de deposición, acumulación y/o eliminación en el tracto respiratorio humano del PM (Mohamed, 2012). Es importante considerar que a medida que el material particulado se hace más pequeño, su área superficial específica (el área de superficie por unidad de volumen o masa) aumenta, al igual que su reactividad y por ende tiene el potencial de dar lugar a una mayor toxicidad. (Kaupp & McLachlan, 2000)(Oberdörster, Stone, & Donaldson, 2007). Los tamaños de los aerosoles van desde varios nanómetros a cientos de micrómetros (Wan et al., 2016), los estudios han demostrado que cuanto más pequeña es la partícula, mayor es la posibilidad de que pueda penetrar en la piel o acumularse en el cuerpo a lo largo del tiempo.(Khanneh Wadinga Fomba et al., 2018). Y otros autores citan que la deposición pulmonar para partículas en el aire aumenta dramáticamente con la disminución del tamaño de partícula (Saffari et al., 2013).

Igualmente, el tamaño del PM puede definir el tiempo de permanencia de este contaminante en la atmósfera, por ejemplo, las partículas de un tamaño de aproximadamente 1 µm (PM₁) pueden viajar durante días a distancias de varios cientos de kilómetros desde la fuente (G. Spindler et al., 2010). Para la investigación del PM en diferentes tamaños, especialmente de partículas finas y ultrafinas se han desarrollado desde la década de 1970 sistemas de muestreo conocidos como: Low Presure Impactor (LPI: impactador de baja presión), que utilizan diferentes técnicas que permiten identificar y cuantificar dichas partículas (Müller et al., 2012).(Ver Figura 2-2).



Figura 2-2: Técnicas para determinar distribución en tamaño de PM

Fuente: (Baron, Willeke, & Kulkarni, 2001)

En la presente investigación se utilizó un impactador de cascada Andersen de partículas no vivas¹ de ocho etapas (Serial 436, Modelo 20-800 y marca Tisch Environmental, INC, Estados Unidos), en el cual a medida que el aire pasa por una secuencia de etapas, se recogen partículas más grandes que el tamaño de corte, y las partículas más pequeñas siguen el flujo de gas para ser recogidas en las siguientes etapas (Elmes & Gasparon, 2017). Una ventaja de estos tipos de dispositivos es que permite hacer una separación de las partículas según su diámetro aerodinámico equivalente², sin alterar su composición química ni realizar ningún tipo de manipulación del material recolectado (Ruiz, 2006). El impactador de cascada divide el material particulado en las siguientes etapas, con su respectivo diámetro de corte efectivo del 50% (ECD³). (Ver **Figura 2-3**).

¹ Partículas no vivas: partículas que no tiene un origen biológico. En esta categoría no se incluyen los virus, polen, bacterias y esporas de hongos (Baron et al., 2001).

² Diámetro aerodinámico equivalente (d_{ae}): diámetro de una esfera que tiene el mismo valor de una propiedad física específica que la partícula en cuestión, por ejemplo, el diámetro de una esfera con densidad estándar (1000 kg/m³ o 1 g/cm³) que tiene la misma velocidad terminal cuando se sedimenta que la partícula analizada. Típicamente se utiliza para partículas mayores de 0.3-0.5 mm (Baron et al., 2001).

³ Diámetro de corte efectivo (ECD): es el diámetro aerodinámico de una partícula que es recogida con un 50% (D₅₀) de eficiencia por una etapa de impacto dada (Tisch Environmental, 1999).



Figura 2-3: Impactador de cascada Andersen.

Adaptado de: (Tisch Environmental, 1999)

Las distribuciones de tamaño de los componentes de aerosol proporcionan importante información sobre sus fuentes, formación y mecanismos de crecimiento, así como el destino y el transporte en el medio ambiente (Pooltawee et al., 2017) (T. Wu & Boor, 2020). Los modos típicos en las distribuciones de tamaño de masa de aerosoles ambientales incluyen núcleos condensación, acumulación y modos gruesos (Whitby, 1978). Cada modo está asociado a un rango de tamaño específico, fuente y mecanismo de formación (X. Huang, Yu, He, & Yuan, 2006). Cabe destacar que las distribuciones de tamaño de PM dependen en gran medida de las fuentes locales, las condiciones meteorológicas, las condiciones de reacción y el transporte a larga distancia (J. Zhao et al., 2011). La distribución logarítmica de tamaño de las partículas es caracterizada por una forma de campana o de distribución gaussiana cuando se traza en una escala de tamaño logarítmico. Los dos parámetros que describen totalmente la distribución log normal son la media geométrica (que, para el log normal, es igual a la mediana o diámetro medio de la masa (MMD⁴)) y la desviación estándar geométrica (GSD⁵) (Baron et al., 2001).

De esta manera, en los últimos decenios se han llevado a cabo numerosas investigaciones en todo el mundo, centradas en las fuentes, la formación secundaria de aerosoles y los mecanismos de transformación del PM y sus efectos en la salud humana y el equilibrio de la radiación terrestre (Q. Li, Yang, Li, Ding, & Du, 2019); en los cuales ha sido necesario utilizar el concepto de distribución en tamaño (Malandrino et al., 2016). Los análisis de atribución de fuentes en los países de ingresos bajos y medios está particularmente poco documentada, con 114 registros, en comparación con los 305 registros de las regiones de ingresos altos (que corresponden a seis por habitante urbano en los países de ingresos bajos y medios)(Karagulian et al., 2015).

⁴ MMD: Es la mitad (50%) de la masa, en la que está contenida en partículas que son más pequeñas que la mediana de diámetro (Baron et al., 2001)

⁵ GSD (σ_g): medida de la dispersión en una distribución logarítmica normal, siempre 1 (Baron et al., 2001)

De igual manera sucede con los estudios de distribución del tamaño en partículas, donde se reporta que la mayoría de las investigaciones se desarrollan en la Unión Europea (T. Wu & Boor, 2020). Específicamente, la escasez de este tipo de mediciones en América Latina, es evidente, la mayoría han sido reportadas en Brasil (n=38), Chile (n=6), México (n=3), y Cuba (n=1) (T. Wu & Boor, 2020). Razón por la cual la mayoría de los estudios encontrados se realizaron en países en desarrollo, algunos de los estudios reportados con este tipo de impactador cascada Andersen se detallan en la Tabla 2-2.

Articulando los anteriores conceptos son varias las características que puede tener el material particulado, pero de acuerdo con la importancia que tiene la composición química y la distribución en diferentes tamaños en la caracterización de las fuentes que lo atribuyen, se conceptualizaron estos dos componentes como principales para el desarrollo del problema de la presente investigación. Este muestreo de partículas segregado por tamaños y el análisis extenso de los constituyentes químicos (incluyendo los compuestos orgánicos) ayudan a vincular las propiedades tóxicas de las muestras con las fuentes (Pennanen et al., 2007), siendo importante para comprender sus efectos sobre el cambio climático, la identificación de fuentes y los efectos en la salud humana (Deshmukh et al., 2016)(Jiao Wang et al., 2016); ya que permiten entender mejor los mecanismos de transporte, transformación y eliminación (J. Zhao et al., 2011).

Año estudio	Año Lugar Elementos analizados		Resultados		
2007	Atenas, Grecia.	Metales traza	Se encontró que existe un primer grupo de elementos que comprende el Cd, V, Ni, Pb y Mn emitidos por fuentes antropogénicas. El segundo grupo está formado por Al, Fe, Cu y Cr, y está presente sobre todo en la fracción gruesa y tiene su origen en el polvo del suelo o en procesos de abrasión mecánica, que corresponde a la mayor parte de la concentración de masa metálica elemental del aerosol (Karanasiou, Sitaras, Siskos, & Eleftheriadis, 2007).		
2008	Ulsan, Corea.	Metales traza	Se determinaron tres grupos principales: metales pesados (Cd, Zn, Mn, Ni y Cr) que estaban presentes en altas concentraciones en partículas finas (< 2.1µm), en particular con un tamaño de 0.4- 0.7µm, metales ligeros (Na, Ca, K, Al) y Fe que tenían altas concentraciones en partículas gruesas, y otros metales pesados (Pb, Mg y Cu) que presentaban altas concentraciones con tamaños superiores a 5.8µm. Las principales fuentes de los elementos metálicos son locales como la fundición de metales no ferrosos, la combustión de petróleo, la soldadura, el tráfico de vehículos y el polvo de las carreteras (Ny & Lee, 2011).		
2008	Túnel de carretera en Lisboa, Portugal.Carbono orgánico y elemental, n- alcanos, n- alguenos.Basándose en la aplicación de las relaciones entre el hópanos y la OC o entre hóp obtenidas en el túnel, se encontró que las emisiones de los vehículos son el principal a las partículas de carbono en la ciudad, pero no representan la única fuente de estos se encontraron otras como la biomasa de combustión, resuspensión de polvo tecnologías de combustibles/motores (Alves et al., 2016).				
2008	Beijing, China	lones solubles en agua	En los episodios de contaminación por partículas (días con altas concentraciones de partículas finas >75μg/m ³) hubo una alteración de las distribuciones de tamaño del SO ₄ - ² y el NO ₃ ⁻ ubicando un modo fino dominante en el tamaño de 0.65 - 2.1μm. La formación de SO ₄ - ² se atribuyó principalmente a los procesos en nube o en gotas de aerosol durante el verano (45%), y la reacción heterogénea del SO ₂ en las superficies de polvo mineral fue una importante vía de formación durante el invierno (45%). Las vías de formación del NO ₃ ⁻ en partículas finas eran similares a las del SO ₄ - ² , donde más del 30% se formaron por procesos en la nube (Liu et al., 2017).		
2009	Saitama, Japón	lones solubles en agua.	Se encontró que cantidades significativas de Na ⁺ y Cl ⁻ se derivaban de la sal marina. La diferencia entre la relación Na ⁺ /Cl ⁻ en las partículas gruesas y la de la sal marina indicaba una pérdida considerable de Cl ⁻ . Concluimos que esto fue causado por la formación de NaNO ₃ , que es la principal especie de nitrato presente. Además, se estimó que el NH ₄ NO ₃ estaba en el rango de las partículas finas. La distribución de tamaño de NH ₄ ⁺ tenía un pico en el rango de partículas finas, que es similar al del SO ₄ ⁻² ; razón por la cual la mayor parte del sulfato se considera como sulfato de amonio o bisulfato de amonio (Paw-Armart & Yoshizumi, 2013)		

2009	Xiamen, China.	lones solubles en agua.	Se tomaron muestras en cinco de regiones tanto contaminadas como de fondo de una ciudad costera, encontrando que las partículas finas dominan las concentraciones de masa de PM. Los iones secundarios (NH ₄ ⁺ , SO ₄ ²⁻ y NO ₃ ⁻) fueron los contribuyentes dominantes de los iones solubles en agua, sugiriendo una antropogénica actividad pero también la formación de contaminantes secundarios a partir de la oxidación fotoquímica de SO ₂ , NO _X (J. Zhao et al., 2011).
2012	Delta del Río Yangtze, China	lones solubles en agua	La distribución másica y la concentración de iones alcanzaron un pico de 0.43 - 0.65µm. El PM _{2.1} pertenece a la distribución rica en amonio y PM _{2.1-10} perteneces a la distribución de amonio en la zona de estudio. El modelo de análisis principal de componentes muestra que las fuentes de iones dominan son las fuentes antropogénicas, las partículas del suelo o el polvo que cae, la sal marina y el proceso de quema de biomasa (H. Wang et al., 2015).
2013	Tianjin,China	Especies carbonáceas e iones solubles en agua.	Se tomaron muestras a diferentes alturas (10m y 220m) en una zona urbana. Las distribuciones de tamaño de las composiciones químicas y las fuentes de PM en el dosel urbano se vieron afectadas por el transporte regional debido a una capa estable de aproximadamente 200 m. Las distribuciones de tamaño de las principales especies primarias, como Cl ⁻ , Na ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ y EC, eran similares a dos alturas diferentes, lo que indica que había fuentes comunes y dominantes Los picos de SO ₄ ⁻² , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ y el OC, que eran en parte especies generadas secundariamente, se desplazaron ligeramente a las partículas más pequeñas a 220m, lo que indica que hubo un mecanismo de formación diferente. La contaminación industrial y la combustión de carbón, el polvo y la sal marina resuspendido, las emisiones del tráfico y el transporte, y los aerosoles inorgánicos secundarios eran las principales fuentes de PM en ambas alturas (Jiao Wang et al., 2016)
2013	Beijing, China	Especies carbonáceas e iones solubles en agua.	Las principales fuentes encontradas fueron el aerosol inorgánico secundario, combustión de carbón. quema de biomasa, contaminación industrial, polvo de carretera, emisiones de vehículos, polvo minúsculo y aerosol orgánico. Las especies OC, SO ₂ ⁻⁴ , NO ₃ y NH ₄ ⁺ fueron las más abundantes en PM _{2.1} . En PM _{2.1-9} , los componentes principales fueron Ca y OC. Los resultados del balance de masa mostraron que la materia orgánica, iones secundarios y el material e la corteza dominaban las concentraciones de masa de partículas finas y gruesas (Tian, Pan, & Wang, 2016).

En Bogotá, probablemente una de las ciudades más estudiadas en temas de calidad del aire en el país, aún es muy limitada el conocimiento acerca de la composición y la distribución en tamaño, como sucede en general en todo el mundo (J. Zhao et al., 2011). La caracterización química del material particulado es un tema que se ha abordado en 1987, donde se determinaron altos niveles de plomo adherido a Partículas Suspendidas Totales (PST) en el aire de la ciudad, por su utilización como aditivo en la gasolina. Posteriormente, en 1998 fueron tomadas muestras de PST y PM₁₀ en la localidad industrial de Puente Aranda, presentaron niveles remanentes de calcio, cadmio, cobre, hierro, magnesio, plomo, arsénico, cromo, mercurio, níquel, plata y manganeso. En el año 2006 se tomaron muestras de PST colectadas en el Campus de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá, detectan la presencia de cobre, manganeso, cadmio, níquel, plomo y cromo, asociadas a fuentes vehiculares cercanas al punto de monitoreo. Estos estudios precedentes dan cuenta de la diversidad de contaminantes que se podrían encontrar en la atmósfera de la ciudad (Pachón & Vela, 2008).

En 2008 se desarrolló un proyecto de enfoque internacional conocido como emisiones y clima de megaciudades sudamericanas (SAEMC, por sus siglas en inglés). El proyecto consistía en realizar la caracterización en cuanto a metales, metaloides, iones y compuestos orgánicos de muestras PM₁₀ en tres sitios: Buenos aires, Bogotá y Sao Paulo. El muestreo para Bogotá se realizó entre noviembre y diciembre del año 2008. En este estudio se encontró una fuerte contribución por parte de las emisiones vehiculares. Respecto a PAH se encontró que el promedio de las concentraciones de PAH en la fracción particulada (PM₁₀) fue de 15ng/m³, además que los más abundante PAH fueron en orden decreciente benzo[e]pireno, pireno y benzo[k]fluoranthene; presentado concentración promedio de Benzo[ghi]perylene más alta (4.3ng /m³) comparado con las otras ciudades. Respecto a los iones los más abundantes fueron SO₄⁻², Ca²⁺, Na⁺ en las muestras de PM₁₀ (Vasconcellos et al., 2011).

En 2010 se realizó un estudio donde tomaron muestras en tres localidades de Bogotá, mostró que cerca del 40% de la masa de PM corresponde a polvo resuspendido y fugitivo (minerales), mientras que la materia orgánica representa el ~39% (posibles aerosoles secundarios), el carbono elemental u hollín fue del ~12% y el porcentaje restante corresponde a la fracción iónica. Para la zona residencial, la concentración de OC 7.55 μ g/m³ y EC es 4.55 μ g/m³ y para la zona industrial OC es 11.85 μ g/m³ y EC es 6.77 μ g/m³ (Vargas & Rojas, 2010).

De acuerdo con el estudio realizado en 2017 se ha posibilitado la estimación de la contribución de las fuentes al PM₁₀, en general se puede observar un aporte del 35-50% del PM₁₀ de actividades de combustión en fuentes fijas y móviles, un 45- 55% aporte de polvo resuspendido y erosión y finalmente un 10% de aporte por formación secundaria de contaminantes, iones sulfato (SO₄²⁻), nitrato (NO₃⁻) y amonio (NH₄⁺). El aporte mineral es particularmente más alto en las zonas sur y occidental de la ciudad, donde la presencia de vías no asfaltadas o en mal estado, y el tránsito de vehículos de carga es más frecuente (J. E. Pachon & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy), 2018)

En 2017 se realizó la caracterización química de PM_{10} en una zona de background en Bogotá. Este sitio se considera un área de fondo urbano porque está rodeado de áreas verdes y no tiene influencia directa de las fuentes de emisión, la calle más cercana con tráfico está a 400 m y la zona industrial más cercana está a 2 km. Se encontraron valores de concentración de OC de 8.92 ±4.52µg/m³ y de EC 3.25 ±1.59 µg/m³. (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018).

3. Metodología

3.1 Tipo y enfoque de la investigación.

Este trabajo de investigación es de tipo descriptivo, debido a que el objetivo de la investigación es identificar las fuentes del material particulado. Para esto, se especificarán las propiedades importantes del material particulado, como la distribución de tamaño y la composición química. La investigación presenta un enfoque cuantitativo, dado que se analizaron datos basados en resultados experimentales y de laboratorio, con el fin de determinar las fuentes que atribuyen al material particulado.

3.2 Población y Muestra

La muestra implicada en esta investigación son las emisiones de material particulado presente en la atmósfera. De acuerdo con lo anterior, para el desarrollo de la presente investigación se seleccionó un punto de medición de material particulado en la localidad de Fontibón, Bogotá; el cual representa los niveles de material particulado en dicha zona.

3.3 Diseño metodológico

Para dar cumplimiento al objetivo general de esta investigación, se desarrolló el siguiente diseño metodológico y/o marco lógico para cada uno de los objetivos específicos propuestos. (Ver Tabla 3-1)

Tabla 3-1: Diseño metodológico de la investigación.

TITULO: Evaluación del aporte de fuentes al material particulado en la zona urbana de la localidad de Fontibón, Bogotá a partir de la caracterización química en					
Objetive Conerel: Eve	luar al anarta ad	diferentes dist	ribuciones de tamaño. A respirable en la localidad de Fontibén, Regeté modiente la cara	torización químico an	
diferentes del material particular la particación de material particación de material de controlor, bogota mediante la calacterización quintica en					
Objetivos específicos	Meta	Estrategia de trabajo	Actividades	Producto	
		Técnicas de recolección de información	Identificar el punto de medición en la localidad de Fontibón		
		Observación	Realizar visitas a los puntos de medición	Característica de los	
		Técnicas de recolección de información	Revisar las posibles fuentes en la zona de estudio	puntos de medición.	
		Técnicas de recolección de información	Analizar la información existente de la calidad del aire en la		
		experimental	localidad de Fontibón		
		Base teórica y una compilación de	Revisar los métodos establecidos de la caracterización guímica de		
Obtener muestras del	Conseguir la	diagramas de fluio de procedimientos	material particulado en diferentes tamaños.		
material particulado	masa necesaria	*Técnicas de recolección de información	Determinar el tiempo y frecuencia de toma de muestra del		
en diferentes	para el análisis	*Ensayo y error	impactador de cascada.		
distribuciones de	químico del	-	Preparación y adecuación de equipos: impactador de cascada e	Detalles del	
tamaño en un punto	material	Ensayo y error	impactadores de PM _{2.5} .	monitoroo (Tiomno	
de la localidad de	particulado en	Ensayo y error	Selección de la balanza que se utilizara para la gravimetría.	do oiocución número	
Fontibón usando un	cada	*Diagramas de flujo		do muostras para	
equipo de impactador	distribución de	*Técnicas de recolección de información	Preparación de insumos: filtros de fibra de cuarzo.	ue muestras para	
de cascada.	tamaño	*Ensavo v error		di di 2di).	
		Ensavo v error	Adecuación de zona de almacenamiento de filtros, tanto para los		
			que tienen muestra como los que estan limpios.		
		Ensayo y error	Realizar pruebas para un montaje experimental.		
		Ensayo y error	Transporte del equipo a lugar de muestreo.		
		Ensayo y error	Realizar el montaje para la toma de la muestra		
		Ensayo y error	Toma de la muestra		
Determinar la	Analisis del comportamient	Documentación necesaria para el envió.	Transporte de las muestras al lugar de análisis.	*Distribuciones de los	
iones carbono		Comprensión de las tecnicas analiticas	Realizar las pruebas de laboratorio para determinar las	compuestos	
orgánico v elemental	o temportal del	utilizadas.	propiedades químicas del material particulado.	segregados por	
de las diferentes	material	Communities de las datas	Comparar los resultados de la distribución másica y	tamaño.	
distribucionos do	particulado y sus compuestos.	Comprension de los datos	caracterización química con investigaciones.	*Series temporales de	
tamaño del material particulado		Manejo y manipulación de la información	Preparación de los datos	los compuestos en la zona de estudio.	
Analizar las relaciones entre la información	nes ón Determinación de las posibles ón fuentes de ito emisión en la	Técnicas de recolección de información	Analizar la atribución de cada una de las fuentes en diferentes distribuciones de tamaño realizado en estudio anteriores.	Atribución de fuentes	
de las ruentes ubicadas en la localidad de Fontibón y el comportamiento de la distribución de tamaño del material particulado.		Técnicas de recolección de información	Analizar la atribución de cada una de las fuentes en PM _{2.5} en estudios anteriores.	del material particulado, basado en las relaciones entre	
	Método comparativo y analítico	Comparar y analizar con los estudios de Bogotá que se han realizado de contribución de fuentes.	caracterizados.		

3.4 Equipos

Los equipos utilizados en el monitoreo son un impactador de cascada de partículas no vivas (Serial 436, Modelo 20-800 y marca Tisch Environmental, INC, Estados Unidos) y paralelamente para realizar la comparación de datos se colocaron dos muestreadores de PM_{2.5} para especiación química ChemComb 3500 (Thermo Fischer Scientific). Ambos equipos se conectan a una unidad de bombeo independiente que debe ser silenciosa y de flujo estable para hacer pasar el aire a través del impactador recolectar las partículas en un filtro (Hernandez & Jimenez, 2016). Antes de iniciar el muestreo, se realizó el acondicionamiento, limpieza y calibración de los equipos de muestreo para realizar su instalación en el lugar de muestreo, como se indica en la Figura 3-1.

Figura 3-1: Equipos utilizados para el muestreo. (a) Impactadores de PM_{2.5}. (b). Impactador en cascada



a.



Es importante considerar algunas interferencias asociadas a los equipos, por ejemplo para el impactador de cascada puede suceder que dentro de la muestra de aire que ha sido succionada, algunas partículas se depositen en las paredes o en la placa de la boguilla del impactador representando un 10% de la masa de partículas más pequeñas y aproximadamente un 32% de las partículas grandes (Wedding, McFarland, & Cermak, 1977). Otras partículas reboten en el sustrato en lugar de impactarse y se transportan a placas impactadores de fracciones de menor tamaño (Müller et al., 2012). Además, debido a que no se usó en el muestreo un pre separador de tamaño selectivo, puede existir la presencia del efecto rebote que de las partículas mayores a un diámetro de 9µm en las etapas de partículas más grandes (mayores a 5,8 μm) (Tisch Environmental, 1999). Estas posibles interferencias pueden ser controladas siguiendo las recomendaciones referentes al control del flujo de succión, evitando las velocidades de flujo más elevadas ya que reduce el rendimiento del impactador al aumentar las interacciones de flujo cruzado y los vórtices de recirculación, lo que a su vez da lugar a una recolección desproporcionada de partículas y a mayores pérdidas en las paredes (Flynn et al., 2015). Otra forma de control es realizando mantenimiento de los equipos; mediadas que fueron tomadas en cuenta en el momento de realizar los muestreos de este estudio.

b.

Consideraciones importantes.

Limpieza/mantenimiento periódico de los equipos. Respecto al impactador de cascada, se realizó periódicamente la limpieza mediante una solución 1:1 de agua desionizada y alcohol isopropílico en un limpiador ultrasónico; evitando la acumulación de partículas en las boquillas que pueden afectar a las características de corte del equipo (Elmes & Gasparon, 2017). Posteriormente, se realizó una inspección visual de cada etapa, verificando que cada una de las boquillas de orificio no estén bloqueados. Cuando se encontraron orificios bloqueados, se usó aire comprimido limpio para limpiar los residuos existentes (Tisch Environmental, 1999). Por otro lado, para los impactadores del muestreador de PM_{2.5}, se efectuó mensualmente un mantenimiento preventivo referente al cambió la grasa de impactación. La grasa de impactación que se uso fue Dow Corning-High Vacuum Grease - Silicone compound lubricant. (Ver Figura 3-2).



Figura 3-2: Mantenimiento preventivo impactadores PM_{2.5}

Verificación de caudales. La estabilidad del caudal de aire es la variable que se debe priorizar, ya que como normalmente en estos sistemas no se cuenta con un registro permanente del flujo, se debe confiar en las mediciones del mismo al inicio y al final del periodo de muestreo de cada muestra para evaluar la cantidad de aire que atravesó el filtro (Hernandez & Jimenez, 2016). De esta manera, usando un rotámetro se verificó los caudales de las bombas al inicio y al final de cada muestreo. Para el impactador de cascada se utilizó un flujo de 28.3 LPM, que cambio entre el flujo inicial y final entre un 4% y un 10%. Para los impactadores de PM_{2.5} se utilizó un flujo de 16 LPM, la tasa de flujo vario entre un 5% y un 8%; lo anterior puede asociarse a que las lecturas del flujo fueron tomadas cuando las bombas de vacío están frías frente a cuando están calientes (Ver Figura 3-3).



Figura 3-3: Verificación caudal de los equipos de muestreo.

Filtros y gravimetría: El impactador de cascada puede utilizar filtros fabricados en dos materiales: cuarzo y microfibra de vidrio. Los filtros de microfibra de vidrio son excelentes opción para el pesaje y el análisis gravimétrico, pero son un mal medio para efectuar análisis químicos (Tisch Environmental, 1999). Por esta razón, se utilizaron filtros de fibra de cuarzo, que permiten realiza un mejor análisis de composición química ya que presenta valores bajos y relativamente constantes de los blancos (Elmes & Gasparon, 2017). Razón por la cual son ampliamente utilizados para analizar compuestos como carbono elemental, carbono orgánico e iones (Gao, Lee, Huang, Chow, & Watson, 2016). Se utilizaron dos tipos de filtro: uno completo de 81mm de diámetro (TE-20-301-QZ) para las primeras siete etapas (desde la etapa de fondo: partículas <0.43 µm hasta las partículas <5.8 µm) y otro filtro de diámetro 81mm con un orificio en el centro (TE-20-305-QZ) para las etapas de partículas más gruesas (>9 μm) y (5.8 -9 μm). Se destaca que se ubicó un filtro adicional de respaldo al final de la salida del impactador para recoger las partículas de tamaño < 0.43 µm (Karanasiou et al., 2007). Para el equipo de muestreo de PM_{2.5} se usaron filtros de micro-cuarzo de 47 mm de diámetro (Whatman®, TE-QMA-47). El pretratamiento de los filtros se realiza con el objetivo de reducir impurezas orgánicas (Lan et al., 2011), toda la información se sintetiza en un diagrama de flujo presentado en el Anexo A (Basado en la información contenida en (Gao et al., 2016) (G. Spindler et al., 2010).

Para realizar la gravimetría de los filtros, se utilizó una microbalanza (Sartorius R200D, Francia) que tiene una legibilidad (menor incremento de la medida) de 0.01 mg y una linealidad de 0.03/0.2 mg. Esta balanza se encuentra en el laboratorio de Catálisis de la Facultad de Química de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá. Se
mantuvieron condiciones de humedad y temperatura durante el acondicionamiento y el pesaje de los filtros ($38.64\% \pm 5.46$ y 23.1 °C ± 0.91 para el pesaje inicial; $41.82\% \pm 4.76$ y 22.1 °C ± 1.1 para el pesaje final). Estos dos factores influyen enormemente en los resultados, porque la masa de partículas recolectada es muy baja en cada etapa (Müller et al., 2012). Igualmente, los filtros pueden adsorber agua durante el muestreo, razón por la cual se debieron acondicionar los filtros antes del pesaje por un tiempo superior a 48 horas en un desecador (Dry Keppler,Sanplatec Corp, Germany). Es por esto que la masa se reporta para el material particulado es "seca" (Engel-cox et al., 2013). (Ver **Figura 3-4**).



Figura 3-4: Equipos usados en la gravimetría

Instalación de los filtros. Cada vez que se colocaban los filtros en los equipos, se verificó que el lado más áspero quedara de frente al ingreso de aire, de acuerdo con las indicaciones del fabricante (Tisch Environmental, 1999).

Documentación de muestreo/Cadena de custodia. Se estableció un sistema de etiquetado de muestras para identificar y distinguir una muestra de las otras. Toda la información fue recolectada en las etiquetas en la tapa de las cajas Petri (ver Figura 3-5) y en una hoja de seguimiento y control. (Ver Anexo B). Conjuntamente, en el Anexo C se presenta el registro fotográfico de cada filtro muestreado con su respectiva información de gravimetría.

	ID Muestra: La muestra tiene los siguientes códigos:
	FEB: Fontibón Estación Bomberos, FC: filtro "full
ID Muestra FE6-FC-85	center", OP: filtro "open center", BL: filtro usado para
Turks as Homeado 22/08/18 Trempo deserador 1032h	blanco, PM _{2.5} : filtro PM _{2.5} y XX número consecutivo.
Fecha de notificada 02-10-18 Fecha peso final 24/(1/18	No. de etapa de impactación: Se utilizaron
Fedia pesoninda 73.25/38.97 Tem "C/Humedad"h 241,89/42.6	diferentes códigos F1 para la etapa F (<0.43 μm), F2
Tem C/Humesad M Council No de etapa de Impactación F1	para la etapa 7 (0.43-0.65 μm), 7 para la etapa 6 (0.65-
Identificación de la balanza DOV 10 40	1.1 μm), 6: Etapa 5 (1.1-2.1 μm), 5 para la etapa 4
m2 m3 m4 m5 m0	(2.1-3.3 μm). 4 para la etapa 3 (3.3- 4.7 μm), 3 para la
0,44094 0,44093 0,44094 0,44095 0,44096	etapa 2 (4.7-5.8 μm), 2 para la etapa 1 (5.8-9 μm) y
University of Muestres Estacion Bankeros tartian	finalmente 1 para la etapa 0 (>9 μm).
Index and the second	mx: se registra la masa del filtro (gramos) antes y
Fecha inposi de interese Mata de filtro con múestra (g)	después del muestreo; el registro de los pesos se hizo
m2 m3 m4 m5 m0	por quintuplicado tanto para el peso inicial como para
m1 0.44194 0.44194 0.44195 0.44195	el peso final.
0,441951914 No	Igualmente se incluyó información referente a la fecha
Precipitation	del pretratamiento de los filtros y su duración en el
Luga de Britavelanderes s	desecador, temperatura y humedad a las que se
	fecha del monitoreo

Figura 3-5: Formato para gravimetría de los filtros.

Calidad de las muestras: Las muestras recolectadas fueron almacenadas individualmente en cajas plásticas de Petri que previamente han sido forradas con papel de aluminio, posteriormente se sellaron con cinta teflón y se guardaron en bolsas de plástico herméticas (zip-lock) con el fin de reducir al máximo la contaminación del contenido. El transporte de las muestras se realizó tratando de mantener a temperatura bajas las muestras tomadas, para esto se usaron bolsas de hielo y finalmente fueron almacenadas en una nevera a 4°C hasta que fueran analizadas químicamente. (Ver Figura 3-6).

Figura 3-6: Almacenamiento de las muestras



Análisis químicos de las muestras. Las muestras fueron analizadas en el laboratorio del Instituto TROPOS (Leibniz-Institut für Troposphären forschung (IfT) en Leipzig, Alemania). Las técnicas utilizadas se nombran en la Figura 3-7 y se detalla la información de los procedimientos analíticos en el **Anexo D**; con base en la información de (Neusiiss, Pelzing, Plewka, & Herrmann, 2000) (Gerald Spindler et al., 2014) (Van Pinxteren et al., 2009) (K. W. Fomba et al., 2014).



Figura 3-7: Técnicas analíticas utilizadas para la composición química

* En el caso de la fracción carbonácea se utilizó métodos distintos de acuerdo con el equipo muestreador empleado. Las muestras de material particulado de PM_{2.5} al estar homogéneamente distribuidas en el filtro, se pudo contabilizar los procesos de carbonización utilizando el método de transmisión óptica térmica (TOTEUSAAR2). Este valor de corrección del "carbono pirolítico" se obtiene a partir de la medición de la transmisión (TOT) o la reflectancia (TOR) de la muestra mediante un láser (longitud de onda 678 nm) (Gerald Spindler et al., 2014). Para el impactador de cascada al estar las muestras de material particulado distribuidas en pequeños puntos sobre el filtro, se utilizó el método termogravimétrico (TGVDI) sin corrección.

Se resalta que el método de calibración usado por el laboratorio consiste en reportar concentraciones de iones superiores al límite de detección más tres veces la desviación estándar. Por lo tanto, si se reportan concentraciones en los blancos de cada uno de los métodos para corregir las concentraciones, se considera que no hay ruido en el método utilizado. De igual modo se reportan las incertidumbres asociadas a los métodos analíticos en términos de porcentaje: carbono elemental y orgánico (4%), amonio, potasio, magnesio, calcio y PAH (5%), sodio, sulfato nitrato y cloruro (3%).

Finalmente, es importante considerar que se realizó una corrección de las concentraciones restando los valores de los blancos. En total se tomaron tres filtros de blancos para PM_{2.5}, de un total de 38 filtros (8%), cinco filtros "open center" de blanco de un total de 43 (12%) y cinco filtros "full center" de un total de 138 filtros (4%).

Cálculo de datos. Para la distribución másica, el tamaño de corte superior para la etapa más gruesa del impactador se toma de 30μm, de acuerdo con el tamaño medio estimado de estudios realizado en túneles de viento a velocidades de viento de 5 m/s con este tipo de impactadores (Wedding et al., 1977), de igual manera en otros estudios también se asume este tamaño de corte superior (Tao, Yin, Ye, Ma, & Chen, 2014). En el **Anexo E** se detalla el procedimiento de análisis de los datos para obtener las diferentes distribuciones

másicas, basada en la información de: (Majoral, Le Pape, Diot, & Vecellio, 2006) (Baron et al., 2001) y (Tisch Environmental, 1999).

Acerca de las concentraciones de partículas se calcularon dividiendo el peso recolectado del material particulado entre el volumen de muestra de aire correspondiente al tiempo de monitoreo y ajustado a la temperatura y presión estándar (25 °C, 1 atm) teniendo en cuenta la presión y temperatura local. La concentración de PM_{2.1} y PM₉ se obtuvo al agregar las concentraciones de las etapas con un diámetro de corte inferior a 1.1µm y 5.8µm, respectivamente. Además, se debe tener en cuenta el área del filtro en la que se realizó el análisis, como se indica en las siguientes ecuaciones:

Ecuación 3-1: Cálculo de concentraciones.

$$Concentración \left(\frac{\mu g}{m^3}\right) = \frac{Concentración area de filtro ponchado \left(\frac{\mu g}{m^2}\right) * Área impactada (m^2)}{Volumen aire (m^3)}$$
$$Concentración \left(\frac{\mu g}{m^3}\right) = \frac{Concentración are filtro cortado \left(\frac{\mu g}{ml}\right) * Área impactada (m^2) * Volumen agua lixiviado (ml)}{Área digerida (m^2) * Volumen aire (m^3)}$$

4. Presentación y análisis de resultados

4.1 Obtención de muestras del material particulado en diferentes distribuciones de tamaño.

4.1.1 Punto de muestreo.

El distrito capital de Bogotá cuenta con 21 localidades, dentro de la cuales se encuentra la localidad del Fontibón. Esta localidad se sitúa en la zona occidental y se caracteriza por ser la séptima localidad que tiene la mayor población (424038 Hab.) reportada para el año 2018 (Alcaldía Mayor Bogotá D.C., 2018b), contando con una extensión aproximada de 33 km² (Cortés et al., 2016).

Además, esta localidad es considerada como un sector interesante para la industria por su cercanía de los municipios aledaños con el centro de la ciudad, su proximidad al Aeropuerto Internacional El Dorado. (Alcaldía Local Fontibón & Alcaldía Mayor Bogotá D.C., 2017) y con la principal terminal de autobuses de Bogotá; siendo catalogada por el Plan de Ordenamiento Territorial como una zona de actividad industrial. Estas características hacen que esta zona tenga las vías con mayor flujo vehicular de la ciudad (Peñaloza P & Rojas, 2010) tanto de tráfico pesado como ligero debido a la presencia de zonas industriales. En la Figura 4-1, se indica la ubicación del punto de medición identificado con un icono de estrella color amarillo y las principales fuentes vehiculares e industriales que están en los alrededores del área de estudio.



Figura 4-1: Ubicación punto muestreo

	km). Avenida 68, Avenida Centenario (≈ 0.6 km), Calle 13 (≈ 3 km), Avenida Ciudad de Cali (≈ 1.4 km), Calle 22 (≈ 0.8 km), Carrera 100 (≈ 0.5 km).
Zonas industriales. (Polígonos)	 Engativá. (Polígonos amarillo) Puente Aranda. (Polígonos azul) Kennedy (Polígonos rojo) Bosa. (Polígonos naranja)

Respecto al sector industrial que se ubica en la localidad de Fontibón los sectores con más concentración de empresas corresponden a la industria metalmecánica o de reparación automotriz, seguida de la fabricación de artículos en plástico, madera y metálico.(Alcaldía Mayor Bogotá D.C., 2018a). Cabe destacar que esta zona se caracteriza principalmente por ser de tipo manufacturero (Cortés et al., 2016), el cual se caracteriza por utilizar calderas alimentas por carbón tipo coque. (Alcaldía Local Fontibón & Alcaldía Mayor Bogotá D.C., 2017).Además, es la segunda localidad con equipos y sistemas de combustión que son potencialmente generadores de material particulado (García Lozada, 2009). En la Figura 4-2 se presentan la ubicación de algunas fuentes de emisión en la zona de estudio.





	ENCAJES DE COLOMBIA S.A Fontibón
Fabricación de plásticos. (Azul)	Reencauchadora Superior Química
	Remax S.A.
	Codelca S.A
	Corrugados de Colombia Ltda Otros
Industria de cosméticos	Laboratorios Tecser Ltda Química
(Naranja)	VASELINA INDUSTRIALES DE COLOMBIA -
	PROTEX
Industria farmacéuticos	Vicar Farmacéutica S.A
(Rosado)	
Estación de gasolina (Negro)	Cercana a la estación de Bomberos.
Industria agroalimentaria	Duquesa S.A
(Morada)	Papas Ya Ltda Agroalimentario
	Industrias J. Montes Ltda
Minoría () (ordo occuro)	
	Tesus La Ruca
de calidad del aire	de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - IDEAM, ubicado a una distancia de 3.5 km en línea
	recta del punto de muestreo)
	Estación Puente Aranda (Pertenece a la Red de
	Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá – RMCAB,
	ubicado a una distancia aproximada de 5 km en línea
	recta del punto de muestreo)
	Estación Kennedy (Pertenece a la Red de Monitoreo
	ue Calluad del Alre de Bogota – RMCAB, UDICAdo a
	del punto de muestreo)
Incinerador	Empresa Ecocapital (Residuos hospitalarios)

Información adaptada de (Montoya Zubiria & Moreno Melo, 2009)(Garcia Villgas & Parra Garcés, 2017)

Las características anteriores de esta zona han permitido catalogarla como una de las tres localidades del distrito con mayores índices de contaminación atmosférica (Alcaldía Local Fontibón & Alcaldía Mayor Bogotá D.C., 2017), especialmente de material particulado (Rojas, 2007), razón por lo cual fue escogida esta zona para realizar el muestreo.

Finalmente, para la selección específica del punto de muestreo se tuvo en cuenta condiciones logísticas que necesita el muestreo como facilidad de acceso y suministro de energía en la estación de bomberos Alejandro Marín Segura en Fontibón. (Coordenadas. Latitud: 4°40'10.67"N. Longitud: 74° 8'34.18"W). Los equipos fueron ubicados en el tercer piso de la estación de bomberos, de esta manera el punto de muestreo estaba aproximadamente a una de 9 metros (Ver **Figura 4-3**).



Figura 4-3: Ubicación de los equipos en el punto de muestreo

4.1.2 Muestreo del material particulado en el punto de medición.

En Fontibón existió un punto de la Red Monitoreo de Calidad del Aire de Bogotá (RMCAB), localizado en la Hilandería de Fontibón en el barrio Villemar (Alcaldía Local Fontibón & Alcaldía Mayor Bogotá D.C., 2017). Esta estación funcionó desde el año 2010 al 2014, monitoreando PM₁₀, después entro en un periodo de mantenimiento empezando nuevamente a reportar información a finales del año 2018 reportando ahora concentraciones tanto de PM₁₀ como PM_{2.5}; razón por la cual no se pudo utilizar dicha información para este estudio. Pero, en general, se puede observar (Figura 4-4) que entre 2010 y 2015 se presentan excedencias de las concentraciones reportadas de PM₁₀ respecto a las normas locales de calidad el aire (100µg/m³ para 24 horas) una gran parte del tiempo. Este comportamiento es congruente con lo reportado en los demás puntos de monitoreo de la zonas sur y occidental de Bogotá que presentan niveles por encima del valor límite permitido (J. E. Pachon & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy), 2018), representando las zonas más críticas de calidad del aire de la ciudad.

En contraste para años más recientes, 2018-1019, se observa una mejora en las concentraciones de material particulado, reduciendo significativamente el número de excedencias. Esta mejora podría ser debido a la mejora de la calidad de los combustibles y renovación del parque vehicular, al entrar en funcionamiento nuevas troncales del sistema Transmilenio (TM) (J. E. Pachon & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy), 2018) en el periodo que no estaba en funcionamiento la estación de monitoreo.



Figura 4-4: Series temporales de material particulado. Estación Fontibón. **a**. Serie temporal PM₁₀. Año 2010- 2014. **b**. Series temporales PM_{2.5} y PM₁₀. Año diciembre 2018 – febrero 2019. **c**. Serie temporal diaria (Año 2010-2014).

Teniendo en cuenta este previo contexto, fue necesario determinar la intensidad horaria para el monitoreo, debido a que los impactadores de baja presión muestrean menos cantidad en masa de material particulado en cada filtro que los impactadores de una sola etapa (Müller et al., 2012).

Para esto en primera instancia, se desarrollaron actividades de ensayo y error, variando la duración del tiempo de muestreo. La cantidad de masa en algunas de las etapas del impactador resultó insuficiente cuando se realizaron muestreos de 48 horas, razón por la cual se determinó que la duración del muestreo fuera de 72 horas (empezando a las 12:00 am hasta las 11:59pm del tercer día), con el objetivo de garantizar que la cantidad de masa de material particulado en cada tamaño sea suficiente para posteriormente realizar gravimetría y caracterización química.

Posteriormente, para determinar los días de monitoreo se realizó una aproximación del comportamiento de material particulado en la zona, mediante el análisis temporal diario (Figura 4-4). A partir de la serie de tiempo diaria de PM₁₀ (ver Figura 4-4.c) se observa que las concentraciones más altas de material particulado ocurren los viernes, miércoles y martes. De esta manera, se definió que los días de monitoreo para el equipo de impactador en cascada fueran los miércoles, jueves y viernes y para el impactador PM_{2.5} son martes – miércoles y jueves-viernes; representados en la Figura 4-5. El muestreo se dividió en dos campañas: la primera campaña inició en marzo y terminó en junio de 2018, y la segunda campaña fue desde octubre hasta noviembre del mismo año.

Figura 4-5: Resolucion temporal de los equipos utilizados
--

	Tiempo de muestreo								
Equipo	Lunes	Martes	Miércoles	Jueves	Viernes	Sábado	Domingo		
Impactador de cascada									
PM _{2.5}									

4.1.3 Meteorología

Las variables meteorológicas que se tomaron en cuenta para el tiempo de muestreo fueron: la dirección y velocidad del viento promedio para los días que conforman cada set, nivel precipitación acumulada, temperatura promedio, humedad promedio y radiación solar promedio. Debido a que, en el punto de muestreo, no se pudo ubicar una estación meteorológica, se utilizó la información disponible de la estación Aeropuerto CATAM (21205791) perteneciente al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales -IDEAM. La estación está ubicada en el Aeropuerto Internacional El Dorado, aproximadamente a una distancia de 3.5 Km del punto de muestreo. En la Tabla 4-1 se recopila la información meteorológica para cada set de muestreo.

	Set	Periodo de muestreo		Velocidad del viento (m/s)	Dirección del viento predominante (Grados)	Precipitación (mm acumulada)	Temperatura (°C)	Humedad (%)	Presión (mmHg)	Radiación Solar (Wh/m2)
				Prom: 2,12	Prom: 166,61	Prom: 12,81	Prom: 14,72	Prom: 78,61	Prom: 752,86	Prom: 155,64
				Máx: 2,58	Máx: 225,92	Máx: 48,47	Máx: 15,69	Máx: 86,26	Máx: 754,44	Máx: 211,94
				Min: 1,57 Min: 122,67		Min: 0	Min: 13, 54	Min: 72,57	Min: 749,23	Min: 107,30
	1	15/03/2018	16/03/2018	2,17	165,92	0	14,65	73,17	753,34	180,61
	2	19/03/2018	20/03/2018	2,35	138	0	15,69	74,55	751,30	197,74
	3	22/03/2018	23/03/2018	2,58	153,9	0	15,27	74,04	753,31	201,15
	4	26/03/2018	28/03/2018	2,17	122,67	0	15,15	79,14	752,43	144,21
	5	11/04/2018	13/04/2018	NR*	NR*	45,9	14,15	84,64	753,80	110,38
Campaña A	6	18/04/2018	20/04/2018	NR*	NR*	28,92	14,76	72,57	754,08	139,28
(marzo, abril mayo	7	25/04/2018	27/04/2018	1,73	137,10	31,73	14,88	79,92	753,88	127,64
junio)	8	2/05/2018	4/05/2018	2,51	122,68	11,64	15,11	78,38	753,88	171,83
	9	9/05/2018	11/05/2018	1,66	208,79	48,47	14,46	84,98	754,44	132,02
	10	16/05/2018	18/05/2018	NR*	NR*	0,38	14,95	74,85	752,94	170,82
	11	23/05/2018	25/05/2018	NR*	NR*	11,19	14,98	76,06	754,29	135,92
	12	30/05/2018	1/06/2018	NR*	NR*	9,6	14,87	78,34	753,14	107,31
	13	6/06/2018	8/06/2018	NR*	NR*	0,16	15,43	73,37	749,24	144,34
	14	3/10/2018	5/10/2018	2,01	184,78	8,97	14,30	78,65	752,39	168,96
Compoão D	15	10/10/2018	12/10/2018	1,57	218,32	18,47	13,54	86,26	752,79	147,52
Campana B	16	17/10/2018	19/10/2018	2,12	225,92	11,33	13,96	81,07	752,38	211,94
noviembre)	17	24/10/2018	26/10/2018	2,01	177,55	9,51	14,61	84,90	752,14	161,06
	18	31/10/2018	2/11/2018	2,39	143,75	0,52	14,05	76,73	753,08	117,36
	19	7/11/2018	9/11/2018	2,26	166,55	6,77	15,01	82	751,62	187,10

 Tabla 4-1: Información meteorológica del tiempo de muestreo

NR*: Información no reportada por la estación meteorológica

Respecto a la variable de precipitación, se caracteriza por un régimen bimodal con lluvias más fuertes en marzo y abril también en octubre y noviembre (Vasconcellos et al., 2011). El mes de marzo es reconocido históricamente como el comienzo del primer periodo de lluvia del año en Bogotá, para el 2018, año de estudio, las mayores cantidades de agua precipitada acumulada se concentraron en el occidente de la ciudad. Por ejemplo, la zona de Puente Aranda reportó para este mes 92 mm/mes con 15 días de lluvia; los eventos de precipitación más intensos ocurrieron a finales del mes de marzo, con altos valores de precipitación (Secretaria Distritral de Ambiente, 2018a).

En el caso de la zona de estudio, con la información disponible de la estación del Aeropuerto CATAM (IDEAM), se encontró el comportamiento anual para el año 2018. (Ver Figura 4-6). Se puede observar que el primer periodo de lluvia del año inicia en el mes de abril, registrando la mayor precipitación mensual. Este evento de precipitación intensa pudo ocurrir debido al descenso latitudinal de la Zona Convergencia Intertropical (ZCIT), ubicándose entre las latitudes 5N y 7N, con una mayor actividad convectiva asociada en la región Pacífica. Además, la influencia del cambio de fase de la onda estacional denominada Madden-Julian Oscillation (MJO); debido a que este periodo de tiempo pasó de fase subsidente (alta presión) a fase convectiva (baja presión). (Secretaria Distritral de Ambiente, 2018a). En general, se puede observar que el periodo de muestreo se realizó en los meses de mayor precipitación (abril, mayo, octubre y noviembre).





Para la variable de dirección y velocidad del viento, se observa que no existe información reportada en la estación del Aeropuerto CATAM (IDEAM) para algunos días de los meses de abril, mayo y junio del 2018. En la **Figura 4-7**, se compila la rosa de vientos para el periodo de muestreo y en el **Anexo F** se muestra las rosas de vientos para los sets que tienen información disponible.



Figura 4-7: Rosa de vientos para el periodo de muestreo. Año 2018.

Frequency of counts by wind direction (%)

Se observa que durante la época de muestreo hay alta variabilidad en la dirección del viento, indicando que el aporte de las fuentes a la contaminación de material particulado en esta zona puede tener origen de varios puntos, similar a lo reportado en otros estudios (Castañeda & Mendez, 2018). La dirección predominante del viento se reporta desde el noroeste y suroeste con velocidades más frecuentes que oscilan entre un rango de 0 -1.5 y 1.5-3 m/s. Los sets con mayor velocidad del viento promedio son: Set 2, Set 3, Set 8 y con menor velocidad del viento promedio son Set 7, Set9, Set 15.

Cabe destacar que el área que está delimitada entre el sureste y el suroeste del punto de muestreo corresponde a la vía principal, donde se observa buses del Sistema Integrado de Transporte, vehículos particulares y de carga. Y, por otro lado, el área comprendida entre las direcciones sureste y noreste, junto con el área comprendida entre las direcciones oeste y noroeste, corresponden a la zona residencial, donde también hay presencia de parqueaderos para vehículos pesados y talleres de fundición de metales (Garcia Villgas & Parra Garcés, 2017). Uniendo la anterior información con la frecuencia de las velocidades de viento, reporta mayor frecuencia aproximadamente del 60% para las velocidades del viento bajas (0- 3 m/s) indicando que la concentración y composición química del material particulado en la zona está afectada por las condiciones y fuentes locales nombradas anteriormente. Se resalta que existen estudios que a estas bajas velocidades de viento en la zona encontraron altas concentraciones de material particulado (García-Avila & Rojas, 2016).

Además, se identifica en las rosas de vientos que no existe presencia de calmas en ninguno de los sets, lo que favorece la dispersión de las concentraciones de contaminantes debido a que el aire ligero o calmas no pueden dispersar las partículas de manera efectiva. (Pooltawee et al., 2017).

Las variables de presión, temperatura y radiación solar se mantuvieron relativamente constantes durante el periodo de monitoreo. De esta manera los posibles cambios en los compuestos semivolátiles se consideraron insignificantes.(Ramírez, Sánchez de la

Campa, & de la Rosa, 2018). La humedad promedio para el periodo de muestreo es de 78.61%, encontrándose en un rango rangos de 60% a 80%. Esta característica de humedad relativa >70%, puede hacer que los nitratos solubles, sulfatos, amonio, sodio, otros iones inorgánicos y algunos materiales orgánicos absorban el vapor de agua de la atmósfera, haciendo que sus modos de distribución se desplazan hacia diámetros mayores (Judith C Chow, Watson, Frank, & Homolya, 1998). Además, estos valores permiten asegurar que existe un efecto insignificante del efecto rebote de partículas en el impactador de cascada (Gao et al., 2016).

4.2 Determinación de la caracterización química del material particulado.

4.2.1 Distribución másica

En total, se recogieron diecinueve sets, es decir 171 muestras de aerosoles segregados por tamaño para dos períodos: marzo-junio de 2018 y octubre-noviembre de 2018. En el **Anexo F** se reporta la gravimetría para los filtros de cada uno de los sets, es importante considerar que la diferencia entre el peso inicial y final de los filtros en cada una de las etapas y en cada set supera los 15μ g, lo que puede indicar que hay sospecha de sobrecarga en los filtros (Tisch Environmental, 1999); pero se debe aclarar que esta sobrecarga no es tan alta debido a que los datos de verificación de caudales al inicio y final del muestreo no reportaron diferencias significativas. En la **Figura 4-8** se reporta las concentraciones másicas de cada una de las etapas para el periodo de monitoreo.

Figura 4-8: Concentraciones másicas de las partículas totales suspendidas (TSP) segregadas por etapas para el periodo de monitoreo. Año 2018.



Se observa que los tres primeros sets tienen las concentraciones más altas respecto a todos los sets muestreados Hay que mencionar que en Colombia, entre el 16 y el 23 de marzo se registraron 10991 puntos calientes de incendios (basado en los satélites MODIS y VIIRS), los cuales predominaron en los departamentos de Vichada, Meta y Arauca, siendo estos dos últimos los que pudieron generar una mayor contribución al aumento del

material particulado en Bogotá, debido a que en el mes de marzo existe un cambio de la dirección de los vientos, favoreciendo el transporte del material particulado por parte de los vientos sinópticos provenientes del este y el noreste (Secretaría Distrital de Ambiente Bogotá, 2019); información que es congruente con la rosa de vientos reportadas para estos sets (**Anexo F**). Lo anterior originó, que el día 23 de marzo del 2018, el Sistema de Alertas Tempranas Ambientales de Bogotá – SATAB declarara alerta amarilla por contaminación atmosférica, debido a que se registraron desde el 21 marzo concentraciones en el nivel "Regular" para el contaminante PM_{2.5} (Secretaría Distrital de Ambiente Bogotá, 2019). Además, en la zona de Fontibón y en general en Bogotá, se conoce que los valores de las concentraciones de material particulado son más altas durante el primer trimestre y al final de cada año, en especial cuando se presentan vientos de alta velocidad provenientes del oeste (García-Avila & Rojas, 2016).

Efecto contrario se observa en el set 4 puesto que hay un descenso de las concentraciones, dado que corresponden a la semana santa donde se reduce notoriamente la cantidad de fuentes industriales y móviles. El mes de abril de 2018, fue de los más lluviosos de la década, por debajo de abril de 2011 y 2010, cabe recordar que 2010 y 2011, fueron años influenciados por uno de los episodios La Niña más intensos de la última década. Las primeras semanas del mes de abril presentaron las precipitaciones diarias más altas, encontrando que los días 3 y 13 de abril (correspondiente al set 5) fueron los que mayores acumulados de lluvia registraron. Sin embargo, la influencia de las lluvias en estos días no contribuyó con la reducción de las concentraciones de material particulado (Secretaría Distrital de Ambiente Bogotá, 2019); lo que puede asociarse con el comportamiento del set 5 comparado con el set 6 y 7, el cual presenta concentraciones altas.

El comportamiento típico de los meses de mayo es que las concentraciones de material particulado tienden a aumentar (García-Avila & Rojas, 2016) respecto a las concentraciones presentadas en el mes de abril, razón por la cual se observa desde el set 12, es decir entre la semana final de mayo e inicial de junio hasta el set 19 correspondiente a las primeras semanas de noviembre, un incremento de las concentraciones.

Al respecto de las concentraciones másicas por cada etapa (Ver **Anexo H**), se reporta la mayor concentración para la etapa >9 μ m en todos los sets, siendo más alta en el set 3. Este comportamiento puede asociarse a una concentración incrementada causada por la disminución en la velocidad promedio del viento y su cambio en la dirección, con ingreso de vientos locales desde el oeste de la ciudad, e influencia de los vientos sinópticos provenientes del noreste, lo que redujo las condiciones de ventilación en la ciudad y puede agregar una posible fuente aportante de material particulado son los incendios registrados en la zona oriental del país y en Venezuela, las cuales se realizan usualmente en marzo (Secretaría Distrital de Ambiente Bogotá, 2019). (Ver **Anexo J.** Reporte de calidad del aire según el Secretaria Distrital de Ambiente en Bogotá D.C).

Respecto a la comparación que se hace del impactador de cascada con el sistema respiratorio, se observa que la zona de los alveolos, que comprende la etapa > 0.43 µm

hasta la etapa 0.65 µm, tiene las concentraciones más altas (≈22µg/m³) y las concentraciones más bajas se observaron en la etapa 2.1- 3.3 µm (≈6µg/m³) relacionada con los bronquios secundarios. Es importante destacar que la cantidad másica de PM que pueden entrar en cada región, sobre todo en la región de los alveolos, pueden ser diferente a la cantidad de masa depositada en cada zona del sistema respiratorio, debido a que las partículas pueden sufrir diferentes mecanismos de deposición como: impactación, difusión/movimiento browniano, interceptación y/o asentamiento dependiendo de la edad del individuo expuesto a la contaminación. En este sentido se conoce que a medida que aumenta la edad, la deposición de partículas aumenta en las vías respiratorias inferiores mientras que disminuye en las superiores, puesto que a medida que la edad aumenta, el papel de la impactación inercial disminuye, pero la de la sedimentación gravitacional aumenta (Deng, Ou, Chen, & Xiang, 2018). Además se conoce que hay una mayor eficiencia deposición de partículas en bebés y niños que en adultos, lo que apoya la observación de que los niños son más vulnerables a los efectos adversos de la contaminación del aire que los adultos (Deng et al., 2018).

Acerca de los mecanismos de formación las fracciones de tamaño de partícula se clasificaron en tres rangos diferentes (Ver Figura 4-9): partículas ultrafinas (modo nucleación, $d_{ae} < 0.43 \mu m$), partículas finas (modo de acumulación, 0.43 $\mu m < d_{ae} > 2.1 \mu m$) y partículas gruesas (d_{ae}> 2.1- 9 µm)(Pooltawee et al., 2017). Las concentraciones promedio de partículas ultrafinas, finas y gruesas en los conjuntos de muestras estuvieron en el rango de 1.06- 13.72µg/m³, 7.95 -53.24µg/m³ y 11.97 -85.59µg/m³, respectivamente. Estas concentraciones corresponden en las partículas ultrafinas al 11 ± 4.5%, las partículas finas corresponden al $37 \pm 9.1\%$ y las partículas gruesas son el $52 \pm 9\%$ del total de la masa, aportando las partículas gruesas la más alta contribución másica. (Anexo H). El porcentaje de partículas ultrafinas es bajo, esto se debe a que este tipo de partículas dominan la concentración del número partículas (Saffari et al., 2013), siendo altas en número, pero baja en masa (Müller et al., 2012). Finalmente, las partículas gruesas, probablemente resultaron de procesos mecánicos, mientras que las finas pueden ser resultado de la transformación de ultrafinas a través del mecanismo de acumulación, coagulación y/o condensación de especies de vapor e igualmente también pueden ser atribuidas también al transporte a grandes distancias.

Por otra parte, se realizó una pequeña comparación de un set que cumple y otro que incumple el límite permisible diario para PM_{10} y $PM_{2.5}$, 100 y 50 µg/m³, respectivamente, según la norma de calidad del aire de Colombia, Resolución 2254 del 2017. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo sostenible., 2017). De acuerdo con los datos, en el set que cumple la normatividad (set 7) la fracción gruesa atribuye al 61%, la fracción fina al 28% y la fracción ultrafina al 11%; mientras que un set donde se incumple la normatividad (set 2) presenta las siguientes contribuciones al modo grueso, fino y ultrafino, 40%, 50% y 10%, respectivamente. Se observar que el aporte de la fracción ultrafina parece permanecer constante en el punto de monitoreo, existen variaciones en el modo fino y grueso. Estos resultados indican el aumento de las partículas de tamaño fino en los días contaminados (alta concentración de material particulado) que puede estar relacionado con emisiones

frescas de combustión y/o la formación de nuevas partículas en dichos días (X. X. Ding et al., 2017).



Figura 4-9: Mecanismos de formación del material particulado en la zona de estudio. Año 2018.

*Se observa las concentraciones más bajas de partículas ultrafinas en el set 6 y en el set 10; debido a que estos sets presentan un error gravimétrico en las etapas de menor tamaño, asociado a perdidas de fibras del filtro en el momento del retiro. (**Anexo G**).

En cuanto a la distribución promedio másica de todos los sets, como se observa en la Figura 4-10, es bimodal e indica que la masa de las partículas está repartida entre los modos de acumulación y grueso. El modo dominante que corresponde al modo grueso tiene un diámetro mediano de masa entre 4.4 y 5.4 µm (Promedio MMD±GSD: $5.1\pm 1.4\mu$ m); dicho modo se genera por procesos mecánicos como la erosión y la resuspensión de fuentes naturales como el polvo (X. X. Ding et al., 2017) y se eliminan por sedimentación y lavado, además las partículas gruesas se caracterizan por una alta velocidad de deposición y tienen tiempos de residencia cortos (Moustafa, Mohamed, Ahmed, & Nazmy, 2014). El otro modo ligeramente menos abundante es el modo de acumulación que se encuentra entre los diámetros 0.8 y 1.1 µm (Promedio MMD±GSD: $0.9\pm 2.7\mu$ m); este modo se caracteriza por partículas con largos tiempos de residencia y su formación se relaciona por procesos de conversión de gas a partículas, reacciones químicas, condensación y coagulación (Moustafa et al., 2014) y también se puede asociar a la presencia de fuentes como quema de carbón y emisiones vehiculares (X. X. Ding et al., 2017).

Aproximadamente en promedio de todos los sets, un 52% de la masa total (< 9 μ m) de partículas se ubica en el modo grueso >2.1 μ m, el otro 48% de las partículas fue menor que 2.1 μ m, es decir partículas finas; lo que permite dar una aproximación que la zona de estudio está influenciada por fuentes tanto naturales como antropogénicas (Paw-Armart & Yoshizumi, 2013). El porcentaje de partículas finas se puede describir como la proporción de partículas inhalables, es decir que aproximadamente el 48% (± 9.3) de la masa de PM pueden penetrar en los bronquios terminales y un 27% (± 11) de estas partículas es menor de 1.1 μ m y podrían depositarse en los alvéolos. Al considerar que casi la mitad de las partículas puede penetrar hasta los bronquios y una tercera parte a los alveolos, esto representa un alto riesgo a la salud, debido a que PM₁ puede contener sustancias más toxicas que PM_{2.5}, como compuestos orgánicos y carbono elemental (M. Yang et al., 2018).



Figura 4-10: Promedio de la distribución másica del material particulado en la localidad de Fontibón, Bogotá.

* Las barras de error representan una desviación estándar. Año 2018.

En la Tabla 4-2 está consolidada la información para cada uno de los sets y en el **Anexo I.**, la respectiva representación gráfica de todas las distribuciones agrupadas por meses, destacando que, en todos los conjuntos de muestras, el valor de MMD no coincide exactamente con el pico de la distribución de cada modo. Realizando una comparación de las distribuciones promedio entre las campañas de monitoreo, se observa que las concentraciones másicas normalizadas son ligeramente más altas para la campaña entre marzo – junio que lo reportado para octubre – noviembre; aproximadamente un 3% mayor. En general, como se mencionó anteriormente se observa que en la mayoría de los sets el modo dominante es el grueso.

Asimismo, se observa que las partículas en el modo de acumulación son más distribuidas $(1.68 \ge GSD_a \le 1.13)$ que las partículas en el modo grueso $(1.84 \ge GSD_c \le 1.41)$. Esto puede atribuirse a la diferencia en el origen de los aerosoles y su tiempo de residencia. El modo de acumulación está formado por la conversión de gas en partículas a través de reacciones química, cuyo proceso se ve fuertemente afectado por la concentración de algunas impurezas en la atmósfera como el azufre y el óxido de nitrógeno (Moustafa et al., 2014). Igualmente, las partículas de este tipo crecen más rápido que las partículas en el modo grueso (Moustafa et al., 2014); haciendo que haya más variedad de tamaños en las partículas en el modo fino.

	D • • • • • • • • •			ción	Grueso		
	Distribución	Modo dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp c (µm)	σ_{c}	
Set 1	Bimodal	Modo grueso	0.99	1.51	4.58	1.63	
Set 2	Bimodal	Modo grueso	0.87	1.54	4.54	1.84	
Set 3	Bimodal	Modo grueso	0.95	1.53	5.36	1.41	
Set 4	Bimodal	Modo fino ^b	1.04	1.40	4.69	1.68	
Set 5	Bimodal	Modo grueso	0.95	1.53	4.96	1.48	
Set 6	Bimodal	Modo fino ^b	0.90	1.13	5.23	1.65	
Set 7	Bimodal	Modo grueso	0.94	1.47	4.49	1.82	
Set 8	Bimodal	Modo grueso	0.83	1.50	4.95	1.65	
Set 9	Bimodal	Modo grueso	0.89	1.58	4.60	1.79	
Set 10	0 Unimodal ^a Modo grueso		1.09	1.68	4.43	1.75	
Set 11	Trimodal	Modo grueso	1.04	1.58	4.56	1.61	
Set 12	Bimodal	Modo grueso	0.94	1.56	4.62	1.73	
Set 13	Bimodal	Modo grueso	0.97	1.57	4.88	1.67	
Set 14	Bimodal	Modo grueso	0.93	1.54	4.68	1.74	
Set 15	Bimodal	Modo grueso	0.92	1.55	4.69	1.75	
Set 16	Trimodal	Modo grueso	1.01	1.56	4.70	1.70	
Set 17	Bimodal	Modo grueso	0.93	1.55	4.67	1.80	
Set 18	Bimodal	Modo grueso	0.90	1.54	4.72	1.82	
Set 19	Bimodal	Modo grueso	0.99	1.54	4.69	1.74	
	Prome	edio	0.95	1.52	4.74	1.70	
	Desviación	estándar	0.06	0.11	0.24	0.11	
	Má	x.	1.09	1.68	5.36	1.84	
	Mi	0.83	1.13	4.43	1.41		

 Tabla 4-2: Parámetros estadísticos de las distribuciones medidas

^a El set 10, correspondiente del 16 al 18 mayo 2018, no se puede distinguir fácilmente la existencia de dos modos predominantes debido a que existió interferencia al momento de realizar la gravimetría en dos de las nueve etapas. Además, se debe considerar que el día anterior a la toma de la muestra sucedió el mayor acumulado de precipitación para esta primera temporada de lluviosa del año, la cual ocurrió el día 15 mayo de 2018. (Secretaria Distritral de Ambiente, 2018b).

^b Estos sets tiene un comportamiento diferente al promedio, dichos comportamientos pueden estar asociados a errores instrumentales en el momento del pesaje.

En general los resultados obtenidos en este estudio son similares a las distribuciones del tamaño de las partículas de masa urbana, que típicamente sean encontrado que son bimodales (T. Wu & Boor, 2020). La Figura 4-11 muestra la comparación de la distribución másica promedio del presente estudio con otros estudios realizados con el mismo impactador de cascada. En primera instancia se observan diferencias significativas en las concentraciones de material particulado segregado por tamaño en las diferentes zonas.

Aquellas zonas donde se presentan las concentraciones más altas son: (*Liu et al., 2017*) = Zona urbana con eventos de contaminación de partículas, (*Paw-Armart & Yoshizumi, 2013*) = Zona suburbana y el presente estudio, se pueden observar que estas distribuciones másicas son parecidas, bimodales con un pico más abundante en el modo grueso, pero también se resalta la alta contribución en masa del modo fino.

Caso contrario sucede con los otros estudios en zonas urbanas (*H. Wang et al., 2015*) y (*J. Wang et al., 2016*); aunque son bimodales, tienen el modo fino como dominante. Esto se relaciona con las fuentes predominantes en estas zonas de estudio que tiene una mayor contribución al modo fino, como la quema de biomasa, la combustión de carbón y las emisiones vehiculares.

Sin duda, la zona de background (*J. Zhao et al., 2011*) va a tener concentraciones más bajas del material particulado comparadas con las encontradas en este estudio, debido a que no existen en la zona de background fuentes que puedan aportar significativamente a un modo de partículas más que a otro, la concentración de partículas centradas en un tamaño intermedio y su distribución se caracteriza por ser unimodal. Mientras tanto, en una zona totalmente industrial (*J. Zhao et al., 2011*) las fuentes son más homogéneas, se observa un solo modo dominante en las partículas más finas. En resumen, la abundancia de los modos dominantes y las concentraciones másicas está relacionado directamente con las fuentes de la zona de muestreo.

Figura 4-11: Comparación de diferentes distribuciones másicas utilizando un impactador Andersen.



*Información adicional de la Figura 4-11. (*Paw-Armart & Yoshizumi, 2013*) = Zona suburbano. (*H. Wang et al., 2015*) = Zona urbana. (*J. Wang et al., 2016*) = Zona Urbana a 10m de altura. (*Liu et al., 2017*) = Zona urbana con eventos de contaminación de partículas (días con altas concentraciones de partículas finas >75µg/m³).

Asimismo, para observar el efecto de las variables ambientales en la distribución másica del PM, se realizó una comparación del set con mayor precipitación acumulada en los días de monitoreo, correspondiente al set 9 (mayo 9- 11.2018) con una precipitación acumulada para los tres días de monitoreo de 48.47 mm de agua y el que tiene menor precipitación set 13 (junio 6-8.2018) con una precipitación de 0.16 mm de agua. (Ver **Figura 4-12**).





Se puede observar que las dos distribuciones son bimodales, con un modo dominante grueso. El set 9 presenta la mayor precipitación acumulada que permite una disminución de la concentración del modo grueso con respecto al set 13, esto sucede porque en el set con menor precipitación (set 13) se favorece la presencia de polvo resuspendido en la atmósfera, que puede ser responsable de este modo grueso dominante (Hernandez & Jimenez, 2016).

Asimismo, se hizo la comparación de los sets donde se presentaba en promedio velocidades altas y velocidades bajas en los días de monitoreo, es decir el set 3 (2.58 m/s) y el set 15 (1.57 m/s), respectivamente. Debido a que las partículas grandes tienden a tener más peso y por efecto de la gravedad tener un tiempo de vida medio en la atmósfera mucho menor (Hernandez & Jimenez, 2016), es de esperarse que al incrementar la velocidad se emiten las partículas de menor diámetro (Viana Rodriguez, 2003) ; lo anterior se logra observar en la **Figura 4-13**. A pesar de dicho incremento para el modo fino en el set 3, las dos distribuciones presentan como modo dominante el grueso.

Figura 4-13: Comparación de distribuciones másicas, variable meteorológica: velocidad del viento. Año 2018.



Finalmente, considerando que el impactador en cascada no presenta un corte de 2.5 µm, el diámetro de 2.1 µm se definió como el punto de corte para dividir las partículas finas y gruesas en este estudio. Por lo tanto, en el modo grueso el rango de partículas correspondió a las etapas $D_{ae} = 2.1-9.0$ µm y el rango de partículas en modo fino correspondió a las etapas $D_{ae} = <0.43-2.1$ µm). Por consiguiente, el PM₉ corresponden a las etapas $D_{ae} = <0.4-9.0$ µm (Wan et al., 2016).

La concentración promedio de PM₉ fue de 61.17 ± 27.7 µg/m³, PM_{2.1} fue de 29.59 ± 15.04 µg/m³ y PM_{1.1} 21.99 ± 11.57 µg/m³ (Ver Figura 4-14) Estas concentraciones están por debajo del límite permisible diario para PM₁₀ y PM_{2.5} (100 y 50 µg/m³, respectivamente), según la norma de calidad del aire de Colombia, Resolución 2254 del 2017. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo sostenible., 2017); solamente el set 1 y 2 incumplen los límites permisibles para PM₁₀ y los sets 2 y 3 para PM_{2.5}. Sin embargo, están muy por encima de las directrices de la Organización Mundial de la Salud – OMS, donde se establece un límite de concentración para 24 horas de PM₁₀ es 50 µg/m³ y PM_{2.5} de 25 µg/m³ (World Health Organization (WHO), 2005). También se puede analizar que, en un día donde se presentan las más bajas concentraciones PM₉ (set 10), el 10% de la concentración en masa se atribuye a PM_{1.1}, mientras que el valor se incrementaba al 24% cuando el aire estaba gravemente contaminado y se excede la norma local de calidad del aire (set 1). Y la contribución del modo grueso al total de PM disminuyó de 70% en días limpios a 65% en días contaminados.

Para entender la contribución de PM₁ en PM_{2.5}, se calcula la relación de PM_{1.1}/PM_{2.1}, el cual corresponde a 0.73± 0.11. Esta proporción tan alta (superiores a 0.50) se atribuyen generalmente a la contribución de partículas secundarias y de fuentes de combustión (Deshmukh, Deb, Tsai, & Mkoma, 2010). Igualmente, se determinó la relación PM_{1.1}/PM₉, encontrando que las concentraciones medias de PM₁ representaban entre el 10% y el 65% de las PM₉. Este resultado sugiere que la fracción PM_{1.1} juega un papel importante en la

atmósfera y se puede inferir que la conversión de gas en partículas que ocurre durante la formación inicial de aerosoles inorgánicos secundarios submicrónicos en la zona de estudio, es significativa (Chiang & Lin, 2005).

Respecto a la relación de PM_{2.1}/PM₉ fue en promedio del 48%, para la mayoría de los conjuntos de muestras. Esta proporción indica que existe una alta contribución de las fuentes de combustión (industriales y de tráfico) alrededor del punto de medición (Mohamed, 2012)(Javed, Wexler, Murtaza, Ahmad, & Basra, 2015). y de procesos de desintegración mecánica o natural, debido a que la relación se encuentra en un rango entre 40% y 70% (Secretaria de Ambiente Quito, 2011).



Figura 4-14: Concentraciones de PM₉, PM_{2.1} y PM_{1.1}. Año 2018.

Las fracciones $PM_{2.1}$ y $PM_{1.1}$ son relativamente diferentes en su composición física y química. Generalmente proceden de fuentes diferentes o de actividades diferentes dentro de las mismas fuentes. (Deshmukh et al., 2010). De acuerdo con lo anterior, se decide establecer la relación lineal para estos dos tamaños (**Figura 4-15**), encontrando que la relación es alta (r^2 = 0.98) para el periodo de estudio. Estos resultados implican que las partículas de $PM_{2.1}$ y $PM_{1.1}$ en este estudio tienen fuentes similares y que estaban siendo influenciados por las mismas condiciones locales de la zona de estudio.





En Colombia, como en la mayoría de los otros países, las normas de calidad del aire no establecen un monitoreo obligatorio de PM₁. Esta es la razón principal por la que no hay datos disponibles al respecto. En el presente estudio, teniendo en cuenta la **Figura 4-16**, se encontró que la concentración de PM_{1.1} de 21.99 \pm 11.57 µg/m³, valor inferior a la observada en Beijing (Y. Zhang et al., 2018), y comparable con las concentraciones observadas en México (Guerrero et al., 2017) y Milán (Vecchi et al., 2018). La mayoría de los estudios que incluyen las concentraciones de PM₁ se han llevado a cabo en Europa y China, donde la concentración de PM₁ se ve afectada por la variación estacional, mostrando concentraciones más altas en invierno, asociadas con la quema de biomasa y calentamiento, prácticas que son muy poco frecuentes en Bogotá; al contrario, se pueden asociar más a la presencia de fuentes móviles. Se concluye entonces que hace falta información sobre las concentraciones de PM₁ en los países en desarrollo.

Finalmente, la concentración de PM₁ encontrada en Bogotá D.C. fue superior a los lineamientos de concentración de PM_{2.5} de la OMS (World Health Organization (WHO), 2005). La norma nacional de calidad del aire no establece como obligatorio hacer el monitoreo de PM₁, pero este estudio revela la importancia de este parámetro para comprender mejor el efecto negativo de la mala calidad del aire en la salud de la población y evaluar con mayor certeza la efectividad de las medidas para reducir la contaminación del aire.





4.2.2 Caracterización química

• 4.2.2.1. Caracterización química en diferentes distribuciones de tamaño.

Para la selección de los sets para análisis de la composición química, se tomó en cuenta las observaciones ocurridas en los monitoreos como: registro negativo en la gravimetría, comportamiento anormal de la masa en uno de los filtros correspondiente a una etapa

determinada y/o estado de deterioro filtro (descrita en el **Anexo G**). De esta manera, se descartaron los sets No 2, 3, 4, 5, 6, 8 y 10.

Posteriormente, se analizaron los niveles de precipitación acumulados de cada set, utilizando la información de las estaciones de monitoreo de calidad del aire de RMCAB, Kennedy y Puente Aranda; además la información de una estación meteorológica cercana al punto de muestreo perteneciente al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM.

Figura 4-17: Niveles de Precipitación acumulados en el periodo de muestreo de cada set. Año 2018.



Consecuentemente, se priorizaron los sets para realizar análisis de composición química teniendo en cuenta los periodos con baja precipitación: set: 1 y 14; los periodos con mayor precipitación set: 11, 12 y 15. Finalmente, los sets seleccionados fueron *9, 11, 12, 13, 14, 15, 16* y *17*.

La caracterización química del material particulado en diferentes distribuciones de tamaño se realizó para los siguientes elementos: fracción carbonácea comprendida de carbono elemental y carbono orgánico; iones solubles en agua (WSIs): Cloruro (Cl⁻), Nitrato (NO₃⁻), Sulfato (SO₄²⁻), Oxalato (C₂O₄²⁻), Nitrito (NO₂⁻), Bromuro (Br⁻), Fluoruro (F⁻), Formiato (CHOO⁻), Metanosulfonato (CH₃O₃S⁻ o MSA⁻), Fosfato (PO₄³⁻), Sodio (Na⁺), Amonio (NH₄⁺), Potasio (K⁺), Magnesio (Mg⁺²) y Calcio (Ca²⁺).

4.2.2.1.1 Fracción carbonácea.

Se debe tener en cuenta que hasta el momento se ha realizado la caracterización química completa, incluyendo la fracción carbonácea, de cuatro sets (set 12, 13, 14 y 15). En la Figura 4-18, se observa que las fracciones de carbono dominan el contenido de las muestras y que la fracción de iones es baja en cada fracción de tamaño; indicando que el incremento del parque vehicular y su deterioro, junto con la actividad industrial, aún contribuyen con cantidades significativas de al material particulado de Bogotá (J. E. Pachon & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy), 2018). De igual modo, el resultado es

similar al de estudios de caracterización químicas en otras zonas urbanas del mundo donde se ha demostrado que la fracción carbonácea es el principal componente del material particulado (Querol et al., 2004).

La concentración de carbono elemental disminuyó con el aumento del tamaño de partícula, lo cual es similar a lo encontrado en otros estudios (Tian et al., 2016). Este comportamiento puede ser causado porque en las etapas inferiores del impactador hay importantes caídas de presión, haciendo posible que alguna parte del material orgánico se volatilice, provocando por ende concentraciones más altas de EC (J.C. Chow et al., 1996).

Por otra parte, se determina que la fracción no identificada es mayor en las etapas de partículas más gruesas. Debido a que, la reconstrucción másica en cada tamaño: <0.43µm, 0.43-0.65 μm, 0.65-1.1μm, 1.1-2.1μm, 2.1-3.3μm, 3.3-4.7μm, 4.7-5.8μm, 5.8-9μm γ >9μm fueron 98.5%, 71%, 73%, 53.6%, 60.4%, 49%, 98.7%, 42.8% y 31.14%, respectivamente; se infiere que la masa total de las especies medidas (materia orgánica, carbono elemental e iones) existe en su mayoría en el rango de tamaño de 4.7-5.8µm y <0.43µm. Estos porcentajes de reconstrucción másica, puede estar asociado a que en las fracciones donde el material particulado tiene mayor tamaño existe importante contribución de metales traza. polvo resuspendido o fugitivo, compuestos orgánicos volátiles, metales y/o algunos otros iones como los carbonatos, que según estudios previos realizados en la ciudad (Vargas & Rojas, 2010) (J. E. Pachon, Russell, Sarmiento, & Galvis, 2008) (Rivera & Behrentz, 2009) pueden aportar de forma importante a la masa total del PM₁₀ y en general al modo grueso del material particulado de la ciudad (Hernandez & Jimenez, 2016) y no fueron analizado en este estudio. Caso contrario sucede con las fracciones más finas, donde los metales traza no son importante contribuyentes (Villalobos, Barraza, Jorquera, & Schauer, 2015), del 0.1% a 24% de la masa total (Mohamed, 2012). En los tamaños más finos, son mayores contribuyentes los iones solubles en agua, que pueden comprender hasta 60-70% de la masa total de partículas (Mohamed, 2012). La reconstrucción promedio de masa de PM_{2.1} y PM₉ fue del 68% y 65%, respectivamente. Pueden existir errores en el momento de muestreo que generan discrepancia entre la masa media y la reconstruida, algunos de los cuales pueden ser: probabilidad de haberse absorbido vapores orgánicos, debido a que se utilizaron filtros de cuarzo; posible evaporación del nitrato de amono volátil; y la presencia de agua líquida retenida en los componentes solubles durante el pesaje de los filtros (J.C. Chow et al., 1996) (Judith C. Chow, Lowenthal, Chen, Wang, & Watson, 2015).



Figura 4-18: Composición química media de los aerosoles segregados por tamaño recogidos en la atmósfera urbana de Fontibón.

Realizando el análisis de las concentraciones de la fracción carbonácea en PM_{2.1} y PM_{9.} se encontró el promedio de la concentración de carbono orgánico (OC fue 7.68 ±1.19 µg/m³ en PM_{2.1} y 16.92 \pm 1.96 µg/m³ en PM₉) y de carbono elemental (EC fue 7.01 \pm 0.63µg/m³ en $PM_{2.1}$ y 8.39 ±0.76µg/m³ en PM₉). Identificando nuevamente, que el carbono elemental a medida que se disminuye de tamaño, es decir en el modo fino, aumenta su concentración másica. La variabilidad de estas concentraciones respecto a su desviación estándar, revelan que la concentración de EC tiene la menor variabilidad lo que sugiere una fuente local bastante uniforme, es decir, partículas primarias de la combustión incompleta de combustibles fósiles (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). Lo mismo se encontró en el análisis anual que se hizo para PM_{10} en Bogotá, estableciendo que las concentraciones de EC son relativamente más constantes a través del año de monitoreo (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). En comparación con PM2.1, el porcentaje de EC respecto a la masa total (aproximadamente: 22.75%) es mucho mayor que en PM_9 (aproximadamente: 12.55%), lo cual se debe a que más del 90% de la masa emitida de EC está en la partículas submicrométricas (Seinfeld & Pandis, 2006). Finalmente, el OC comprende el 25% de la masa tanto para PM_{2.1} como PM₉.Valor que está dentro del rango promedio de porcentaje de OC en zonas con alta nivel de contaminación atmosférica, contribuyendo entre el 10-40% de la masa de $PM_{2.5}$ y PM_{10} (Seinfeld & Pandis, 2006).

La suma OC + EC representó, en promedio, 46% y 40% de la masa de PM_{2.1} y PM₉, respectivamente, para el periodo de muestreo. Para calcular la fracción carbonácea total, es necesario suponiendo que la proporción de materia orgánica (OM) es igual a las concertaciones de OC por un factor de 1.6, la materia de partículas carbonosas totales (OM + EC) (Turpin & Lim, 2001). Para PM₉, la fracción carbonácea total corresponde al 56%, similar a lo encontrado en un estudio de una zona de background, con un valor del 60% de la masa de PM₁₀ (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). Respecto a PM_{2.5} en áreas urbanas, la fracción carbonácea corresponde el 20-50% de PM_{2.5} (Han et al., 2016), En este caso, para PM_{2.1}, la fracción carbonácea corresponde al 60%. Este resultado está acorde con resultados internacionales, donde se reporta que el carbono elemental y la materia orgánico puede contribuir al 75% de la masa de las partículas ultrafinas (Müller et al., 2012). En conclusión, la fracción carbonosa se encontró como el principal componente de los aerosoles de PM_{2.1} y PM₉, que puede estar asociada a procesos de combustión incompleta.

Un importante análisis que se debe realizar en la fracción carbonácea es la relación OC/EC, debido a que permite dar una idea de las posibles fuentes en la zona (Ver Tabla 4-3). Así por ejemplo, la relación OC/EC para $PM_{1.1}$ y $PM_{2.1}$ fue en promedio 1.09 y 0.98, lo cual indica un aporte de origen primario de OC en el modo fino (Lan et al., 2011) (J. E. Pachon & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy), 2018).

En el caso de PM₉ la relación OC/EC estaba entre un rango entre 1.88 – 2.17, mayor que el comparado con los encontradas en una zona urbana residencial con influencia industrial (Kennedy), con un valor de 1.42 para PM₁₀, y una zona urbana residencial/comercial (Suba), con un valor de 1.59 para PM₁₀ (Vargas, Rojas, Pachon, & Russell, 2012). Es decir, que en la zona de estudio de la presente investigación puede existir en el modo grueso menor contribución de las fuentes de combustión, asociadas al EC y concentraciones más altas de OC asociadas a las actividades industriales, nombradas anteriormente, que se desarrollan en la zona (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018) y a la formación de aerosoles secundarios. Este comportamiento puede estar asociado a las características de la zona donde el punto de muestreo (Vargas et al., 2012). Comparando la relación de OC/EC en PM₉ con un estudio realizado en un área de background urbano de Bogotá, el valor fue menor que el reportado para PM₁₀ D.C, donde el promedio anual fue de OC/EC fue de 3.16 ± 2.01 (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). Este comportamiento puede asociarse a que, al tener una duración de monitoreo más alta se puede incluir aquellos meses donde existe mayor radiación solar, resultado en un incremento en la formación de aerosoles orgánicos secundarios y por ende aumento en las concentraciones de OC; a diferencia del tiempo de monitoreo de este estudio que se caracteriza por estar en una época con precipitación, pero esto no descarta que existe una pequeña presencia de aerosoles secundarios.

	Set 12			Set 13			Set 14			Set 15		
	$PM_{2.1}$	PM _{2.1-} 9	⁶ Md	$PM_{2.1}$	PM _{2.1-9}	⁶ Md	$PM_{2.1}$	PM _{2.1-9}	⁶ Md	$PM_{2.1}$	PM _{2.1-9}	⁶ Md
OC (µg/m³)	8.10	8.37	16.47	7.45	6.27	15.53	9.02	10.78	18.91	6.19	9.66	15.85
EC (µg/m³)	7.21.	1.48	8.70	6.15	1.17	7.33	7.63	1.48	9.11	7.02	1.37	8.41
OC/EC	1.12	5.63	1.89	1.50	5.32	2.11	1.18	7.28	2.17	0.88	7	1.88

Tabla 4-3: Concentraciones de OC y EC (µg/m³) en aerosoles para PM_{2.1} y PM₉ durante todo el período de muestreo

El promedio de los radios de OC/EC segregado por tamaños varían desde 0.75 (Etapa <0.43µm) a 10.18 (Etapa 4.7-5.8µm) (Ver **Figura 4-19**). Las altas relaciones (>2) en los tamaños más gruesos usualmente indica la presencia de aerosoles orgánicos secundarios (J.C. Chow et al., 1996) (Wan et al., 2016), producidos en gran medida por reacciones fotoquímicos secundarias de OC durante transporte de largo alcance. Es decir, en los tamaños más gruesos hay concentraciones bajas de EC y concentraciones más altas de OC, que puede ser resultado de una asociación preferencial de EC con partículas más pequeñas producidas por combustión incompleta, que se emiten predominantemente a través de los tubos de escape o fuentes móviles en forma de partículas submicrónicas (Alves et al., 2016) (Pio et al., 2011). Por otra parte, las emisiones de OC se distribuyen en una gama más amplia de tamaños de partículas (Pio et al., 2011).

Por otro lado, se observa que desde la etapa de 2.1 μ m, los valores de las relaciones son superiores a las encontradas en la mayoría de las relaciones urbanas OC/EC del mundo que varían entre 1 a 4 (Wan et al., 2016). Un valor de OC/EC entre 1 y 1.2 se puede asociar a fuentes de combustión que utilizan combustible diésel (Seinfeld & Pandis, 2006), se puede decir entonces que la etapa de tamaño de 0.43-0.65 μ m está asociada a dicha fuente su rango de OC/EC se parece al de muestras recogidas en las zonas cercanas a las vías y a las reportadas por gases de escape de los vehículos de gasolina; las cuales varían entre 2.5 – 5 (X. Wu et al., 2018). Desde la etapa 2.1 μ m en adelante, todas las relaciones de OC/EC puede establecer una relación con las emisiones de carbón encontradas en otros estudios (2.5 - 10.5) (X. Wu et al., 2018) e igualmente en gran parte de las etapas más gruesas se observa valores similares de OC/EC para emisiones típicas provenientes de la cocina (4.3 – 7.7) (X. Wu et al., 2018); relación que es importante tener en cuenta por las características de la zona de estudio que presenta alrededor varios restaurantes.



Figura 4-19: Relación OC/EC segregada por tamaño.

Se considera ahora, analizar las distribuciones promedio de las concentraciones de OC y EC (Figura 4-20). En el **Anexo K** se indican las distribuciones para cada uno de los sets y en el **Anexo L, Anexo M** y **Anexo N** se condensa la información estadística de las distribuciones.

El promedio de las concentraciones de OC en los modos grueso, acumulación y ultrafino fueron de 9.23, 4.96 y 2.72µg/m³, respectivamente; consecuentemente la distribución promedio másica de OC es bimodal con picos en 1.1µm y en 4.7µm, este último pico es el más dominante y corresponde al modo grueso. Este modo grueso puede atribuirse a varias fuentes, por ejemplos a partículas de polvo que proporcionan superficies para la captación de precursores de gaseosos y sirven como portadores de constituyentes carbonosos (Wan et al., 2016). Igualmente otra fuente que puede atribuirse, es el crecimiento higroscópico de partículas que contienen OC soluble en agua (WSOC) durante el transporte o la emisión de carbono orgánico primario (POC) por fuentes industriales en el área circundante (H. L. Wang et al., 2014) (Wan et al., 2016). Finalmente, también se podría considerar otra fuente los aerosoles biológicos, por ejemplo, microorganismos del suelo, restos de plantas y polen (Lan et al., 2011).

En el caso del pico en el modo de acumulación de OC puede formarse potencialmente por la emisión directa de partículas orgánicas, el proceso de crecimiento a través de la condensación y la coagulación, así como por las reacciones del gas a las partículas de compuestos orgánicos volátiles (Wan et al., 2016). De igual manera, puede ser producto de fuentes de combustión, combustión de biomasa y emisiones de escape de los vehículos de motor que contribuyen en su mayor parte al OC en partículas finas (S. Cheng, Lang, Zhou, Wang, & Chen, 2013) (Wan et al., 2016).

Generalmente, la distribución ambiental del EC en áreas contaminadas es bimodal con picos en un modo dominante fino y modo grueso. (Seinfeld & Pandis, 2006); se encontró en este estudio una distribución bimodal, con un pico promedio dominante en 0.65µm y otro pico en 4.7 µm. El promedio de las concentraciones de EC en los modos grueso,

acumulación y ultrafino fueron de 1.38, 3.40 y 3.60µg/m³, respectivamente. El modo de dominante, modo acumulación, es el resultado de la contribución de fuentes primarias de EC de combustión (Seinfeld & Pandis, 2006), como las emisiones frescas de escape de los vehículos de motor (Lan et al., 2011) y la quema de biomasa (Zhang et al., 2015).

El porcentaje en masa de EC es mayor en los modos acumulación (~40.37%) y ultrafino (~43.16%), que conjuntamente corresponde en promedio al 84% respecto al total de la masa de EC; similar a lo encontrado en áreas contaminadas donde la fracción fina usualmente es el dominante, contiene casi el 75% del total de EC (Seinfeld & Pandis, 2006). Esta característica de distribución de modos puede ser explicado como resultado de las altas cargas de motores y las bajas eficiencias de combustión en los vehículos (X.-F. Huang & Yu, 2008) que pueden estar presentes en la zona de estudio. Asimismo, la abundancia de EC en la fracción fina podría ser debido a la distancia del lugar de muestreo de las vías principales (Jia et al., 2020).

El modo grueso de EC es principalmente el resultado de acumulación de aerosoles secundarios productos de partículas de aerosol primario (Seinfeld & Pandis, 2006). y su subsecuente crecimiento, higroscópico durante el transporte, la resuspensión del polvo del suelo y la fricción mecánica de neumáticos para vehículos (H. L. Wang et al., 2014) (Shah, Cocker, Miller, & Norbeck, 2004) (Lan et al., 2011) (Jiao Wang et al., 2016).

Debido a las diferencias en los modos dominantes, tanto de EC como OC, se identifica que las fuentes no son similares. Esta afirmación se comprueba con una correlación débil entre OC y EC en partículas finas (r = 0.5) y en las partículas gruesas (r = 0.54); indicando que las fuentes de OC y EC no son las mismas (Jiao Wang et al., 2016).

Figura 4-20: Distribución media de las concentraciones de OC y EC medidos en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón. Las barras de error representan una desviación estándar. Año 2018.



Finalmente se realiza una comparación de la composición química de los cuatro sets que tienen iones en los tamaños de PM_{2.1} y PM₉, con lo encontrado en otros estudios. Debido a la falta de información de estudios en composición química de PM_{2.5} en Bogotá, fue necesario utilizar la información de otros países (Figura 4-21). Cabe destacar que la información de otros países corresponde a un promedio anual. Se observa en este estudio

que los porcentajes de material orgánico en este tamaño fino son un componente importante y son ligeramente mayores que en otros países; por ejemplo, para el Cairo representa un aumento del 38% respecto a los porcentajes promedios encontradas en los cuatro sets, para Delhi el aumento es del 41%, para Ciudad de México es del 0.5% y Santiago de Chile del 7.5%.

Además, se identifica en la mayoría de los sets, el porcentaje de carbono elemental es mucho más alto que en el resto del mundo, lo que puede atribuirse a procesos de combustión ineficiente (J. E. Pachon & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy), 2018); por ejemplo el porcentaje de carbono elemental en Beijing es del 3% representado una disminución del 87% con base a las porcentajes promedio de los cuatro sets que corresponde al 23% de la masa, situación diferente sucede con el Cairo donde la reducción representa solo el 12%. De igual forma, se identifica que el porcentaje de iones secundarios en las muestras de los sets es muy bajo comparado con la información de otros países. Este comportamiento puede considerarse como inusual, debido a que según información de los inventarios de emisiones existen fuentes importantes que generan gases precursores de estas partículas, tales como NO_X y SO₂. Por consiguiente, se hace necesario evaluar la repartición de estos gases entre la parte liquida y sólida, teniendo la premisa que en la fase de partículas esta concentración es baja.

Respecto a PM₉, se realizó la comparación con la composición química alcanzada en otros estudios de PM₁₀ en Bogotá (Ver **Figura 4-22**). Tanto en los estudios realizados previamente como en el presente estudio, hay una tendencia a tener una mayor concentración de OC que de EC; apoyando la premisa de que el OC en zonas contaminadas contribuye entre el 10-40% de la masa de PM_{2.5} y PM₁₀ (Seinfeld & Pandis, 2006). Además, era de esperarse que las concentraciones encontradas en este estudio (OC: 16.92 μ g/m³ y EC: 8.39 μ g/m³), fueran superiores a las encontradas en una zona de background (OC: 8.92 μ g/m³ y EC: 3.25 μ g/m³) (Ramírez, Sánchez de la Campa, Amato, et al., 2018) y fueron las concentraciones más altas junto con el estudio realizado en una zona residencial con influencia industrial (OC: 11.85 μ g/m³ y EC: 6.77 μ g/m³) (Vargas & Rojas, 2010).

En la mayoría de los estudios que se han realizado en Bogotá, se reporta un bajo porcentaje de iones secundarios, incluyendo el presente estudio, excepto en el estudio de la zona de background urbano (Ramírez, Sánchez de la Campa, Amato, et al., 2018); el cual al ser de un año continuo de monitoreo, incluye la época donde hay mayor radiación solar en Bogotá por ende mayor formación de secundarios, es decir la época entre enero y marzo. (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). Además, cabe destacar que el presente estudio y el estudio de (J. E. Pachon, 2017), se llevaron a cabo en época lluviosas donde bajan los secundarios y suben la concentración de aerosoles primarios (J. E. Pachon & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy), 2018).

El estudio realizado en Bogotá-Fontibón, que se realizó en el mismo punto de monitoreo de la presente investigación, encontró que esta zona presenta un alto aporte tanto mineral, como de OC y EC. Lo anterior concuerda con el perfil de contribuciones, donde las fuentes

con mayor contribución al PM₁₀ son el material resuspendido (aproximadamente el 53% de la masa total) y la combustión (37% de la masa total), seguidas por la formación de aerosoles secundarios (10% de la masa total) (J. E. Pachon, 2017). Los anteriores resultados son acordes con lo encontrado en este estudio, debido a que, de acuerdo con el balance de masa, existe un alto porcentaje de materia que no sea identificado y que puede estar relacionado al alto aporte que tienen el material resuspendido, asociada a los minerales presentes en el material y que en este estudio no fueron medidos.



Figura 4-21: Composición química de PM_{2.5} para las megaciudades.

Fuente: Adaptación de: *Status and characteristics of ambient PM*_{2.5} *pollution in global megacities* (Z. Cheng et al., 2016). El número a lado del nombre de las megaciudades representan la concentración anual medida de PM_{2.5} en 2013 (µg/m³). OM: fracción de materia orgánica (Se calculo en todos los puntos, OC multiplicado por 1.4, para que pudieran ser comparables). EC: carbono elemental, SNA: Sulfato, Nitrato y Amonio, suelo: 2.2Al + 2.49Si + 1.63Ca + 2.42Fe + 1.94Ti.



Figura 4-22: Composición química de PM₁₀ para Bogotá D.C.

*El número a lado del nombre del punto de muestreo representan la concentración medida de PM1₁₀ (μg/m³). Fuente: Bogotá 2007:(J. E. Pachon et al., 2008). Bogotá 2008: (Vargas et al., 2012). Bogotá 2017: (J. E. Pachon, 2017). Bogotá – Zona background urbano 2017: (Ramírez, Sánchez de la Campa, Amato, et al., 2018)

4.2.2.1.2 Iones solubles en agua

Para el caso de los iones, se tiene reporte de todos los sets que se seleccionaron para realizar la caracterización química, es decir los sets 9, 11, 12, 13, 14,15, 16 y 17. No se presentan concentraciones detectables para el ion bromuro (Br⁻) en ninguno de los sets, y el ion fluoruro (F⁻) solo presento concentraciones en cantidades bajas en dos sets en un determinado tamaño (Set 15 y set 17, etapa 3.3 -4.7 μ m); este compuesto podría provenir del suelo y de la descomposición de organismos vivos (J. Zhao et al., 2011).

En las etapas más finas, los iones solubles en agua hacen la mayor contribución a la masa total, siendo superior en la etapa 1.1-2.1µm (aproximadamente un 18%); caso contrario sucede en las etapas más gruesa (Etapa >9µm = 5%). Estos resultados se deben a que el tamaño del material particulado afecta su capacidad de enriquecimiento iónico, siendo más difícil para las partículas más gruesas (Dao et al., 2014). En general los quince iones solubles en agua que se midieron y que reportan concentración aportan entre un rango del 5% al 18% de la masa total en cada etapa. Los resultados de la prueba t para los compuestos que siguen una distribución normal (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, K⁺, Mg⁺², Ca²⁺) y la prueba Wilcoxon (C₂O₄²⁻, CHOO⁻, MSA⁻, PO₄³⁻, Na⁺, NH₄⁺) mostraron que la concentración de cada ion en el modo grueso no era significativamente diferente que en el modo fino, con un nivel de confianza del 95% (p ≤0,05); solamente se presentó una diferencia significativa para el ion amonio y para el calcio.

Por otro lado, se encontró la abundancia relativa de cada ion respecto a la suma de concetración total de iones en cada tamaño(Figura 4-23). El ion sulfato dominó la masa aniónica en todos los tamaños, excepto en el tamaño más fino <0.43 μ m, en el cual el anión más abundante fue el NO₃⁻. Esto puede asociarse a un aumento de las reacciones fotoquímicas, radiación solar intensa y alta humedad relativa, que tienen el potencial de aumentar la presencia de este ion secundario (NO₃⁻) en el material particulado ultrafino (Zhou et al., 2016). Respecto a los cationes, el sodio contribuyó a una gran fracción de la masa catiónica en el modo fino, mientras que el calcio dominó en el modo grueso.

J	
>9 µm	
5.8 - 9 μm	SO ₄ ⁻² >Cl ⁻ >NO ₃ ⁻ >Ca ²⁺ >C ₂ O ₄ ²⁻ >CH ₃ O ₃ S ⁻ >COOH ⁻ >NH ₄ ⁺ >K ⁺ >Mg ²⁺
4.7 - 5.8 μm	SO ₄ ⁻² >Cl ⁻ >Ca ²⁺ >NO ₃ ⁻ >Na ⁺ >C ₂ O ₄ ²⁻ >CH ₃ O ₃ S ⁻ >Mg ²⁺ > COOH ⁻ >NH ₄ ⁺ >K ⁺
3.3 - 4.7 μm	SO ₄ ⁻² >Ca ²⁺ >Cl ⁻ _. >NO ₃ ⁻ >Na ⁺ >C ₂ O ₄ ²⁻ >PO ₄ ³⁻ >Mg ²⁺ >CH ₃ O ₃ S ⁻ >K ⁺ >NH ₄ ⁺ >COOH ⁻ >F ⁻
2.1 - 3.3 μm	SO ₄ ⁻² >NO ₃ ⁻ >Na ⁺ >Cl ⁻ >Ca ²⁺ >C ₂ O ₄ ²⁻ >PO ₄ ³⁻ >CH ₃ O ₃ S ⁻ >Mg ²⁺ >NH ₄ ⁺ >COOH ⁻ >K ⁺
1.1 - 2.1 μm	SO ₄ ⁻² >NO ₃ ⁻ >Na ⁺ >Cl ⁻ >PO ₄ ³⁻ >Ca ²⁺ >C ₂ O ₄ ²⁻ >NH ₄ ⁺ >CH ₃ O ₃ S ⁻ >COOH ⁻ >Mg ²⁺ >K ⁺
0.7 - 1.1 μm	SO ₄ ⁻² >NO ₃ ⁻ >Na ⁺ >Cl ⁻ >NH ₄ ⁺ >C ₂ O ₄ ²⁻ >Ca ²⁺ >CH ₃ O ₃ S ⁻ >PO ₄ ³⁻ >COOH ⁻ >Mg ²⁺ >K ⁺ >NO ₂ ⁻¹
0.4 - 0.7 μm	SO ₄ ⁻² >NO ₃ ⁻ >Cl ⁻ >Na ⁺ >NH ₄ ⁺ >C ₂ O ₄ ²⁻ >Ca ²⁺ >CH ₃ O ₃ S ⁻ >Mg ²⁺ >K ⁺ >COOH ⁻ >NO ₂ ⁻
< 0.4 μm	$NO_{3}^{-} > SO_{4}^{-2} > Cl^{-} > Na^{+} > C_{2}O_{4}^{-2} > PO_{4}^{-3} > Ca^{2+} > NH_{4}^{+} > CH_{3}O_{3}S^{-} > Mg^{2+} > K^{+} > COOH^{-} > NO_{2}^{-1} > NO_{4}^{-1} $

Figura 4-23: Orden de abundancia relativa de iones segregado por tamaño. Año 2018.

Para hacer una descripción temporal del comportamiento de las concentraciones de los iones solubles en agua medidos, se tomó toda la información contenida en los **Anexos O**, **P**, **Q**, **R** y **S**, referentes a graficas de series temporales, distribuciones de las concentraciones, parámetros estadísticos de dichas distribuciones, pruebas de normalidad
de las distribuciones y sus respectivas correlaciones en los modos grueso (Dp: $2.1 - 9 \mu m$) y fino (Dp: <0.43-2.1 μm). Igualmente, la Figura 4-24 y la Tabla 4-4 presentan las distribuciones promedio de cada uno de los iones solubles en agua, de donde se destaca que la mayoría de las especies medidas tienen una distribución bimodal, con un pico prominente en el modo grueso, con excepción de nitrato, nitrito, metanosulfonato y amonio, que presentaron un modo dominante de acumulación.

Distribusión		Modo	Modo acumu	lación	Modo grueso	
ION	Distribución	dominante	MMD _a (μm)	σ_{a}	MMD _c (μm)	σ_{c}
Cl-p	Bimodal	Grueso	0,96	1,57	4,83	1,65
NO ₃ -	Bimodal	Acumulación	0,88	1,51	4,36	1,93
SO4 ⁻²	Bimodal	Grueso	0,92	1,65	5,26	1,77
C ₂ O ₄ ^{2- C}	Bimodal	Grueso	0,85	1,73	5,13	1,92
NO ₂ ⁻	Unimodal	Acumulación	0,54	1,00	-	-
CHOO ^{- e}	Bimodal	Grueso	1,30	1,47	8,15	1,24
MSA ^{_ d}	Bimodal	Acumulación	0,77	1,80	4,52	3,13
PO ₄ - a	Unimodal	Grueso	0,91	1,27	3,70	1,49
Na⁺ ^a	Unimodal	Grueso	0,86	1,51	3,59	2,00
NH ₄ ⁺	Bimodal	Acumulación	0,80	1,61	4,95	7,80
K ⁺ d,e	Bimodal	Grueso	0,80	2,25	5,08	4,36
Mg ²⁺	Bimodal	Grueso	1,05	1,80	3,94	1,98
Ca ²⁺ b,c	Bimodal	Grueso	0,87	1,79	5,04	1,82

Tabla 4-4: Promedio de los parámetros de las distribuciones en tamaño de la masa de los iones presentes en el área urbana de Fontibón.

^a Distribuciones promedios que no presentan diferencias significativas entre ellas, se pueden considerar iguales de acuerdo con la prueba wilcoxon (p-value >0.005).

^b Distribuciones promedios que no presentan diferencias significativas entre ellas, se pueden considerar iguales de acuerdo con la prueba wilcoxon (p-value> 0.005).

^c Distribuciones promedios que no presentan diferencias significativas entre ellas, se pueden considerar iguales de acuerdo con la prueba t-student (p-value> 0.005).

^d Distribuciones promedios que no presentan diferencias significativas entre ellas, se pueden considerar iguales de acuerdo con la prueba t-student (p-value >0,005).

^e Distribuciones promedios que no presentan diferencias significativas entre ellas, se pueden considerar iguales de acuerdo con la prueba t-student (p-value>0,005).

Figura 4-24: Distribución promedio de las concentraciones de los iones solubles en agua medidos en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón. Año 2018.





A continuación, se hace una descripción detallada de los resultados encontrados para cada especie iónica. El **ion cloruro (CI⁻)** presenta alta variabilidad de concentraciones en todos los tamaños para todos los sets. Al realizar un análisis por etapas de todos los sets muestreados, se observa que en las etapas inferiores a 3.3 µm las concentraciones son similares y se caracterizan por tener un pico de concentración en el set 15. El comportamiento temporal de las etapas 0.65-1.1 µm y 1.1-2.1 µm es similar. Las concentraciones más variables (mayor desviación estándar) se observaron en la etapa <0.45 µm. Al contrario, las menos variables están en la etapa 2.1-3.3 µm. La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa <0.45 µm (0.030 µg/m³) y la mayor concentración se da en la etapa >9 µm (0.098 µg/m³). El Cl⁻ mostró una distribución bimodal, con un pico mayor en el modo grueso (5.8 µm) y un pico menor en modo fino (1.1 µm).

El **ion oxalato (C**₂**0**₄⁻²) hace parte de los ácidos dicarboxílicos, que representan bajas concentraciones de masa en comparación con los iones inorgánicos en el aerosol. Se ha demostrado que tienen el potencial de alterar la propiedad higroscópica de los aerosoles atmosféricos y, por lo tanto, a cambiar el equilibrio global de la radiación (Lan et al., 2011). Existe una alta variabilidad de las concentraciones de este compuesto en todos los tamaños para todos los sets. Las concentraciones más variables (mayor desviación estándar) se observaron en la etapa <0.45 µm; las menos variables, en la etapa de >9µm.La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa <0.45 µm (0.01 µg/m³) y la mayor concentración se da en la etapa 0.65-1.1µm (0.037 µg/m³). Se observa un pico de concentración para los tamaños 0.43-5.8 µm en el set 12. Las distribuciones másicas son bimodales, presentando en algunos sets el modo grueso como dominante (Set 9,11, 12, 13 y 16) y en otros sets el modo acumulación como dominante (Set 14,15 y 17).

Para el **ion nitrito (NO**₂⁻**)**, solamente se presentan concentraciones detectables en tamaños < 2.1μ m. Los sets 9 y 13 no presentan concentraciones detectables de este ion en ninguna de las etapas. Las concentraciones más variables (mayor desviación estándar) se observaron en la etapa < 0.45μ m; las menos variables, en la etapa de 1.1-2.1 µm. La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa 1.1-2.1 µm (0.000011μ g/m³) y la mayor concentración se da en la etapa 0.45 -0.65 µm. (0.00011μ g/m³). Las distribuciones másicas de este compuesto se caracterizan por ser unimodales con picos en algunos sets en el modo acumulación ($0.44-0.76 \mu$ m).

El ion formiato (CHOO⁻) es particular su comportamiento, debido a que solo en el set 11, presenta concentración para todos los tamaños, con picos de concentración en los tamaños de <0.43-9 µm, mientras que en los demás sets solo aparece en algunos tamaños. La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa <0.45 µm (0.00008 µg/m³) y la mayor concentración se da en la etapa >9 µm (0.0038 µg/m³). Las concentraciones más variables (mayor desviación estándar) se observaron en la etapa 4.7-5.8 µm; las concentraciones menos variables están en la etapa de <0.45µm. Su distribución másica varía entre sets, siendo trimodal, bimodal y unimodal, dependiendo del set.

El ion metanosulfonato (MSA⁻) presenta picos de concentración correspondientes al set 11 > set 9 en cada uno de los tamaños. La concentración promedio más alta por etapas se reporta en la etapa 0.65 -1.1 μ m (0.0047 μ g/m³) y la menor concentración se da en la etapa <0.45 μ m (0.00072 μ g/m³). Las concentraciones más variables (mayor desviación estándar) se observaron en la etapa 4.7-5.8 μ m, al contrario, las concentraciones menos variables están en la etapa de <0.45 μ m. Su distribución se reparte entre bimodal y unimodal para los sets, con modos dominantes entre el modo de acumulación y grueso.

Por otra parte, el **ion sulfato (PO**₄³⁻) es uno de los iones más abundantes debido a que reporta valores altos de concentración en algunos de los sets (14,15,16,17). Igualmente, solo está presente en los tamaños menores de 4.7 µm, aclarando que no se presenta concentración para ninguno de los sets en el tamaño de 0.45-0.65 µm. La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa 0.65-1.1 µm (0.014 µg/m³), igualmente en dicha etapa se presenta baja variabilidad de datos. La mayor concentración se da en la etapa 1.1-2.1 µm (0.26 µg/m³), pero esta etapa tiene la mayor desviación estándar es decir que no se puede generalizar que en todos los sets la mayor concentración ocurra en esta etapa. Las distribuciones másicas para este compuesto en todos los sets son muy variadas, existiendo sets trimodales, bimodales y unimodales con diferentes modos dominantes.

El **ion sodio (Na⁺)** no presentan concentraciones detectables en ninguno de los tamaños para el set 13. La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa 4.7-5.8 μ m (0.035 μ g/m³), igualmente en esta etapa se presenta baja variabilidad de datos. Al igual que el ion sulfato, la mayor concentración se da en la etapa 1.1-2.1 μ m (0.37 μ g/m³) con una alta desviación estándar. Las distribuciones de las concentraciones de Na⁺ son bimodales con un pico en el modo grueso, exceptuando, el set 13 que presento una distribución trimodal.

El **ion potasio (K**⁺) las concentraciones más altas para todos los tamaños suceden en el set 15, set 14, set 12 y set 17. La mayor concentración se da en la etapa 0.65-1.1 µm (0.003 µg/m³), con una desviación estándar alta. La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa <0.45 µm (0.00067 µg/m³). El tamaño que presenta baja variabilidad en los datos es 5.8-9 µm. La distribución de K⁺ es bimodal en todos los sets, en algunos el modo dominante es el grueso y en otros el de acumulación. Este catión es más abundante en la etapa de 0,65µm (representa el 0.36% de la masa total de iones), en este modo fino generalmente se utiliza este ion como marcador de diagnóstico para la fuente de combustión de biomasa. (Zhou et al., 2016).

El **ion magnesio (Mg**²⁺**)** la concentración promedio más baja por etapas se reporta en la etapa 5.8-9 µm (0.00010 µg/m³), con una variabilidad de los datos baja. La mayor concentración se da en la etapa 1.1-2.1 µm (0.017 µg/m³), pero esta etapa tiene la mayor desviación estándar. La mayor parte de las distribuciones son bimodales con un modo grueso dominante.

El **ion calcio (Ca**²⁺) las concentraciones son estables para todos los tamaños en todos los sets, excepto en el set 15 para el tamaño <0.45 µm y en el set 16 el tamaño 1.1 -2.1 µm donde existe un pico de concentración. La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa 0.45-0.65 µm (0.015 µg/m³), con una variabilidad de datos baja. La mayor concentración se da en la etapa 1.1-2.1 µm (0.10 µg/m³), con una alta desviación estándar. La mayoría de las distribuciones son bimodales con un modo grueso dominante.

Para el **ion sulfato (SO**₄⁻²) se observa la menor concentración promedio en la etapa <0.45 μ m (0.13 μ g/m³) y la mayor concentración se da en las etapas 0.65-1.1 μ m (0.43 μ g/m³) y la etapa 1.1-2.1 μ m (0.41 μ g/m³), pero estas dos etapas tienen la mayor desviación estándar. La menor variabilidad de datos se da en la etapa 4.7-5.8 μ m. Se puede observar que los datos siguen una tendencia marcada, en todas las etapas se observa un pico de concentración para los datos correspondientes a los sets 15 > set 14 >set 16; al contrario, todos los tamaños presentan la concentración más baja en el set 11 y set 13. Las distribuciones de las concentraciones másicas de SO₄²⁻ son bimodales, con picos dominantes en algunos casos en el modo grueso y otros en el modo de acumulación.

El ion nitrato (NO₃⁻) reporta la menor concentración promedio por etapas en la etapa 5.8-9 µm (0.030 µg/m³), igualmente en esta etapa se presenta la menor variabilidad de datos. La mayor concentración se da en la etapa 0.65-1.1 µm (0.098 µg/m³) con una desviación estándar alta. Se puede observar que los datos siguen una tendencia marcada, donde todas las etapas >2.1µm presenten valores de concentraciones bajos, al contrario, se observa un pico de concentración en los sets 14 y 15 en los tamaños finos (<0.43- 2.1µm). A pesar de las concentraciones bajas, el NO₃⁻ es abundante, respecto a las concentraciones de los otros iones, tanto en el rango de tamaño fino como en el de tamaño grueso. La distribución de concentraciones másicas de NO₃⁻ son bimodales para todos los sets, con mayor frecuencia se presenta el modo dominante de acumulación.

Por último, el ion **amonio (NH**₄⁺) a partir de las etapas superiores a 2.1-3.3 µm las concentraciones son estables en todos los sets, es decir las concentraciones no tienen alta variabilidad entre etapas. Caso contrario sucede con las etapas inferiores de 1.1 -2.1 µm, presentan un pico de concentración en los sets 14 y set 15. La menor concentración promedio por etapas se reporta en la etapa 5.8-9 µm (0.0017 µg/m³), igualmente en esta etapa se presenta baja variabilidad de datos. La mayor concentración se da en la etapa 0.65-1.1 µm (0.10 µg/m³), con una alta desviación estándar. De acuerdo con la información estadística de las distribuciones la mayoría de los sets son bimodales, con un modo dominante en el tamaño de acumulación.

A continuación, se describe el enriquecimiento iónico en cada mecanismo de formación (**Figura 4-25**). En el caso del ion nitrito (NO_2^{-}), la concentración másica tiene contribución solamente al modo fino y ultrafino. Igualmente, existe alta presencia del modo ultrafino y fino para el ion amonio (NH_4^+) (95% de la masa) y su fracción en el modo grueso no es muy significativa; por lo tanto, las variaciones estacionales y espaciales de NH_4^+ en el modo grueso no fueron dominantes. Aproximadamente el 78% de la masa del ion sodio (Na^+) se

asocia al modo ultrafino y fino, en el caso del ion fosfato (PO₄⁻³) estos modos corresponden al 85% de la masa; para el ion magnesio (Mg²⁺), al 64% de la masa, para el ion oxalato (C₂O₄⁻²), al 55% de la masa, y para el ion sulfato (SO₄⁻²) contribuyen estos modos al56% de la masa.

La fracción másica del ion nitrato (NO₃) en el modo ultrafino y fino es del 75%, el 25% restante de la fracción másica está en el modo grueso, dado por la disponibilidad de cationes (principalmente Ca_2^+ , asociados a polvo mineral) en tamaño más grueso, que reaccionan con los precursores HNO₃ y NO₃ y hacen que estos compuestos pasen al modo grueso (Singh et al., 2016).

Caso contrario sucede con el ion fluoruro (F⁻), que solo se presentó en el tamaño grueso. Otras especies iónicas donde la fracción gruesa es dominante es el ion cloruro (Cl⁻) (55% de la masa) y el ion calcio (Ca²⁺) (55% de la masa). Este modo proviene principalmente de partículas de suelo resuspendido localmente o de la caída de polvo transportado de otros lugares (Jiao Wang et al., 2016). El ion formato tiene mayor aporte del modo fino (55% de la masa), al igual que el ion potasio (48% de la masa). El metanosulfonato recibe gran aporte del modo fino (50% de la masa), pero en este caso existe una mínima contribución del tamaño ultrafino (3% de la masa).

Además, se observa que el modo acumulación y ultrafino es donde se tiene la mayor presencia de iones secundarios inorgánicos (SNA;SO₄⁻² + NO₃⁻ + NH₄⁺) que, en el modo grueso, se deben principalmente a que estos compuestos están asociados a las partículas de menor tamaño (Y. Yang et al., 2017)(Kelly & Fussell, 2012). Sumado a esto, la distribución másica de SNA se caracteriza por ser bimodal, con un pico en el modo fino. Al realizar una comparación entre dos sets que presentan la concentración más alta (Set 15) y la concentración más baja (Set 11) de PM_{2.1} y PM₁₀, se logra identificar que la relación SNA/PM_{2.1} y SNA/PM₉ presenta un aumento significativo, de 0.023 a 0.141 en PM_{2.1} y de 0.031 a 0.100 para PM₉. Si se realiza un análisis por cada compuesto independiente, se observa que el ion nitrato y el ion sulfuro cambian de modo dominante grueso en los días de muestreo de bajas concentraciones a un modo fino en los días de muestreo con altas concentraciones; en el caso de ion amonio permanece en modo fino como dominante. Se concluye entonces, que existe mayor formación de iones secundarios en días con alta concentración de material particulado en la zona.



Figura 4-25: Enriquecimiento promedio iónico de cada sustancia al PM₉. Año 2018.

Otra herramienta útil para el análisis de la composición guímica del material particulado es el balance iónico que permite determinar cualquier posible especie iónica faltante. (Javed et al., 2015). Para calcularlo, es necesario encontrar las concentraciones en microequivalentes/m³ de los cationes y aniones que fueron medidos, se obtiene con la siguiente expresión:

Ecuacion 4-1: Calculo microequivalentes/m ³ de aniones y cationes
$C\left(\frac{cati \acute{o}n - micro\ equivalentes}{m^3}\right) = \frac{Na^+}{23} + \frac{NH_4^+}{18} + \frac{K^+}{39} + \frac{Mg^{2+}}{12} + \frac{Ca^{2+}}{20}$
$C\left(\frac{ani6n - micro\ equivalentes}{m^3}\right) = \frac{Cl^-}{35.5} + \frac{NO_3^-}{62} + \frac{NO_2^-}{46} + \frac{SO_4^{2-}}{48} + \frac{C_2O_4^{2-}}{44} + \frac{Br^-}{80} + \frac{F^-}{19} + \frac{CHOO^-}{45} + \frac{CH_3O_3S^-}{95} + \frac{PO_4^{3-}}{32}$

Fuente: (Long et al., 2014) (Jiao Wang et al., 2016)

Realizando el balance iónico segregado por tamaños, se encontraron pequeñas diferencias en el carácter acido o básico del aerosol (Ver Anexo T). Se logra observar que las etapas más gruesas (4.7-5.8 μm, 5.8-9 μm y >9 μm) se caracterizan por su naturaleza ácida, al igual que los tamaños 0.43-1.1 μm. Es decir, que la relación entre aniones/cationes tuvo valores ligeramente superiores a uno, lo que significa que la neutralización de los cationes e iones en el aerosol no se logró por completo (Zhou et al., 2016). Además, la relación equivalente NH4⁺/SO4²⁻ varió de 0.14 a 0.72, con un promedio de 0.36 en el modo fino y de 0.004 a 0.04, con un promedio de 0.02 en el modo grueso. Estos resultados sugieren que el NH₃ atmosférico no era lo suficientemente abundante como para neutralizar el ácido sulfúrico (Deshmukh et al., 2016)

En el caso de las fracciones de tamaño entre $1.1 - 3.3 \,\mu m$, se puede observar que están bien balanceadas de cargas, debido a que las características de los aerosoles en este

tamaño son neutras. El único tamaño que se caracteriza por tener exceso de cationes son los aerosoles <0.43µm.

Con la información anterior, segregado por tamaños para los diferentes iones, se puede encontrar la **composición química del material particulado para PM**_{2.1} **y PM**₉. En general los quince iones solubles juntos que fueron medidos representan entre el 4.31% (Set 13) al 17.8% (Set 15 y 16) del PM₉. Estos resultados pueden ser comparables con los encontrados en otros estudios, donde el contenido de iones, principalmente sulfatos, nitratos y calcio encontrado en las muestras, aporta cerca del 7% en promedio del material particulado recuperado con los análisis de composición (Vargas & Rojas, 2010) (Vargas et al., 2012) y (Hernandez & Jimenez, 2016). En cuanto al porcentaje de iones para PM_{2.1}, está entre 3.60% (Set 12) y 27,97% (Set 15). De esta manera, las partículas de menor diámetro contenían las concentraciones más altas de iones solubles. Por lo tanto, el control de partículas pequeñas reduciría sustancialmente la concentración de iones solubles en agua en la atmósfera (Dao et al., 2014).

El orden de abundancia relativa en $PM_{2.1}$ fue: $SO_4^{2-} > NO_3^{-} > Na^+ > PO_4^{3-} > Cl^- > NH_4^+ > Ca^{2+} > C_2O_4^{2-} > Mg^{2+} > CH_3O_3S^- > K^+ > CHOO^- > NO_2^- y PM_9$: $SO_4^{2-} > NO_3^- > Na^+ > Cl^- > PO_4^{3-} > Ca^{2+} > NH_4^+ > C_2O_4^{2-} > Mg^{2+} > CH_3O_3S^- > K^+ > CHOO^- > NO_2^-$. Es importante considerar que, a pesar de que el ion fosfato PO_4^{3-} sea de los compuestos más abundantes en los dos tamaños, este solo presenta concentraciones en algunos de los sets; su abundancia se debe a que dichas concentraciones presentan valores muy altos. Los cationes más abundantes en $PM_{2.1}$ son Na⁺ (17% de la masa total de los iones solubles), NH_4^+ (6%) y Ca^{2+} (5%), responsables de la neutralización de las especies ácidas. Por su parte, los aniones más abundantes son: SO_4^{2-} (31%), NO_3^- (20%) y PO_4^{3-} (11%), Cl⁻ (6%). En PM_9 , los cationes más abundantes son Na⁺ (14%), Ca²⁺ (9%) y NH_4^+ (4%) y los aniones los más abundantes son el sodio y el amonio, y los aniones son el sulfato y el nitrato, para los dos tamaños.

Los iones secundarios solubles en agua (SNA) componen aproximadamente el 56% del total de especies iónicas en PM_{2.1} y el 58% en PM₉. Se puede observar que a pesar de que los iones secundarios representan alrededor de la mitad de la masa de PM_{2.1} y PM₉, no llegan al ser del todo dominantes. Esto puede indicar que existe una contribución proveniente de las transformaciones secundarias (Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad México, 2017) y refleja características típicas de la compleja contaminación de la combustión del carbón y de los gases de escape de los automóviles (Tao et al., 2014) presentes en la zona de estudio. En general, acorde a lo presentado en este estudio, se ha reportado en otros estudios que los SNA representan entre el 60 y el 70% de la masa de partículas (J. Zhao et al., 2011).

La correlación entre aniones y cationes equivalentes para PM_{2.1} y PM₉ (**Figura 4-26**) fueron consistentes para las muestras tomadas, por encima de la línea de unidad A/C (anión/catión) tanto en PM_{2.1} como en PM₉, lo que indica que los aniones eran excesivos y, por ende, había déficit de cationes. Es decir, el material particulado en estos tamaños posee unas características ácidas; lo cual puede ser causado por los compuestos catiónicos que no fueron medidos en este estudio o que puede ser causado a pérdida en

los filtros de NH₄^{,+}, tanto para las partículas finas como para las gruesas (Jiao Wang et al., 2016). Además, al ser consistentes entre los dos tamaños, se puede indicar que las fuentes de PM_{2.1} y PM₉ para el periodo muestreado son las mismas. Este comportamiento es similar a lo encontrado en las muestras de PM₁₀ de una zona de background de Bogotá, que corresponde a la estación de centro de alto rendimiento en el parque Simón Bolívar.(Hernandez & Jimenez, 2016), excepto para el set 16, donde es mayor el contenido de cationes.

Figura 4-26: Correlaciones entre microequivalentes catiónicos y microequivalentes aniónicos para PM_{2.1} y PM₉



En los dos tamaños se observaron pendientes de regresión altas, lo cual se puede asociar a que el SO₂ y el NO_x se oxidaron más fácilmente a H₂SO₄ y HNO₃ y se acumularon en los aerosoles (Dao et al., 2014). Igualmente, los coeficientes de correlación son altos para los dos tamaños, lo que indica que los cationes y aniones en las fracciones de partículas finas y gruesas permanecen en mejor equilibrio durante la neutralización (Dao et al., 2014). Las relaciones equivalentes $[NH_4^+]/[NO_3^-+SO_4^{2-}]$ y $[Ca2+]/[NO_3^-+SO_4^{2-}]$ fueron menores a 1 en partículas finas, lo que sugiere que NH_4^+ , CaCO³ y Ca(HCO₃)² no son suficientes para neutralizar todo el SO₄²⁻ y NO₃⁻ formados a partir de la transformación secundaria de SO₂ y NO₂ (Wan et al., 2016).

A continuación, se presenta el balance de masa de iones para los dos tamaños de partículas (**Figura 4-27**). La concentración de calcio se eleva en el modo grueso y por ende este catión toma importancia debido a su abundancia. El calcio soluble en agua puede ser resultado de la reacción entre el ácido nítrico gaseoso y el ácido sulfúrico con partículas de polvo mineral (G. Spindler et al., 2010). Además, se puede observar que existe un enriquecimiento respecto al tamaño fino (PM_{2.1}) con el tamaño grueso (2.1-9 µm) para los iones de Ca²⁺ y Cl⁻ que puede estar asociado a material geológico o resuspendido; también hay aumento de SO₄²⁻, que puede estar asociado a la disminución de NO₃⁻ en el tamaño grueso por reacciones químicas en la atmósfera. Por otra parte, la variación del amonio es similar a la del nitrato, lo cual sugiere que el nitrato se encontraba en forma de nitrato de amonio (NH₄NO₃) durante el periodo de muestreo (Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad México, 2017). Sumado a esto, las concentraciones de ion potasio, tanto para PM_{2.1} como para PM₉ reportaron los más bajos valores para los sets 9 y 11 y los valores más altos para los sets 14 y 15.



Figura 4-27: Balance de masa de la concentración de iones en PM_{2.1} y PM_{9.} Año 2018.

4.2.2.2. Caracterización química PM_{2.5}

Debido a que los filtros de fibra de cuarzo usados en el impactador de PM_{2,5} presentaron desprendimiento de fibras en los portafiltros, no fue posible realizar el análisis gravimétrico en estas muestras y por ende no se obtuvo las concentraciones de PM_{2,5} monitoreadas. Los filtros a los que se les hizo caracterización química se detallan en la **Tabla 4-5** y sus respectivos resultados de la composición química se reportan en el **Anexo U**.

Tabla	4-5:	Descripción	muestras	para	caracterización	química	de	$PM_{2.5}$	(Fracción
carbon	ácea	e iones solub	les en agua	a)					

Set muestreo corresponde en cascada	Id. Filtro PM _{2.5}	Día - Fecha
Set 0	FEB -PM2.5 – 5	Martes - miércoles. (08-09/05/2018)
Sel 9	FEB- PM2.5 – 6	Jueves -viernes. (10-11/05/2018)
Sot 10	FEB PM2.5 – 7	Martes – miércoles. (15-16 /05/2018)
Set TU	FEB PM2.5 – 8	Jueves -viernes. (17-18 /05/2018)
Set 11	FEB PM2.5 – 9	Martes – miércoles. (22-23 /05/ 2018)
Set II	FEB PM2.5 – 10	Jueves -viernes. (24-25 /05/ 2018)
Set 12	FEB PM2.5 – 11	Martes – miércoles. (29-30 /05/ 2018)
Set 12	FEB PM2.5 – 12	Jueves -viernes. (31 /05/18 -01 /06/2018)
Set 12	FEB PM2.5 – 13	Martes – miércoles. (05-06 /06/2018)
Set 13	FEB PM2.5 – 14	Jueves -viernes. (07-08 /06/ 2018)
Set 14*	FEB PM2.5 – 15	Martes – miércoles. (02-03 /10/ 2018)

Cot 15	FEB PM2.5 – 17	Martes – miércoles. (09-10 /10/ 2018)
Set 15	FEB PM2.5 – 18	Jueves -viernes. (11-12 /10/ 2018)
Sot 16	FEB PM2.5 – 19	Martes – miércoles. (16-17 /10/ 2018)
Set To	FEB PM2.5 – 20	Jueves -viernes. (18-19 /10/2018)
0.1.47	FEB PM2.5 – 21	Martes – miércoles. (23-24 /10/2018)
Set 17	FEB PM2.5 – 22	Jueves -viernes. (25-26 /10/2018)
Cot 10	FEB PM2.5 – 23	Martes – miércoles. (30 - 31 /10/2018)
Sel To	FEB PM2.5 – 24	Jueves -viernes. (01-02 /11/2018)

*El filtro FEB-PM2.5-16 no pudo ser analizado, debido a que se encontraba húmedo.

En general la composición química encontrada para PM_{2.5} fue la siguiente, en las siguientes secciones se detalla más información de cada componente químico.





4.2.2.2.1. Fracción carbonácea en PM_{2.5}

Respecto a la caracterización de carbono orgánico (OC) y elemental (EC), como se muestra en la **Figura 4-29**, se puede observar que existe tendencia a que las concentraciones de OC sean menores respecto a la concentración EC en la mayoría de las muestras; este comportamiento es similar al encontrado en zonas urbanas debido al uso generalizado de combustibles fósiles, como diésel y gasolina (X.-F. Huang & Yu, 2008). Este comportamiento, es diferente a la encontrada en el impactador de cascada, discrepancia que puede ser causada por los métodos analíticos utilizados para las determinaciones (Cao et al., 2006). El método utilizado en el muestreador de PM_{2.5} (TOTEUSAAR2) da las concentraciones de OC más realistas en comparación con el método utilizado en el impactador de cascada (TGVDI) (Gerald Spindler et al., 2014). Solo existen dos muestras FEB PM_{2.5}-5 y FEB PM_{2.5}-18, correspondientes al 8-9 mayo de 2018 y 11-12 octubre 2018 donde OC es mucho mayor que EC.

El promedio de la concentración de EC es $5.88 \pm 1.69 \ \mu g/m^3$ y de OC es $4.47 \pm 1.16 \ \mu g/m^3$. La concentración de EC encontrada esta entre el rango de las concentraciones de EC de las áreas urbanas, es decir entre $1.5 \ y \ 20 \ \mu g/m^3$. (Seinfeld & Pandis, 2006). La concentración de OC encontrada esta entre el rango de las concentraciones de OC de las áreas urbanas, es decir entre $5 \ y \ 20 \ \mu g/m^3$ (Seinfeld & Pandis, 2006). Además, se observa un pico de concentración de OC y EC para el día 29-30 mayo 2018. La fracción carbonácea del material particulado incluirá la materia orgánica, OM, la cual se determina multiplicando los datos de OC por un factor de 1.6 (Turpin & Lim, 2001), y el carbono elemental, EC. La materia orgánica fue el mayor componente del PM_{2.5}, variando desde 4.3μ g/m³ en mayo 2018 hasta 10μ g/m³ en octubre 2018, con un promedio de 7.1 ± 1.9μ g/m³.

La concentración de EC en contextos urbanos depende de las fuentes antropogénicas y no de reacciones de precursores en la atmósfera (Cao et al., 2006), lo que hace que EC sea un buen indicador del tráfico, la industria y las emisiones de combustión de biomasa (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). Debido a la baja concentración de OC y la alta concentración de EC, se puede concluir que la presencia de aerosoles secundarios en la atmósfera del sitio monitoreado es relativamente baja para este tamaño. Lo anterior se puede confirmar también con las relaciones de OC/EC establecidas para cada una de las muestras, encontrando que fluctúan entre un rango de 0.5 a 1.1 con un promedio de 0.78. Todas las muestras de aerosoles con una baja relación de OC/EC; menores a 2 (J.C. Chow et al., 1996) (Cao et al., 2006) y menores a 1.4 (Castro, Pio, Harrison, & Smith, 1999), implican una baja formación de aerosoles secundarios orgánicos (SOC) que llegan al sitio de monitoreo (J.C. Chow et al., 1996) (Cao et al., 2006), es decir contienen compuestos carbonosos de origen primario casi exclusivamente (Castro et al., 1999) o en otras palabras son producto de procesos directos de combustión (Mohamed, 2012).

Por otra parte, al ser las relaciones de OC/EC inferiores a uno, se puede asociar a emisiones de vehículos diésel, debido a que se sabe que los vehículos de diésel emiten más partículas carbonosas que los que funcionan con gasolina (Pio et al., 2011). Por lo tanto, el OC y el EC medidos en este estudio son contaminantes predominantemente primarios, altamente influenciados por las emisiones vehiculares e industriales que se presentan en el sitio de monitoreo. De igual manera, de acuerdo con la relación entre el carbono orgánico y el carbono total (OC/TC) que oscila entre 0.4 - 0.5, permite diferenciar que las fuentes de emisión de los aerosoles provienen de las emisiones a pie de carretera (0.48-0.67) (Watson, Chow, & Houck, 2001).

Se puede observar que los valores del cociente OC/EC no presentan tendencias similares debido a que existen aumentos súbitos. Podría haberse presentado una disminución de la concentración de EC asociada a lluvias en los días anteriores a la toma de muestras, ya que EC es eliminado principalmente de la atmósfera por deposición húmeda (Cao et al., 2006).



Figura 4-29: Serie temporal de OC y EC en PM_{2.5}. Relación [OC]/[EC] en PM_{2.5}. Año 2018.

La correlación lineal entre las concentraciones de OC vs EC es baja (r= 0.46). En el caso de que se hubiera obtenido una correlación significativa entre la OC y EC, habría implicado una sola fuente primaria común para ambas especies carbonáceas (Genga, lelpo, Siciliano, & Siciliano, 2017). De esta manera, se puede decir que, en este estudio, las fuentes de OC y EC no están estrechamente relacionadas y por ende hay más de una fuente primaria principal (Pereira et al., 2017). Puede existir una fuente de OC no relacionado con las fuentes de EC, sugiriendo la baja presencia de aerosoles orgánicos secundarios transportados por vientos hasta el sitio de muestreo. Lo anterior también se confirma , en la **Figura 4-30** se observa que los datos no pasan por el origen, esto sugiere que las fuentes no tienen la misma influencia de las fuentes que emiten tanto EC como OC, de manera que el aumento de las concentraciones de OC no va acompañado de aumentos significativos también en EC (Pio et al., 2011).



Figura 4-30: Concentraciones de OC vs EC en PM_{2.5}.

Para encontrar el aporte del carbono orgánico secundario se utilizó el método indirecto de trazador de EC, basado en las proporciones mínimas de OC/EC. Este método utiliza el EC como trazador para el OC primario y asume que la EC (a diferencia del carbón orgánico primario, POC) no se ve afectada por las reacciones de oxidación fotoquímica y la proporción de OC/EC primaria permanece constante a lo largo de toda la campaña (Castro et al., 1999). Debido a que esta relación $\left[\frac{oc}{EC}\right]_{min}$ corresponde a la más baja, representando un periodo de tiempo sin formación de carbono orgánico secundario (SOC), se utilizó para estimar la contribución del SOC al carbono orgánico total en el PM_{2.5}. (G. Spindler et al., 2010). Se seleccionó el 5º percentil de la relación OC/EC como $\left[\frac{oc}{EC}\right]_{min}$, ya que se considera el más adecuado para evitar valores atípicos (Pio et al., 2011) (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). De esta manera el valor de $\left[\frac{oc}{EC}\right]_{min}$ fue de 0.563, este valor comparado con lo encontrado en estudios de zonas urbanas ($\left[\frac{oc}{EC}\right]_{min} = 5.1 \mp 3.7$) indica que la zona de estudio es urbana, que recibe mayor contaminación por emisiones locales por ende la importancia de importancia del OC secundario regional y del transporte a larga distancia es mucho menor (Pio et al., 2011).

$$[SOC]_{PREDICHO} = OC_{Total} - \left[\frac{OC}{EC}\right]_{min} * [EC]$$

Fuente: (Castro et al., 1999).

Los resultados de SOC se indican en la **Figura 4-31**, demostrando que existe un pequeño aporte de aerosoles orgánicos. La formación de SOC se genera a través de la conversión de gas a partícula a partir de compuestos orgánicos volátiles (VOC), ya sea como resultado de la condensación de compuestos de baja presión de vapor o por adsorción física/química de especies gaseosas en superficies de partículas. En áreas urbanas, el SOC representa el 90% del OC cuando existe influencia de VOC antropogénicos y naturales (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018). En comparación con las partículas primarias, los procesos químicos que intervienen en la formación de las secundarias son relativamente lentos y su persistencia en la atmósfera es prolongada (Kelly & Fussell, 2012). La relación SOC/OC en este estudio se encuentra entre el 0.3% y el 50%, con un promedio de 28.8 \pm 14.4% demostrando nuevamente que la formación de SOC que llega al punto de medición no aporta a la concentración de OC de manera significativa.







Se realizó la misma caracterización química del impactador en cascada para los iones solubles en agua (ver comportamiento de series temporales en el **Anexo V**). Además, las correlaciones y las pruebas de normalidad se presentan en el **Anexo W** y el **Anexo X**. La suma total de las concentraciones de iones para las muestras en promedio es de 1.07± 0.79 µg/m³, inferiores a las encontradas en EC y OC; lo que puede llevar a concluir que de los compuestos medidos en las muestras de PM_{2.5}, la fracción carbonácea sigue siendo dominante. Las concentraciones de iones, de acuerdo con su abundancia relativa respecto a la concentración total de iones, fueron: $SO_4^{2^-} > NO_3^- > NH_4^+ > Ca^{2+} > Cl^- > CHOO^- > C_2O_4$ ² > K⁺ > Mg²⁺ > Br⁻, NO₂⁻ >MSA⁻ para el periodo de muestreo. No se reportaron concentraciones en ninguno de los filtros de ion fluoruro (F⁻), ion fosfato (PO₄³⁻) y el ion sodio (Na⁺); se resalta que el ion bromuro solo se presentó concentraciones en dos filtros 8-9 mayo y 17-18 mayo de 2018. Las altas concentraciones de sulfato y nitrato en el aerosol pueden indicar una mayor influencia de las emisiones de los vehiculares (Pereira et al., 2017), lo cual se respalda con la alta correlación encontrada de estos dos compuestos (r=0.87).

Los iones secundarios (SNA: Sulfato, Nitrato y Amonio) son los más abundantes, representan el 35±6%, 34±6%, 17% del total de la masa de iones, respectivamente. En promedio, constituyen el 82% de la concentración de iones solubles totales en PM_{2.5}. Además, estos compuestos muestran igual temporalidad, es decir presentan aumento o disminución de la concentración en el mismo periodo de tiempo. Se puede observar que existe un pico de concentración que empieza desde 2-3 octubre y alcanzó su máximo el 11-12 octubre del 2018. Las altas concentraciones del ion sulfato pueden estar relacionadas a la presencia de azufre en los combustibles. A pesar de que en Colombia se han realizado diferentes esfuerzos por mejorar la calidad y contenido de azufre en la gasolina (150ppm) y el diésel (20 ppm) para el año 2018⁶, aun se observan altas contribuciones de este compuesto a la composición de material particulado. Por otro lado, las altas concentraciones del ion nitrato pueden estar asociadas a las altas emisiones de NOx (óxidos de nitrógeno) (Villalobos et al., 2015).

El carbono orgánico soluble en agua (WSOC) medido como iones formiato, oxalato y metanosulfonato, aportó 0.058 \pm 0.021 µg/m³ y los compuestos inorgánicos solubles en agua (WSIC) medidos como iones cloruro, nitrato, sulfato, nitrito, bromuro amoniaco, potasio, magnesio, calcio, aportaron el 1.013 \pm 0.778 µg/m³ de PM_{2.5}. Los otros iones tienen contribuciones pequeñas a la concentración total de especies iónicas. Por ejemplo, el oxalato y el potasio contribuyen con 3% y 1%, respectivamente. El Mg²⁺, Br⁻, NO₂⁻, CH₃O₃S⁻ combinados contribuyeron con menos de 0.3%. Debido a que no hay presencia de Na⁺ en las muestras, se puede concluir que no existe gran contribución de sal marina. Además, se deduce que las concentraciones de Cl⁻ son bajas, debido a que este ion se puede agotar en presencia de especies ácidas como NO₃⁻ y SO₄²⁻.(Vasconcellos et al., 2011).

Los iones formato y el oxalato están débilmente correlacionados (r = 0.26), lo que sugiere que las fuentes de emisiones y los procesos de formación de estos ácidos son diferentes; lo mismo es reportado para Bogotá (Vasconcellos et al., 2011). Respecto a estos aniones orgánicos, no se puede distinguir cual es más abundante, debido a que existen días en los que abunda más el oxalato y, en otros, el formato. Pero se logró identificar de acuerdo con el comportamiento de los contaminantes en los diferentes días de la semana, que los martes y miércoles el anión orgánico más abundante es el oxalato; sucede al contrario con los jueves y viernes, cuando es más abundante el formato. El oxalato resulta de muchas reacciones en la atmósfera de un sitio urbano, pero también se han propuesto emisiones

⁶ Ley 1972 del 2019. Congreso de Colombia. Por medio de la cual se establece la protección de los derechos a la salud y al medio ambiente sano estableciendo medidas tendientes a la reducción de emisiones contaminantes de fuentes móviles

directas de vehículos, actividad biogénica y quema de biomasa (Kawamura and Kaplan, 1987) (Vasconcellos et al., 2011).

Es importante destacar que, a pesar de ser un material fino (PM_{2.5}), puede existir contribución de polvo fugitivo, debido a que la concentración Ca²⁺ está presente como uno de los iones más abundantes en las muestras y se conoce que este compuesto se deriva principalmente de fuentes de suelo.

Se realizó el balance iónico de $PM_{2.5}$ de acuerdo con la Ecuación 4-1 (Figura 4-32). Se observa que las muestras tomadas de $PM_{2.5}$ están por encima de la línea correspondiente a una relación A/C (anión/catión) igual a 1, indicando un exceso de aniones. Las relaciones A/C estuvieron entre un rango de 1,1 a 1,8 e indican un medio ácido, lo cual se debe a que los aniones tienden a concentrarse en las partículas pequeñas (Dao et al., 2014). La deficiencia de cationes, razonable en $PM_{2.5}$, sugiere que las cargas negativas de los aniones no son totalmente neutralizadas por las cargas positivas de los cationes. La aparente deficiencia catiónica muestra que las muestras de $PM_{2.5}$ son, de hecho, ácidas (Javed et al., 2015).

Figura 4-32: Correlaciones entre microequivalentes catiónicos y microequivalentes aniónicos para PM_{2.5}



4.2.2.2.3. Caracterización PAH en PM_{2.5}

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos, PAH, son altamente tóxicos y se encuentran predominantemente en la fase de partículas finas y ultrafinas (Pooltawee et al., 2017). En total fueron cuantificados 21 PAH en 11 muestras de PM_{2.5} (**Anexo D**). En la Tabla 4-6 y la Tabla 4-7 se detalla la información de los PAH y las muestras de PM_{2.5} en las que fueron medidos. Asimismo, los resultados de las concentraciones encontradas se reportan en el **Anexo Y** y sus respectivas series temporales en el **Anexo Z**. Cabe destacar que, debido a que las muestras fueron analizadas tiempo después de su toma, puede existir pérdidas de masa de PAH debido a volatilización y evaporación; es decir, los valores reportados pueden estar subestimados.

Especie PAH	Abreviación	Formula química	Peso molar (g/mol)	Anillos	Grupo peso molecular
9,10-Anthracendione *	Anthra	C ₁₄ H ₈ O ₂	208.21	2	LMW ^a
1,2-Benzanthraquinone *	Benza	C ₁₈ H ₁₀ O ₂	258.3	3	LMW
9H-Fluorenone	Fle	C ₁₃ H ₁₀	166.2	3	LMW
Anthracene *	Ant	C ₁₄ H ₁₀	178.2	3	LMW
Benzo[b]naphtho[1 2- d]thiophene *	BbNT	C ₁₆ H ₁₀ S	234.3	3	LMW
Fluorene **	Fle	C ₁₃ H ₁₀	166.2	3	LMW
Phenanthrene	Phe	C ₁₄ H ₁₀	178.2	3	LMW
Retene	Ret	C ₁₈ H ₁₈	234.3	3	LMW
2,2-Binaphthyl	Bina	C ₂₀ H ₁₄	254.3	4	MMW ^b
Benz(a)anthracene	BaA	C ₁₈ H ₁₀	228.3	4	MMW
Chrysene [+ Triphenylene]	Cry(+Trip)	C ₃₆ H ₂₄	456.6	4	MMW
Fluoranthene	Flu	C ₁₆ H ₁₀	202.3	4	MMW
Benz[a]pyrene	BaP	$C_{20}H_{12}$	252.3	5	HMM c
Benz[e]pyrene	BeP	C ₂₀ H ₁₂	252.3	5	HMW
Benzo[b]fluoranthene	BbF	C ₂₀ H ₁₂	252.3	5	HMW
Benzo[k]fluoranthene	BkF	C ₂₀ H ₁₂	252.3	5	HMW
Cyclopenta[cd]pyrene	CcdP	C ₁₈ H ₁₀	226.3	5	HMW
Dibenzo[ah]anthracene	DBA	C ₂₂ H ₁₄	278.4	5	HMW
Benzo[ghi]perylene	BPe	C ₂₂ H ₁₂	276,3	6	HMW
Coronene	Cor	C ₂₄ H ₁₂	300.4	6	HMW
Indeno [1 2 3-cd]pyrene	IDP	C ₂₂ H ₁₂	276.3	6	HMW

Tabla 4-6: Descripción general de los PAH analizados

^a LWM: Bajo peso molecular contiene 2-3 anillos. ^b MWM: Medio peso molecular contiene 4 anillos. ^c HWM: Alto peso molecular contiene de 5-6 anillos (por sus siglas en inglés, High Molecular Weight). * Compuestos que no presentaron concentraciones detectables en las muestras. ** Compuesto presenta concentración en una sola muestra. Fuente: Adaptación de: (L. Zhang et al., 2020)

 Tabla 4-7: Descripción muestras para caracterización química de PM_{2.5} (PAH)

Set muestreo corresponde en cascada	Id. Filtro PM _{2.5}	Día - Fecha
Cot 11	FEB PM2.5 - 9	Martes – miércoles. (22-23 /05/ 2018)
Sel II	FEB PM2.5 - 10	Jueves -viernes. (24-25 /05/ 2018)
Set 12	FEB PM2.5 - 11	Martes – miércoles. (29-30 /05/ 2018)
Set 12	FEB PM2.5 - 12	Jueves -viernes. (31 /05/18 -01 /06/2018)

Set 13	FEB PM2.5 - 13	Martes – miércoles. (05-06 /06/2018)
	FEB PM2.5 - 14	Jueves -viernes. (07-08 /06/ 2018)
Set 14 ^a FEB PM2.5 - 15 Martes – miércoles. (02-03		Martes – miércoles. (02-03 /10/ 2018)
Set 15	FEB PM2.5 - 17	Martes – miércoles. (09-10 /10/ 2018)
	FEB PM2.5 - 18	Jueves -viernes. (11-12 /10/ 2018)
Set 16	FEB PM2.5 - 19	Martes – miércoles. (16-17 /10/ 2018)
	FEB PM2.5 - 20	Jueves -viernes. (18-19 /10/2018)

^a No se efectuó el muestreo del filtro correspondiente al muestreo de jueves y viernes para este set debido a que estaba mojado.

De acuerdo con la abundancia relativa de cada PHA, el principal compuesto de la zona estudiada es el cyclopenta[cd]pyrene que presenta concentraciones entre un rango de 2.9 y 4.49 ng/m³, seguido del indeno [1 2 3-cd]pyrene, dibenzo[ah]anthracene, benz[a]pyrene, benzo[b]fluoranthene, benz[e]pyrene y 2.2-binaphthyl. Los anteriores compuestos pueden representar la emisiones de diferentes fuentes, como los trazadores de los gases de escape de gasolina relacionado con el cyclopenta[cd]pyrene (Jingzhi Wang et al., 2016) y el indeno[1 2 3-cd]pyrene (Murillo-Tovar, Barradas-Gimate, Arias-Montoya, & Saldarriaga-Noreña, 2018). En el caso de benzo[b]fluoranthene es indicador de las emisiones de los vehículos diésel pesados (Murillo-Tovar et al., 2018) (Muránszky et al., 2011).

En todos los filtros la concentración de Chrysene(+Triphenylene) es la menor comparada con los demás contaminantes. Respecto a Dibenzo(ah)anthracene la concentración de este contaminante es igual en todos los filtros, no presentan variación ($2.35 \pm 0.02 \text{ ng/m}^3$). Solamente se presenta variación en un filtro FEB PM_{2.5} – 10, en el que no se reportó ninguna concentración detectable. La concentración de coronene se presentó en todos los sets y tuvo una concentración promedio de $0.62 \pm 0.19 \text{ ng/m}^3$. Estos dos compuestos suelen estar presentes como componentes menores en las mezclas de origen pirolítico (Sicre et al., 1987).

Otro compuesto que tuvo un comportamiento similar, la concentración no presenta variación significativa en todos los filtros, fue 2 2-Binaphthyl; en un rango entre 1.16 a 1.32 ng/m³. El retene presenta concentraciones entre 1.14 -1.97 ng/m³, la presencia de este compuesto es un producto característico de la combustión de la madera, especialmente de la vegetación de coníferas (Sicre et al., 1987).

Un comportamiento inusual se presentó con el compuesto Phenanthrene, que reporta concentración detectable solamente en tres filtros correspondientes a las fechas del 9-10 octubre (2.87 ng/m³), 16-17 octubre (3.76 ng/m³) y 18-19 octubre (2.66 ng/m³). Estos niveles altos de Phe (>1.2 ng/m³) se pueden asociar con la emisión de la combustión de pasturas (Pereira et al., 2017). Similar al comportamiento del anterior compuesto, el 9H-Fluorenone (2.63 ng/m³) y Fluorene, (12.49 ng/m³) se presenta solamente en el filtro (FEB PM2.5 – 19, correspondiente a 16-17 de octubre) y el Fluoranthene se reportó en dos filtros. (FEB PM2.5 – 15 Duplicado= 1.96 ng/m³) (FEB PM2.5 – 19 =1.781 ng/m³). La presencia del 9H-Fluorenone, puede relacionarse a que es uno de los productos de reacción del Phenanthrene y se ha encontrado en varias fuentes primarias como el diésel,

electrodomésticos de gas natural, calderas y la quema de madera (Lee, Lane, Heo, Yi, & Kim, 2012); por otro lado la presencia de fluoranthene sugiere que su origen se debe principalmente a procesos pirolíticos de alta temperatura (Sicre et al., 1987). Finalmente, el compuesto Benzo(b)naphtho (1 2-d) thiophene también se reportó solo en el filtro para el cual se hizo duplicado (FEB PM2.5 – 15 Duplicado = 0.989 ng/m³), lo que puede asociarse a una posible contaminación del filtro en el momento del análisis.

Las concentraciones más altas para algunos compuestos (Coronene, 9H – Fluorenone, Phenanthrene, Fluorene y Fluoranthene) se presentan en la muestra FEB PM2.5-19, correspondiente a los días 16-17 octubre del 2018, para el restante de los compuestos medidos el pico de concentración se da en la muestra FEB PM2.5-11, correspondiente a los días 29-30 mayo del 2018; generando que estos días de muestreo tengas la Σ PAH más altas. Los picos de concentración más baja de todos los contaminantes se producen en la muestra FEB PM2.5-20 correspondiente a los días 18-19 octubre del 2018.

De manera general, la \sum PAH están en un rango entre 18.90 ng/m³ (07-08 junio) – 44.77 ng/m³ (16-17 octubre), con un promedio de 24.45 ng/m³. Estos valores no exceden el límite promedio de exposición permisible de 8 horas, de acuerdo con la Administración de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA-PEL) correspondiente a 200 ng/m³(Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2012). La concentración encontrada en el presente estudio de \sum PAH es mayor a la reportada en otras zonas de estudio expuesta a una alta influencia de tráfico vehicular; por ejemplo, en un estudio realizado por dos meses en la región metropolitana de Sao Paulo se reportó un valor de 10.8 ng/m³ (Bourotte, Forti, Taniguchi, Bícego, & Lotufo, 2005), en Santiago de Chile en una zona residencial se encontró un promedio de concentración de 17.5 ± 6.8 ng/m³ y en la ciudad de Guadalajara en una importante calle arterial con un rápido tráfico vehicular y un rápido sistema de transporte de pasajeros se reportó un valor entre 0.65 a 19.62 ng/m³ (Murillo-Tovar et al., 2018).

Por otra parte, en total de las especies consideradas como cancerígenas (BaA, BbF, BkF, BaP, DBA e IND) (Ströher, Poppi, Raposo, & Gomes de Souza, 2007) representan el 41.83 ± 6.73% de la masa del PAH que fue medido. Los rangos del poder cancerígeno equivalente a benzo[a] pireno (ng BaPE⁷/m³) encontrados para las muestras en fracción particulada de PM_{2.5} están entre 2.90 a 4.86 ng/m³, Estos valores sobrepasan el límite lo establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para sustancias cancerígenas, correspondiente a 1 ng/m³ para un valor promedio anual (World Health Organization (WHO), 2000) (Pereira et al., 2017). También superan el valor de riesgo adicional de por vida de desarrollar cáncer, que es de 0.12 ng/m³ (Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2012) y específicamente excede lo establecido en la norma colombiana como nivel máximo permisible promedio anual de 1 ng/m³ (Ministerio de

⁷ BaPE = [BaA*0,06] + [B(b+k)F *0,07] + [BaP] + [DBA *0,6] + [IDP *0,08] (Vasconcellos et al., 2011) (Yassaa et al., 2001)

Ambiente y Desarrollo sostenible., 2017); aclarando que la normatividad colombiana no especifica si esta concentración corresponde a la fase gaseosa o fracción particulada en algún rango de tamaño de partícula específico(Zapata Mora, 2020). Finalmente, Este rango es similar a lo encontrado en Bogotá para el año 2008, con valores entre 0.8 y 4.4 ng/m³ (Vasconcellos et al., 2011).

Para facilitar la interpretación de los resultados obtenidos, se decidió agrupar los compuestos de acuerdo con el número de anillos (Figura 4-33). Se observa que los PAH de cinco anillos son los más abundantes (57.37% \pm 8.57), seguidos de los PAH de seis anillos (19.60% \pm 2.82); concluyendo que los PAH de alto peso molecular son más abundantes. Este comportamiento sugiere que en la zona, existe una mayor contribución de las emisiones vehiculares y estacionarias (Pereira et al., 2017), particularmente de emisiones de vehículos a gasolina que son las fuentes dominantes de los PHA de alto peso molecular (Vasconcellos et al., 2011)(L. Ding, Chan, Ke, & Wang, 2014)(T. Zhao et al., 2020). Además, se ha reportado que las concentraciones más elevadas de PHA de alto peso molecular puede estar asociado a productos pirogénicos derivados principalmente de la combustión de combustibles fósiles (Hassanien & Abdel-Latif, 2008) (Murillo-Tovar et al., 2018).

Caso particular sucede en la muestra del 16- 17 Octubre donde los PHA dominantes son los de peso molecular bajo (2-3 anillos), esto se puede relacionar a que en este tiempo de muestreo hubo mayor presencia de productos del petróleo no quemados (Hassanien & Abdel-Latif, 2008) (Murillo-Tovar et al., 2018) y también representar el predominio de una contaminación más reciente (Hassanien & Abdel-Latif, 2008) que puede estar asociada a gases de escape de los motores diésel (Bourotte et al., 2005) (L. Ding et al., 2014) (T. Zhao et al., 2020). En conclusión, se puede observar que al ser la zona de estudio una zona urbana se considera una fuente importante de PHA son los gases de escape de los automóviles (L. Ding et al., 2014)

Dentro de los PHA con alto peso molecular, el compuesto más abundante es el Cyclopenta(cd)pyrene, en cada una de las muestras. Este comportamiento puede estar asociado a los cinco anillos que hace que el compuesto tenga mayor masa molecular; facilitando la presencia de este compuesto en la fase particulada (Byambaa et al., 2019), Asimismo, los PAH con cinco o más anillos son menos volátiles, es decir una menor presión de vapor (Murillo-Tovar et al., 2018),se condensan más rápido y/o se asocian con partículas finas y ultrafinas (Pooltawee et al., 2017) (L. Zhang et al., 2020), debido a que son mayores en número y ofrecen una mayor relación de superficie a masa (Keshtkar & Ashbaugh, 2007). Este comportamiento se conoce como efecto Kelvin, donde los compuestos con baja volatilidad se condensan preferentemente en partículas más pequeñas en las primeras etapas de la combustión, mientras que los compuestos más volátiles se condensan principalmente en partículas más grandes en las etapas posteriores a medida que el humo se enfría (Keshtkar & Ashbaugh, 2007). Lo contrario sucede con los compuestos con pocos anillos, que tienden a volatilizarse y estar presente en estado gaseoso y solo son removidos por la presencia de precipitación.(Agency for Toxic

Substances and Disease Registry, 2012), razón por la cual estos compuestos representen un menor porcentaje de PAH en las muestras tomadas.



Figura 4-33: Agrupación de PAH de acuerdo con el número de anillos. Año 2018.

4.3 Análisis de posibles fuentes.

En esta sección se buscaron diferentes relaciones teóricas que pudieran explicar de acuerdo con lo datos, tanto del impactador de cascada como de muestreador de PM_{2.5}, las posibles fuentes y mecanismos de formación de las partículas presentes en la zona de estudio. Para iniciar, se realiza una prueba estadística para validar la distribución normal de los datos. La prueba de Shapiro arrojo que los datos de todos los compuestos no se distribuyen normalmente, razón por la cual se utiliza una prueba no paramétrica, para validar si las muestras tomadas tanto de PM2.1 como de PM2.5 provienen de la misma población. La prueba Mann-Whitney-Wilcoxon, con un intervalo de confianza del 95%, determinó que para todos los compuestos medidos se rechaza la hipótesis nula, es decir, las muestras de datos no provienen de poblaciones idénticas. Esta diferencia estadística entre las muestras de PM2.1 y PM2.5 puede ser causado por la diferencia que existen entre el periodo de tiempo, es decir los días de monitoreo, tres días para el impactador de cascada: miércoles, jueves y viernes; martes-miércoles y jueves-viernes para los impactadores de PM_{2.5}. Este comportamiento afirma la idea de lo indispensable que puede ser analizar y conocer las fuentes en periodos de tiempo más cortos, porque es posible ver que la influencia de las fuentes cambia notoriamente con el tiempo.

Teniendo en cuenta las relaciones de OC/EC en los diferentes tamaños de material particulado (ver **Figura 4-18**), se establece que existe una contribución de aerosoles orgánicos secundarios en las etapas >1.1. La contribución de estos compuestos en la zona de estudio puede estar relacionada con los vehículos diésel y de gasolina, que generan un aporte alto de compuestos orgánicos volátiles y de NO_x, precursores de la formación de SOC (Ramírez, Sánchez de la Campa, & de la Rosa, 2018).

A partir de las distribuciones másicas de los iones obtenidas anteriormente, es posible inferir las fuentes aportantes a la formación de los modos dominantes. El **ion cloruro,** con pico en el modo de acumulación a pesar de no ser el dominante, puede provenir de la

incineración de residuos (Kaneyasu, Yoshikado, Mizuno, Sakamoto, & Soufuku, 1999) (Paw-Armart & Yoshizumi, 2013), la combustión de biomasa (Cao et al., 2015), la formación secundaria de aerosoles (Y. Zhao & Gao, 2008) y el transporte a larga distancia (J. Zhao, Zhang, Chen, & Xu, 2010) (Jiao Wang et al., 2016). Para corroborar si su origen es combustión de biomasa, se evaluó la correlación positiva que tiene Cl⁻ con K⁺ (r=0.83) o NH₄ (r= 0.74) en el modo fino. Este resultado sugiere que la formación de amonio y cloruro de potasio es importante en partículas en modo fino a través de la reacción de NH₃ y K con gases de HCI o compuestos que contengan cloruro producidos de fuentes de combustión (Deshmukh et al., 2016). Otra posible fuente que puede aportar a este modo es el consumo de carbón, que hace su principal contribución del cloruro en partículas finas (J. Zhao et al., 2011). Esto es importante, debido a que la zona de muestreo como se dijo anteriormente se caracteriza por la presencia de industria manufacturera que utiliza este tipo de combustible (Alcaldía Local Fontibón & Alcaldía Mayor Bogotá D.C., 2017). Cabe recordar que el 75% de las emisiones directas de PM₁₀ en Bogotá son generadas por las industrias basadas en el carbón, aunque éstas representan menos del 10% del consumo neto de energía del sector industrial (Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá, 2010). Debido a la alta correlación entre el Na-Cl (r=0.88) en el modo fino, soporta la idea que estos compuestos fueron emitidos por la misma fuente, que puede ser la minería de sal en los municipios de Zipaquirá y Cajicá situado aproximadamente a unos 43 km del lugar de muestreo (Ramírez, Sánchez de la Campa, Amato, et al., 2018).

El predominio de Cl⁻ en la fracción gruesas (Dp<2.1 μ m), puede asociarse usualmente al aerosol marino (J. Zhao et al., 2011) pero, al existir una baja correlación (r=0.05) entre Na⁺ y Cl⁻ en el modo grueso, esta hipótesis pierde relevancia (Y. Yang et al., 2017) (Zhou et al., 2016). De esta manera, es más probable que el Cl⁻ provenga también de la combustión de carbón, la incineración de residuos (en la zona de estudio hay incineración de residuos hospitalarios) y la formación secundaria de aerosoles (J. Zhao et al., 2011).

El **ion oxalato** en modo acumulación mostró una buena correlación con el NH₄⁺ y el K⁺ (r=0.57 y 0.74, respectivamente) lo que indica que tanto la quema de biomasa como la producción fotoquímica de oxalato contribuyó de manera significativa a este modo (Lan et al., 2011). El origen de las fuentes para el modo grueso aún no se encuentra bien definido. Puede asociarse a precursores gaseosos que reaccionen sobre las partículas gruesas para producir oxalato; también, a la existencia de una fuente biológica derivada de los procesos metabólicos de los hongos en las partículas del suelo (Lan et al., 2011).

El **ion sodio** tiene distribución másica variable entre los diferentes sets, entre trimodal, bimodal y unimodal. En el modo fino, puede provenir de la contribución a la quema de biomasa, porque la biomasa suele contener Na₂SO₄. Mientras tanto, la quema de biomasa puede causar que el Na⁺ se mezcle con algunas sales y contribuyen a un mayor contenido de Na⁺ que oscilan entre 1.1-2.1µm. Y en el modo grueso está presente ya que el Na⁺ es un componente importante de suelo (Wan et al., 2016).

Para establecer posibles fuentes del **ion potasio** en sus modos dominantes, se realizó la variación temporal de la relación de concentración de K⁺ en el modo grueso (2.1 - 9 μm) y

K⁺ en el tamaño fino (<0.45 -2.1 μm) y se encontró que el índice de variación estacional es sustancialmente menor a la unidad en los sets 14,15,16 y 17; es decir, que la relación de la concentración desciende en este periodo de observación, sugiriendo que existe una fuente externa que está aportando a la concentración que puede ser atribuido a la quema de biomasa. Lo anterior se analizó, teniendo en cuenta que la abundancia K⁺ en rangos de tamaño submicrónico puede asociarse predominantemente a la quema de biomasa, a pesar de que se debe considerar que el K⁺ no es completamente un buen trazador de quema de biomasa (J. Pachon et al., 2013). Igualmente, las concentraciones relativamente altas se observaron en los tamaños de 0.43 μm a 1.1 μm, lo que se relaciona la emisión de partículas submicrónicas (tamaño < 1 μm) por quema de biomasa, cuyos principales componentes inorgánicos son K, S, Cl y O. (Johansson, Tullin, Leckner, & Sjövall, 2003)(Y. Yang et al., 2017).

Entre los sets 14, 15 y 16, el modo acumulación es más pronunciado y dominante para el set 15. Este pico en el modo fino puede ser causado por la combinación de aerosoles derivados de la combustión de biomasa con especies secundarias de aerosoles (Deshmukh et al., 2016). Esto se confirma con la correlación importante que se da entre K⁺ con SO₄²⁻ (r= 0.9), lo que sugiere que el modo fino K⁺ puede producirse mezclando aerosoles de combustión de biomasa con precursores secundarios de aerosoles inorgánicos, como el SO₂, resultantes de las actividades industriales en el sitio de muestreo (Deshmukh et al., 2016). Cabe destacar que las concentraciones de iones inorgánicos secundarios, SO₄²⁻, NO₃⁻ y NH₄⁺, alcanzaron su punto máximo en el mismo rango de tamaño de K en modo fino para este periodo de tiempo, de acuerdo con las distribuciones en tamaño.

Por otro lado, debido a que la quema de biomasa produce dimetilsulfuro (MSA), el pico de MSA⁻ en modo fino puede ser de origen de quema de biomasa. Esta afirmación se rechaza, al encontrar una correlación baja en el modo fino MSA con K⁺ (r=-0.4), establece que no se puede sugerir que el aumento de la emisión de DMS a partir de la combustión de biomasa esté relacionado, por ende, no se puede establecer que la oxidación del ion potasio compuesto contribuye a la concentración de MSA en modo fino.(Deshmukh et al., 2016).

En contraste con lo anterior, los sets 9, 11, 12 y 13 presentan un índice de variación superior a uno en la concentración del ion potasio; es decir, que la concentración incrementa por estar en esa época del año, es un comportamiento estacional. Se puede establecer qué para esta época predominan las fuentes naturales de polvo resuspendido en la región de estudio (Singh et al., 2016); debido a que en el caso del modo grueso se observa una fuerte correlación del ion potasio con el Ca²⁺ (r = 0.62), siendo el potasio es también un elemento importante de la corteza terrestre (Wan et al., 2016).

La alta abundancia de **ion calcio** en fracciones de tamaño grueso sugiere una contribución significativa fuentes naturales del levantamiento de polvo (Deshmukh et al., 2016) (Wan et al., 2016), además de fuentes como el levantamiento de polvo de las obras de construcción (Wang et al., 2005) (J. Zhao et al., 2011). La correlación entre el Mg²⁺ y Ca²⁺

en partículas gruesas fue de 0.88, indicando una fuente común, posiblemente polvo o abrasión mecánica (Y. Yang et al., 2017). Sumado a esto, existe otra fuerte correlación entre Na⁺ y Mg²⁺ (0.69) en el modo grueso, sugiriendo nuevamente la presencia de fuentes de partículas de polvo (Deshmukh et al., 2016).

En el modo grueso ($PM_{2.1}$ - PM_9), la relación equivalente entre [Ca^{2+}]/[NO_3^{-} + SO_4^{2-}] estuvo entre 0.51±0.36, valores que pueden reflejar que existe en la zona existe influencia de fuentes de polvo (Wan et al., 2016). Caso contrario sucede para el set 13, que presenta una relación de 1.26, lo que puede reflejar que la carga de polvo fue mayor para esos días. En ese tiempo del muestreo, se presentó la menor precipitación, favoreciendo una mayor resuspensión de polvo.

Debido a que las distribuciones bimodales másicas del ion sulfato presentan modos dominantes de acumulación y grueso, se puede sugerir dos mecanismos de formación, razón por la cual se explica los mecanismos de formación para cada modo. El modo de acumulación, al encontrar una correlación fuerte (r=0.95) entre las concentraciones de NH₄⁺ y SO₄²⁻ sugieren que están mezclados internamente en forma de sulfato de amonio y bisulfato de amonio (Deshmukh et al., 2016). Como se ha dicho anteriormente, existe gran influencia de las emisiones vehiculares en la zona de estudio, razón por la cual se utiliza la relación de las concentraciones en masa de sodio a sulfato de 0.05 en partículas finas para estimar la contribución del tráfico al sulfato (Anlauf et al., 2006) (Jiao Wang et al., 2016). En este estudio, las relaciones estuvieron en el rango de 0.002-1.66, encontrado que existen periodos en los cuales se identifica alta contribución de los gases precursores de sulfato provenientes del tráfico a su concentración en las partículas finas. En conclusión, el sulfato en partículas finas se origina por química atmosférica, fuentes secundarias, combustión de carbón, emisiones de tráfico y transporte a larga distancia (Zhuang, Chan, Fang, & Wexler, 1999) (Yamasoe, Artaxo, Miguel, & Allen, 2000) (Herner et al., 2006) (Anlauf et al., 2006) (Jiao Wang et al., 2016).

Para el modo grueso de $SO_4^{2^-}$, se encontró una buena correlación de $SO_4^{2^-}$ (r = 0.60) y NO_3^{-} (r= 0.67) con Ca²⁺ en el modo grueso. Este resultado indica que, en el modo grueso, $SO_4^{2^-}$ y NO_3^{-} están asociados con el polvo del suelo (J. Zhao et al., 2011) (Seinfeld & Pandis, 2006). Además, el sulfato en el modo grueso se debe posiblemente a la presencia de sulfatos de calcio (es decir, yeso), que podrían formarse por la conversión de calcita en yeso con ácido sulfúrico o sulfato de amonio (Wan et al., 2016).

Para el **ion nitrato**, el modo dominante es el de acumulación, que se caracteriza por estar dominado por el equilibrio termodinámico de HNO₃(g) +NH₃(g) = NH₄NO₃ (s, aq) (Lan et al., 2011)(John, Wall, Ondo, & Winklmayr, 1990). Cabe destacar que las distribuciones en tamaño de NO₃⁻ son similares a las de SO₄⁻². Al ser el sitio de muestreo un área congestionada con tráfico pesado, principalmente con camiones y autobuses diésel, se puede afirmar que las principales fuentes de NO₃ en esta región provienen de las emisiones del tráfico (Deshmukh et al., 2016). La gran abundancia de SO₄⁻² y NO₃⁻ en los diferentes tamaños de los aerosoles segregados sugiere una contribución significativa de las fuentes antropogénicas a estos iones en el punto de muestreo (Deshmukh et al., 2016). Además, la alta correlación entre el NO₃⁻ y SO₄⁻² en el modo fino (r=0.95) y en el modo

grueso (r=0.71) sugieren su contribución de un gran componente de aerosoles inorgánicos secundarios resultantes de las emisiones de SO₂ y NO_x de diversas fuentes de combustión que utilizan combustible sulfuroso, como el carbón y el petróleo.(Deshmukh et al., 2010) (Ramírez, Sánchez de la Campa, Amato, et al., 2018). En las partículas gruesas del ion nitrato, hay fuertes correlaciones entre Mg²⁺ y NO₃⁻ (r = 0.74), así como entre Ca²⁺ y NO₃⁻ (r = 0.67), lo que sugiere que el Ca(NO₃)₂ o Mg(NO₃)₂ fue producido por reacciones heterogéneas de minerales con el HNO₃ (Y. Yang et al., 2017).

Por último, se explica el modo dominante de acumulación del **ion amonio**. Este catión es importante para la calidad del aire y la salud humana, debido a que puede causar enfermedades respiratoria graves (Singh et al., 2016). El pico de concentración de amonio en el modo de acumulación puede producirse por conversión de gas a partículas a través de la reacción con ácidos sulfúrico y nítrico (Deshmukh et al., 2016). Además, la fuerte correlación entre NH₄⁺ y SO₄²⁻ (r = 1) y NH₄⁺ y NO₃⁻ (r = 0.95) en las partículas finas sugiere que estos tres iones existían principalmente como sulfato de amonio ((NH₄)₂SO₄), bisulfato de amonio (NH₄HSO₄) y nitrato de amonio (NH₄NO₃). Las partículas SO₄²⁻ y NO₃⁻ también podrían formarse por reacciones en fase gaseosa de precursores de ácidos con NH₃ y podrían enriquecerse en modo fino. Esto indicaría que el NH₄⁺ desempeñó un papel importante en la determinación de las distribuciones de tamaños de SO₄²⁻ y NO₃⁻ (Y. Yang et al., 2017). También existe una fuerte correlación entre NH₄⁺ y SO₄²⁻ en el modo grueso (r = 0.79), lo que indica que lo más probable es que el sulfato de amonio grueso producido por la reacción heterogénea de NH₃ y H₂SO₄ en la superficie de partículas gruesas (Y. Yang et al., 2017).

Las correlaciones entre NH₄⁺ y SO₄² son r = 1 y r = 0.79 para el modo fino y grueso, respectivamente, y las correlaciones de NH₄⁺ y NO₃⁻ para el modo fino es r = 0.95 y para el modo grueso r = 0.76; lo que sugiere que tuvieron fuentes comunes (J. Zhao et al., 2011). Se observa que los picos en la fracción gruesa de NH₄⁺ no son tan dominantes, pero el orden de magnitud de este compuesto en este tamaño es de 0.009 μ g/m³ y puede indicar que está asociado a la absorción de especies de NH₃ en las partículas suspendidas del suelo (Wan et al., 2016).

También se analizaron relaciones que han sido ampliamente estudiadas y que revela el aporte de posibles fuentes al material particulado. En el caso de las partículas finas encontradas en el impactador de cascada ($\langle PM_{2.1} \rangle$) la relación másica [NO_3^{-1} / [SO_4^{2-1}] está entre un rango de 0.46 - 0.74. Solo para el set 9, se observa la relación mayor a 1 (1.27), lo que indica que las emisiones vehiculares tuvieron una gran contribución a los aerosoles en ese periodo (Wan et al., 2016). El comportamiento segregado por tamaño, nos indica todas las relaciones son menores a 1 es decir que se sugiere que las fuentes estacionarias son predominantes en estos tamaños; excepto en el tamaño de >0.4 μ m donde se observa una relación mayor a uno es decir que priman las fuentes de combustión móviles.

Para el muestreador de $PM_{2.5}$, se encontró un rango similar de la relación $[NO_3^-]/[SO_4^{2-}]$, entre 0.3 y 1.7. En general, todos los valores menores a uno indican que predominan las fuentes estacionarias como la quema de carbón en las calderas (Wan et al., 2016) y los

días donde hay relaciones mayores a uno, son días con mayor NO₃⁻, lo cual indica un aporte de emisiones vehiculares (Dao et al., 2014). De acuerdo con el resultado de las relaciones se identifica que las muestras correspondientes a martes-miércoles puede estar más influenciado por fuentes estacionarias al contrario sucede los jueves- viernes donde se observar más influencia de fuentes vehiculares; esto puede relacionar que puede existir que los fines de semana existe aumento del tráfico vehicular. Además, se presentan en este tamaño PM_{2.5} fuertes correlaciones entre el SO₄⁻², NO₃⁻ y NH₄⁺, indicando su origen común como partículas secundarias en la atmósfera. La correlación entre SO₄²⁻y NH₄⁺ es fuerte (r=0.95) lo que indica que también puede existir una atribución de fuentes vehiculares para estos contaminantes y para este tamaño del material particulado. El sulfato de amonio es probablemente la especie predominante formada por reacciones fotoquímicas de los precursores emitidos principalmente por las emisiones vehiculares (Vasconcellos et al., 2011).

Los PAH tienen una variación significativa en su composición debido a la diversidad en las fuentes de combustión, por lo que las fuentes de emisión se pueden identificar a partir de relaciones entre sus componentes (Vasconcellos et al., 2011). Además, los PAH ligados a partículas permanecen en la atmósfera durante mucho tiempo porque no pueden degradarse fácilmente con la fotólisis y otras vías, por lo que pueden ser transportados a grandes distancias de sus fuentes de emisión originales (Pooltawee et al., 2017). En consecuencia, se observan concentraciones de algunos contaminantes que no son fácilmente asociables a las fuentes presentes en la zona de monitoreo. Teniendo en cuenta lo anterior, se presentan a continuación diferentes relaciones entre compuestos, con el objetivo de distinguir posibles fuentes de emisión.

Teniendo en cuenta que los PAH se han utilizado junto con el EC para diferenciar entre las la combustión de coque, las emisiones de vehículos de gasolina y diésel (Robinson, Subramanian, Donahue, Bernando - Bricker, & Rogge, 2006); se realizó la gráfica de relación- relación donde los datos ambientales al agruparse en un punto del gráfico, sugiere la existencia de una sola clase de fuente dominante (Robinson et al., 2006). De acuerdo con la **Figura 4-34**, su cercanía al punto correspondiente a la relación mostrada por emisiones de combustión de carbón (coque), sugiere la presencia de esta fuente en la zona de estudio al usarse en las calderas de la industria manufacturera de Fontibón.



Figura 4-34: Correlación PAH para identificación de fuentes: diésel, gasolina y coque.

Basado en la información de: (Robinson et al., 2006)

Otra relación utilizada es (BaA/ BaA + Cry), donde se identifica que el rango encontrado (0.54-0.64), estaba en el mismo rango de una zona afectada por emisiones vehiculares (0.47 - 0.76) (Pereira et al., 2017) y específicamente esta relación cae dentro del rango de emisiones de diésel (0.38 -0.64) (Murillo-Tovar et al., 2018). La presencia en la zona de estudio de fuentes vehiculares de diésel, también es confirmada por otras relaciones, por ejemplo las altas relaciones de IDP/ (IDP+ BPe) encontradas (0.62 -0.7) reporta que los aerosoles puede ser emitidos por vehículos de diésel al estar entre dentro del rango de 0.35 - 7 (Muránszky et al., 2011)(Murillo-Tovar et al., 2018). Además, la relación BaA/Cry de las muestras están en el rango de 1.21 – 1.80, estos resultados no caen dentro del rango encontrado por combustión de gasolina (0.28 - 1.2), (Vasconcellos et al., 2011).

Los anteriores resultados son congruentes con las fuentes evidenciadas en la zona, donde existe un alto número de vehículos pesados que comprenden las flotas de transporte público y de carga. Estos vehículos se alimentan principalmente de combustible diésel y cuentan con tecnologías de control de emisiones obsoletas (Cuellar, Buitrago-Tello, & Belalcazar-Ceron, 2016). La mayor fuente individual de MP aerotransportado de los vehículos de motor se deriva de los gases de escape del diésel (la combustión del diésel produce muchas más partículas que los motores de gasolina) (Kelly & Fussell, 2012). A pesar de que los vehículos pesados representan menos del 10% de la flota de vehículos de Bogotá, su contribución a las emisiones directas de PM en el sector del transporte es superior al 60% (Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá, 2010) (Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá, 2017).

Otra relación importante, tiene en cuenta que la mayoría de los escapes frescos tienen contenidos similares de benzo[e]pireno y benzo [a] pireno (Vasconcellos et al., 2011). La relación BeP / (BaP + BeP) indica la Influencia de la reactividad atmosférica en la composición de materia orgánica en partículas, ya que BeP es mucho más inerte y BaP se descompone fácilmente por la luz y los oxidantes (Vasconcellos et al., 2011); , por lo que el aumento de la proporción anterior puede considerarse como un índice del envejecimiento de las partículas (Muránszky et al., 2011). Los rangos encontrados para esta relación varían entre 0.36 y 0.42; lo que indica que la nuevas emisiones de PHA eran concurrentes (Muránszky et al., 2011), asociado estrechamente a fuentes locales o emisiones frescas (Vasconcellos et al., 2011). Otra relación que confirma la presencia de esta fuente es la proporción de BaP/BghiP, que al ser en promedio de 2.15 \pm 0.48, es mayor a 0.6 o más podría deberse al impacto de las emisiones del tráfico (L. Ding et al., 2014).

Por otra parte, considerando que la relación BPe/BeP, oscila entre 0.75 ± 0.13 y estos valores no son mayores de 1.2, indican que en la zona las emisiones de material particulado no están solamente influenciadas por emisiones del tráfico (Muránszky et al., 2011). Una de estas fuentes se relaciona con el hollín de acuerdo con los valores de la relación (BbF+Bkf)/BPe que oscilan entre 2.34 – 4.43 (Harrison, Smith, & Luhana, 1996) (Vasconcellos et al., 2011) (Muránszky et al., 2011); igualmente las relaciones IDP/ (IDP+

BPe) y BeP / (Bep +Bap) presenta valores entre 0.62- 0.7 y 0.36 -0.42 que caen en el rango 0.55 - 0.69 y 0.30-0.42 , respectivamente, relacionado con hollín de madera (Sicre et al., 1987). En general, cuando los PHA se asocian con hollín, parecen estar mejor preservados de la alteración, confirmando así la importancia del hollín en el transporte atmosférico de los contaminantes orgánicos emitidos por la pirogénesis a muy largas distancias (Sicre et al., 1987). Otra fuente sugerida en la zona de estudio es la combustión de madera, concerniente con valores entre 0.42-0.62 de la relación BaA / (BaA +Cry) (Ströher et al., 2007), los valores encontrados en la zona de estudio están en el rango de 0.54 a 0.64. Cabe resaltar que también existe la presencia de eventos anómalos que pueden tener influencia en la composición química del material particulado muestreado, como es el caso de las altas concentraciones reportadas en las dos primeras semanas de octubre, correspondientes a los sets 14 y 15, pueden estar relacionadas con un incendio ocurrido en un centro comercial en construcción en la Avenida Boyacá con calle 13 el día 5 octubre del 2018⁸. Finalmente, en la siguiente tabla se indica un resumen de las probables fuentes encontradas en cada tamaño. Concluyendo que en el modo grueso recibe una contribución tanto de fuentes naturales como de fuentes antropogénicas, siendo la más dominante el levantamiento de polvo/abrasión mecánica y existe una menor contribución de fuentes de combustión como el uso de carbón. El modo acumulación y por ende el PM_{2.5}, tiene contribución de fuentes locales frescas de origen primario, como fuentes estacionarias y vehiculares; siendo las más importantes: combustión de carbón > emisiones vehiculares a diésel > emisiones vehiculares a gasolina > combustión de madera > compuestos orgánicos secundarios > transporte a largas distancias. Las anteriores fuentes deben ser validadas con el uso de un modelo de receptores, pero pueden ser consideradas como una buena aproximación.

⁸ Se incendió centro comercial en construcción en la Av. Boyacá con 13. Disponible en: https://www.eltiempo.com/bogota/incendio-en-centro-comercial-en-construccion-en-el-occidentede-la-ciudad-277512.

Fuente	Modo acumulación	Modo grueso	PM _{2.5}
Emisiones	- Relación masa entre sodio y sulfato.		- Se presenta una relación de [NO3
vehiculares	- El tamaño <0.4 µm se observa una]/[SO ₄ ²⁻] mayor a uno para las
	relación de $[NO_3^-]/[SO_4^2^-]$ mayor a uno,		muestras tomadas los jueves -viernes.
	siendo dominante en este tamaño el ion		- Alta correlación entre SO ₄ ²⁻ y NH ₄ ⁺ .
	NO ₃ ⁻ .		 Relación entre (BaA/ BaA + Cry).
	-Modo dominante de acumulación de EC.		
Fuentes	-Los tamaños entre 0.4 -2.1 µm	- Los tamaños entre 2.1 -9 µm	- Se presenta una relación de [NO3 ⁻
estacionarias	presentaron una relación de [NO ₃ ⁻]/[SO ₄ ²⁻]	presentaron una relación de [NO3-]/[SO ₄ ²⁻] menor a uno para las muestras
	menor a uno, siendo el ion dominante el]/[SO ₄ ²⁻] menor a uno, siendo el ion	tomadas los martes-miercoles.
	SO ₄ ²⁻ .	dominante el SO ₄ ² .	
Fuentes	-Modo dominante de acumulación de EC.		- Relación BeP / (BaP + BeP).
locales/emisiones	- Abundancia de EC en la fracción fina,		- Relación BaP/BghiP.
frescas	distancia del lugar de muestreo a vías		-Relación de OC/TC permite diferenciar
	principales.		que las fuentes de emisión de los
			aerosoles provienen de las emisiones a
			pie de carretera.
Diésel	-Relación OC/EC en la etapa de 0.43-		- Relación entre (BaA/ BaA + Cry).
	0.65μm.		- Relación de IDP/ (IDP+ BPe)
			- Relación entre (BaA/ Cry)
Gasolina	-La relación OC/EC de los tamaños entre		
	1.1μm ≥ Dp ≤ 2.1μm.		
Combustión de	 Alta correlación entre el Cl⁻ con K⁺ y 		
biomasa	NH4 ⁺ .		
	 Alta correlación entre oxalato con NH₄ y 		
	K ⁺ .		
	 Alta correlación entre K⁺ con SO₄²⁻. 		
	-Modo dominante de EC.		
Combustión de		-Relaciones de OC/EC en las etapas	- Grafico relación – relación de los
carbón		>2.1µm.	compuestos benzo[ghi]perylene e
		 Emisiones típicas provenientes de 	indeno [1,2,3] cdpyrene normalizados
		cocina (Relación OC/EC en las etapas	con EC.
		>2.1µm)	

Tabla 4-8: Posibles fuentes segregado en tamaño

			- Hollín de madera: Relación (BbF+Bkf) /BPe. - Relación de IDP/ (IDP+ BPe). - BeP / (Bep +Bap)
Combustión de madera			- Relación BaA / (BaA +Cry)
Levantamiento de polvo/ abrasión mecánica		 Alta correlación del K⁺ y Ca²⁺. Alta correlación entre Mg²⁺ y Ca²⁺. Alta correlación entre Na⁺ y Mg²⁺. Relación equivalente entre [Ca²⁺]/[NO₃⁻+SO₄²] Alta correlación de SO₄²⁻ y NO₃⁻ con Ca²⁺. Modo dominante grueso de OC. 	
Reacción química en la atmósfera	 Producción fotoquímica de oxalato, alta correlación con NH₄ y K⁺. Alta correlación entre NO₃⁻ y SO₄⁻² sugiere contribución de aerosoles secundarios productos de procesos de combustión. Alta correlación de NH₄⁺ con SO₄²⁻ y NO₃⁻ indican la presencia de sulfato de amonio, bisulfato de amonio y nitrato de amonio. 	 Reacciones heterogéneas de minerales con el HNO₃ (Alta correlación de NO₃⁻ con Mg²⁺ y Ca²⁺) Alta correlación entre NH₄⁺ y SO₄²⁻ indica la reacción heterogénea NH₃ y H₂SO₄ en la superficie de partículas gruesas. 	- Bajo porcentaje de aerosoles secundarios orgánicos, indicando la predominancia de las fuentes es de origen primario.
Transporte de largas distancias	 Alta correlación entre Na – Cl, puede ser la minería de sal en los municipios de 	 No existe influencia de aerosol marino (baja correlación entre Na⁺ y 	
	Zipaquirá y Cajicá.		

5. Conclusiones y recomendaciones

5.1 Conclusiones

En este estudio, se midieron por primera vez las distribuciones de tamaño de EC, OC e iones en aerosoles en la atmósfera urbana de Bogotá. Se recogieron un total de 19 sets, 171 muestras, utilizando un impactador de cascada Andersen, en un punto de muestreo de la localidad de Fontibón, para dos períodos: marzo-junio de 2018 y octubre-noviembre de 2018. Estos periodos de muestreo se caracterizaron por tener velocidades bajas de viento que proviene de varias direcciones y altas precipitaciones.

La distribución másica encontrada es bimodal, con un modo dominante grueso. El modo grueso tiene un diámetro mediano de masa de 5.1± 1.4µm y el modo de acumulación de $0.9\pm 2.7\mu$ m; las partículas en el modo de acumulación son más distribuidas ($1.68 \ge GSD_a$ \leq 1.13) que las partículas en el modo grueso (1.84 \geq GSD_c \leq 1.41). Este comportamiento de la distribución másica es similar al encontrado en otros estudios de zonas urbanas. La concentración promedio de PM₉ fue de 61.17 \pm 27.7 µg/m³, PM_{2.1} fue de 29.59 \pm 15.04 µg/m³ v PM_{1.1} 21.99 ± 11.57 µg/m³. La relación de PM_{1.1}/PM_{2.1}, 0.73 ± 0.11 y su correlación alta (r^2 = 0.98), refleja que existen fuentes de combustión similares para estos tamaños. La relación $PM_{2.1}/PM_9$ fue de 0.48 ± 0.09, dando noción de la influencia tanto de fuentes de combustión e industriales como de procesos de erosión de suelo. Se encontró que las partículas gruesas aportan la más alta contribución másica que las partículas en los modos de acumulación y ultrafino. Conjuntamente, las concentraciones más altas están relacionada con la zona de los alveolos y las concentraciones más bajas se observaron en la etapa 2.1-3.3 µm relacionada con los bronquios secundarios. El porcentaje de partículas inhalables (penetran a los bronquios terminales) es del 48% ± 9.3% y un 27% ± 11% de estas partículas es menor de 1.1µm y podrían depositarse en los alvéolos.

Las concentraciones medias de EC en los modos grueso, fino y ultrafino fueron de 1.38 ± 0.14 , 3.40 ± 0.56 y $3.60 \pm 0.17 \mu$ g/m³, respectivamente, y su distribución es bimodal con un modo dominante de acumulación. Se encontró que la concentración de EC disminuye al aumentar el tamaño del material particulado. El OC sigue una distribución bimodal con un modo dominante grueso. Las concentraciones de OC en los modos grueso, acumulación y ultrafino fueron en promedio de 9.23 ± 1.23 , 4.96 ± 1.12 y $2.72 \pm 0.35 \mu$ g/m³. El OC y el EC medidos en este estudio son contaminantes predominantemente primarios, pero los resultados indican que las fuentes de estos contaminantes no son necesariamente similares; debido al aporte de SOC al OC de $28.8 \pm 14,4\%$ en el tamaño de PM_{2.5}, las diferencias encontradas en los modos dominantes tanto de EC como OC y las bajas correlaciones presentadas de estos dos compuestos. Las fracciones de carbono elemental (EC) y materia orgánica (OM) representan aproximadamente 60% y 56% para PM_{2.1} y PM₉, respectivamente, indicando que la fracción carbonácea sigue jugando un papel importante

en los aerosoles, sobre todo en los modos finos. En general la fracción de materia orgánica es la que predomina en la composición del PM, tanto en el modo fino como en el grueso.

Los iones solubles en agua representan entre el 3.60% y el 27.97% de la masa de PM_{2.1}, y entre 4.31% y 17.8% del PM₉.; donde del total de las especies iónicas de PM_{2.1} el 56% corresponde a iones secundarios solubles y el 58% en PM₁₀.La mayoría de los iones inorgánicos solubles medidos enriquecen más el modo ultrafino y fino, solamente los iones F⁻, Cl⁻ y Ca²⁺ tienen mayor contribución al modo grueso. Los iones inorgánicos dominantes para las partículas finas y gruesas que se presentaron en todos los sets muestreados fueron sulfato y nitrato, lo que puede indicar una gran influencia de emisiones vehiculares en la zona de estudio. Por otra parte, los cationes más abundantes son el sodio y el amonio. Las concentraciones de cada ion no eran significativamente diferentes en el modo grueso que en el modo fino, solamente se presentó una diferencia significativa para el ion amonio y para el calcio. De acuerdo con el balance iónico, el material particulado es ácido en las partículas más gruesas. Solamente, en el rango 1.1 - 3.3 µm, las partículas son neutras, mientras que aquellas menores a 0.43 µm son básicas. La mayoría de las especies medidas tienen distribuciones bimodales, con un pico prominente en el modo grueso, excepto los iones nitrato, nitrito, metanosulfonato y amonio, que presentaron un modo dominante de acumulación. La reconstrucción promedio de masa de $PM_{2,1}$ y PM_9 fue del 68% y 65%; se encuentra que la fracción no identificada es mayor en las etapas de partículas más gruesas.

Finalmente, con base al comportamiento de las distribuciones de los compuestos medidos, las correlaciones entre estos y las relaciones de diagnóstico de los PAH se realizó un acercamiento a las fuentes presentes en el sitio de monitoreo. Se encontró que el modo grueso recibe una contribución tanto de fuentes naturales como de fuentes antropogénicas, siendo la más dominante el levantamiento de polvo/abrasión mecánica y existe una menor contribución de fuentes de combustión como el uso de carbón. El modo acumulación y por ende el PM_{2.5}, tiene contribución de fuentes locales frescas de origen primario, como fuentes estacionarias y vehiculares; siendo las más importantes: combustión de carbón > emisiones vehiculares a diésel > emisiones vehiculares a gasolina > combustión de madera > compuestos orgánicos secundarios > transporte a largas distancias.

5.2 Recomendaciones

A continuación, se enumeran recomendaciones para futuros trabajos que tengan como propósito ampliar y profundizar el conocimiento con base en las conclusiones del presente estudio.

- Aumentar el número de muestras analizadas permite tener mayor confiabilidad de los datos y tener la posibilidad de utilizar un modelo de receptores que permite logar una mejor identificación de las fuentes en la zona de estudio.
- Realizar mediciones continuas para periodos más amplias de muestreo, de modo que se puede analizar la temporalidad del material particulado segregado en tamaños.
- Garantizar que las diferencias entre métodos analíticos y tiempos de monitoreo sea mínima, para lograr la comparación entre las muestras tomadas por diferentes equipos.
- Ampliar el análisis del comportamiento atmosférico, teniendo en cuenta tanto la caracterización de la fase particulada como la fase gaseosa.
- Evitar errores instrumentales al trabajar con equipos de distribución en tamaño, que puedan generar problemas con el diámetro de corte efectivo de las partículas; como es el caso de la sobrecarga de filtros.
- La fracción no identificada es mayor en las etapas más gruesas, razón por la cual se necesitan más estudios para determinar la identidad de los componentes no reconocidos en estas fracciones de mayor tamaño, como por ejemplo los metales traza.
- Mantener los puntos que ya se tienen caracterizados su comportamiento de calidad de aire, de manera que se puede generar en la ciudad supersitios de monitoreo.

A. Anexo: Pretratamiento de los filtros cuarzo.

Materiales:

- Mufla.
- Filtros de fibra de cuarzo.
- Pinzas de punta plana.
- Guantes.
- Crisol de cerámica.
- Vaso de precipitados de vidrio de borosilicato. (Resiste altas temperaturas)
- Papel aluminio tipo industrial.
- Cajas de Petri.

Preparación de materiales:

Recortar trozos de papel aluminio tipo industrial del tamaño de las cajas de Petri que sirvan para cubrir el 100% de los filtros.

Limpiar los crisoles con toallas de papel de cocina y agua destilada

Hornear los crisoles sobre los cuales se va a colocar los trozos de papel aluminio recortados a 900°C por 4 horas e igualmente se hornea los vasos de precipitados donde se colocan los filtros de cuarzo.

Preparación de filtros de cuarzo:

Utilizando guantes, colocar los filtros en el centro del vaso de precipitados y girar los bordes externos en círculo, dando la apariencia de una rosa.

Utilizar un pedazo de papel aluminio como tapa

Colocar los crisoles en la mufla y colocar el set de temperatura a 900°C durante 8-10 horas, para minimizar las concentraciones orgánicas que puedan están presentes en el filtro. (Gao et al., 2016)

Apagar el horno y dejar enfrían (generalmente toma toda la noche)

Cuando el horno este a temperatura ambiente, remover los crisoles del horno utilizando las pinzas e inspeccionar si tiene huecos o algún defecto en la textura.

Colocar los filtros aceptados en papel aluminio y en las cajas de Petri.

Posteriormente, los filtros serán pesados antes y después del muestreo, debe tenerse en cuenta que antes de pesar, los filtros se equilibrarán en una desecador durante 24 horas a temperatura (25 ± 5 ° C) y RH ($35 \pm 10\%$) controladas ambiente.


Después del pesaje, los filtros se almacenaron herméticos al aire en bolsas zip-lock en un refrigerador (<4 ° C) para minimizar la evaporación de componentes volátiles hasta que se efectué el análisis químico.(Gao et al., 2016) y también para minimizar los valores de carbono orgánico en los filtros que se utilizaron como blanco.(G. Spindler et al., 2010).



Preparación de cajas Petri:

Durante la campaña se ha trabajado con cajas de Petri de material plástico. Las cajas de Petri de plástico se limpian con agua destilada des ionizada. Posteriormente se forra su interior con papel aluminio tipo industrial previamente horneado a 600 °C durante 8 horas.



B. Anexo: Hoja de seguimiento y control de filtros.

83	CONTROL DE FORMATOS Monitoreo de material particulado menor a 2,5 micras					
NACIONAL						
Número Codigo		Fecha monitoreo		Número acumulative		
Inicial	Final	Inicial	Final	de muestras		
FEB-PN-2.5-1	FEB- PM-25-2	24. Abril. 2018.	27. Abnl. 2019	2		
FEB - PM 2,5 - 3	FEB - PN 2.5 - 24	01-Mayo-2019.	04. Mayo. 2018	.4		
FEB-ANZIS-5	FEB - PN2.5-8	09Nayo -2018	11-Mayo-2018	6		
FEB - PN215-7	FEB - PN2.5-8	15-Mayo -2018	18-Mayo - 2018.	8		
FEB - PM2.5-9.	FEB - PH215=10	23-Mayo-2018.	25- Mayo -2018	To		
FEB - PMZ.S-11	FEB - PM2.5-12	29Mayo-2018.	01-1010-2018	12		
FEB-PNZIS-13	FEB - PH2.5-19	06 - Junio -2018	08. Julio -2018.	14		
FEB-PNZIS -BL1	FEB - PH 2.5 - BL 3.	Mazo. 2018.	Junio. 2018.	17.		
FEB-PN25-15	FEB-PM 25-16	02-0ct-2019	05-007-2018	19		
FFB-PN-25 17	FED-PH2618	109-00t 2018	12-001-2018	2		
TEB- PH-215-19	FEB-PMZ 6-20	16-001-2018	8105-20-PI	23		
FTEB-PH-25 21	FEB-12-12-22	23-00-2018	26-00-2018	25		
EER-PM 25 23	FEB PHZIS 24	20-00-2018	02-Nov -2018	27		
FED ITED SS.	Teo Mero T	50 10 000	0-110-0			

• Formato de filtros OPEN CENTER

1993 H	CONTROL DE FORMATOS					
NACIONAL						
Número Codigo		Fecha monitoreo		Número acumulativo		
Inicial	Final	Inicial	Final	de muestras		
FEB-OC-1	FEB-00-2	25. Abril 2018	27. Abril 2018	2		
FEB- CC- 3	FE0 - 0C- 4	02. Mayo. 2018	01. Nayo. 2018	4		
FEB-OC-S	FEB-OC-G	09. Mayo. 2018	11. Mayo 2018	6		
FEB-OC-+	FE0 -00- 8	16. Novo. 2018	18 Mayo. 208	8		
FER - 00 - 9	FE6-0C-10	23. May 0. 2018	25 Mayo. 2018	10		
FEB-OC-U	FEB - 0C-12	30. May0. 2018	01. Junio. 2018	12		
FED-00-13	FEB-CC-M	5. Junio. 2018	08. junio. 2018	14		
FEB -00 -15	FEB-00-16	03-0ct. 2018	05.0ct. 2018	16		
FEB-00-10	FEB-0C-18	10-0ct. 2018	12- Oct -2018	18		
FED 00-14	FER- OC-BLS	Marzo - 2018	Junio - 2018	25		
FEB-DE-BET	F=B-0C-20	17.00.2018	19-0ct 2018.	25		
FEB-OC-M	FEB-0C-22	21-04.2018	30-00- 2018	57		
FEB-0C-21	F@R-0C-24	31-00-2018	02-11-2018	29		
FEB-U-25	REB-DC 26	8105- VON-GO	69 - Nov -2018	31		
FEB-00-25				NELH		
		the second second second second lines		11 9 130		

83	CONTROL DE FORMATOS					
NACIONAL BE COLOMBIA	FC - Monitoreo de material particulado de diferentes tamaños - FUL-CENTER					
Número Codigo		Fecha monitoreo		Número acumulativo		
Inicial	Final 30 ARU	Inicial	Final	de muestras		
FEB-FC-1	FEB-FC-7	25 Abril. 2019.	27. Abnl. 2018.	7		
EFB-FC-8.	FEB - FC- 14	02. Nayo 2018	01. Mayo. 2018	anoo la alla		
EFR -FC -FS	FEB- FC- 21	09. Mayo.2018.	11. Maya 2018	21		
FEB TC S	FFQ -FC- 28	16 Mayo. 2018	18 Mayo -2018	29		
HEB-FC-22	FFA- FC- 25.	23. Mayo 2018	25 Mayo 2018	35		
FEO -FC-24	TER-EC-42	30. Nayo 2018	01 - Junio - 2018	42		
FEG-RC-30	FED - EC-40	05. Junio 2018	08-yuno-2018	49		
FEG-FC-43	FEB-PC 14	03-0ct -2018	05-10ctubre-2018	56		
FEB-FC-50	FEBTIC JO	16.00t. 2018	12-Dot -2018	63		
FEG - FC-57	FEB FC DE	Marco 2018	8105-01MG	68 001000		
FER-FC-BL1	FEB FC US	19.00+ 2018	19.001.2018	100 75		
FFQ-FC-64 .	FEG- FU- 10	Pd-00-2018	26-0ct-2018	82		
	TEB-FC-47	31-001 -2018	02=NOV-2018	PRICE AND		
	FEB-FC-84	07 - NOV-2018	8105- VON-60	96		
+80 10 85	FEB-HC-91					
FE3- TC						

• Formato de filtros FULL CENTER

C. Anexo: Filtros

• <u>Set 16-17 marzo 2018.</u>







<u>Set 22-23 marzo 2018</u>





• <u>Set 26-28 marzo 2018</u>





• Set 2-5 abril 2018. (Semana Santa).



• <u>Set 11-13 abril 2018.</u>







• <u>Set 25- 27 abril 2018</u>





• <u>Set 1-4 mayo 2018</u>





<u>Set 8-11 mayo 2018.</u>





• <u>Set 15-18 mayo 2018.</u>









• <u>Set 19 mayo - 1 junio 2018.</u>





• <u>Set 5- 8 junio 2018</u>





Set 03-05 octubre 2018.

6 2°/30 F4 m1 m2 m3 m4 m3 0,42529 0,42538 0,42534 0,42536 0,42536 Librosofin de Muestros Esclaration de martino Control Contr 1,43886 0,43876 0,43885 0,4388 1,43845 0,43843 0,43841 0,43840 0,43 tantiban 00-10-18 03-10-18 m1 m2 m3 m4 0,43999 0,43996 0,43995 0,43994 m3 m3 m3 m3 m4 m5 43934 0,43936 0,42934 0,42930 0,42930 m3 m2 m8 m4 m5 m6 ,42659 0,42655 0,42655 0,42650 0,42646 0,42645 192 ha-6-10-18 2.4% 59,9
 m1
 m2
 m3
 m4
 m5

 .42650
 0,42646
 0,42644
 0,42647
 0,42647

 Lbracdn del Muestren
 Estoccin Banbero s F

 m3
 m3
 m3
 m4
 m5
 m6

 .42664
 0.42664
 0.42664
 0.42664
 0.42664
 0.42664

 Libesoid del Manterio
 Estocich Funktion
 Estocich Funktion
 Ecological
 Ecological

 Tedra modi de maetree
 03-10-16
 Festa final del maetree
 CS-10-16
 Festa final del maetree
 CS-10-16
0-18 0.42739 0.42738 0.42739 0.42736 0.42736 107 0,42768 0.42768 0,42765 0,42767





Set 10 -12 octubre 2018





• <u>Set 17- 19 octubre 2018.</u>









• <u>Set 31 octubre – 2 noviembre 2018</u>





• Set 7- 9 noviembre 2018











D. Anexo: Caracterización química.

Basado en: (Neusiiss et al., 2000).



OC/EC en el impactador de cascada (Método termogravimétrico - TGVDI). Basado en: (Neusiiss et al., 2000) (Gerald Spindler et al., 2014) (Van Pinxteren et al., 2009).



Consideraciones:

126

- No se puede utilizar el método termo-óptico sobre este tipo de muestras de filtros de cuarzo con puntos, ya que se dificulta el análisis de la transmitancia y la reflectancia (Gerald Spindler et al., 2014).
- Existe la posibilidad de que el método TGVDI subestimen OC y, a su vez, sobreestimar EC, debido a que su precisión está limitada por los valores en blanco y debido a la carbonización de una fracción de OC a EC durante el primer paso de este método (Neusiiss et al., 2000).

> OC/EC en el PM_{2.5} (Método de transmisión óptica térmica - TOTEUSAAR2)

Se realiza el mismo proceso realizado en PM_{2.5} con un equipo Sunset Laboratory Inc. U.S.A, y agregando que se hizo una corrección óptica para los procesos de carbonización. El valor de corrección para el "carbono pirolítico" se origina a partir de la medición de la transmisión o reflectancia de la muestra utilizando un láser (Gerald Spindler et al., 2014).



> Iones: Aniones /Cationes en PM_{2.5}. Basado en: (K. W. Fomba et al., 2014)

*Agua con >18 MΩ cm, 15 min de agitación, 15 min de baño ultrasónico y finalmente 15 minutos de agitación.

Consideraciones

- Para la separación de iones se aplicó una combinación de AG18 y AS18 (2 mm), mientras que para la separación de cationes se usaron CG16 y CS16 (3 mm) (K. W. Fomba et al., 2014).
- Las calibraciones cromatográficas se llevaron a cabo diariamente utilizando un estándar de cuatro puntos (Fluka, Suiza) (K. W. Fomba et al., 2014)

> Iones: Aniones /Cationes en el impactador de cascada. Basado en: (K. W. Fomba et al., 2014)



E. Anexo: Procesamiento de los datos experimentales del impactador de cascada para determinar la distribución másica en función del diámetro aerodinámico.

Gráficas:

Información basada en: (Majoral et al., 2006) (Baron et al., 2001).

La información recolectada se puede representar como una distribución de tamaño diferencial o acumulativa ponderada por la masa (Dunbar y Mitchell 2005). A su vez, la distribución diferencial puede representarse de tres maneras posibles:

- ✓ Histograma normalizado de la distribución diferencial.
- Una distribución diferencial normalizada que une los puntos medios de los diámetros de corte.
- ✓ La distribución de tamaños se presenta ajustada con una función lognormal. El modelo de distribución logarítmica normal depende del diámetro aerodinámico mediano de la masa (MMAD) y de la desviación estándar geométrica (σ_g); haciendo que la distribución sea más simétrica y cercana a una distribución normal. La distribución logarítmica normal p(dp) se define como:

$$p(dp) = \frac{1}{dp} \frac{1}{(\ln\sigma_g)\sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(\ln d_p - \ln MMAD)^2}{2(\ln\sigma_g)^2}\right]$$

Donde d_p es el diámetro aerodinámico de la partícula.

Por otro lado, la distribución acumulativa puede representarse de una de las siguientes maneras:

- ✓ La Norma Europea (EN 13544-1, Apéndice CC.3, 2001) recomienda trazar la distribución acumulativa de aerosol cuya masa de partículas es la masa acumulada de tamaño inferior.
- Modelo de distribución logarítmica normal acumulativa que depende de los valores del diámetro aerodinámico medio de la masa (MMAD) y de la desviación estándar geométrica.

En el presente estudio para representar la información se realizaron histograma normalizado de la distribución diferencial para todos los compuestos medidos.

Cálculo de parámetros estadísticos:

Información basada en: (Tisch Environmental, 1999) (Baron et al., 2001)

Las distribuciones del tamaño de los aerosoles rara vez son simétricas. Típicamente están positivamente sesgados con una larga cola a la derecha. Mientras que las distribuciones de

frecuencia de los tamaños de las partículas a menudo tienen una forma sesgada, el registro de los tamaños de las partículas a menudo tiene una distribución simétrica que puede describirse bien utilizando la distribución normal. Por lo tanto, se dice que los tamaños de las partículas tienen una distribución logarítmica normal. Así como una distribución normal se describe por su media y su desviación estándar, la distribución logarítmica normal se describe por la media geométrica y la desviación estándar geométrica (Baron et al., 2001).

 Verifica que la distribución sea modal o bimodal, para esto se realiza una regresión lineal entre el porcentaje de partículas menor que el diámetro del intervalo superior relativo acumulado y el diámetro máximo de cada intervalo de tamaño. Posteriormente se procede a calcular el diámetro correspondiente al 84.13%, 50.5%, 50% y 15.87%, con el objetivo de calcular la siguiente relación.

 $\sigma = \frac{84.13\%\,\textit{Diámetro}}{50\%\,\textit{Diámetro}} = \frac{50.5\,\%\,\textit{Diametro}}{15.87\%\,\textit{Diametro}}$

Cuando estas dos desviaciones estándar no son iguales, significa que los datos no representan una distribución de tamaño modal.

2. En el caso de ser una distribución modal, la desviación estándar de la distribución se obtiene con la siguiente ecuación:

$$\sigma = (\frac{Diámetro 84.13\%}{Diámetro 15.87\%})^{1/2}$$

 Cuando la distribución es bimodal, la distribución de tamaños medida por el impactador no está siendo representada por una línea recta y por lo tanto no es verdaderamente log-normal. De esta manera para calcular la media aritmética del diámetro usando:

$$d_{g} = 10^{(\frac{\sum_{i=1}^{N} m_{i} * d_{i}}{\sum_{i=1}^{N} m_{i}})}$$

Donde mi es la masa de partículas con diámetro di.

4. La desviación estándar en el caso de una distribución bimodal se calcula como:

$$\sigma = 10^{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{N} m_i (Log(d_i) - Log(d_g))^2}{\sum_{i=1}^{N} m_i - 1}}}$$


F. Anexo: Rosas de vientos para los días muestreados





G. Anexo: Gravimetría

		S	ET #1	S	ET #2	S	ET #3	S	ET#4	S	SET#5		
Fecha ir	nicio	15/03/	2018 0:00	19/03/2018 0:00		22/03/	/2018 0:00	26/03/	2018 0:00	11/04/	/2018 0:00		
Fecha f	inal	16/03/2	2018 23:59	20/03/2	2018 23:59	23/03/2	23/03/2018 23:59		018 23:59	13/04/2	2018 23:59		
Tiempo h	noras		48		48		48		72		72		
Etapa Andersen	ECD (μm)	Masa acumulada (μg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m ³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m ³)		
0	9	1854	23.8	ND*	-	1794	23.0	ND*	-	1532	13.1		
1	5.8	1504	19.3	774	9.9	1104	14.2	1088	9.3	1050	9.0		
2	4.7	1576	20.2	956	12.3	878	11.3	698	6.0	1084	9.3		
3	3.3	2436	31.3	816	10.5	817	10.5	1010	8.6	1334	11.4		
4	2.1	1156	14.8	792	10.2	146	1.9	752	6.4	318	2.7		
5	1.1	1080	13.9	1140	14.6	1252	16.1	1080	9.2	1003	8.6		
6	0.7	1176	15.1	1520	19.5	1474	18.9	1800	15.4	1165	10.0		
7	0.4	616	7.9	1490	19.1	969	12.4	244	2.1	770	6.6		
Fondo	0	659	8.5	836	10.7	1070	13.7	1145	9.8	658	5.6		
Total acum	nulado	12057	154.7	8324	106.8	9505	121.9	7817	66.9	8914	76.2		
PM ₉		10203	130.9	8324	106.8	7711	98.9	7817	66.9	7382	63.1		
PM _{2.}	1	4687	60.1	5778	74.1	4911	63.0	5021	42.9	3914	33.5		
Observac	Observaciones La masa en el filtr negativos.		en el filtro de la egistra valores gativos.	Masa de la comparada	etapa 5 es baja a con otros sets	La masa en e 0 registra va	l filtro de la etapa lores negativos.	Masa de etapa 4 es baja comparada con las etapas anterior y posterior.					

		S	ET #6	SET #7		S	SET #8		ET#9	SET#10	
Fecha ii	nicio	18/04/	2018 0:00	25/04/	2018 0:00	02/05/	/2018 0:00	09/05/	2018 0:00	16/05/	2018 0:00
Fecha f	final	20/04/2	2018 23:59	27/04/2	2018 23:59	04/05/2	2018 23:59	11/05/2	2018 23:59	18/05/2	2018 23:59
Tiempo ł	noras		72		72		72	72			72
Etapa Andersen	ECD (μm)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)
0	9	522	4.5	682	5.8	1222	10.4	620	5.3	702	6.0
1	5.8	614	5.3	494	4.2	594	5.1	630	5.4	537	4.6
2	4.7	296	2.5	420	3.6	532	4.6	656	5.6	728	6.2
3	3.3	280	2.4	526	4.5	530	4.5	664	5.7	460	3.9
4	2.1	210	1.8	492	4.2	260	2.2	550	4.7	717	6.1
5	1.1	118	1.0	268	2.3	338	2.9	648	5.5	660	5.6
6	0.7	2496	21.3	460	3.9	612	5.2	578	4.9	ND*	
7	0.4	ND*	-	202	1.7	600	5.1	746	6.4	367	3.14
Fondo	0	124	1.1	326	2.8	217	1.9	592	5.1	ND*	
Total acur	nulado	4660	39.9	3870	33.1	4905	42.0	5684	48.6	4171	35.7
PMS	9	4014	34.3	3188	27.3	3683	31.5	5064	43.3	3469	29.7
PM2.	.1	2948	25.2	1748	15.0	2027	17.3	3115	26.6	1744	14.9
Observaciones		Masa de la etapa 7 registra valores negativos				Filtro de la etapa 1 deteriorado durante el muestreo				Filtros de la (back filter valores neg col	etapa 6 y Fondo) con orificios, ativos de masa ectada

ND: Peso no detectado

Fecha in	icio	23/05/	2018 0:00	29/05/	2018 0:00	05/06	/2018 0:00	03/10/2	2018 0:00	10/10/	/2018 0:00
Fecha fi	nal	25/05/2	2018 23:59	01/06/2	2018 23:59	08/06/	2018 23:59	05/10/2	018 23:59	12/10/2	2018 23:59
Tiempo h	oras		72		96		96	72			72
Etapa Andersen	ECD (μm)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m ³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m ³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)
0	9	1020	8.7	3022	19.4	2313	14.8	1390	11.9	1559	13.3
1	5.8	411	3.5	1377	8.8	1811	11.6	1240	10.6	1237	10.6
2	4.7	580	5.0	1258	8.1	1247	8.0	998	8.5	1057	9.0
3	3.3	670	5.7	1543	9.9	1291	8.3	1194	10.2	1106	9.5
4	2.1	368	3.1	1085	7.0	1000	6.4	908	7.8	914	7.8
5	1.1	593	5.1	1135	7.3	1030	6.6	1030	8.8	1086	9.3
6	0.7	304	2.6	1038	6.7	757	4.9	1115	9.5	1140	9.8
7	0.4	317	2.7	968	6.2	730	4.7	916	7.8	991	8.5
Fondo	0	535	4.6	1080	6.9	1177	7.5	1165	10.0	1548	13.2
Total acum	nulado	4798	41.0	12507.33	80.2	11355	72.8	9957	85.2	10638	91.0
PM9		3778	32.3	9485.333	60.8	9042	58.0	8566	73.3	9079	77.7
PM2.2	1	2117	18.1	5307	34.0	4694	30.1	5134	43.9	5679	48.6
Observaci	ones					Filtro de l	a etapa 1 con prificio				

	SET #16	SET #17	SET #18	SET#19		
Fecha inicio	17/10/2018 0:00	24/10/2018 0:00	31/10/2018 0:00	07/11/2018 0:00		

Fecha fi	nal	19/10/2	2018 23:59	26/10/2	2018 23:59	02/11/2	2018 23:59	09/11/2	018 23:59
Tiempo h	oras		72		72		72		72
Etapa Andersen	ECD (µm)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (µg/m³)	Masa acumulada (µg)	Concentración (μg/m³)
0	9	1342	11,5	1642	14	1722	14.8	1490	12.8
1	5.8	1056	9	1058	9	1458	12.5	1163	10
2	4.7	788	6.7	846 7.3		448	3.8	668	5.8
3	3.3	896	7.7	747 6.4		1218	10.4	960	8.2
4	2.1	764	6.5	853	7.3	902	7.7	824	7.1
5	1.1	1136	9.7	781	6.7	614	5.3	696	6
6	0.7	789	6.8	820	7	720	6.2	626	5.4
7	0.4	652	5.6	685	5.9	668	5.7	438	3.8
Fondo	0	632	5.4	973	8.3	612	5.2	1092	9.4
Total acum	ulado	4798	41.0	12507.33	80.2	11355	72.8	9957	85.2
PM9		3778	32.3	9485.333	60.8	9042	58.0	8566	73.3
PM2.1		2117	18.1	5307	34.0	4694	30.1	5134	43.9
Observaci	ones								

ND: Peso no detectado.

H. Anexo: Box plot concentración másica en cada etapa.



I. Anexo: Distribución de las concentraciones másicas en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón.

139





J. Anexo: Resumen calidad del aire según el Secretaria Distrital de Ambiente - SDA

	Abril 2018
PM ₁₀ – PM _{2.5}	Las estaciones Carvajal, Sevillana, Kennedy y Puente Aranda, tienden a registrar las concentraciones más altas de PM ₁₀ en la ciudad. En comparación con el mismo mes para los años 2016, 2017 y 2018, se observa se han presentado concentraciones similares en este periodo. Igual que PM ₁₀ concentraciones altas del contaminante en el suroccidente, pero hubo un aumento en la segunda semana del mes de abril. Las concentraciones máximas se registraron en su mayoría el día 13 de abril, día en el que se registró gran cantidad de precipitación, pero debido a las condiciones de formación de la lluvia, se pudo contribuir posiblemente al aumento de la concentración del contaminante PM _{2.5} en la atmósfera previamente al evento de
Ozono	En este mes las concentraciones más bajas se presentan en el suroccidente de la ciudad, en la zona de mayor concentración de material particulado, lo cual sucedió después de mitad de mes y en la última semana.
Precipitación	El mes de abril de 2018, fue de los más lluviosos de la década, por debajo de abril de 2011 y 2010. Los sectores de Kennedy, Puente Aranda, San Cristóbal y CDAR fueron los que más lluvia recibieron durante el mes. Los días 3 y 13 de abril, fueron los que mayores acumulados de lluvia registraron; sin embargo, la influencia de las lluvias en estos días no contribuyó con la reducción de las concentraciones de PM ₁₀ .
Velocidad del viento	La velocidad media del viento para el mes de abril de 2018 muestra un descenso en su magnitud dejando entre ver que es el mes de abril con las más bajas velocidades de los últimos 9 años, en la mayoría de las estaciones. Máximas reportadas en el sector de Puente Aranda, donde es usual que ocurra.
Temperatura	Se puede evidenciar que las mayores temperaturas se registraron entre el 8, 9 y 23 de abril. Así mismo, las menores temperaturas ocurrieron el 6 y el 29 de abril.

Fecha	Descripción
22-29	Quemas al oriente del país y en Venezuela, anudado a la intensificación de
marzo	los vientos alisios para esa fecha.
2019	Episodio de material particulado, evidencio en el incremento de PM _{2.5.}
	Las concentraciones de PM _{2.5} estaban en estado de calidad de aire "regular" durante 48 horas previas al 23 de marzo, día en el que se declaró la alerta, y permaneció hasta el día 29 de marzo.
	Para el caso de este evento, se registraron concentraciones de PM _{2.5} en el rango entre 35.5 y 55.4 µg/m ₃ durante el período de la alerta, y el levantamiento de esta se dio al registrar concentraciones por debajo de 35.5 µg/m ₃ .



Fuente: (Secretaria Distritral de Ambiente, 2018a).

K. Anexo: Distribución de las concentraciones de carbono orgánico (OC) y carbono elemental (EC) en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón



L. Anexo: Parámetros estadísticos de las distribuciones de las concentraciones de carbono orgánico (OC) y carbono elemental (EC) en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón.

		Carbono	o elemental				Carbono orgánico						
			Acumula	ción	Grueso				Acumulación		Grueso		
Muestra Distribu	Distribución	Modo dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ_{c}	Distribución	Modo dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ	
Set 12	Bimodal	Acumulación	0.49	1.95	4.97	2.48	Bimodal	Grueso	0.63	1.98	5.28	2.02	
Set 13	Bimodal	Fino	0.44	1.90	4.96	2.62	Bimodal	Grueso	0.63	2.02	5.30	2.01	
Set 14	Bimodal	Acumulación	0.48	1.91	5.24	2.37	Bimodal	Grueso	0.60	2.02	5.36	2.04	
Set 15	Bimodal	Acumulación	0.41	1.64	4.77	2.89	Bimodal	Grueso	0.45	1.67	5.47	2.12	
	Pr	omedio	0.45	1.85	4.99	2.59	Pr	omedio	0.58	1.92	5.35	2.05	
	Desviad	ción estándar	0.04	0.14	0.19	0.23	Desviac	ión estándar	0.09	0.17	0.08	0.05	
	Máx.		0.49	1.95	5.24	2.89	Máx.		0.63	2.02	5.47	2.12	
		Min	0.41	1.64	4.77	2.37		Min	0.45	1.67	5.28	2.01	

 M. Anexo: Prueba de normalidad de los datos de especies carbonáceas en el modo fino y modo grueso. Test Shapiro -Wilks. (Nivel de significancia 0.05, H0: la muestra proviene de una distribución normal)

	Especie	w	p- value	Decisión H₀	
89	OC	0,94	0,67 1	Acepta	
MOM	EC	0,99	0,98 0	Acepta	
DO ESO	OC	0,84	0,19 5	Acepta	
MO GRU	EC	0,91	0,51 6	Acepta	

N. Anexo: Análisis de correlación de Pearson entre especies carbonáceas medidos en el modo fino (Ver triángulo diagonal superior) y modo grueso (Ver triángulo diagonal inferior).

	OC	EC ⁻
OC		0,50
EC-	0,54	

O. Anexo: Series de tiempo de las concentraciones de los iones solubles en agua (μg/m³) medidos en partículas de aerosol segregados por tamaño, recogidas en el área urbana de Fontibón.













P. Anexo: Distribución de las concentraciones de los iones solubles en agua medidos en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón.









Particle diameter (µm)

Q. Anexo: Parámetros estadísticos de las distribuciones de las concentraciones de los iones solubles en agua medidos en partículas de aerosol recogidas en el área urbana de Fontibón.

		Cl	-				NO ₃ ⁻						
Muestra	Distribución	Modo	Acumula	Acumulación		Grueso		Distribución	Modo	Acumulación		Grueso	
widestra	Distribución	dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ_{c}	Widestra	Distribución	dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ_{c}
Set 9	Bimodal	Grueso	0,97	1,58	5,09	1,62	Set 9	Bimodal	Acumulación	0,87	1,48	4,33	1,95
Set 11	Bimodal	Grueso	0,94	1,57	5,18	1,48	Set 11	Bimodal	Grueso	0,88	1,53	4,65	1,81
Set 12	Bimodal	Grueso	0,98	1,54	4,59	1,64	Set 12	Bimodal	Acumulación	0,91	1,52	4,15	1,97
Set 13	Bimodal	Grueso	1,04	1,57	4,77	1,64	Set 13	Bimodal	Grueso	0,89	1,57	4,31	1,87
Set 14	Bimodal	Grueso	0,93	1,57	4,79	1,67	Set 14	Bimodal	Acumulación	0,87	1,48	4,30	2,00
Set 15	Bimodal	Grueso	0,91	1,57	4,59	1,77	Set 15	Bimodal	Acumulación	0,89	1,51	4,21	1,99
Set 16	Bimodal	Grueso	0,99	1,60	4,87	1,66	Set 16	Bimodal	Acumulación	0,87	1,51	4,48	1,91
Set 17	Bimodal	Grueso	0,92	1,56	4,80	1,74	Set 17	Bimodal	Acumulación	0,88	1,51	4,50	1,94
	Promedio		0,96	1,57	4,83	1,65		Promedio		0,88	1,51	4,36	1,93
[Desviación estár	ndar	0,04	0,02	0,21	0,09	Desviación estándar			0,01	0,03	0,17	0,06
	Máx.		1,04	1,60	5,18	1,77	Máx.			0,91	1,57	4,65	2,00
	Min		0,91	1,54	4,59	1,48		Min		0,87	1,48	4,15	1,81

		SO4 ⁻²							$C_2 0_4^2$				
Musshus	Dietrikusión	Modo	Acumula	ción	Grues	0	Musshas	Dietrikusión	Modo	Acumula	ción	Grueso	
iviuestra	Distribución	dominante	Dp _a (μm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ	wuestra	Distribución	dominante	Dp _a (μm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ
Set 9	Bimodal	Grueso	0,97	1,51	4,86	1,61	Set 9	Bimodal	Grueso	0,91	1,67	5,25	1,82
Set 11	Bimodal	Grueso	1,01	1,53	4,93	1,56	Set 11 Bimodal Grueso			0,97	1,66	5,18	1,75
Set 12	Bimodal	Grueso	0,96	1,57	4,98	1,77	Set 12	Bimodal	Grueso	0,93	1,62	4,77	1,83
Set 13	Bimodal	Grueso	0,82	1,80	5,42	1,87	Set 13 Bimodal Grueso			0,81	1,85	5,05	1,93
Set 14	Bimodal	Acumulación	0,80	1,81	5,37	1,92	Set 14	Bimodal	Acumulación	0,70	1,90	5,12	2,13
Set 15	Bimodal	Acumulación	0,77	1,89	5,31	1,93	Set 15	Bimodal	Acumulación	0,65	1,96	5,19	2,10
Set 16	Bimodal	Grueso	1,06	1,56	5,40	1,74	Set 16	Bimodal	Grueso	0,97	1,61	5,10	1,89
Set 17	Bimodal	Acumulación	0,94	1,54	5,77	1,76	Set 17	Bimodal	Acumulación	0,90	1,55	5,38	1,88
	Promed	0	0,92	1,65	5,26	1,77		Promedi	0	0,85	1,73	5,13	1,92
	Desviación es	tándar	0,11	0,16	0,31	0,14	Desviación estándar			0,12	0,15	0,18	0,13
Máx. 1,06 1,89 5,77 1,93				1,93	Máx. 0,97 1,96 5,38			5,38	2,13				
	Min		0,77	1,51	4,86	1,56	66 Min			0,65	1,55	4,77	1,75

		NO ₂ ⁻							CHOO.				
Muestra	Distribusión	Modo	Acumula	ción	Grues	C	Muestra	Distribusión	Modo	Acumula	ción	Grues	0
widestra	Distribución	dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	$Dp_{c}(\mu m)$	σ_{c}	Widestra	Distribución	dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ_{c}
Set 9	Unimodal	Fino	0,27	1,00	-	-	Set 9	Trimodal	Grueso	1,05	-	9,50	-
Set 11	Unimodal	Acumulación	0,75				Set 11 Bimodal Grueso			1,08	1,51	5,44	1,47
Set 12	Unimodal	Acumulación	0,54	-			Set 12	Unimodal	Grueso	-	-	9,50	-
Set 13	NR	NR	-	-	-	NR	Set 13	NR	NR	-	-	-	-
Set 14	Unimodal	Acumulación	0,44	-	-	-	Set 14 NR NR			-	-	-	-
Set 15	Unimodal	Acumulación	0,47	-	-	ų.	Set 15	NR	NR	-	1	-	-
Set 16	Unimodal	Acumulación	0,76	-	-	-	Set 16	Trimodal	Acumulación	1,48	1,90	9,50	1,00
Set 17	Bimodal	Acumulación	0,54	-	-	-	Set 17	Bimodal	Grueso	1,60	1,00	6,83	-
	Promed	0	0,54	1,00	-	ų.		Promedi	0	1,30	1,47	8,15	1,24
	Desviación es	tándar	0,18	-	-	-	Desviación estándar			0,28	0,45	1,91	0,33
	Máx.		0,76	1,00	0,00	0,00		Máx.		1,60	1,90	9,50	1,47
Min		0,27	1,00	0,00	0,00	00 Min			1,05	1,00	5,44	1,00	

		MSA ⁻							PO ₄ -				
	Distribusión	Modo	Acumula	ción	Grueso	C		Distribusión	Modo	Acumula	ción	Grues	C
Nuestra	Distribución	dominante	$Dp_{a}(\mu m)$	σ_{a}	$Dp_{c}(\mu m)$	σ_{c}	Muestra	Distribución	dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	$Dp_{c}(\mu m)$	σ_{c}
Set 9	Bimodal	Grueso	0,88	1,71	5,00	1,93	Set 9 Bimodal Grueso			0,27	1,00	4,00	1,00
Set 11	Bimodal	Grueso	0,87	1,66	4,70	1,99	Set 11 Bimodal Grueso			0,77	1,33	4,45	1,55
Set 12	Bimodal	Acumulación	0,85	2,03	4,31	5,48	Set 12	Bimodal	Grueso	0,91	1,65	4,00	1,83
Set 13	Bimodal	Grueso	0,92	-	4,05	-	Set 13 NR NR			-	-	-	-
Set 14	Unimodal	Acumulación	0,52	-	-	-	Set 14	Bimodal	Grueso	1,60	1,00	3,04	1,60
Set 15	Unimodal	Acumulación	0,54	-	-	-	Set 15	Trimodal	Fino	0,34	1,88	4,00	1,00
Set 16	Unimodal	Acumulación	0,83	•	-	•	Set 16	Bimodal	Acumulación	1,60	1,00	2,70	1,94
Set 17	Unimodal	Acumulación	0,73	-	-	-	Set 17	Unimodal	Acumulación	0,88	1,00	-	-
	Promedi	0	0,77	1,80	4,52	3,13		Promedi	0	0,91	1,27	3,70	1,49
	Desviación es	tándar	0,15	0,20	0,42	2,03	Desviación estándar			0,53	0,37	0,67	0,40
Máx. 0,92 2,03 5,00 5,48				5,48	48 Máx. 1,60 1,88 4,45			4,45	1,94				
	Min		0,52	1,66	4,05	1,93	Min			0,27	1,00	2,70	1,00

		Na⁺							NH4 ⁺				
Musshas	Dietrikusión	Modo	Acumula	ción	Grues	0	Musshas	Distribusión	Modo	Acumula	ción	Grues	0
wuestra	Distribución	dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp c (µm)	σ	wuestra	Distribución	dominante	Dp a (µm)	σ_{a}	$Dp_{c}(\mu m)$	σ
Set 9	Bimodal	Grueso	0,27	1,00	4,00	1,00	Set 9 Bimodal Acumulación			0,84	1,48	5,40	-
Set 11	Bimodal	Grueso	0,77	1,33	4,45	1,55	Set 11	Bimodal	0,78	1,78	4,69	-	
Set 12	Bimodal	Grueso	0,91	1,65	4,00	1,83	Set 12	Bimodal	Acumulación	0,83	1,44	5,04	27,73
Set 13	NR	NR	-	4	-	-	Set 13 Bimodal Acumulación			0,71	1,90	4,86	-
Set 14	Bimodal	Grueso	1,15	1,80	3,15	2,00	Set 14	Bimodal	Acumulación	0,75	1,67	5,01	3,14
Set 15	Trimodal	Fino	0,39	2,02	3,68	2,59	Set 15	Bimodal	Acumulación	0,83	1,65	4,27	2,84
Set 16	Bimodal	Acumulación	1,49	1,28	3,18	1,79	Set 16	Bimodal	Acumulación	0,84	1,50	5,12	2,78
Set 17	Bimodal	Acumulación	1,02	1,46	2,70	3,26	Set 17	Unimodal	Acumulación	0,87	1,48	5,18	2,51
	Promedi	0	0,86	1,51	3,59	2,00		Promedi	0	0,80	1,61	4,95	7,80
	Desviación es	tándar	0,43	0,34	0,61	0,73	Desviación estándar			0,05	0,17	0,34	11,14
Máx. 1,49 2,02 4,45 3,26				3,26	26 Máx. 0,87			0,87	1,90	5,40	27,73		
Min			0,27	1,00	2,70	1,00	0 Min			0,71	1,44	4,27	2,51

		K*							Mg ²⁺				
		Modo	Acumula	ción	Grues	С			Modo	Acumula	ción	Grues	0
Muestra	Distribución	dominante	$\text{Dp}_{a}\left(\mu m\right)$	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ_{c}	Muestra	Distribución	dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ_{c}
Set 9	Bimodal	Grueso	0,60	-	4,00		Set 9	Bimodal	Grueso	0,95	2,11	3,67	-
Set 11	Bimodal	Grueso	0,92	-	4,72	4	Set 11 NR NR			-	÷	-	-
Set 12	Bimodal	Grueso	0,89	2,54	5,20	2,25	Set 12	Bimodal	Grueso	1,06	1,69	4,02	1,74
Set 13	Bimodal	Grueso	0,77	-	5,14	5,33	Set 13 Bimodal Grueso			1,47	-	4,16	1,47
Set 14	Bimodal	Acumulación	0,72	2,17	5,27	7,21	Set 14	Bimodal	Grueso	0,90	2,21	3,76	2,42
Set 15	Bimodal	Acumulación	0,76	2,05	5,58	2,64	Set 15	Trimodal	Grueso	0,52	2,31	4,56	1,99
Set 16	Bimodal	Acumulación	0,87	-	5,86	-	Set 16	Bimodal	Acumulación	1,55	1,24	3,19	2,30
Set 17	Bimodal	Grueso	0,89	-	4,83	-	Set 17	Unimodal	Acumulación	0,91	1,27	4,23	-
	Promed	io	0,80	2,25	5,08	4,36	Promedio			1,05	1,80	3,94	1,98
	Desviación es	tándar	0,11	0,25	0,57	2,34	Desviación estándar			0,36	0,47	0,45	0,39
Máx. 0,92 2,54 5,86 7,21				7,21	21 Máx. 1,55 2,31 4,56			4,56	2,42				
Min		0,60	2,05	4,00	2,25	25 Min			0,52	1,24	3,19	1,47	

	Ca ²⁺												
Musshas	Distrikusión	Mada daminanta	Acumula	ción	Grues	C							
wuestra	Distribución	wood dominante	Dp _a (µm)	σ_{a}	Dp _c (µm)	σ_{c}							
Set 9	Bimodal	Grueso	1,02	1,61	3,69	1,72							
Set 11	Unimodal	Grueso	-	-	4,99	-							
Set 12	Bimodal	Grueso	1,01	1,57	4,93	1,73							
Set 13	Bimodal	Grueso	1,18	1,58	4,97	1,55							
Set 14	Bimodal	Grueso	0,80	2,11	5,08	1,99							
Set 15	Trimodal	Grueso	0,50	2,22	5,12	2,07							
Set 16	Bimodal	Grueso	0,60	2,06	5,76	2,00							
Set 17	Bimodal	Grueso	0,96	1,42	5,74	1,65							
	Promec	lio	0,87	1,79	5,04	1,82							
	Desviación e	stándar	0,25	0,32	0,64	0,20							
	Máx.		1,18 2,22		5,76	2,07							
	Min		0,50	1,42	3,69	1,55							

R. Anexo: Prueba de normalidad de los datos de especies iónicas medidas en el modo fino y modo grueso. Test Shapiro -Wilks. (Nivel de significancia 0.05, H0: la muestra proviene de una distribución normal)

	lon	w	p-value	Decisión H ₀
	Cl-	0,86634	0,1388	Acepta
	NO ₃ -	0,8654	0,1358	Acepta
	SO4 ²⁻	0,86262	0,1275	Acepta
	C ₂ O ₄ ²⁻	0,8868	0,2185	Acepta
	NO ₂ -	0,77049	0,01372	Rechaza
ð	F ⁻		NR*	
) FIN	HCOO-	0,5737	0,00007808	Rechaza
Dac	MSA ⁻	0,76655	0,01243	Rechaza
ž	PO4 ³⁻	0,65335	0,0006613	Rechaza
	Na⁺	0,79018	0,02245	Rechaza
	NH4 ⁺	0,76227	0,01115	Rechaza
	K+	0,89663	0,2694	Acepta
	Mg ²⁺	0,92201	0,4464	Acepta
	Ca ²⁺	0,80689	0,03391	Rechaza

	lon	w	p-value	Decisión H ₀
	Cl-	0,84955	0,09426	Acepta
	NO₃ ⁻	0,95219	0,7333	Acepta
	SO4 ²⁻	0,90119	0,2961	Acepta
	C ₂ O ₄ ²⁻	0,76086	0,01076	Rechaza
	NO ₂ -		NR*	
S	F [.]	0,4184	0,001047000	Rechaza
RUE	HCOO [.]	0,4423	0,002059000	Rechaza
הטכי	MSA ⁻	0,70947	0,002882	Rechaza
MC	PO4 ³⁻	0,62932	0,0003491	Rechaza
	Na⁺	0,90232	0,3031	Acepta
	NH4 ⁺	0,88305	0,2013	Acepta
	K ⁺ 0,89963		0,2867	Acepta
	Mg ²⁺	0,95256	0,737	Acepta
	Ca ²⁺	0,8757	0,1712	Acepta

NR* Los datos que se reportan para ese tamaño son cero.

S. Anexo: Análisis de correlación de Spearman entre especies iónicas medidos en el modo fino (Ver triángulo diagonal superior) y modo grueso (Ver triángulo diagonal inferior).

	Cl	NO ₃ -	SO4 ²⁻	C ₂ O ₄ ²⁻	NO ₂ ⁻	F⁻	HCOO-	MSA ⁻	PO4 ³⁻	Na⁺	NH ₄ ⁺	K⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺
Cl		0,60	0,79	0,55	0,33	NA	-0,15	-0,67	0,80	0,88	0,79	0,83	0,90	0,71
NO ₃ -	0,26		0,95	0,40	0,50	NA	-0,30	-0,40	0,84	0,71	0,95	0,79	0,83	0,86
SO4 ²⁻	0,17	0,71		0,57	0,55	NA	-0,37	-0,45	0,86	0,81	1,00	0,90	0,93	0,93
C ₂ O ₄ ²⁻	0,57	0,33	0,05		0,36	NA	-0,84	-0,19	0,25	0,26	0,57	0,74	0,45	0,64
NO ₂ -	NA	NA	NA	NA		NA	-0,14	0,29	0,43	0,48	0,55	0,67	0,33	0,55
F ⁻	-0,08	0,41	0,58	-0,25	NA		NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA
HCOO ⁻	0,03	-0,55	-0,41	-0,30	NA	-0,22		0,05	0,04	0,16	-0,37	-0,44	-0,16	-0,51
MSA ⁻	-0,58	-0,88	-0,70	-0,28	NA	-0,35	0,29		-0,58	-0,52	-0,45	-0,40	-0,62	-0,38
PO4 ³⁻	-0,05	0,87	0 <i>,</i> 85	0,00	NA	0,47	-0,43	-0,70		0,91	0,86	0,80	0,89	0,65
Na⁺	0,05	0,48	0,81	0,29	NA	0,25	-0,23	-0,36	0,68		0,81	0,76	0,90	0,67
NH4 ⁺	0,52	0,76	0,79	0,24	NA	0,58	-0,22	-0,91	0,63	0,45		0,90	0,93	0,93
K+	0,50	0,50	0,60	0,55	NA	0,58	-0,19	-0,56	0,33	0,52	0,79		0,81	0,83
Mg ²⁺	0,21	0,74	0,62	0,71	NA	0,25	-0,65	-0,52	0,60	0,69	0,55	0,69		0,83
Ca ²⁺	0,26	0,67	0,29	0,83	NA	0,08	-0,41	-0,46	0,41	0,43	0,43	0,62	0,88	

T. Anexo: Balance de cargas de equivalentes catiónicos/ equivalentes de aniones segregado por el tamaño de PM durante el periodo de muestreo







U. Anexo: Concentración de fracción carbonácea e iones solubles en agua para las muestras de PM_{2.5}.

						Concen	tración (de iones	s (μg/m³)					Fraco	ión carbo (μg/m³)	nácea
U	Fecha	Cl⁻	NO₃ ⁻	SO42-	C ₂ O ₄ ²⁻	NO ₂ -	Br⁻	CHO O ⁻	CH₃O₃ S⁻	$\rm NH_4^+$	K+	Mg ²⁺	Ca ²⁺			
Ma	sa atómica	35	62	48	44	46	80	45	95	18	39	12	20	OC	EC	OM*
Peso	equivalente	35	62	96	88	46	80	45	95	18	39	24	40			
FEB -PM2.5 - 5	08-09 mayo 2018	0,130 9	0,626 5	0,368 5	0,045 1	0,000 5	0,004 1	0,018 0	0,0000	0,263 6	0,003 6	0,006 1	0,052 4	5,056 9	4,7927	9,1024
FEB- PM2.5 - 6	10-11 mayo 2018	0,037 7	0,304 9	0,207 5	0,015 9	0,000 0	0,000 0	0,033 2	0,0000	0,073 4	0,001 9	0,001 9	0,048 6	2,654 9	2,9095	4,7789
FEB PM2.5 - 7	15-16 mayo 2018	0,072 8	0,205 5	0,210 7	0,014 2	0,000 0	0,000 0	0,026 2	0,0000	0,063 3	0,003 2	0,001 6	0,045 4	4,447 8	5,8789	8,0061
FEB PM2.5 - 8	17-18 mayo 2018	0,122 1	0,513 8	0,390 8	0,041 8	0,000 4	0,002 6	0,025 4	0,0000	0,288 0	0,005 8	0,001 5	0,053 5	5,669 4	6,2051	10,205 0
FEB PM2.5 - 9	22-23 mayo 2018	0,008 2	0,157 3	0,139 0	0,016 9	0,000 0	0,000 0	0,016 1	0,0000	0,036 7	0,002 8	0,001 3	0,032 6	3,917 3	6,2158	7,0511
FEB PM2.5 - 10	24-25 mayo 2018	0,013 8	0,138 4	0,089 5	0,008 2	0,000 0	0,000 0	0,018 6	0,0000	0,016 6	0,002 3	0,000 7	0,040 2	3,782 5	5,7852	6,8084
FEB PM2.5 - 11	29-30 mayo 2018	0,055 6	0,100 6	0,291 9	0,034 6	0,000 3	0,000 0	0,024 7	0,0000	0,090 1	0,006 6	0,001 0	0,047 9	5,813 9	10,058 0	10,465 1
FEB PM2.5 - 12	31 mayo-01 junio 2018	0,013 7	0,097 2	0,131 5	0,012 2	0,000 0	0,000 0	0,026 8	0,0000	0,037 6	0,002 9	0,000 0	0,034 0	3,561 1	5,2951	6,4101
FEB PM2.5 - 13	05-06 junio 2018	0,004 5	0,147 2	0,136 8	0,011 7	0,000 2	0,000 0	0,032 0	0,0000	0,032 8	0,002 4	0,000 2	0,040 2	4,226 8	7,4873	7,6083
FEB PM2.5 - 14	07-08 junio 2018	0,004 0	0,106 6	0,092 4	0,007 8	0,000 0	0,000 0	0,018 8	0,0000	0,016 1	0,001 3	0,000 0	0,028 9	2,782 4	4,0114	5,0083
FEB PM2.5 - 15	02-03 octubre 2018	0,028 3	0,533 0	0,601 3	0,043 4	0,000 6	0,000 0	0,032 2	0,0010	0,288 8	0,008 0	0,002 7	0,055 1	5,579 5	6,3313	10,043 0

FEB PM2.5 -	00.40 1 0040	0,054	0,879	0,775	0,062	0,000	0,000	0,035	0.0000	0,450	0,009	0,003	0,064	6,294	C 4440	11,329
17	09-10 octubre 2018	0	7	4	9	6	0	2	0,0003	7	7	8	1	3	6,4118	7
FEB PM2.5 -	11 12	0,173	0,876	1,480	0,060	0,000	0,000	0,026	0.001.4	0,675	0,013	0,006	0,074	5,495	4 0700	0.0005
18	11-12 octubre 2018	4	2	1	4	5	0	2	0,0014	7	0	9	5	8	4,8789	9,8925
FEB PM2.5 -	16 17 octubro 2019	0,057	0,464	0,615	0,059	0,000	0,000	0,027	0.0007	0,240	0,009	0,012	0,075	5,483	7 5012	0 9700
19	10-17 Octubre 2018	6	7	9	0	5	0	5	0,0007	5	1	1	8	3	7,5912	9,8700
FEB PM2.5 -	19 10 octubro 2019	0,000	0,323	0,386	0,023	0,000	0,000	0,028	0 0000	0,136	0,002	0,002	0,053	2,667	2 7096	1 0010
20	18-19 OCIUDI E 2018	0	8	4	6	2	0	4	0,0000	4	6	1	0	7	2,7080	4,0010
FEB PM2.5 -	22.24 octubro 2019	0,007	0,216	0,231	0,023	0,000	0,000	0,028	0.0000	0,056	0,002	0,002	0,051	3,182	E 0221	E 7700
21	25-24 OCIUDI e 2018	7	7	9	8	0	0	3	0,0000	4	9	0	4	7	5,6521	5,7200
FEB PM2.5 -	25 26 octubro 2019	0,007	0,497	0,551	0,044	0,000	0,000	0,030	0 0000	0,226	0,007	0,004	0,063	5,022	6 5000	0.0400
22	23-20 OCIUDI e 2018	6	4	0	4	6	0	7	0,0000	3	9	8	1	7	0,5909	9,0409
FEB PM2.5 -	30 - 31 octubre	0,006	0,219	0,251	0,032	0,000	0,000	0,027	0.0000	0,062	0,006	0,002	0,054	3,909	E 2557	7 0276
23	2018	5	5	8	0	1	0	9	0,0000	6	9	3	8	8	5,5557	7,0570
FEB PM2.5 -	01-02 noviembre	0,010	0,402	0,322	0,041	0,000	0,000	0,033	0 0000	0,120	0,013	0,003	0,080	5,338	7 210/	0 6005
24	2018	1	9	9	0	3	0	5	0,0000	4	6	9	0	6	7,3184	9,0095

*OM: Materia orgánica = 1.6*EC

V. Anexo: Series temporales de las concentraciones de iones solubles en agua (µg/m³) para PM_{2.5}



 W. Anexo: Prueba normalidad de las concentraciones de la fracción carbonácea y iones solubles en PM2.5. Test Shapiro -Wilks. (Nivel de significancia 0.05, H0: la muestra proviene de una distribución normal)

	Ion	w	p-value	Decisión Ho	
	CI	0,78714	0.0007478	Rechaza	
	NO ₃ -	0,88145	0,02276	Rechaza	
	SO42-	0,77008	0,0004336	Rechaza	
	C ₂ O ₄ ²⁻	0,91928	0,1097	Acepta	
	NO ₂ -	0,86733	0,01301	Rechaza	
	Br⁻	0,37296	0,000000451	Rechaza	
	F⁻		NR*	L	
2.5	HCOO-	0,93033	0,1756	Acepta	
$M_{2.}$	MSA ⁻	0,52559	8,54E-07	Rechaza	
	PO4 ³⁻		NR*		
	Na⁺		NR*		
	NH ₄ +	0,8043	0,001321	Rechaza	
	K+	0,87719	0,01919	Rechaza	
	Mg ²⁺	0,81745	0,002072	Rechaza	
-	Ca ²⁺	0,95876	0,5482	Acepta	
	OC	0,93191	0,1878	Acepta	
	EC	0,95489	0,4765	5 Acepta	

*No registro concentración.

X. Anexo: Análisis de correlación de Spearman entre fracción carbonácea y especies iónicas medidos en PM_{2.5}.

	Cl	NO ₃ -	SO4 ²⁻	C ₂ O ₄ ²⁻	NO ₂ -	Br⁻	HCOO-	MSA⁻	NH ₄ +	K+	Mg ²⁺	Ca ²⁺	OC	EC
Cl														
NO ₃ -	0,45													
SO4 ²⁻	0,44	0,87												
C ₂ O ₄ ²⁻	0,53	0,86	0,94											
NO ₂ -	0,41	0,84	0,90	0,89										
Br⁻	0,47	0,38	0,18	0,29	0,27									
HCOO-	-0,24	0,36	0,36	0,26	0,38	-0,38								
MSA ⁻	0,44	0,61	0,70	0,65	0,62	-0,18	0,27							
NH4 ⁺	0,60	0,90	0,95	0,91	0,88	0,34	0,32	0,66						
K+	0,44	0,65	0,81	0,85	0,78	0,03	0,34	0,61	0,75					
Mg ²⁺	0,37	0,84	0,84	0,86	0,75	0,14	0,33	0,57	0,78	0,74				
Ca ²⁺	0,30	0,81	0,88	0,85	0,79	0,06	0,55	0,58	0,81	0,86	0,88			
OC	0,62	0,53	0,69	0,74	0,79	0,27	0,06	0,55	0,70	0,78	0,42	0,56		
EC	0,11	0,02	0,25	0,31	0,43	-0,17	0,21	0,19	0,14	0,49	0,12	0,30	0,66	

Y. Anexo: Concentraciones de PAH para las muestras de PM_{2.5}.

חו	Fecha	Concentraciones PAH (ng/m ³)													
	reena	CcdP	IDP	DBA	BaP	BbF	BeP	BkF	Bina	Ret	BPe	BaA	Cor	Cry(+Trip)	∑PAHs
FEB PM2.5 - 9	22-23 mayo 2018	3,21	2,71	2,56	2,32	1,81	1,46	1,33	1,18	1,15	1,15	0,70	0,66	0,39	20,63
FEB PM2.5 - 10	24-25 mayo 2018	3,90	2,65	0,00	2,55	1,92	1,49	1,41	1,20	1,29	1,04	0,79	0,66	0,47	19,37
FEB PM2.5 - 11	29 -30 mayo 2018	4,49	3,06	2,58	2,89	2,83	1,93	1,56	1,25	1,84	1,87	1,10	0,86	0,67	26,93
FEB PM2.5 - 12	31 mayo - 01 junio	3,38	2,78	2,55	2,50	1,92	1,42	1,38	1,17	1,35	1,13	0,67	0,59	0,43	21,25
FEB PM2.5 - 13	05 -06 junio 2018	3,50	2,85	2,60	2,52	2,22	1,68	1,46	1,20	1,48	1,48	0,83	0,67	0,55	23,04
FEB PM2.5 - 14	07 -08 junio 2018	2,96	2,59	2,54	2,14	1,72	1,32	1,30	1,17	1,24	0,77	0,47	0,38	0,29	18,90
FEB PM2.5 - 17	09 -10 octubre 2018	3,28	2,72	2,53	2,44	2,18	1,74	1,43	1,21	1,65	1,13	0,76	0,47	0,49	24,86
FEB PM2.5 - 18	11 -12 octubre 2018	2,96	2,72	2,59	2,48	2,26	1,54	1,50	1,21	1,49	0,85	0,65	0,40	0,44	21,09
FEB PM2.5 - 19	16 -17 octubre 2018	3,77	3,01	2,59	2,57	2,35	1,77	1,53	1,19	1,45	1,52	0,87	0,92	0,56	44,77
FEB PM2.5 - 20	18 -19 octubre 2018	2,90	2,72	2,55	2,20	1,76	1,26	1,47	1,17	1,14	0,80	0,38	0,44	0,26	21,72
FEB PM2.5 - 15,1	02 -03 octubre 2018.Copia	4,00	3,10	2,62	2,66	2,64	1,93	1,59	1,32	1,98	1,72	1,09	0,92	0,73	29,25

 Σ PAHs = CcdP+IDP+DBA+BaP+BbF+BkF+Bina+Ret+BPe+BaA+Cor+Cry(+Trip)
Z. Anexo: Series temporales de concentraciones de PHA (ng/m³) para PM_{2.5}.





Bibliografía

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2012). Standards and regulations for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). Retrieved from https://www.atsdr.cdc.gov/csem/csem.%0Aasp?csem=13&po=8
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2012). *Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)*.
- Aguiar Gil, D., Gómez Peláez, L. M., Álvarez Jaramillo, T., Correa Ohoa, M. A., & Saldarriaga Molina, J. C. (2020). Evaluating the impact of PM2.5 atmospheric pollution on population mortality in an urbanized valley in the American tropics. *Atmospheric Environment*, 117343. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117343
- Alcaldía Local Fontibón, & Alcaldía Mayor Bogotá D.C. (2017). Plan Ambiental Localidad de Fontibón. Bogotá.
- Alcaldía Mayor Bogotá D.C. (2018a). Análisis de condiciones, calidad de vida, salud y enfermedad - 2018 Fontibon.
- Alcaldía Mayor Bogotá D.C. (2018b). Análisis demográfico y proyecciones poblacionales de Bogotá. *Alcaldia Mayor de Bogotá D.C.*, 109. Retrieved from http://www.sdp.gov.co/sites/default/files/demografia_proyecciones_2017_0_0.pdf
- Alvarado, G. M. (2006). Estimación del aporte de diferentes fuentes a la contaminación atmosférica por partículas en Santiago, mediante un modelo de balance de masas de elementos químicos. Universidad de Chile.
- Alves, C. A., Oliveira, C., Martins, N., Mirante, F., Caseiro, A., Pio, C., ... Camões, F. (2016). Road tunnel, roadside, and urban background measurements of aliphatic compounds in size-segregated particulate matter. *Atmospheric Research*, *168*, 139– 148. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.09.007
- Anlauf, K., Li, S.-M., Leaitch, R., Brook, J., Hayden, K., Toom-Sauntry, D., & Wiebe, A. (2006). Ionic composition and size characteristics of particles in the Lower Fraser Valley: Pacific 2001 field study. *Atmospheric Environment*, 40(15), 2662–2675. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.12.027
- Arciniegas Suárez, C. A. (2012). Diagnóstico y control de material particulado: partículas suspendidas totales y fracción respirable PM 10. *Luna Azul*, (34), 195–213.
- Baklanov, A., Molina, L. T., & Gauss, M. (2016). Megacities, air quality and climate. *Atmospheric Environment*, *126*, 235–249. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.059
- Baron, P. A., Willeke, K., & Kulkarni, P. (2001). *Aerosol measurement: Principles, techniques, and applications.* (Third edit; Wiley, Ed.). New York.
- Belis, C. A., Larsen, B. R., Amato, F., El Haddad, I., Favez, O., Harrison, R. M., ... Viana, M. (2014). European guide on air pollution source apportionment with receptor models. https://doi.org/10.2788/9307
- Bell, M. L., Cifuentes, L. A., Davis, D. L., Cushing, E., Gusman Telles, A., & Gouveia, N.

(2011). Environmental health indicators and a case study of air pollution in latin american cities. *Environmental Resarch*, *111*, 57–66.

- Bourotte, C., Forti, M. C., Taniguchi, S., Bícego, M. C., & Lotufo, P. A. (2005). A wintertime study of PAHs in fine and coarse aerosols in São Paulo city, Brazil. *Atmospheric Environment*, *39*(21), 3799–3811. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.02.054
- Byambaa, B., Yang, L., Matsuki, A., Nagato, E. G., Gankhuyag, K., Chuluunpurev, B., & Banzragch, L. (2019). Sources and Characteristics of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Ambient Total Suspended Particles in Ulaanbaatar City, Mongolia. *Environmental Research and Public Health*, 16. https://doi.org/10.3390/ijerph16030442
- Cao, J. J., Lee, S. C., Ho, K. F., Fung, K., Chow, J. C., & Watson, J. G. (2006). Characterization of Roadside Fine Particulate Carbon and its Eight Fractions in Hong Kong. *Aerosol and Air Quality Research*, 6(2), 106–122. https://doi.org/10.4209/aaqr.2006.06.0001
- Castañeda, D., & Mendez, J. (2018). Estimación De La Relación Entre Material Particulado Pm10 Atmosférico Y El Susceptible De Resuspensión En Algunas Vías De Bogotá. (Universidad de la Salle). Retrieved from https://pdfs.semanticscholar.org/782b/c6d17926deba7e0c70c94c2ee879abcfbe5a.p df
- Castro, L. M., Pio, C. A., Harrison, R. M., & Smith, D. J. T. (1999). Carbonaceous aerosol in urban and rural European atmospheres: Estimation of secondary organic carbon concentrations. *Atmospheric Environment*, *33*(17), 2771–2781. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00331-8
- Cheng, S., Lang, J., Zhou, Y., Wang, G., & Chen, D. (2013). A new monitoring-simulationsource apportionment approach for investigating the vehicular emission contribution to the PM2.5 pollution in Beijing, China. *Atmospheric Environment*, *79*, 308–316. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.06.043
- Cheng, Z., Luo, L., Wang, S., Wang, Y., Sharma, S., Shimadera, H., ... Hao, J. (2016). Status and characteristics of ambient PM2.5 pollution in global megacities. *Environment International*, 89–90, 212–221. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.02.003
- Chiang, H. L., & Lin, Y. H. (2005). Mass-size distributions of particulate sulfate, nitrate, and ammonium in a particulate matter nonattainment region in southern Taiwan. *Journal of the Air and Waste Management Association*, *55*(4), 502–509. https://doi.org/10.1080/10473289.2005.10464640
- Chow, J.C., Watson, J. G., Lu, Z., Lowenthal, D. H., Frazier, C. A., Solomon, P. A., ... and Magliano, K. (1996). Descriptive Analysis of PM2.5 and PM10 at Regionally representative locations during SJVAQS/AUSPEX. *Atmospheric Environment*, *30*(2079–2112).
- Chow, Judith C., Lowenthal, D. H., Chen, L. W. A., Wang, X., & Watson, J. G. (2015). Mass reconstruction methods for PM2.5: a review. *Air Quality, Atmosphere and Health, 8*(3), 243–263. https://doi.org/10.1007/s11869-015-0338-3

- Chow, Judith C, Watson, J. G., Frank, N., & Homolya, J. (1998). Guideline on speciated particulate monitoring. *Desert Research Institute*, (August), 291. Retrieved from epa.gov/ttnamti1/files/ambient/pm25/spec/drispec.pdf
- Cortés, J., Cobo, M., González, C. M., Gómez, C. D., Abalos, M., & Aristizábal, B. H. (2016). Environmental variation of PCDD/Fs and dl-PCBs in two tropical Andean Colombian cities using passive samplers. *Science of the Total Environment*, 568, 614–623. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.094
- Crilley, L. R., Lucarelli, F., Bloss, W. J., Harrison, R. M., Beddows, D. C., Calzolai, G., ... Vecchi, R. (2017). Source apportionment of fine and coarse particles at a roadside and urban background site in London during the 2012 summer ClearfLo campaign. *Environmental Pollution*, 220, 766–778. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.002
- Cuellar, Y., Buitrago-Tello, R., & Belalcazar-Ceron, L. C. (2016). Life cycle emissions from a bus rapid transit system and comparison with other modes of passenger transportation. *Ciencia, Tecnología y Futuro.*, *6*(3), 123–134.
- Dao, X., Wang, Z., Lv, Y., Teng, E., Zhang, L., & Wang, C. (2014). Chemical characteristics of water-soluble ions in particulate matter in three metropolitan areas in the North China Plain. *PLoS ONE*, 9(12), 1–16. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0113831
- Deng, Q., Ou, C., Chen, J., & Xiang, Y. (2018). Particle deposition in tracheobronchial airways of an infant, child and adult. *Science of the Total Environment*, 612, 339– 346. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.240
- Departamento Nacional de Planeación. (2018). *Calidad del aire una prioridad de politica pública en Colombia*. Retrieved from https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Prensa/Presentación Calidad del Aire 15_02_2018.pdf
- Deshmukh, D. K., Deb, M. K., Tsai, Y. I., & Mkoma, S. L. (2010). Atmospheric ionic species in PM2.5 and PM1 aerosols in the ambient air of eastern central India. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 66(1–2), 81–100. https://doi.org/10.1007/s10874-011-9194-1
- Deshmukh, D. K., Kawamura, K., & Deb, M. K. (2016). Dicarboxylic acids, ωoxocarboxylic acids, α-dicarbonyls, WSOC, OC, EC, and inorganic ions in wintertime size-segregated aerosols from central India: Sources and formation processes. *Chemosphere*, *161*, 27–42. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.107
- Deutsch, F., Vankerkom, J., Janssen, L., Lefebre, F., Mensink, C., Fierens, F., ... Roekens, E. (2008). Extension of the EUROS integrated air quality model to fine particulate matter by coupling to CACM/MADRID 2. *Environmental Modeling and Assessment*, *13*(3), 431–437. https://doi.org/10.1007/s10666-007-9100-z
- Ding, L., Chan, T. W., Ke, F., & Wang, D. K. W. (2014). Characterization of chemical composition and concentration of fine particulate matter during a transit strike in Ottawa, Canada. *Atmospheric Environment*, *89*, 433–442. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.02.013

Ding, X. X., Kong, L. D., Du, C. T., Zhanzakova, A., Fu, H. B., Tang, X. F., ... Cheng, T. T.

(2017). Characteristics of size-resolved atmospheric inorganic and carbonaceous aerosols in urban Shanghai. *Atmospheric Environment*, *167*, 625–641. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.043

- Elmes, M., & Gasparon, M. (2017). Sampling and single particle analysis for the chemical characterisation of fine atmospheric particulates: A review. *Journal of Environmental Management*, 202, 137–150. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.067
- Engel-cox, J., Thi, N., Oanh, K., Donkelaar, A. Van, Martin, R. V, & Zell, E. (2013). Toward the next generation of air quality monitoring : Particulate Matter. *Atmospheric Environment*, *80*, 584–590. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.08.016
- Flynn, S. J., Tong, Z. B., Yang, R. Y., Kamiya, H., Yu, A. B., & Chan, H. K. (2015). Computational fluid dynamics (CFD) investigation of the gas-solid flow and performance of Andersen cascade impactor. *Powder Technology*, 285, 128–137. https://doi.org/10.1016/j.powtec.2015.03.039
- Fomba, K. W., Müller, K., Van Pinxteren, D., Poulain, L., Van Pinxteren, M., & Herrmann, H. (2014). Long-term chemical characterization of tropical and marine aerosols at the Cape Verde Atmospheric Observatory (CVAO) from 2007 to 2011. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(17), 8883–8904. https://doi.org/10.5194/acp-14-8883-2014
- Fomba, Khanneh Wadinga, van Pinxteren, D., Müller, K., Spindler, G., & Herrmann, H. (2018). Assessment of trace metal levels in size-resolved particulate matter in the area of Leipzig. *Atmospheric Environment*, *176*(December 2017), 60–70. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.12.024
- Franco, J. F., Gidhagen, L., Morales, R., & Behrentz, E. (2019). *Towards a better understanding of urban air quality management capabilities in Latin America*. *102*(April), 43–53.
- Gao, Y., Lee, S. C., Huang, Y., Chow, J. C., & Watson, J. G. (2016). Chemical characterization and source apportionment of size-resolved particles in Hong Kong sub-urban area. *Atmospheric Research*, *170*, 112–122. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.11.015
- García-Avila, P., & Rojas, N. Y. (2016). Análisis del origen de PM 10 y PM 2.5 en Bogotá usando gráficos polares. *Mutis. Editorial UTADEO*, *6*(2), 47–58. https://doi.org/10.21789/22561498.1150
- García Lozada, H. M. (2009). EVALUACIÓN DEL RIESGO POR EMISIONES DE PARTÍCULAS EN FUENTES ESTACIONARIAS DE COMBUSTIÓN. ESTUDIO DE CASO: BOGOTÁ: 2006. Ingeniería e Investigación, 29, 153–154. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-56092009000300028&Ing=en&tIng=es.
- Garcia Villgas, N., & Parra Garcés, D. M. (2017). ANÁLISIS PRELIMINAR DE LA CARACTERIZACIÓN Y CONTRIBUCIÓN DE FUENTES DE MATERIAL PARTICULADO -PM10 EN EL AIRE AMBIENTE DE BOGOTÁ. *Mutis.*

Genga, A., Ielpo, P., Siciliano, T., & Siciliano, M. (2017). Carbonaceous particles and

aerosol mass closure in PM2.5 collected in a port city. *Atmospheric Research*, 183, 245–254. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.08.022

- Golly, B., Waked, A., Weber, S., Samake, A., Jacob, V., Conil, S., ... Jaffrezo, J. L. (2018). Organic markers and OC source apportionment for seasonal variations of PM2.5 at 5 rural sites in France. *Atmospheric Environment*, 198, 142–157. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.10.027
- Guerrero, F., Alvarez-Ospina, H., Retama, A., López-Medina, A., Castro, T., & Salcedo, D. (2017). Seasonal changes in the PM 1 chemical composition north of Mexico City. *Atmosfera*, *30*(3), 243–258. https://doi.org/10.20937/ATM.2017.30.03.05
- Han, Y. M., Chen, L. W. A., Huang, R. J., Chow, J. C., Watson, J. G., Ni, H. Y., ... Cao, J. J. (2016). Carbonaceous aerosols in megacity Xi'an, China: Implications of thermal/optical protocols comparison. *Atmospheric Environment*, *132*, 58–68. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.023
- Harrison, R. M., Smith, D. J. T., & Luhana, L. (1996). Source Apportionment of Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Collected from an Urban Location in. *Environmental Science & Technology*, 30(3), 825–832. https://doi.org/10.1021/es950252d
- Hassanien, M. A., & Abdel-Latif, N. M. (2008). Polycyclic aromatic hydrocarbons in road dust over Greater Cairo, Egypt. *Journal of Hazardous Materials*, 151(1), 247–254. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.079
- Hernandez, L. A., & Jimenez, R. (2016). Caracterización de la Contaminación por Material Particulado en Bogotá mediante Fotometría Solar (Universidad Nacional de Colombia.Sede Bogotá). Retrieved from http://www.bdigital.unal.edu.co/56063/1/80164122.2017.pdf
- Herner, J. D., Ying, Q., Aw, J., Gao, O., Chang, D. P. Y., & Kleeman, M. J. (2006). Dominant Mechanisms that Shape the Airborne Particle Size and Composition Distribution in Central California. *Aerosol Science and Technology*, *40*(10), 827–844. https://doi.org/https://doi.org/10.1080/02786820600728668
- Huang, X.-F., & Yu, J. Z. (2008). Size distributions of elemental carbon in a coastal urban atmosphere in South China: characteristics, evolution processes, and implications for the mixing state. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 7(4), 10743– 10766. https://doi.org/10.5194/acpd-7-10743-2007
- Huang, X., Yu, J. Z., He, L., & Yuan, Z. (2006). Water-soluble organic carbon and oxalate in aerosols at a coastal urban site in China : Size distribution characteristics , sources , and formation mechanisms. *Geophysical Research*, *111*, 1–11. https://doi.org/10.1029/2006JD007408
- IPCC. (2014). Climate change 2014. Synthesis report. Versión inglés. In *Climate Change* 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324

IQAir. (2018). 2018 World Air Quality Report PM2.5 Ranking. 22.

- Jacobson, M. Z. (2001). Strong radiative heating due to the mixing state of black carbon in atmospheric aerosols. *Nature*, *409*(6821), 695–697. https://doi.org/10.1038/35055518
- Javed, W., Wexler, A. S., Murtaza, G., Ahmad, H. R., & Basra, S. M. A. (2015). Spatial, temporal and size distribution of particulate matter and its chemical constituents in Faisalabad, Pakistan. *Atmosfera*. https://doi.org/10.20937/ATM.2015.28.02.03
- Jia, S., Zhang, Q., Sarkar, S., Mao, J., Hang, J., Chen, W., ... Zhou, S. (2020). Sizesegregated deposition of atmospheric elemental carbon (EC) in the human respiratory system: A case study of the Pearl River Delta, China. *Science of the Total Environment*, 708, 134932. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134932
- Johansson, L. S., Tullin, C., Leckner, B., & Sjövall, P. (2003). Particle emissions from biomass combustion in small combustors. *Biomass and Bioenergy*, *25*(4), 435–446. https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00036-9
- John, W., Wall, S. M., Ondo, J. L., & Winklmayr, W. (1990). Modes in the size distributions of atmospheric inorganic aerosol. *Atmospheric Environment*, *24*(9), 2349–2359. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0960-1686(90)90327-J
- Kaneyasu, N., Yoshikado, H., Mizuno, T., Sakamoto, K., & Soufuku, M. (1999). Chemical forms and sources of extremely high nitrate and chloride in winter aerosol pollution in the Kanto Plain of Japan. *Atmospheric Environment*, 33(11), 1754–1756.
- Karagulian, F., Belis, C. A., Francisco, C., Dora, C., Prüss-ustün, A. M., Bonjour, S., ... Amann, M. (2015). Contributions to cities ' ambient particulate matter (PM): A systematic review of local source contributions at global level. *Atmospheric Environment*, *120*, 475–483. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.087
- Karanasiou, A. A., Sitaras, I. E., Siskos, P. A., & Eleftheriadis, K. (2007). Size distribution and sources of trace metals and n-alkanes in the Athens urban aerosol during summer. *Atmospheric Environment*, *41*(11), 2368–2381. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.11.006
- Kaupp, H., & McLachlan, M. S. (2000). Distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) within the full size range of atmospheric particles. *Atmospheric Environment*, *34*(1), 73–83. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00298-8
- Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504–526. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.039
- Keshtkar, H., & Ashbaugh, L. L. (2007). Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon particulate emission factors from agricultural burning. *Atmospheric Environment*, 41(13), 2729–2739. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.11.043
- Kim, K. H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136–143. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005

- Lan, Z. J., Chen, D. L., Li, X., Huang, X. F., He, L. Y., Deng, Y. G., ... Hu, M. (2011). Modal characteristics of carbonaceous aerosol size distribution in an urban atmosphere of South China. *Atmospheric Research*, *100*(1), 51–60. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.12.022
- Lee, J. Y., Lane, D. A., Heo, J. B., Yi, S. M., & Kim, Y. P. (2012). Quantification and seasonal pattern of atmospheric reaction products of gas phase PAHs in PM2.5. *Atmospheric Environment*, 55, 17–25. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.007
- Leoni, C., Pokorná, P., Hovorka, J., Masiol, M., Topinka, J., Zhao, Y., ... Hopke, P. K. (2018). Source apportionment of aerosol particles at a European air pollution hot spot using particle number size distributions and chemical composition. *Environmental Pollution*, 234, 145–154. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.097
- Li, J., Chen, H., Li, X., Wang, M., Zhang, X., Cao, J., ... Yao, M. (2019). *Differing toxicity* of ambient particulate matter (*PM*) in global cities. 212(October 2018), 305–315.
- Li, Q., Yang, Z., Li, X., Ding, S., & Du, F. (2019). Seasonal characteristics of sulfate and nitrate in size-segregated particles in ammonia-poor and-rich atmospheres in Chengdu, Southwest China. *Aerosol and Air Quality Research*, *19*(12), 2697–2706. https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.07.0368
- Lippmann, M., Chen, L.-C., Gordon, T., Ito, K., & Thurston, G. D. (2013). National Particle Component Toxicity (NPACT) Initiative: integrated epidemiologic and toxicologic studies of the health effects of particulate matter components. In *Research report (Health Effects Institute)*. Boston, Massachusetts.
- Liu, Z., Xie, Y., Hu, B., Wen, T., Xin, J., Li, X., & Wang, Y. (2017). Size-resolved aerosol water-soluble ions during the summer and winter seasons in Beijing: Formation mechanisms of secondary inorganic aerosols. *Chemosphere*, *183*, 119–131. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.095
- Long, S., Zeng, J., Li, Y., Bao, L., Cao, L., Liu, K., ... Zhao, Y. (2014). Characteristics of secondary inorganic aerosol and sulfate species in size-fractionated aerosol particles in Shanghai. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(5), 1040–1051. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60521-5
- Majoral, C., Le Pape, A., Diot, P., & Vecellio, L. (2006). Comparison of various methods for processing cascade impactor data. *Aerosol Science and Technology*, 40(9), 672– 682. https://doi.org/10.1080/02786820600796582
- Malandrino, M., Casazza, M., Abollino, O., Minero, C., & Maurino, V. (2016). Size resolved metal distribution in the PM matter of the city of Turin (Italy). *Chemosphere*, *147*, 477–489. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.089

Ministerio de Ambiente y Desarrollo sostenible. Resolución No 2254 (2017)., (2017).

Mohamed, G. E. T. (2012). *Physical and Chemical Composition of Particulate Pollutants in an Urban Area of Cardiff , Wales*. Retrieved from https://repository.cardiffmet.ac.uk/handle/10369/4738

Montoya Zubiria, A. F., & Moreno Melo, J. A. (2009). EVALUACIÓN DE LA

COMPOSICIÓN DE METALES PESADOS EN DIFERENTES FUENTES EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ Y SU ASOCIACIÓN FRENTE A LA CALIDAD DE AIRE. Universidad de la Salle.

- Moreno Melo, J. A., & Montoya Zubiria, A. F. (2009). EVALUACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DE METALES PESADOS EN DIFERENTES FUENTES EN LA CIUDAD DE BOGOTÁ Y SU ASOCIACIÓN FRENTE A LA CALIDAD DE AIRE. Universidad de la Salle.
- Moustafa, M., Mohamed, A., Ahmed, A. R., & Nazmy, H. (2014). Mass size distributions of elemental aerosols in industrial area. *Journal of Advanced Research*, *6*(6), 827–832. https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.06.006
- Müller, K., Spindler, G., Van Pinxteren, D., Gnauk, T., Iinuma, Y., Brüggemann, E., & Herrmann, H. (2012). Ultrafine and fine particles in the atmosphere - Sampling, chemical characterization and sources. *Chemie-Ingenieur-Technik*, 84(7), 1130– 1136. https://doi.org/10.1002/cite.201100208
- Muránszky, G., Ovari, M., Virág, I., Csiba, P., Dobai, R., & Záray, G. (2011). Chemical characterization of PM10 fractions of urban aerosol. *Microchemical Journal*, *98*(1), 1–10. https://doi.org/10.1016/j.microc.2010.10.002
- Murillo-Tovar, M., Barradas-Gimate, A., Arias-Montoya, M., & Saldarriaga-Noreña, H. (2018). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Associated with PM2.5 in Guadalajara, Mexico: Environmental Levels, Health Risks and Possible Sources. *Environments*, *5*(5), 62. https://doi.org/10.3390/environments5050062
- Neusiiss, C., Pelzing, M., Plewka, A., & Herrmann, H. (2000). A new analytical approach for size-resolved speciation of organic compounds in atmospheric aerosol particles: results. 105, 4513–4527.
- Ny, M. T., & Lee, B. K. (2011). Size distribution of airborne particulate matter and associated metallic elements in an urban area of an industrial city in Korea. *Aerosol and Air Quality Research*, *11*(6), 643–653. https://doi.org/10.4209/aaqr.2010.10.0090
- Oberdörster, G., Stone, V., & Donaldson, K. (2007). Toxicology of nanoparticles: A historical perspective. *Nanotoxicology*, *1*(1), 2–25. https://doi.org/10.1080/17435390701314761
- ONU. (2015). Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. Asamblea General, 15900, 40. Retrieved from http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/70/L.1&Lang=S
- Pachon, J. E. (2017). *Medición y predicción de emisiones de especies contaminantes y sus impactos en la atmósfera*. 80. Retrieved from https://escuelaids.itm.edu.co/calidad-del-aire/Memorias-EIDS/4-Presentacion-profesor-JORGE-EDUARDO-PACHON-QUINCHE.pdf
- Pachon, J. E., Behrentz, E., & Rojas, N. Y. (2007). Challenges in Bogota air quality: Policies and technology. 100th Annual Conference and Exhibition of the Air and Waste Management Association 2007, ACE 2007, 1, 325–329. Retrieved from https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-

44649117423&partnerID=40&md5=23c32c879728fe1e7df7c48f9242de33

- Pachon, J. E., & Fundación Gas Natural Fenosa (Naturgy). (2018). Caso 7. La experiencia en Bogotá. In F. G. N. Fenosa (Ed.), *La calidad del aire en las ciudades* (Primera Ed, pp. 267–288). Madrid, España: Naturgy Energy Group S.A.
- Pachon, J. E., Russell, A. G., Sarmiento, H., & Galvis, B. R. (2008). Identification of secondary aerosol formation in Bogota: a preliminary study. *Proceedings of 101st AWMA Annual Conference*. Portland, USA.
- Pachón, J. E., & Vela, H. S. (2008). Análisis espacio-temporal de la concentración de metales pesados en la localidad de Puente Aranda de Bogotá-Colombia Heavy metal determination and source emission identification in an industrial location of Bogotá-Colombia. *Marzo Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia N.*°, 43, 120–133.
- Pachon, J., Weber, R. J., Zhang, X., Mulholland, J. A., & Russell, A. G. (2013). Revising the use of potassium (K) in the source apportionment of PM 2.5. *Atmospheric Pollution Research*, 4(1), 14–21. https://doi.org/10.5094/APR.2013.002
- Park, M., Joo, H. S., Lee, K., Jang, M., Kim, S. D., Kim, I., ... Park, K. (2018). Differential toxicities of fine particulate matters from various sources. *Scientific Reports*, 8(1), 1– 11. https://doi.org/10.1038/s41598-018-35398-0
- Paw-Armart, I., & Yoshizumi, K. (2013). Size Distributions of Atmospheric Aerosol Compositions in Saitama, Japan. Open Journal of Air Pollution, 02(01), 1–6. https://doi.org/10.4236/ojap.2013.21001
- Peñaloza P, N. E., & Rojas, N. Y. (2010). DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL INVENTARIO DE EMISIONES PROVENIENTES DE LAS FUENTES MÓVILES Y FIJAS DE LA CIUDAD DE BOGOTÁ, D.C. Universidad Nacional de Colombia.
- Pennanen, A. S., Sillanpää, M., Hillamo, R., Quass, U., John, A. C., Branis, M., ... Salonen, R. O. (2007). Performance of a high-volume cascade impactor in six European urban environments: Mass measurement and chemical characterization of size-segregated particulate samples. *Science of the Total Environment*, 374(2–3), 297–310. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.002
- Pereira, G. M., De Oliveira Alves, N., Caumo, S. E. S., Soares, S., Teinilä, K., Custódio, D., ... Vasconcellos, P. C. (2017). Chemical composition of aerosol in São Paulo, Brazil: influence of the transport of pollutants. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 10(4), 457–468. https://doi.org/10.1007/s11869-016-0437-9
- Pio, C., Cerqueira, M., Harrison, R. M., Nunes, T., Mirante, F., Alves, C., ... Matos, M. (2011). OC/EC ratio observations in Europe: Re-thinking the approach for apportionment between primary and secondary organic carbon. *Atmospheric Environment*, 45(34), 6121–6132. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.045
- Pokorná, P., Hovorka, J., Klán, M., & Hopke, P. K. (2015). Source apportionment of size resolved particulate matter at a European air pollution hot spot. *Science of the Total Environment*, *502*, 172–183. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.021
- Pooltawee, J., Pimpunchat, B., & Junyapoon, S. (2017). Size distribution, characterization and risk assessment of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons during haze

periods in Phayao Province, northern Thailand. *Air Quality, Atmosphere and Health, 10*(9), 1097–1112. https://doi.org/10.1007/s11869-017-0497-5

- Querol, X. (2018). Contaminación y calidad del aire urbano. Unas primeras cuestiones de partida. In Fundación Gas Natural Fenosa (Ed.), *La calidad del aire en las ciudades* (Fundación, pp. 15–28).
- Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H. C., Harrison, R. M., ... Schneider, J. (2004). Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities. *Atmospheric Environment*, *38*(38), 6547–6555. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.08.037
- Ramírez, O., Sánchez de la Campa, A. M., Amato, F., Catacolí, R. A., Rojas, N. Y., & de la Rosa, J. (2018). Chemical composition and source apportionment of PM10 at 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
- Ramírez, O., Sánchez de la Campa, A. M., & de la Rosa, J. (2018). Characteristics and temporal variations of organic and elemental carbon aerosols in a high–altitude, tropical Latin American megacity. *Atmospheric Research*, *210*(April), 110–122. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.04.006
- Rivera, J., & Behrentz, E. (2009). *Identificación de fuentes de contaminación por material partuclado en Bogotá.* Universidad de los Andes.
- Robinson, A. L., Subramanian, R., Donahue, N. M., Bernando Bricker, A., & Rogge, W.
 F. (2006). Source Apportionment of Molecular Markers and Organic Aerosols. 1.
 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Methodology for Data Visualization.
 Environmental Science & Technology, 40, 7803–7810.
- Rojas, N. Y. (2007). Aire y problemas ambientales en Bogotá. *Observatorio Ambeintal de Bogotá*, 98–124.
- Ruiz, C. F. (2006). Caracterización Del Material Particulado En Las Principales Vías Del Transporte Público Las Principales Vías Del Transporte Público.
- Saffari, A., Daher, N., Shafer, M. M., Schauer, J. J., & Sioutas, C. (2013). Seasonal and spatial variation of trace elements and metals in quasi-ultrafine (PM0.25) particles in the Los Angeles metropolitan area and characterization of their sources. *Environmental Pollution*, *181*, 14–23. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.001
- Secretaria de Ambiente Quito. (2011). Informe Anual 2011. Calidad del aire Quito.
- Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad México. (2017). *Calidad del aire en la Ciudad de México*.
- Secretaría Distrital de Ambiente Bogotá. (2019). Informe Anual de Calidad de Aire 2018.
- Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá. (2010). *Plan decenal de descontaminación del aire de Bogotá.* Retrieved from http://ambientebogota.gov.co/plan-decenal-dedescontaminacion-%0Adel-aire-para-bogota.

Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá. (2017). Red de monitoreo de calidad del aire

de Bogotá. Retrieved from http://ambientebogota.gov.co/red-de-calidad-delaire.

- Secretaria Distritral de Ambiente. (2018a). Informe Mensual de Calidad del Aire de Bogotá. Marzo 2018.
- Secretaria Distritral de Ambiente. (2018b). *Informe Mensual de Calidad del Aire de Bogotá. Mayo 2018.*
- Sefair, J. A., Espinosa, M., Behrentz, E., & Medaglia, A. L. (2019). Optimization model for urban air quality policy design: A case study in Latin America. *Computers, Environment and Urban Systems*, 78(March), 101385. https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2019.101385
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2006). Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change (Willey, Ed.).
- Shah, S. D., Cocker, D. R., Miller, J. W., & Norbeck, J. M. (2004). Emission Rates of Particulate Matter and Elemental and Organic Carbon from In-Use Diesel Engines. *Environmental Science & Technology*, 38(9). https://doi.org/10.1021/es0350583
- Sicre, M. ., J.C, M., Saliot, A., Aparicio, X., Grimalt, J., & Albaiges, J. (1987). ALIPHATIC AND AROMATIC HYDROCARBONS IN DIFFERENT SIZED AEROSOLS OVER THE MEDITERRANEAN SEA: OCCURRENCE AND ORIGIN. *Atmospheric Environment (1967)*, *21*(10), 2247–2259. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0004-6981(87)90356-8
- Singh, A., Rastogi, N., Patel, A., & Singh, D. (2016). Seasonality in size-segregated ionic composition of ambient particulate pollutants over the Indo-Gangetic Plain: Source apportionment using PMF. *Environmental Pollution*, 219, 906–915. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.010
- Spindler, G., Brüggemann, E., Gnauk, T., Grüner, A., Müller, K., & Herrmann, H. (2010). A four-year size-segregated characterization study of particles PM10, PM2.5 and PM1 depending on air mass origin at Melpitz. *Atmospheric Environment*, 44(2), 164– 173. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.10.015
- Spindler, Gerald, Rodger, A., Poulain, L., Muller, K., Birmili, W., Tuch, T., ... Herrmann, H. (2014). OC and EC analyzed in PM by thermographic or thermo-optical method : A two year comparison for the central European site. Retrieved February 23, 2020, from Soot Aerosols- Workshop on Measurement methods and Perspectives. website: https://www.wmo-gaw-wcc-aerosol-physics.org/files/Spindler.pdf
- Ströher, G. L., Poppi, N. R., Raposo, J. L., & Gomes de Souza, J. B. (2007). Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons by gas chromatography - ion trap tandem mass spectrometry and source identifications by methods of diagnostic ratio in the ambient air of Campo Grande, Brazil. *Microchemical Journal*, *86*(1), 112–118. https://doi.org/10.1016/j.microc.2006.12.003
- Tao, Y., Yin, Z., Ye, X., Ma, Z., & Chen, J. (2014). Size distribution of water-soluble inorganic ions in urban aerosols in Shanghai. *Atmospheric Pollution Research*, 5(4), 639–647. https://doi.org/10.5094/APR.2014.073

Tian, S. L., Pan, Y. P., & Wang, Y. S. (2016). Size-resolved source apportionment of

particulate matter in urban Beijing during haze and non-haze episodes. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *16*(1), 1–19. https://doi.org/10.5194/acp-16-1-2016

- Tisch Environmental, I. (1999). OPERATIONS MANUAL. Model 20-800 Ambient Cascade Impactor. 7610(877), 26.
- Turpin, B. J., & Lim, H. (2001). Species Contributions to PM2 . 5 Mass Concentrations : Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass Species Contributions to PM2 . 5 Mass Concentrations : Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass. 6826.
- Van Drooge, B. L., Prats, R. M., Reche, C., Minguillón, M. C., Querol, X., Grimalt, J. O., & Moreno, T. (2018). Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons and other organic pollutants in the air particles of subway stations in Barcelona. *Science of the Total Environment*, 642, 148–154. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.032
- Van Pinxteren, D., Brüggemann, E., Gnauk, T., Iinuma, Y., Müller, K., Nowak, A., ... Herrmann, H. (2009). Size and time resolved chemical particle characterization during carebeijing-2006: Different pollution regimes and diurnal profiles. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, *114*(9). https://doi.org/10.1029/2008JD010890
- Vargas, F. A., & Rojas, N. Y. (2010, August). Composición química y reconstrucción másica del material particulado suspendido en el aire de Bogotá Chemical composition and mass closure for airborne particulate matter in Bogotá. Ingeniería E Investigación. Repositorio Institucional Universidad Nacional de Colombia. Bdigital., 30(2), 105–115.
- Vargas, F. A., Rojas, N. Y., Pachon, J. E., & 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
- Vasconcellos, P. C., Souza, D. Z., Ávila, S. G., Araújo, M. P., Naoto, E., Nascimento, K. H., ... Behrentz, E. (2011). Comparative study of the atmospheric chemical composition of three South American cities. *Atmospheric Environment*, 45(32), 5770–5777. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.018
- Vecchi, R., Bernardoni, V., Valentini, S., Piazzalunga, A., Fermo, P., & Valli, G. (2018). Assessment of light extinction at a European polluted urban area during wintertime: Impact of PM1 composition and sources. *Environmental Pollution*, 233, 679–689. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.059
- Viana Rodriguez, M. del M. (2003). NIVELES, COMPOSICIÓN Y ORIGEN DEL MATERIAL PARTICULADO ATMOSFÉRICO EN LOS SECTORES NORTE Y ESTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA Y CANARIAS (Universitat de Barcelona). Retrieved from http://digital.csic.es/bitstream/10261/27476/1/Viana_Rodriguez_1.pdf
- Villalobos, A. M., Barraza, F., Jorquera, H., & Schauer, J. J. (2015). Science of the Total Environment Chemical speciation and source apportionment of fi ne particulate matter. *Science of the Total Environment, The*, *512–513*, 133–142. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.006
- Villalobos, A. M., Barraza, F., & Schauer, J. J. (2017). Wood burning pollution in southern Chile : PM 2.5 source apportionment using CMB and molecular markers *.

Environmental Pollution, 225, 514–523. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.069

- Wan, X., Kang, S., Xin, J., Liu, B., Wen, T., Wang, P., ... Cong, Z. (2016). Chemical composition of size-segregated aerosols in Lhasa city, Tibetan Plateau. Atmospheric Research, 174–175, 142–150. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.02.005
- Wang, H. L., Zhu, B., An, J. L., Duan, Q., Zou, J. N., & Shen, L. J. (2014). Size distribution and characterization of OC and EC in atmospheric aerosols during the Asian youth games of Nanjing, China. *Environmental Science*, 35.
- Wang, H., Zhu, B., Shen, L., Xu, H., An, J., Xue, G., & Cao, J. (2015). Water-soluble ions in atmospheric aerosols measured in five sites in the Yangtze River Delta, China: Size-fractionated, seasonal variations and sources. *Atmospheric Environment*, 123, 370–379. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.05.070
- Wang, Jiao, Zhang, J. sheng, Liu, Z. jun, Wu, J. hui, Zhang, Y. fen, Feng, Y. chang, ... Zhou, L. dong. (2017). Characterization of chemical compositions in size-segregated atmospheric particles during severe haze episodes in three mega-cities of China. *Atmospheric Research*, 187, 138–146. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2016.12.004
- Wang, Jiao, Zhou, M., Liu, B. shuang, Wu, J. hui, Peng, X., Zhang, Y. fen, ... Zhu, T. (2016). Characterization and source apportionment of size-segregated atmospheric particulate matter collected at ground level and from the urban canopy in Tianjin. *Environmental Pollution*, 219, 982–992. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.069
- Wang, Jingzhi, Hang Ho, S. S., Huang, R., Gao, M., Liu, S., Zhao, S., ... Han, Y. (2016). Characterization of parent and oxygenated-polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Xi'an, China during heating period: An investigation of spatial distribution and transformation. *Chemosphere*, *159*(97), 367–377. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.033
- Watson, J. G., Chow, J. C., & Houck, J. E. (2001). PM2.5 chemical source profiles for vehicle exhaust, vegetative burning, geological material, and coal burning in Northwestern Colorado during 1995. *Chemosphere*, 43(8), 1141–1151. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00171-5
- Wedding, J. B., McFarland, A. R., & Cermak, J. E. (1977). Large Particle Collection Characteristics of Ambient Aerosol Samplers. *Environmental Science and Technology*, 11(4), 387–390. https://doi.org/10.1021/es60127a005
- Whitby, K. T. (1978). The physical characteristics of sulfur aerosols. *Atmospheric Environment*, *12*, 153–159. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0004-6981(78)90196-8
- World Health Organization (WHO). (2000). Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition. Copenhagen.
- World Health Organization (WHO). (2005). Air quality guidelines for particles matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Air Quality Guidelines. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2

World Health Organization (WHO). (2007). Health Effects of Ambient Particulate Matter.

Journal of the Korean Medical Association, 50(2), 175. https://doi.org/10.5124/jkma.2007.50.2.175

- World Health Organization (WHO). (2014). Health relevance of particulate matter from various sources. *Beilstein Journal of Nanotechnology*, *5*(1), 1590–1602. https://doi.org/EUR/07/5067587
- World Health Organization (WHO). (2016). Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease.
- World Health Organization (WHO). (2018a). *Air pollution and child health: Prescribing clean air.* Retrieved from https://www.who.int/ceh/publications/air-pollution-child-health/en/
- World Health Organization (WHO). (2018b). Ambient (outdoor) air quality database, by country and city. Retrieved from https://www.who.int/airpollution/data/cities/en/
- Wu, T., & Boor, B. E. (2020). Urban Aerosol Size Distributions: A Global Perspective. Atmospheric Chemistry and Physics, (March). https://doi.org/10.5194/acp-2020-92
- Wu, X., Vu, T. V., Shi, Z., Harrison, R. M., Liu, D., & Cen, K. (2018). Characterization and source apportionment of carbonaceous PM2.5 particles in China - A review. *Atmospheric Environment*, 189(January), 187–212. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.06.025
- Yamasoe, M., Artaxo, P., Miguel, A. H., & Allen, A. G. (2000). Chemical composition of aerosol particles from direct emissions of vegetation fires in the Amazon Basin: water-soluble species and trace elements. *Atmospheric Environment*, *34*(10). https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00329-5
- Yang, M., Chu, C., Bloom, M. S., Li, S., Chen, G., Heinrich, J., ... Dong, G. H. (2018). Is smaller worse? New insights about associations of PM 1 and respiratory health in children and adolescents. *Environment International*, *120*(May), 516–524. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.027
- Yang, Y., Zhou, R., Yu, Y., Yan, Y., Liu, Y., Di, Y., ... Zhang, W. (2017). Size-resolved aerosol water-soluble ions at a regional background station of Beijing, Tianjin, and Hebei, North China. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 55, 146–156. https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.012
- Yassaa, N., Meklati, B. Y., Cecinato, A., & Marino, F. (2001). *Particulate n -alkanes , n alkanoic acids and polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere of Algiers City Area.* 35.
- Zapata Mora, C. (2020). *Hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente de manizales*. Universidad Nacional de Colombia. Sede Manizales.
- Zarate, E., Belalcazar, L. C., Clappier, A., & Manzi, V. (2007). Air quality modelling over Bogota, Colombia: Combined techniques to estimate and evaluate emission inventories. 41, 6302–6318. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.03.011
- Zhang, L., Yang, L., Zhou, Q., Zhang, X., Xing, W., Wei, Y., ... Tang, N. (2020). Size distribution of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons in fresh combustion

smoke and ambient air: A review. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 88, 370–384. https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.09.007

- Zhang, Y., Lang, J., Cheng, S., Li, S., Zhou, Y., Chen, D., ... Wang, H. (2018). Chemical composition and sources of PM1 and PM2.5 in Beijing in autumn. *Science of the Total Environment*, 630, 72–82. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.151
- Zhao, J., Zhang, F., Chen, J., & Xu, Y. (2010). Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons and gas/particle partitioning in a coastal city, Xiamen, southeast China. *Environmental Sciences*, 22(7), 1014–1022.
- Zhao, J., Zhang, F., Xu, Y., & Chen, J. (2011). Characterization of water-soluble inorganic ions in size-segregated aerosols in coastal city, Xiamen. *Atmospheric Research*, 99(3–4), 546–562. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.12.017
- Zhao, T., Yang, L., Huang, Q., Zhang, Y., Bie, S., Li, J., ... Wang, W. (2020). PM2.5bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their derivatives (nitrated-PAHs and oxygenated-PAHs) in a road tunnel located in Qingdao, China: Characteristics, sources and emission factors. *Science of the Total Environment*, 720, 137521. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137521
- Zhao, Y., & Gao, Y. (2008). Mass size distributions of water-soluble inorganic and organic ions in size-segregated aerosols over metropolitan Newark in the US east coast. *Atmospheric Environment*, 42(18), 4063–4078. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.01.032
- Zhou, J., Xing, Z., Deng, J., & Du, K. (2016). Characterizing and sourcing ambient PM2.5 over key emission regions in China I: Water-soluble ions and carbonaceous fractions. *Atmospheric Environment*, 135, 20–30. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.054
- Zhuang, H., Chan, C. K., Fang, M., & Wexler, A. S. (1999). Size distributions of particulate sulfate, nitrate, and ammonium at a coastal site in Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 33(6), 843–853. https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00305-7