

**EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE BLACK CARBON EN LA CIUDAD
DE BARRANQUILLA ATLÁNTICO**

ADRIANA ESTHER CANTILLO RÚA

JESÚS DAVID LOZANO OSORIO



UNIVERSIDAD DE LA COSTA CUC

Departamento de Civil y Ambiental

Programa de Ingeniería Ambiental

Barranquilla, Colombia

2020

**EVALUACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE BLACK CARBON EN LA CIUDAD
DE BARRANQUILLA ATLÁNTICO**

Trabajo de Grado para optar por el título de Ingeniero Ambiental

Línea de Investigación:

Control de la Contaminación

TESISTAS:

Adriana Esther Cantillo Rúa

Jesús David Lozano Osorio

Director de Trabajo de Grado

PhD. Ismael Schneider

Codirector de Trabajo de Grado

MSc. Erika Blanco Donado

UNIVERSIDAD DE LA COSTA CUC

Departamento Civil y Ambiental

Programa de Ingeniería Ambiental

Barranquilla, Colombia

2020

Nota de Aceptación.

Presidente del jurado

Jurado

Jurado

Barranquilla, abril de 2020

Dedicatoria

*Dedicamos esta tesis en primer lugar a **DIOS** y a la **Virgen María**, quienes hicieron esto posible dándonos la sabiduría y el entendimiento suficiente que nos permitió concluir este estudio.*

*A **nuestros padres** por motivarnos, apoyarnos y esforzarse en educarnos, mostrándonos el camino hacia la superación tanto personal como profesional, a ellos les dedicamos todo nuestro esfuerzo.*

Agradecimientos

A mis padres, Zeneyda y Adarcico, por haberme forjado como la persona que soy hoy en día, por su entrega y apoyo incondicional.

A mi segunda madre, Iveth, por su apoyo moral y entusiasmo permanente durante toda mi carrera, por acompañarme en los momentos más difíciles y por desvelarse a mi lado.

A mi amada abuela, Ninfa Rosa (Q.E.P.D), por su formación y enseñanzas, quien me cuida desde el cielo y siempre fue, es y será el motor de mi vida.

A mi hermano, Eder, quien es mi modelo para seguir, agradezco por sus consejos que me han ayudado a ser mejor persona.

A mi familia, por siempre interesarse y estar presente en la evolución de este trabajo.

A mi novio, Derian, por su motivación, paciencia y constante apoyo, estando a mi lado incluso en los momentos de turbulencia; gracias por tus palabras de aliento, por creer en mí y recordarme a diario que lograría terminar esta tesis satisfactoriamente.

A mi amigo y profesor José Espinoza, por su buena voluntad, por ser mi guía permanente y por siempre creer en mi potencial.

A mi compañero de tesis, Jesús David, por ser mi mano derecha todo este tiempo, por su entrega y valiosos aportes, te agradezco también por los buenos y malos momentos que pasamos durante la realización de este trabajo.

Adriana Cantillo Rúa.

Agradecimientos

A mi madre, Zullys Osorio, a quien le debo todo en la vida, por su fe y apoyo en toda mi carrera universitaria

A mis abuelos, Alicia y Cornelio, por su preocupación y constante animo a lo largo de la carrera.

A toda mi familia, por su confianza y altas expectativas en mis estudios

A mi Compañera de tesis, Adriana Cantillo, por su proactividad, por su gran impecable trabajo y entrega a este proyecto, por ser la mejor compañera de trabajo del mundo

A mis Amigos de toda la vida, German, Joseph y Laurie, quienes siempre me han motivado y acompañado en duros y buenos momentos

A mis profesores y compañeros de toda la carrera, gracias a sus enseñanzas, apoyo y compañía durante todo este proceso.

Jesús David Lozano.

Agradecimientos

A nuestros tutores, Ismael Schneider y Erika Blanco Donado, por su orientación, asesoría, paciencia, acompañamiento y conocimiento dado con cariño y exigencia a lo largo de toda esta tesis.

A nuestros profesores del Departamento de Civil y Ambiental, por fôrmanos como ciudadanos integrales, por sus enseñanzas y conocimientos brindados a lo largo de nuestra formación como profesionales.

A la Universidad de la Costa, por suministraron los equipos e instrumentos necesarios para el desarrollo del estudio.

A la Ingeniera Erika Arbeláez, por su tiempo y colaboración en el manejo del equipo.

A nuestros compañeros de carrera, amigos y demás personas que fueron parte fundamental de todo este proceso.

Resumen

El Black Carbon (BC) es un contaminante atmosférico categorizado como uno de los principales contribuyentes al cambio climático, debido a la capacidad de sus partículas en absorber la radiación solar. El objetivo de este estudio fue evaluar las concentraciones de BC en la ciudad de Barranquilla, Atlántico, analizando la influencia de sus posibles fuentes, para esto se realizó un muestreo con un Aethalómetro AE33 durante 5 meses (mayo- septiembre de 2019). Las fuentes fueron identificadas mediante el cálculo del Exponente de Absorción de Ångström (AAE), mientras que, el transporte de BC fue calculado con modelaciones utilizando el modelo de trayectoria Hysplit. La concentración promedio de BC fue de $1,09 \pm 1,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$, los niveles más altos se presentaron durante los días hábiles, con elevados picos entre las 6:00 am a 9:00 am. Los resultados obtenidos para AAE confirmaron que la combustión de combustibles fósiles predominó con un aporte del 58%, para la quema de biomasa un 6% y para la influencia de las dos fuentes en el mismo periodo de tiempo un 36%. Las modelaciones revelaron los puntos de quema, con lo cual se determinó que la mayor contribución a las concentraciones de BC provenían del Este y Noreste de la ciudad. Las concentraciones de BC y los parámetros meteorológicos presentaron relación positiva con la temperatura y radiación solar, y negativa con la humedad relativa y la precipitación. Los resultados indican que la emisión de BC en la ciudad se encuentra asociada principalmente al tráfico vehicular, donde en días puntuales las concentraciones son relativamente altas y pueden generar efectos nocivos a la salud de la población.

Palabras clave: Black Carbon, Aethalómetro, Exponente de Absorción de Ångström, Combustibles fósiles, Quema de biomasa

Abstract

Black Carbon (BC) is an atmospheric pollutant categorized as one of the main contributors to climate change, due to the ability of its particles to absorb solar radiation. The objective of this study was to evaluate the concentrations of BC in the city of Barranquilla, Atlántico, analyzing the influence of its possible sources, for this, a sample was carried out with an AE33 Aethalometer for 5 months (May-September 2019). The sources were identified by calculating the Ångström Absorption Exponent (AAE), while BC transport was calculated with modeling using the Hysplit trajectory model. The average BC concentration was $1.09 \pm 1.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$, with the highest levels occurring during business days, with high peaks between 6:00 am and 9:00 am. The results obtained for AAE confirmed that the combustion of fossil fuels predominates with a contribution of 58%, for the burning of biomass 6% and for the influence of the two sources in the same period 36%. The modeling revealed the burning points, which determined that the greatest contribution to BC concentrations came from the East and Northeast of the city. BC concentrations and meteorological parameters presented a positive relationship with temperature and solar radiation, and a negative relationship with relative humidity and precipitation. The results indicate that the emission of BC in the city is mainly associated with vehicular traffic, where on certain days the rates are relatively high and can generate harmful effects on the population's health.

Keywords: Black Carbon, Aethalometer, Absorption Ångström Exponent, Fossil Fuels, Biomass Burning

Tabla de Contenido

Lista de tablas y figuras	12
1. Introducción	14
2. Planteamiento del problema.....	17
3. Justificación	20
4. Objetivos.....	23
4.1. Objetivo General.....	23
4.2. Objetivos Específicos.....	23
5. Marco Teórico.....	23
5.1. Contaminación Atmosférica	23
5.1.1. Contaminantes Atmosféricos	24
5.1.2. Contaminantes Climáticos de Vida Corta (CCVC)	24
5.1.3. Aerosoles Atmosféricos	25
5.2. Black Carbon (BC)	26
5.2.1. Propiedades físicas y químicas del BC	28
5.2.2. Tiempo de vida atmosférica del Black Carbon.....	30
5.2.3. Efectos al clima.....	30
5.2.4. Efectos a la salud	33
5.2.5. Efectos al medio ambiente	35
5.3. Principio de medición del Instrumento.....	36
5.4. Instrumento Aethalometro AE33.....	40
5.5. Hysplit.....	47

6.	Estado del arte.....	49
7.	Metodología	58
7.1.	Área de Estudio.....	58
7.2.	Muestreo de Black Carbon.....	60
7.3.	Parámetros meteorológicos	61
7.4.	Procesamiento de datos y Cálculos.....	62
7.5.	Evaluación de la influencia de los puntos de quema	63
8.	Resultados y análisis.....	64
8.1.	Concentraciones de BC.....	64
8.2.	Determinación de los Exponentes de Absorción de Ångström (AAE).....	72
8.3.	Estimación de las fuentes de BC.....	73
8.4.	Evaluación del aporte de las quemadas en las concentraciones de BC	81
8.5.	Relación del AAE con el porcentaje de Biomasa	84
8.6.	Relación con los parámetros meteorológicos	85
9.	Conclusiones	90
10.	Recomendaciones	93
11.	Referencias.....	94

Lista de tablas y figuras

Tablas

Tabla 1. Valores de sección transversal de sección de masa (MAC) para el AE33	45
Tabla 2. Estadística descriptiva de las concentraciones de BC y el AAE	65
Tabla 3. Concentraciones de Black Carbon en diferentes ciudades	70
Tabla 4. Comparación de AAEff y AAEBb obtenidos en otras investigaciones	78
Tabla 5. Puntos de quema y resultado de las modelaciones	82
Tabla 6. Correlación de Rho Spearman de las concentraciones de BC con los parámetros meteorológicos	87

Figuras

Figura 1. Diagrama simplificado de la dispersión y absorción de la luz. Fuente: (Goosse, Barriat, Lefebvre, Loutre, & Zunz, 2015).....	26
Figura 2. (a) Imagen de esferas de BC mediante microscopia electrónica de transmisión (TEM) de alta resolución. (b) Imagen TEM de una partícula representativa de hollín. Partículas de hollín recién emitidas y aglomeradas. Fuente: (Díaz, 2016).....	27
Figura 3. Tamaño comparativo de las partículas de BC. Fuente: (Peña, 2014).....	28
Figura 4. Transformación de las partículas en la atmósfera desde el punto de emisión al depósito. Fuente: (Peña, 2014)	29
Figura 5. Forzamiento albedo del BC sobre las superficies de hielo. Fuente: (Johnson, 2010) ...	32
Figura 6. Interacción del BC con las nubes. Fuente: (Palacios, Baró, & Jiménez, 2014)	33
Figura 7. Diagrama general del transporte del BC en el ambiente. Fuente: (Peña, 2014).....	36
Figura 8. Ilustración de la ley de Beer-Lambert. Fuente: (Fernández, 2012).....	37
Figura 9. Diagrama de flujo del Aethalometro AE33. Fuente: (Drinovec, et al., 2015)	42

Figura 10. Área de estudio. Fuente: Autores.	59
Figura 11. Aethelometro modelo AE33 utilizado en este estudio. Fuente: Autores.....	60
Figura 12. Estación meteorológica utilizada en este estudio. Fuente: Autores	62
Figura 13. Comportamiento diario de las concentraciones de BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) durante el tiempo de muestreo.....	66
Figura 14. Comportamiento horario de las concentraciones de BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en los días hábiles y no hábiles. Fuente: Autores.....	67
Figura 15. Serie temporal de los Exponentes de Absorción de Ångström (AAE) durante el tiempo de muestreo. Fuente: Autores.	73
Figura 16. Comportamiento horario de las concentraciones de BC y AAE de combustible fósil. Fuente: Autores.....	75
Figura 17. Comportamiento horario de las concentraciones de BC y AAE mixto. Fuente: Autores.....	76
Figura 18. Comportamiento horario de las concentraciones de BC y AAE de quemas de biomasa. Fuente: Autores.....	77
Figura 19. Comportamiento horario de las concentraciones de BC procedentes de la combustión de combustible fósil en días hábiles y no hábiles. Fuente: Autores.....	80
Figura 20. Comportamiento horario de las concentraciones de BC procedentes de la quema de biomasa en días hábiles y no hábiles. Fuente: Autores.....	80
Figura 21. Distribución de los puntos de quema durante el periodo de muestreo. Fuente: Autores.	83
Figura 22. Diagrama de dispersión del %BB con respecto al AAE. Fuente: Autores.....	85
Figura 23. Rosa de viento para el periodo de muestreo. Fuente: Autores.	88

1. Introducción

La contaminación ambiental, desde hace varias décadas, se ha incrementado gradualmente como consecuencia de factores como: el crecimiento de la población, la urbanización, el uso intensivo de combustibles, el aumento de la actividad industrial e incluso por procesos naturales (erupciones volcánicas, incendios forestales, entre otros) (Oyarzún, 2010).

El impacto de esta contaminación se ha extendido a cada uno de los componentes que integran el medio ambiente, generando consecuencias negativas sobre las matrices agua, aire y suelo (Domínguez, 2015).

En la actualidad, la contaminación atmosférica ha logrado gran relevancia, ya que esta es considerada como uno de los problemas ambientales más severos a nivel mundial, no sólo por su incidencia sobre el medio ambiente, sino también por sus efectos sobre la salud humana (Broitman & Portnov, 2020). Por tal motivo, la Organización Mundial de la Salud (OMS) ha declarado que la contaminación atmosférica es el principal riesgo ambiental para la salud pública. Se calcula que una de cada nueve muertes son producto de la mala calidad del aire, siendo el material particulado el más dañino entre los contaminantes que provocan dicha contaminación (World Health Organization, 2016).

A nivel nacional, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) ha definido la contaminación atmosférica como “el fenómeno de acumulación o de concentración de contaminantes en el aire” (Cortés, 2013). En este fenómeno se interviene de manera directa, la composición del aire y su idoneidad, como consecuencia de la presencia de los contaminantes en la atmósfera, emitidos por actividades antropogénicas o naturales, los cuales interfieren con el confort, la salud o el bienestar de los seres humanos y del ambiente (IDEAM, 2017).

Los diferentes contaminantes emitidos a la atmósfera se han clasificado como contaminantes atmosféricos primarios, siempre que sean emitidos directamente por la fuente de emisión y contaminantes atmosféricos secundarios, formados luego de una emisión primaria mediante procesos o reacciones químicas. Asimismo, se han clasificado según su estado físico, en gases o vapores y en partículas con diferentes diámetros aerodinámicos. Según su composición química, en inorgánicos y orgánicos, y por sus efectos al clima y tiempo de residencia en la atmósfera, en Contaminantes Climáticos de Vida Corta (CCVC) (Minambiente, 2020).

Los CCVC han cobrado gran interés científico, debido a que una de sus características físicas es el potencial de absorción de la radiación solar y un tiempo de residencia relativamente corta en la atmósfera (días o semanas), que los destacan como los principales contribuyentes del cambio climático y la degradación de la calidad del aire (AIDA, 2009).

Los CCVC pueden ser gases o aerosoles, que tienen fuertes efectos negativos sobre el clima, alterando el equilibrio radiactivo de la tierra; de tal manera que, al absorber y dispersar la luz proveniente de la radiación solar ocasionan un aumento de la temperatura del aire (AIDA & IEMA, 2016); sin embargo, los efectos al clima dependerán de la composición y distribución del aerosol (Liñán, 2019).

De los CCVC, el Black Carbon (BC) no constituye un Gas de Efecto Invernadero (GEI) sino un aerosol fino; no obstante, por sus propiedades físicas, se ha posicionado como el segundo contaminante que más aporta al cambio climático después de gases como el CO₂ (Hoffmann, 2016; Solaun, Sopelana, Arraibi, & Pérez, 2014).

El BC es un aerosol carbonoso emitido por la combustión incompleta de combustibles fósiles, biocombustibles y biomasa (Liñán, 2019). Constituye el 10-20% del material particulado

fino ($PM_{2.5}$) y se caracteriza porque su tiempo de residencia en la atmósfera es relativamente corto, entre días a semana, a diferencia de gases como el CO_2 que puede permanecer centenares de años (Liñán, 2019).

El BC ha sido categorizado como uno de los principales contribuyentes del cambio climático, debido a sus propiedades de absorción de la radiación solar, volviendo a emitirla en forma de calor a la atmósfera (Galdos, Cavalett, Seabra, Nogueira, & Bonomi, 2013). Tiene la capacidad de disminuir el efecto albedo aumentando la absorción de calor, acelerando los procesos de fusión en zonas con hielo y nieve. La intensidad de los efectos del BC dependerá de la absorción que presenta con otros compuestos afines que son emitidos durante la combustión (Wang et al., 2014).

Entre los efectos sobre la salud, el BC provoca un impacto negativo, como consecuencia de su diminuto diámetro aerodinámico, que pueden ingresar al sistema respiratorio al ser inhaladas y llegar hasta la zona alveolar (Pun & Ho, 2019). Los principales efectos son las enfermedades respiratorias, como infecciones en los pulmones y bronquiolos, incluso puede llegar a causar el cáncer de pulmón (Kumar Pani et al., 2020).

A este contaminante se le atribuye gran parte del incremento considerable de la tasa de muertes prematuras registradas a nivel mundial como consecuencia de altos niveles de exposición y el aumento de los casos de enfermedades cardiovasculares y respiratorias (Solaun, Sopelana, Arraibi, & Pérez, 2014).

Debido a los múltiples efectos negativos al medio ambiente y la salud humana mencionados anteriormente, se adelantan estudios en diversas ciudades del mundo con respecto al BC, siendo Europa y Asia los continentes con mayor número de estudios de este tipo y América Latina uno de los continentes con menos estudios. En este contexto, la siguiente

investigación tiene como objetivo evaluar las concentraciones de Black Carbon en la ciudad de Barranquilla, Atlántico, además de identificar la influencia de sus principales fuentes de emisión.

2. Planteamiento del problema

De todas las problemáticas a nivel mundial, la contaminación atmosférica es una de las que más ha contribuido al deterioro de los recursos naturales, la salud pública y al ambiente, entre estos efectos resaltan las enfermedades respiratorias y el calentamiento global (Peng et al., 2019).

De acuerdo con la OMS, los niveles críticos de contaminantes atmosféricos se han utilizado como índices para establecer medidas que disminuyan las enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Boldo & Querol, 2014). Estas enfermedades son frecuentemente asociadas a la presencia de contaminantes atmosféricos, en especial el material Particulado (PM), el cual se define como el conjunto de partículas finas suspendidas en la atmósfera. Este contaminante ha sido catalogado como uno de los contaminantes que más afecta la salud de la población (Fresnel Cachon et al., 2014)

El riesgo asociado a la exposición de contaminantes como el PM es su facilidad de ingresar al organismo, incrementando la posibilidad de desarrollar enfermedades en las personas. El PM_{2,5} es considerado uno de los contaminantes más peligrosos, ya que es capaz de dañar el tejido pulmonar y obstruir los alvéolos, dificultando el proceso del intercambio natural del aire (Fresnel Cachon et al., 2014).

El BC es un contaminante atmosférico asociado al material particulado (PM_{2,5}) y ha sido estudiado extensamente en Europa, China y América del Norte, donde se emiten los mayores

niveles de BC (Taheri, Aliasghari, & Hosseini, 2019). Recientemente, ha sido considerado un indicador de combustión incompleta combustibles fósiles o quema de biomasa (Ubilla & Yohannessen, 2017).

Entre las problemáticas asociadas al BC se encuentran los efectos negativos a la salud de las personas, que son directamente proporcionales a las concentraciones y el tiempo de exposición. Un tiempo de exposición de largo plazo agudiza el riesgo de morbilidad, enfermedades cardiovasculares, respiratorias e inclusive cambios en la función cerebral y rigidez arterial, comprometiendo de manera directa el sistema circulatorio, nervioso y especialmente el respiratorio (Jeong & Park, 2018; Gobbo, Costa, Cota, & Pompeo, 2016).

Otra de las problemáticas asociadas a este contaminante es su papel como precursor del calentamiento global, ocupando el segundo lugar después del dióxido de carbono (CO₂) como agente forzador del clima. Entre sus efectos al ambiente se encuentra la alteración de los patrones de precipitación, la aceleración del punto de fusión en superficies como el hielo y la nieve, derritiendo los glaciares y la reducción en el albedo de superficies brillantes (nieve, hielo y nubes). El BC posee efectos al clima 5000 veces más fuertes que el dióxido de carbono (CO₂), sin embargo, este último se emite en altos niveles y mayor frecuencia (Núñez, Ruiz, Villers, García, & Gay, 2014).

En áreas urbanas, el tráfico vehicular es una fuente importante de BC, aportando alrededor del 90% de las emisiones totales de este contaminante. Sin embargo, su intensidad dependerá del uso y tipo de combustible, la eficiencia de la combustión, el tipo y tecnología del vehículo y las características del tráfico en la zona urbana (Resquin et al., 2018; Corde, Thibault, & Dégeilh, 2018).

Otra fuente significativa de BC en áreas urbanas son las quemas de biomasa (quemas de residuos y de madera), que generalmente, se manifiestan con menor frecuencia, pero pueden dar como resultado niveles altos de concentración de BC (Mousavi et al., 2019). Las prácticas de quema de residuos tanto a nivel internacional como nacional, se ha convertido en una problemática cultural y ambiental poco controlada (Banco Mundial, 2018; Blanco, 2020).

En otras ciudades importantes como Bogotá y Medellín, por sus condiciones geográficas, climáticas y la intensidad de las actividades antropogénicas (alto número de flota vehicular, quemas de residuos, material industrial) se presenta una mala calidad del aire. Sin embargo, estas actividades no son ajenas a ciudades como Barranquilla, la cual es considerada como una de las principales ciudades del país, pero por poseer diferentes condiciones a las ciudades mencionadas anteriormente, se presenta mejor calidad del aire.

Debido al acelerado crecimiento económico, la ciudad de Barranquilla también se ha visto afectada por problemáticas asociadas a la de quema de residuos, alto tráfico vehicular e industrialización, que posiblemente pueden aumentar los niveles de contaminantes atmosféricos. No obstante, por su ubicación geográfica cuenta con una gran influencia del régimen de vientos que favorecen la alta dispersión de contaminantes atmosféricos (Velásquez, 2018).

Además, a la influencia de las quemas puntuales alrededor de la ciudad se adiciona la problemática de quema en la Vía Parque Isla de Salamanca que alteran la calidad del aire en la ciudad produciendo quejas en la comunidad y contribuyendo a varias afecciones respiratorias.

Barranquilla Verde, la autoridad ambiental competente del distrito, expresa que estas quemas afectan la calidad del aire en especial porque el viento las arrastra en dirección a la ciudad y son cada vez más frecuentes (Alvarez, 2019). Bajo este contexto, las concentraciones de

BC pueden generar afectaciones al medio ambiente y la salud de las personas que aún son desconocidas en la ciudad.

Teniendo en cuenta los efectos a la salud y al ambiente del contaminante y la problemática de Barranquilla respecto a la actividad de sus fuentes mencionadas anteriormente, es importante la evaluación del comportamiento del Black Carbon, así como la estimación del aporte de cada una de las fuentes emisoras. Para esto se plantean las siguientes preguntas:

¿Cuál es el comportamiento de las concentraciones de Black Carbon en la ciudad de Barranquilla? ¿Cuál es el aporte de las fuentes de emisión en las concentraciones de BC?

3. Justificación

Como consecuencia del aumento en las emisiones de contaminantes atmosféricos a partir del siglo XIX, después de la revolución industrial, cada año la superficie terrestre aumenta gradualmente la temperatura promedio, provocando la alteración del balance energético terrestre, que ha dado como resultado la aceleración del calentamiento global y cambios en los patrones climáticos (Isaza & Campo, 2007).

En consecuencia, diversos países desarrollaron investigaciones que permitieron regular los niveles de los contaminantes atmosféricos, enfocándose en contaminantes como el Ozono (O_3), los Óxidos de Nitrógeno (NO_x), el Material Particulado (PM), el Monóxido de Carbono (CO) y el Dióxido de Azufre (SO_2), denominados contaminantes criterios por sus implicaciones a la salud pública (Minambiente, 2017). Sin embargo, estos estudios también han señalado que contaminantes como nanopartículas o componentes químicos que constituyen el material particulado, pueden ser incluso más dañinos y han sido escasamente estudiados en comparación a los ya mencionados (Bessa et al., 2010).

Uno de los constituyentes del PM recientemente declarado como una de las principales causas de contaminación ambiental es el Black Carbon (BC), debido a que su interacción con la atmósfera, el impacto al ambiente y sus efectos sobre la salud, representan mayor toxicidad que las partículas del PM_{2.5} (ISGLOBAL, 2014).

El BC tiene la capacidad de absorber gases tóxicos durante su proceso de combustión entre los cuales figura el benceno, un compuesto altamente cancerígeno. Sumado a eso, por su capacidad de absorción de radiación solar, está asociado con el derretimiento de los polos y otras problemáticas ambientales de este tipo (CEMDA, 2014).

En Colombia se ha velado por la implementación de regulaciones y medidas de control para las emisiones de contaminantes atmosféricos (Minambiente, 2017). Por esta razón, el monitoreo y control de la contaminación atmosférica han tomado un papel importante. Las cifras reportadas por el Departamento Nacional de Planeación y la Organización Mundial de la Salud (OMS) durante el año 2015, presentaron alrededor de 10.527 muertes y 67,8 millones de síntomas y enfermedades relacionadas con los efectos de la contaminación del aire en el país (IDEAM & Minambiente, 2017).

En áreas urbanas, caracterizadas por un gran número de vehículos, el tráfico vehicular se considera una fuente importante de contaminación. La combustión incompleta y el mal estado del parque automotor de la ciudad contribuye a incrementar las emisiones y el riesgo de la población. Otras fuentes como las emisiones por parte de plantas industriales y quema de residuos cercanos a la ciudad también afectan la calidad del aire.

Barranquilla es una ciudad costera que cuenta con un parque automotor de 175.853 vehículos y 33.000 motocicletas (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018) y se registran focos de quemas en zonas aledañas. Aunque su clima favorece la dispersión de

contaminantes, es posible que se presenten elevados niveles de contaminación en ciertos puntos de la ciudad con influencia de fuentes de emisión cercanas. Por lo tanto, es importante conocer el comportamiento del BC con base a las condiciones propias de la ciudad.

Adicionalmente, mediante la evaluación de las concentraciones de BC en Barranquilla se pueden no sólo conocer cuáles son las principales fuentes, sino que también se impacta significativamente a los estudios de calidad del aire que se desarrollan tanto a nivel local, como nacional, contribuyendo a la creación de medidas de control y mitigación ambiental, así como apoyar nuevas investigaciones.

Con base a la problemática de Barranquilla respecto a los niveles de concentración de BC, esta investigación busca realizar un diagnóstico de la situación actual de la ciudad con respecto a este contaminante. Igualmente se propone a identificar cual es la principal fuente de emisión de BC en la ciudad, para contribuir a futuras investigaciones que pretendan disminuir los casos de enfermedades pulmonares y cardiovasculares relacionados con la contaminación atmosférica mediante la implementación de medidas preventivas.

Por otro lado, la medición de las concentraciones de BC en el ambiente durante largos periodos de tiempo proporciona un marco de referencia para estudios de interacción del contaminante sobre el balance energético terrestre, debido a los efectos al incremento de la temperatura global (Lin et al., 2019). Además, varias investigaciones coinciden que teniendo en cuenta los efectos causados al medio ambiente, al clima y a la salud humana, el BC debe ser analizado y estudiado para asegurar el bienestar de la población.

4. Objetivos

4.1. Objetivo General

Evaluar las concentraciones de Black Carbon (BC) en la ciudad de Barranquilla con relación a sus fuentes de emisión.

4.2. Objetivos Específicos

- Determinar el comportamiento de las concentraciones de BC en la ciudad de Barranquilla teniendo en cuenta los días hábiles y no hábiles.
- Identificar la principal fuente de emisión de BC mediante el cálculo del Coeficiente de Absorción de Ångström (AAE).
- Establecer por vía satelital la ubicación de los puntos de quema de biomasa. cercanos a la ciudad, evaluando su impacto a través de modelos de dispersión.

5. Marco Teórico

5.1. Contaminación Atmosférica

La contaminación atmosférica es definida por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, MAVDT, como “el fenómeno de acumulación o de concentración de contaminantes en el aire” (Cortés, 2013). Por tal motivo, la degradación o el deterioro de la calidad del aire se asocia principalmente a la contaminación atmosférica, motivo por el cual esta se ha constituido como uno de los grandes problemas ambientales que enfrenta el planeta hoy en día, tomando como referencia los impactos negativos ocasionados a raíz de su propagación.

Según el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), la contaminación atmosférica es la presencia de gases y partículas sólidas o líquidas en la atmósfera

que afectan de manera negativa no sólo el clima, la flora, fauna y al medio ambiente natural en general, sino también la salud y el bienestar de las personas, como consecuencia de concentraciones suficientemente altas o por tiempos de exposición prolongados (IDEAM, 2016).

5.1.1. Contaminantes Atmosféricos

Los contaminantes atmosféricos son sustancias, elementos o fenómenos físicos presentes en la atmósfera en estado sólido, líquido o gaseoso, que ocasionan efectos negativos en el medio ambiente, los recursos naturales renovables y la salud humana (Cortés, 2013). Estos contaminantes pueden presentarse en la atmósfera solos o en combinación, o como productos de reacción, de ahí que existan diferentes tipos de contaminantes, entre ellos, los contaminantes primarios que son emitidos directamente a la atmósfera desde la fuente y los secundarios que se forman por la acción de procesos de conversión gas-partícula (Díaz, 2016).

Los contaminantes atmosféricos son emitidos al aire como resultados de actividades antropogénicas, por causas naturales, o la combinación de estas. Estos se presentan en forma de gas o de aerosoles (Material Particulado), estos últimos presentan un rango de tamaño desde algunos nanómetros (nm) a decenas de micras (μm), y se encuentran suspendidas en el aire a través del polvo, polen, humo y hollín (Díaz, 2016).

5.1.2. Contaminantes Climáticos de Vida Corta (CCVC)

Los Contaminantes Climáticos de Vida Corta (CCVC) son aquellos con un tiempo de residencia en la atmósfera relativamente corto, que pueden variar desde algunos días hasta semanas. Dentro de los CCVC se encuentran el metano (CH_4), ozono troposférico (O_3), los hidrofluorocarbonos (HFC) y el Black Carbon (BC). A pesar de su vida relativamente corta, los

contaminantes atmosféricos mencionados son uno de los principales precursores del cambio climático y la degradación de la calidad del aire (AIDA & IEMA, 2016).

De los CCVC mencionados anteriormente, el BC es el único que no es un gas de efecto invernadero sino un aerosol, debido a que este es un compuesto carbonáceo que constituye del 10 - 15% del $PM_{2.5}$ (Solaun, Sopelana, Arraibi, & Pérez, 2014). Además, por sus características de absorción de radiación (calor) se consolida como un fuerte contribuyente al calentamiento global en comparación a los otros contaminantes (Suarez, Torres, Helmig, & Hueber, Measurement and analysis of black carbon aerosols at observatory of Huancayo, Peru, 2017).

5.1.3. Aerosoles Atmosféricos

Los aerosoles atmosféricos son partículas finas en suspensión, en estado sólido o líquido que llegan a la atmósfera mediante procesos naturales (arrastre de polvo mineral, aerosol marino, polen, entre otros por acción del viento) y por actividades antropogénicas (resultado de actividad industrial, quema de biomasa, tráfico vehicular) (Suárez, 2012).

Asimismo, existen aerosoles primarios y secundarios que pueden persistir en la atmósfera durante días o semanas siendo transportados durante largas distancias, lo que genera variaciones en el tamaño de sus partículas y su composición química (Palacios, Baró, & Jiménez, 2014).

Los aerosoles atmosféricos presentan un tamaño menor a $100\ \mu m$, motivo por el cual son considerados pequeñas partículas que, dependiendo de su grado de concentración pueden llegar a afectar de manera directa el clima, a través de mecanismos de dispersión y absorción de la radiación solar (Figura 1), lo que provoca la atenuación de la luz, mediante la cual la intensidad de esta se debilita luego de atravesar un espesor

de aerosoles en la dirección de su propagación (Goosse, Barriat, Lefebvre, Loutre, & Zunz, 2015).

Los efectos causados a la atmósfera y el clima por la presencia de aerosoles dependen de las diferentes propiedades de estas partículas, es decir, su tamaño, composición, morfología y propiedades ópticas. Los aerosoles son los principales responsables de los efectos negativos sobre el clima, sin dejar de lado los daños ocasionados a los ecosistemas a través de la producción de la corrosión, suciedad de los materiales y la generación de la mayoría de los efectos sobre la visibilidad (Palacios, Baró, & Jiménez, 2014).

Estas partículas al ser inhaladas también pueden afectar a la salud humana, causando daños a nivel pulmonar y cardiovascular (Moreno, 2007).

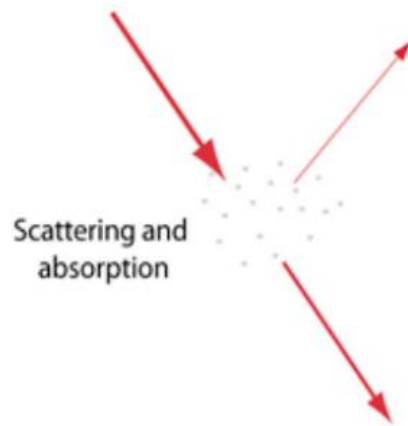


Figura 1. Diagrama simplificado de la dispersión y absorción de la luz. Fuente: (Goosse, Barriat, Lefebvre, Loutre, & Zunz, 2015).

5.2. Black Carbon (BC)

El BC es uno de los componentes que está presente en las partículas finas de aerosol, tienen la capacidad de absorber radiación solar en un rango de longitud de onda visible (Zhao et

al., 2019). Este contaminante está presente en la atmósfera en forma de hollín y es producto de fuentes de emisión como la quema de biomasa y la combustión de combustible fósil.

El BC no es un gas de efecto invernadero, sin embargo, es el segundo contribuyente más importante de calentamiento global después del dióxido de carbono (CO_2) generando un impacto en la atmósfera entre 460 a 1.500 veces mayor que el CO_2 (Estinov, Mokhov, & Likhosherstova, 2019). Adicionalmente, es un contaminante emitido junto con otros compuestos orgánicos, que en conjunto se conocen como Carbono Total. De esta manera, se define como un conjunto de partículas carbonosas refractarias que absorben fuertemente la luz en todas las longitudes de onda (Lack, Moosmüller, McMeeking, Chakrabarty, & Baumgardner, 2014).

De esta manera, el BC inicialmente es emitido a la atmósfera en forma de pequeñas esferas, que se caracterizan por presentar un tamaño entre un rango de 0.001 a $0.005 \mu\text{m}$ (5 nm), estas partículas son capaces de aglomerarse con otras más grandes (0.1 a $1 \mu\text{m}$, lo que equivale a 100 nm) (Figura 2), alcanzando un rango similar al tamaño de la longitud de onda emitida por el sol, adquiriéndose así la capacidad de dispersión y absorción de la radiación solar (Alexander, Crozier, & Anderson, 2008).

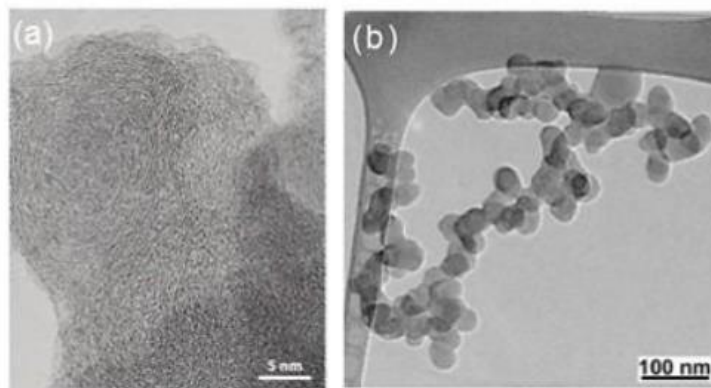


Figura 2. (a) Imagen de esferas de BC mediante microscopía electrónica de transmisión (TEM) de alta resolución. (b) Imagen TEM de una partícula representativa de hollín. Partículas de hollín recién emitidas y aglomeradas.

Fuente: (Díaz, 2016)

De acuerdo, al tamaño de las partículas en las cuales es emitido el BC hacen que este forme parte de los componentes del PM, los cuales se clasifican según su diámetro aerodinámico en diversas fracciones basadas en el tamaño, en este caso el contaminante en estudio es un importante constituyente de las partículas ultrafinas (PUF) que presentan un tamaño menor a $0,1 \mu m$, siendo una subclase de las $PM_{2.5}$ (Díaz, 2016).

Las partículas del BC presentan un diámetro menor al de un grano de arena, incluso al de una hebra de cabello (Figura 3), es decir, que estas son tan pequeñas que resultan invisibles a simple vista. Sin embargo, son capaces de afectar no sólo al clima y al medio ambiente en general, sino también a la salud humana (Peña, 2014).

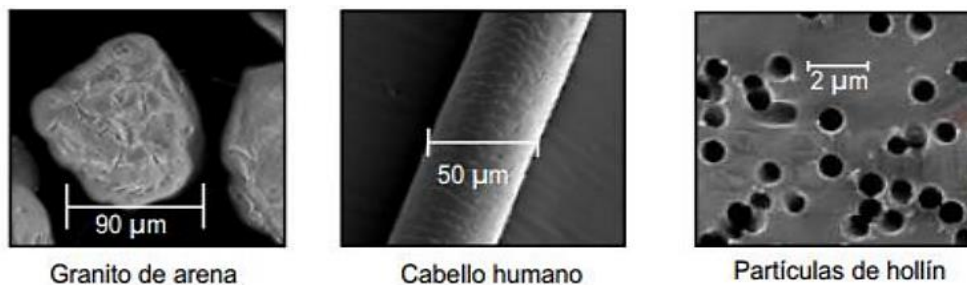


Figura 3. Tamaño comparativo de las partículas de BC. Fuente: (Peña, 2014)

5.2.1. Propiedades físicas y químicas del BC

En la actualidad el BC aún no tiene una composición química muy definida, pero su apariencia física se relaciona con la de un polvo o gránulos negros finamente divididos (ICBA, 2016). Sin embargo, a través de los excesos estudios se ha determinado que las partículas de BC luego de ser emitidas a la atmósfera sufren una transformación a causa de una variedad de procesos físicos y químicos (Figura 4), que contribuyen en el intercambio de la capacidad de absorción de luz, teniendo en cuenta su fuente de emisión.

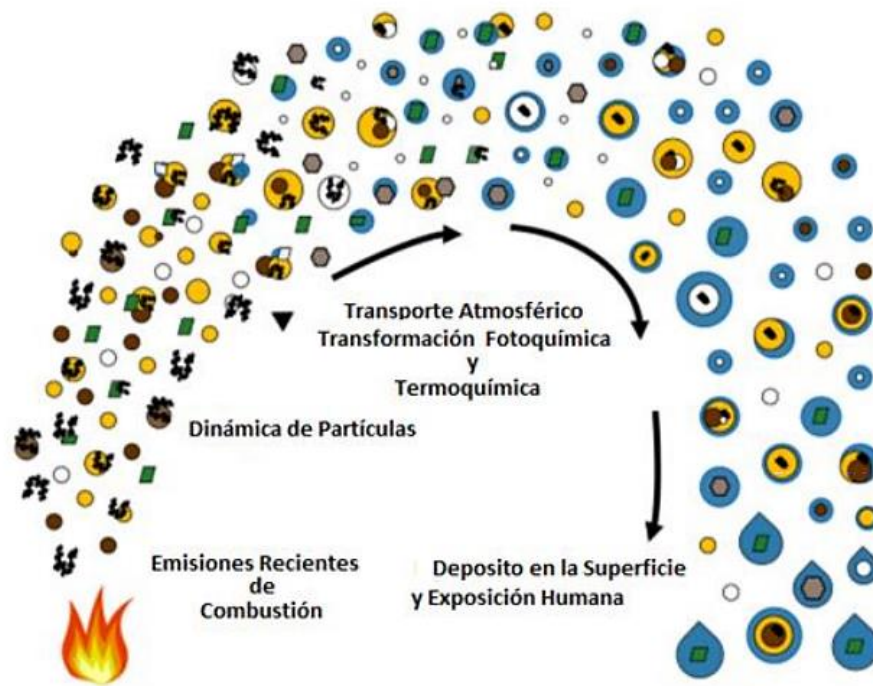


Figura 4. Transformación de las partículas en la atmósfera desde el punto de emisión al depósito. Fuente: (Peña, 2014)

Además, el BC es un contaminante atmosférico que se distingue de los otros por presentar propiedades únicas, tales como: no es volátil por debajo de temperaturas aproximadas a 550 °C, presenta propiedades de absorción y dispersión de luz, tiene un coeficiente de absorción de masa (MAC) de por lo menos 5 m²/g a una longitud de onda de 550 nm que le permite absorber la radiación solar incidente sobre la Tierra, diferenciándose así de otros aerosoles carbonosos (Bond & Bergstrom, 2006).

El BC es caracterizado por ser refractario, ya que este es capaz de conservar su forma básica, aunque este expuesto a temperaturas muy altas, por lo cual su vaporización se presenta cerca a temperaturas iguales a los 4000 K. Con respecto a su solubilidad este es insoluble en agua y disolventes orgánicos, entre ellos el metanol y la acetona y presenta baja reactividad química en la atmósfera (Bond & Bergstrom, 2006).

5.2.2. Tiempo de vida atmosférica del Black Carbon

El Black Carbon al estar dentro del grupo de los CCVC se caracteriza porque su presencia en la atmósfera se da durante un tiempo relativamente corto, aunque está demostrado que su permanencia depende directamente de la región y la temporada, (Hemming, 2012) e incluso luego de haber sido depositados en superficies como en la nieve y el hielo es capaz de seguir transmitiendo calor a la atmósfera (Hu, Kang, Li, Li, & Sillanpää, 2020).

Además, al ser considerado el BC como un aerosol carbonoso producto tanto de la combustión de los combustibles fósiles como de la quema de biomasa, inmediatamente después de su emisión tiende a ser más hidrófobo, es decir, tiende a repelar y no mezclarse con el agua. Todavía, después de algún tiempo sucede lo contrario, porque va adquiriendo características hidrofílicas, lo cual determina el tiempo de vida del contaminante en la atmósfera, ya que las partículas hidrofílicas pueden eliminarse más fácilmente por medio de la precipitación, en cambio las partículas hidrofóbicas de BC no pueden eliminarse mediante este proceso que ocurre en las nubes (Chen, Wang, Yu, Pan, & Yang, 2017).

5.2.3. Efectos al clima

El BC tiene importantes efectos climáticos ya que posee la propiedad de absorber eficientemente la radiación solar en todas las longitudes de onda transformándola en energía calórica e influyendo en las propiedades de las nubes, ocasionando un aumento considerable en la temperatura atmosférica del planeta (Chen, Wang, Yu, Pan, & Yang, 2017). Por tal razón, ha sido reconocido como el segundo contribuyente al cambio climático luego del dióxido de carbono (CO₂) (Bond, 2007).

Los impactos del BC sobre el clima además de su gran capacidad de absorber luz, dependen de una serie de factores como el tiempo de vida atmosférico, la posición geográfica donde este se genere, la interacción con las nubes, la presencia de otros contaminantes adheridos a sus partículas y por ende la influencia de la acción de los vientos que va a intervenir directamente en los procesos de mezcla en la atmósfera (Díaz, 2016).

De esta manera, el BC al estar suspendido en el aire o en una superficie, en lugar de reflejar el calor proveniente del sol, por su proceso de absorción de esa energía actúa reduciendo la cantidad de calor que se refleja y vuelve al espacio. Cabe señalar que la reflexividad de la superficie se ve afectada también por otros contaminantes que pueden hacer sinergia con el BC (Solaun, Sopelana, Arraibi, & Pérez, 2014).

Por otra parte, para explicar los efectos climáticos del Black Carbon, estos se han categorizado en dos grupos: aquellos mecanismos directos que se encuentran asociados al forzamiento positivo y los indirectos relacionados con el forzamiento radiactivo negativo. En el forzamiento positivo el BC incrementa la cantidad de energía en el sistema climático de la Tierra y el negativo hace referencia a la reducción de la cantidad de energía en el sistema climático (Díaz, 2016).

Este forzamiento radiactivo del BC se lleva a cabo mediante tres mecanismos, el primero es el forzamiento directo mediante la absorción directa de la radiación proveniente del sol y la Tierra, el segundo es el forzamiento albedo de nieve/hielo que resulta de la disminución de la reflectividad de estas superficies causando que tomen un color oscuro, y el tercero es el forzamiento indirecto relacionado con el impacto sobre las nubes como consecuencia de la interacción de estas con las partículas de BC (Díaz, 2016).

Las superficies de hielo tienen la capacidad de reflejar hasta el 90% de la radiación solar de nuevo al espacio. Sin embargo, las partículas de BC sobre el hielo ocasionan el efecto albedo, donde la superficie de hielo más oscura absorbe una parte significativa de la energía del sol, lo que dará como resultado un mayor derretimiento de este. Además, el hielo derretido forma agua más oscura, que absorbe más energía, que a su vez derrite más hielo (Figura 5) (Johnson, 2010).



Figura 5. Forzamiento albedo del BC sobre las superficies de hielo. Fuente: (Johnson, 2010)

De esta manera, las formas principales como interfiere el BC sobre el clima se relacionan con la capacidad de sus partículas para absorber la luz solar, lo que genera una elevación de la temperatura en la atmósfera. Eso hace que este contaminante, acelere el derretimiento de los glaciares y la nieve cuando se deposita sobre estas superficies haciendo que se oscurezcan, y, por último, su interacción con las nubes afecta su reflectividad, formación, estabilidad y precipitación (AIDA & IEMA, 2016).

El BC tiene una importante interacción con las nubes, ya que el calentamiento que se produce en la atmósfera como consecuencia de la presencia de este contaminante influye directamente en la formación de las nubes y de manera significativa en el derretimiento de la nieve y el funcionamiento de las propiedades climáticas (Hemming, 2012).

Además, el forzamiento radiactivo del BC deteriora no sólo la visibilidad de las nubes sino también la capacidad de formación de estas, ya que los aerosoles en la atmósfera se presentan sujetos a las partículas minúsculas que conforman las nubes y pueden ocasionar la eliminación de estas sin tener en cuenta la actividad de los núcleos de condensación (Chen, Kang, & Yang, 2019).

Por su parte al producirse quema de biomasa, el calor emitido durante la quema genera impactos negativos que ocasionan la reducción de las nubes y la alteración de las temperaturas locales, a su vez gran porcentaje de este calentamiento se debe a la inclusión del BC en las gotas de nubes y los cristales de hielo (Jacobson, 2014).

Las nubes con concentraciones elevadas de BC reducen su reflectividad muy por debajo de su comportamiento normal, elevándose a distintos niveles atmosféricos, lo que produce una alteración en los ciclos de la lluvia (Figura 6). Además, la presencia de BC puede generar la formación de nubes marrones atmosféricas que ocasionan con grandes impactos regionales (Solaun, Sopelana, Arraibi, & Pérez, 2014).

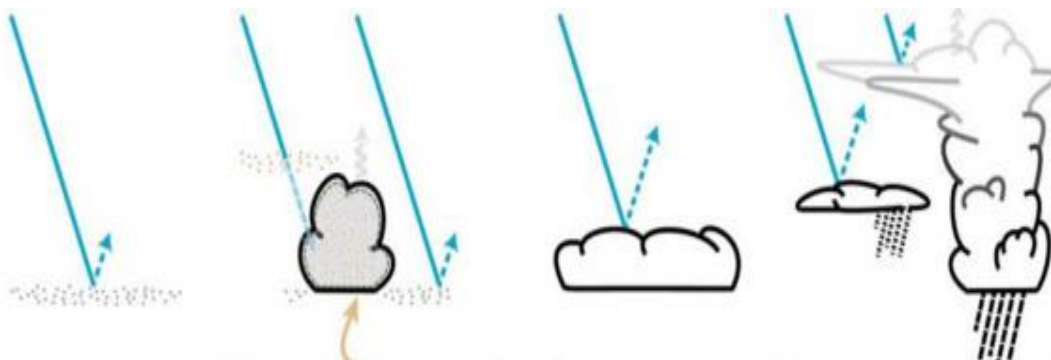


Figura 6. Interacción del BC con las nubes. Fuente: (Palacios, Baró, & Jiménez, 2014)

5.2.4. Efectos a la salud

Los efectos en la salud asociados con la exposición de BC se deben al pequeño tamaño de sus partículas, cuyos diámetros aerodinámicos presentan medidas de unos pocos nanómetros. Esta es la razón por la cual estas partículas pueden ingresar por las vías respiratorias y adentrarse hasta la región alveolar de los pulmones afectando los mecanismos de limpieza y por ende aumentando el riesgo de padecer infecciones o absorber contaminantes tóxicos que son transportados en unión con las partículas de BC (Díaz, 2016).

La exposición a este contaminante puede producir enfermedades respiratorias y cardíacas e incluso se ha demostrado mediante estudios que millones de muertes prematuras causadas en el año son consecuencia de la acción del BC y el ozono troposférico (O₃). En 2011, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y la Organización Meteorológica Mundial (OMM) estimaron que 2,4 millones de muertes prematuras podrían evitarse con la reducción de las concentraciones de estos 2 contaminantes (AIDA & IEMA, 2016).

Adicionalmente, la Organización Mundial de la Salud (OMS) también ha manifestado que el BC afecta en gran medida la calidad del aire. Los vapores de diésel, que se caracterizan por presentar gran concentración de BC, resultan ser los causantes de muchos padecimientos respiratorios, cardiopulmonares, cardiovasculares e incluso de problemas cancerígenos (Krecl, Créso, Wiese, Ketznel, & Corrêa, 2016).

Como respuesta a todo esto la EPA (Agencia de Protección Ambiental de EE. UU.) ha tomado medidas para regular las concentraciones de partículas finas mediante revisiones de los estándares nacionales de calidad ambiental con el objetivo de implementar estrategias que impulsen la mejora de la calidad del aire y por ende de los efectos causados a la salud humana. Muchos estudios epidemiológicos han demostrado que los efectos causados a la salud por el BC son muy similares a los observados en el PM_{2.5}, lo cual en sus inicios resultaba ser muy confuso,

ya que no se lograban separar las contribuciones del BC con relación a otros contaminantes, pero en la actualidad se ha dado a conocer la relación existente entre los problemas cardiovasculares y las concentraciones del BC (USEPA, 2018).

Otros efectos causados por la exposición al BC son el asma, bajo peso en bebés recién nacidos, ataques al corazón, arritmias y cáncer de pulmón, esto debido a que este contaminante presenta una alta porosidad lo cual le facilita la absorción de partículas de otras especies depositándose o pasando al torrente sanguíneo hasta llegar a diferentes órganos (Peña, 2014). Dependiendo de su capacidad de interacción con estos, donde entra en un proceso de metabolización y puede llegar a convertirse en un compuesto mucho más tóxicos y dañino para la salud, dependiendo de su combinación con otros contaminantes, lo que incrementa significativamente el riesgo de estar expuesto a enfermedades (Schaap & Van Der Gon, 2012).

5.2.5. Efectos al medio ambiente

El BC además de afectar al clima y salud humana también tiene efectos negativos sobre el medio ambiente, ya que la pluma del contaminante es generada, posteriormente transportada y finalmente depositada en los ecosistemas (Figura 7), afectándolos en gran medida debido a sus propiedades bioacumulables y persistentes (Peña, 2014). Esto perjudica en gran medida el rendimiento de los cultivos agrícolas, lo que incurre en grandes pérdidas económicas y afectación de la alimentación mundial (Martínez, Fuentes, & Acevedo, 2008).

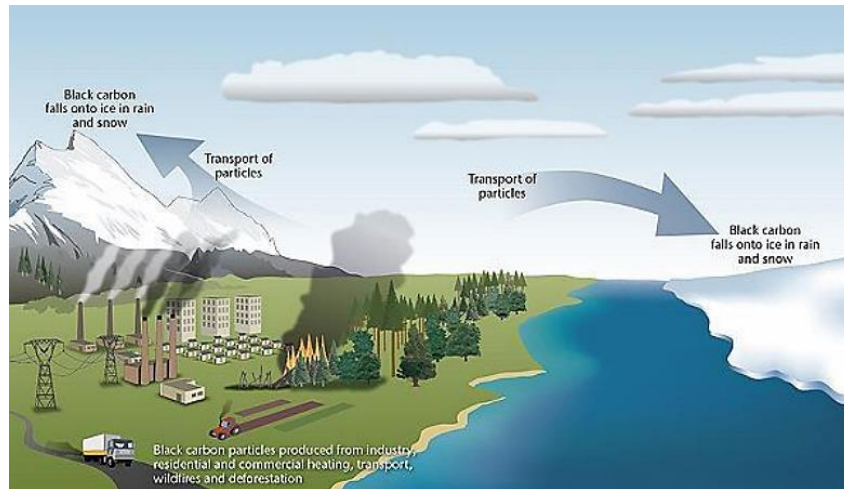


Figura 7. Diagrama general del transporte del BC en el ambiente. Fuente: (Peña, 2014)

El mecanismo por el cual el BC interactúa con el medio es a través de alteración en la formación de las nubes y posterior alteración de los patrones de precipitación, afectando el desarrollo de las plantas. El PNUMA demostró que reducir los niveles de CCVC, entre ellos el BC, ocasiona beneficios sobre los cultivos aumentando su rendimiento incluso a 135 millones de toneladas métricas al año (AIDA & IEMA, 2016).

5.3. Principio de medición del Instrumento

Existen varios métodos para la cuantificación de las concentraciones de BC, entre los cuales resaltan el método térmico que se define como la fracción de carbón que se resiste a remover en un filtro expuesto a altas temperaturas y el principio de atenuación óptica, este se basa en la ley de Beer-Lambert que resalta una relación exponencial entre la transmisión de luz de una sustancia y la concentración de esta. En este método se expone la muestra a un haz de luz, y de acuerdo con su absorbancia será determinada la concentración de BC en el filtro (muestra) (Peña, 2014).

Según Aguilera (2010) en su explicación de la Ley de Beer-Lambert, un flujo de luz I , que atraviesa una distancia x , es atenuado al pasar por un volumen de aire con partículas en el mismo; al atravesar estas partículas ocurre el proceso de extinción o de atenuación (Figura 8). Ya que la extinción de la luz es debida a la dispersión y absorción. Una vez ocurrido el proceso, el flujo de luz I se cuantifica en relación con el flujo inicial de luz I_0 y se determina la transmitancia de luz (T) que puede ser entendida como la fracción de flujo perdido por unidad de longitud debido a la dispersión y absorción, este proceso se puede apreciar en la Ecuación 1:

$$T = \frac{I}{I_0} \quad (1)$$

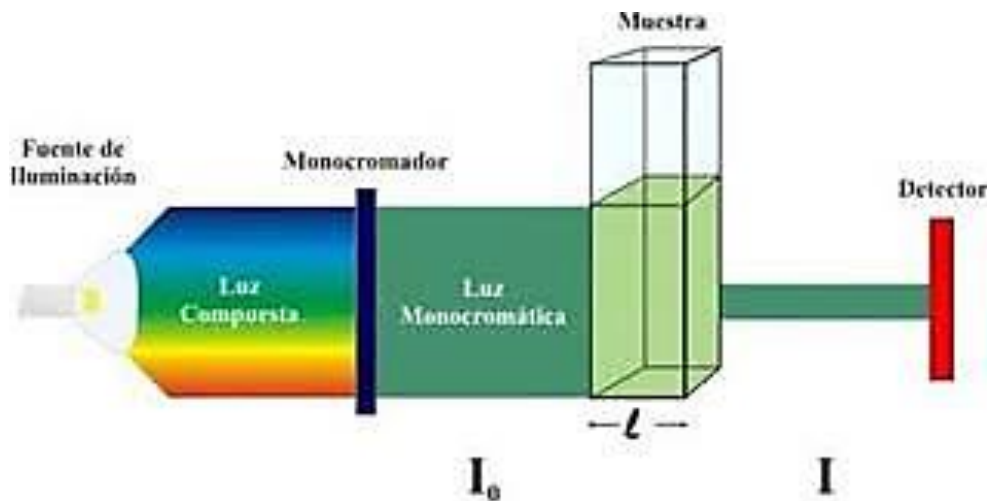


Figura 8. Ilustración de la ley de Beer-Lambert. Fuente: (Fernández, 2012)

Peña Isaí (2014) describe que el principio de atenuación está determinado por medio de la ley Beer-Lambert que explica que hay una relación exponencial entre la transmisión de luz a través de una sustancia y la concentración de la sustancia, así como también la transmisión y la longitud del cuerpo que la luz atraviesa. De acuerdo con esta ley, la absorbancia es proporcional

a la concentración y toda luz que incide puede ser transmitida o absorbida, siendo despreciables las fracciones reflejada y/o difundida (González, 2010).

La atenuación óptica (ATN) se define según la Ecuación 2:

$$ATN = 100 \cdot \ln \frac{I}{I_0} \quad (2)$$

Siendo:

I la señal lumínica medida en el filtro que recoge el depósito del aerosol.

I_0 la señal lumínica detectada de referencia o una parte en blanco del filtro.

La medida de la atenuación óptica se ve afectada dependiendo de la longitud de onda con la que se ejecuta, en especial considerando el tamaño de la partícula que puede ser menor que la longitud de onda. La absorción de la luz por una amplia banda de absorción como el carbono es inversamente proporcional a la longitud de onda de la luz utilizada. Por lo tanto, para una masa dada de BC, la atenuación óptica a una longitud de onda se expresa como se muestra en la Ecuación 3.

$$ATN_{(\lambda)} = \sigma \left(\frac{1}{\lambda} \right) \cdot [BC] \quad (3)$$

Donde:

BC es la masa de Black Carbon

$\sigma\left(\frac{1}{\lambda}\right)$ es la sección eficaz de absorción óptica (sigma) que es dependiente de la longitud de onda, y que se conoce como atenuación específica.

Existen equipos llamados Aethalómetros que funcionan con una o más longitudes de onda fijas, a razón de que las funciones de intensidad ópticas que pueden o no ser dependiendo de la longitud de onda. En la Ecuación 4 se muestra cómo se calcula la intensidad de la luz detectada después de pasar una parte en blanco del filtro.

$$I_{0(\lambda)} = IL_{(\lambda)} \cdot F_{(\lambda)} \cdot OC_{(\lambda)} \cdot D_{(\lambda)} \quad (4)$$

Siendo:

$I_{0(\lambda)}$ la intensidad de la luz total detectada

$IL_{(\lambda)}$ la intensidad de emisión de la fuente de luz

$F_{(\lambda)}$ la función de transmisión espectral a través del filtro

$OC_{(\lambda)}$ la función de transmisión espectral a través de todos los otros componentes ópticos

$D_{(\lambda)}$ la función de respuesta espectral del detector

Ahora bien, si se mide la transmisión óptica a través de un depósito de aerosol en este filtro, utilizando la misma fuente de luz y el detector. Para este caso, la intensidad neta será:

$$I = I_{0(\lambda)} \cdot e^{-A(\lambda)} \quad (5)$$

Donde la absorbancia es:

$$A_{(\lambda)} = K \cdot \left(\frac{1}{\lambda}\right) \cdot [BC] \quad (6)$$

BC es la cantidad de Black Carbon cuya absorción óptica es inversamente proporcional a la longitud de onda. La relación logarítmica de I a I_0 de acuerdo con la ATN es proporcional a la masa de absorción de BC, con dependencia de longitud de onda de los componentes ópticos y de detección esta ponderado por la función $\left(\frac{1}{\lambda}\right)$. El coeficiente de esta proporcionalidad se define como la atenuación específica, normalmente conocida como sigma.

5.4. Instrumento Aethalometro AE33

Según Drinovec (2015), el aethalometro funciona en base al principio de la Ley Beer-Lambert usando fotómetros de filtro óptico que realizan mediciones de transmisión de luz. Para su funcionamiento, una muestra de corriente de aire ingresa hasta llegar a una cinta de filtro, las partículas de aerosol se depositan en él, y con la transmisión de la luz a través del filtro cargado de muestras y el coeficiente de atenuación (ATN) se calcula la tasa de cambio de atenuación con el tiempo.

El coeficiente de atenuación se convierte en el coeficiente de absorción y el equivalente de masa. La concentración de BC se obtiene dividiendo el coeficiente de absorción con el BC específico de la sección transversal de absorción de masa.

Estos instrumentos presentan lo que se denomina efecto de carga o saturación del filtro. En presencia de concentraciones elevadas, la relación de atenuación de luz y concentración pasa a ser no lineal, ya que existiría una subestimación de las concentraciones de BC, por lo tanto, es necesario un factor de corrección usando un algoritmo que viene en el lente del equipo. Los parámetros de compensación dependen de muchas variables: las estaciones del año, el estado del aerosol, la longitud de onda y las características ambientales de la zona (Drinovec et al., 2015).

Es importante que se calibre el equipo con precisión ya que esta variable afecta a la identificación de la fuente. Para evitar la sobresaturación, el instrumento arroja una señal para cuando se alcanza el umbral de atenuación.

El aethalometro modelo AE33, del fabricante Magee Scientific, utiliza un método más efectivo sin necesidad de un factor de corrección ya que el fotómetro es capaz de medir la no linealidad producida por el efecto de carga. Esto se consigue midiendo la atenuación de la luz en dos puntos de muestra con diferente carga y utilizando esta información para extrapolar las mediciones a carga cero (Saturno et al., 2017).

Esta metodología es conocida como *Dual Spot*, donde ambos puntos de muestra derivan sus muestras del mismo flujo de aire de entrada (Figura 9). En consecuencia, la no linealidad tendrá las mismas características fundamentales, pero la saturación resultante será de diferente magnitud. Los dos resultados se extrapolan para eliminar las no linealidades y proporcionar la absorción de luz de partículas compensadas y la concentración de masa BC (Ajtai et al., 2019).

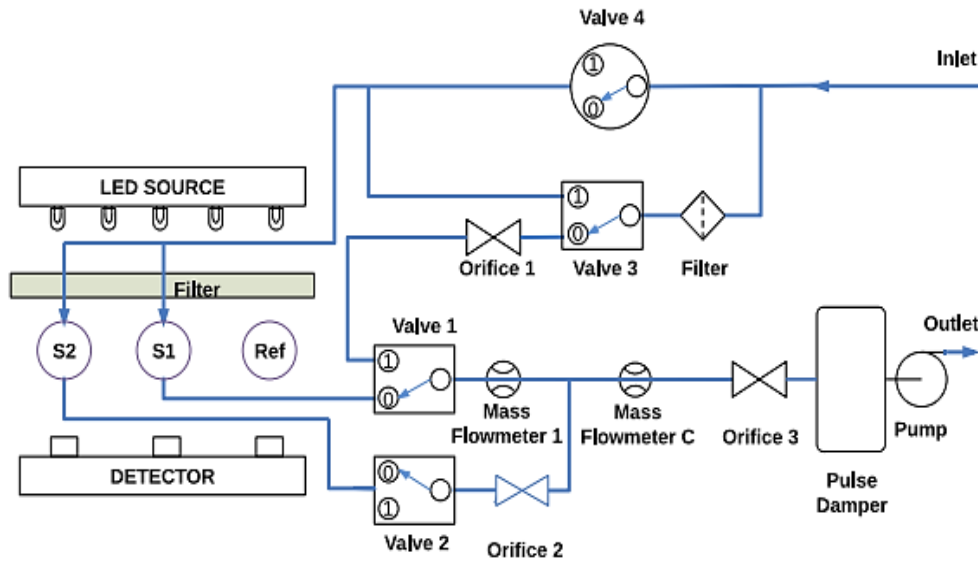


Figura 9. Diagrama de flujo del Aethalometro AE33. Fuente: (Drinovec, et al., 2015)

La tecnología Dual Spot con la que cuenta este Aethalometro permite calcular la concentración para dos puntos de filtro, que recogen el mismo aerosol con diferente velocidad, obteniendo diferentes cargas, eso ocurre para el mismo valor del parámetro de carga k , y de esta forma se obtienen 2 concentraciones de BC:

$$BC_1 = BC \cdot (1 - k_{ATN,1}) \quad (7)$$

$$BC_2 = BC \cdot (1 - k_{ATN,2}) \quad (8)$$

Donde:

BC_1 es la concentración de BC medida en la mancha 1.

BC_2 es la concentración de BC medida en la mancha 2.

k es el parámetro de compensación de carga.

Para obtener el valor real de BC sin el efecto de carga se hace un promedio entre ambas en relación:

$$BC = \frac{(BC_1 + BC_2)/2}{(1 - k_{ATN})} \quad (9)$$

El cálculo de concentración de BC se basa en la Ecuación 10, donde el flujo de aire se mide después de que el aire pasa el filtro, por tal motivo debe considerarse el flujo de aire lateral en la matriz del filtro debajo de la cámara óptica ζ :

$$F_{Entrada} = F_{Salida} \cdot (1 - \zeta) \quad (10)$$

Siendo:

$F_{Entrada}$ el flujo calculado de entrada (m^3/min)

F_{Salida} el flujo medido de salida (m^3/min)

ζ el factor de fuga (-) determinado por la medición de los flujos de entrada y salida (varía entre 0,02 y 0,07)

Existe un Factor C, el cual describe la mejora de la absorción óptica de aerosoles, ya que está influenciada por dispersión de luz dentro del filtro. Muchas veces este parámetro presenta variaciones según la partícula y del filtro utilizado siendo $C_{cuarzo} = 2,14$ para filtro de cuarzo y $CTFE = 1,57$ para filtro de fibra de vidrio (Drinovec et al., 2015).

$$b_{ATN} = C \cdot b_{abs} \quad (11)$$

Donde:

b_{ATN} es el coeficiente de atenuación óptica.

b_{abs} es el coeficiente de absorción de partículas de aerosol suspendidas en el aire.

El coeficiente absorción de partículas de aerosol (b_{abs}) depende de la longitud de onda con la cual se está trabajando (λ), la expresión para el cálculo está dada por la siguiente expresión:

$$b_{abs}(\lambda) = \frac{S \cdot \left(\frac{\Delta ATN(\lambda)}{100} \right)}{F1 \cdot (1 - \zeta) \cdot \sigma_{air} \cdot C \cdot (1 - K \cdot ATN1(\lambda)) \cdot \Delta t} \quad (12)$$

Siendo:

F1 el logaritmo natural del factor de corrección en el punto 1 = $\ln(1 - k_{ATN,1})$

b_{abs} el coeficiente de absorción de partículas de aerosol suspendidas en el aire.

La concentración de BC históricamente es la que se presenta en la longitud de onda de 880 nm en los Aethalometros. Por lo tanto, se utilizaron los parámetros en esta longitud de onda para derivar la masa concentración equivalente usando $\sigma_{air} = 7,77 \text{ m}^2/\text{g}$. A este parámetro le denomina MAC (sección transversal de masa), donde cada longitud de onda tiene su propio MAC (Tabla 1). Para el aethalometro AE33 este valor puede obtenerse con la siguiente ecuación:

$$\sigma_{aire} = \frac{6832}{\lambda} \quad (13)2$$

Tabla 1.

Valores de sección transversal de sección de masa (MAC) para el AE33.

<i>Canal</i>	<i>Longitud de onda (nm)</i>	<i>σ_{aire} (m²/g)</i>
1	370	18,47
2	470	14,54
3	520	13,14
4	590	11,58
5	660	10,35
6	880	7,77
7	970	7,19

Fuente: (Aethalometer Model AE33 User Manual, 2016)

Teniendo en cuenta esto, para cada longitud de onda se calcula independientemente la concentración de BC sin efecto de carga en el filtro con la siguiente ecuación:

$$BC = \frac{S \cdot \left(\frac{\Delta ATN_1}{100}\right)}{F_1 \cdot (1 - \zeta) \cdot \sigma_{air} \cdot C \cdot (1 - K \cdot ATN_1) \cdot \Delta t} \quad (14)$$

Teniendo los valores de BC y σ_{air} es posible determinar la fuente o procedencia de BC basándose en el Exponente de Absorción de Ångström (AAE). Este parámetro es definido como una propiedad que mide la absorbancia de luz de los aerosoles, que se ve influenciada por la composición y tamaño de la partícula. Este parámetro es netamente empírico, comprobándose que AAE cercanos a 1 indican BC rico en compuestos inorgánicos y asociado a procedencia de combustible fósil (Martinsson et al., 2017; Zotter et al., 2017)

Los AAE cercanos a 2 indican BC rico en compuestos orgánicos y asociado a quema de biomasa. Estos valores pueden variar de acuerdo con las características ambientales en el área (Liu, Chung, Yin, & Schnaiter, 2018).

La expresión para hallar este coeficiente está dada por:

$$AAE_{\left(\frac{\lambda_1}{\lambda_2}\right)} = \frac{\ln(b_{abs(\lambda_1)}/b_{abs(\lambda_2)})}{\ln\left(\frac{\lambda_1}{\lambda_2}\right)} \quad (15)$$

Donde:

λ_1 y λ_2 son las longitudes de onda

$b_{abs(\lambda_1)}$ y $b_{abs(\lambda_2)}$ son los coeficientes de absorción en λ_1 y λ_2 , respectivamente y están definidas por la ecuación:

$$Abs: \frac{BC \cdot \sigma_{air}}{1000000} \quad 3 \quad (16)$$

Ahora bien, para calcular el porcentaje de biomasa a las concentraciones (BB%), el equipo identifica las fuentes de emisión de combustión incompleta (*ci*) y quema de biomasa (*qb*) con el algoritmo de Sandradewi et al., (2008), el cual plantea que identificar estas fuentes es posible debido a su dependencia espectral. Basado en sus resultados plantea las siguientes ecuaciones:

$$\frac{b_{abs(370_{nm})}ci}{b_{abs(950_{nm})}ci} = \left(\frac{370_{nm}}{950_{nm}}\right)^{-aci} \quad (17)$$

$$\frac{b_{abs}(370_{nm})qb}{b_{abs}(950_{nm})qb} = \left(\frac{370_{nm}}{950_{nm}}\right)^{-a_{qb}} \quad (18)$$

$$b_{abs}(\lambda) = b_{abs}(\lambda)_{ci} + b_{abs}(\lambda)_{qb} \quad (19)$$

Siendo:

b_{abs} el coeficiente de absorción

a_{ci} y a_{qb} los exponentes de absorción de combustión incompleta y quema de biomasa

El anterior algoritmo está integrado en el aethalometro para calcular el porcentaje de biomasa en el flujo de muestra (Suarez, Torres, Helmig, & Hueber, 2017).

5.5. Hysplit

Se utilizó el Modelo Híbrido Lagrangiano de Trayectoria Integrada de Partícula Única (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory* – HYSPLIT) utilizado para modelar trayectorias progresivas o regresivas de partículas o gases por medio de un modelo de cálculo o transporte lagrangiano para el transporte, dispersión y cálculo de deposición de las partículas.

En esencia se calcula posición de las partículas a lo largo de un periodo de tiempo. El cálculo de la nueva posición en un paso de tiempo ($t + \Delta t$) debido a la advección media del viento determina la trayectoria que seguirá una partícula o una bocanada. (Stein et al., 2016)

En otras palabras, el cambio en el vector de posición \mathbf{P} con el tiempo se calcula a partir del promedio de los vectores de velocidad tridimensionales \mathbf{V} en sus posiciones iniciales y de primera aproximación, la ecuación 20 es la base para el cálculo de trayectorias en

HYSPLIT. Solo se considera el componente de advección al ejecutar trayectorias. El componente de dispersión turbulenta solo es necesario para describir el transporte atmosférico y los procesos de mezcla para partículas 3D y bocanadas (Stein, et al., 2016).

$$P_{mean}(t + \Delta t) = P_{mean}(t) + \frac{1}{2}[V(P_{mean}, t) + V(\{P_{mean}(t) + [V(P_{mean}, t)\Delta t]\}, t + \Delta t)] \Delta t(x) \quad (20)$$

Para el cálculo de dispersión se formulan en términos de los componentes de velocidad turbulenta. En la implementación de partículas en 3D del modelo, el proceso de dispersión se representa agregando un componente turbulento a la velocidad media obtenida de los datos meteorológicos utilizando las siguientes ecuaciones:

$$X_{final}(t + \Delta t) = X_{mean}(t + \Delta t) + U'(t + \Delta t)\Delta t \quad (21)$$

$$Z_{final}(t + \Delta t) = Z_{mean}(t + \Delta t) + W'(t + \Delta t)\Delta t \quad (22)$$

Donde:

U' y W' corresponden a los componentes de velocidad turbulenta

X_{media} y Z_{media} son las componentes medias de las posiciones de las partículas.

X_{final} y Z_{final} son las posiciones finales en horizontal y vertical, respectivamente.

El componente de turbulencia siempre se agrega después del cálculo de advección (Stein et al., 2016).

6. Estado del arte

Los estudios de calidad del aire son una herramienta de control para el desarrollo social y económico, no obstante, el deterioro de la calidad del aire interviene en la competitividad económica, ocasionando pérdidas de productividad y costos médicos asociados a los efectos en la salud pública estimados en billones de dólares. Por esta razón son cada vez más los estudios relacionados con contaminantes atmosféricos de entre los cuales se les da prioridad a los más nocivos (Clean Air Institute, 2013).

De entre todos estos contaminantes existe uno que por su facilidad y frecuencia de emisión se convierte en uno de los más peligrosos, tal es el caso del material particulado, en especial el $PM_{2,5}$, que es considerado el contaminante de mayor riesgo por los efectos negativos que produce en la salud (OPS, 2017).

Los estudios relacionados a este contaminante se centran en la mortalidad y morbilidad que provocan a la población, y sus distintas variaciones de comportamiento a lo largo del tiempo, destacándose los estudios que lo vinculan a enfermedades respiratorias y cardiovasculares (Vargas, 2011). Sin embargo recientemente ha tomado importancia un contaminante que hace parte de estas partículas finas y que tiene gran impacto sobre el medio ambiente, a este material en cuestión se le denomina Black Carbon (BC) (Díaz, 2016).

Actualmente existen muchos registros de las investigaciones de las concentraciones del BC, las cuales se han incrementado recientemente, debido a la preocupación por el aumento gradual de temperatura global, la relación de los contaminantes atmosféricos y la propagación de enfermedades. Las principales emisiones de BC en todo el mundo, históricamente, han ocurrido en los países desarrollados ubicados en Europa, llegando a emitir 8,4 millones de toneladas/año en el año 2000 (Ramanathan & Carmichael, 2008). Actualmente en las regiones de Asia, África

y América latina se ha incrementado la emisión de BC, sumándose a las regiones mencionadas anteriormente (Lamarque et al., 2010).

Las regiones que emiten BC en mayor cantidad son la llanura del Indo-Ganges, el este de China y el Sureste asiático (Indonesia incluida) en Asia; las regiones entre del sub-Sahara y Sudáfrica en África; México; Brasil y Perú en América Latina (Ramanathan & Carmichael, 2008).

Los primeros estudios determinaron las principales fuentes de emisión de BC, siendo estas la quema de biomasa (quema de residuos, terrenos, cosechas, leña entre otros) combustibles fósiles y carbón en residencias con tecnologías tradicionales, los motores diésel para transporte y para uso industrial, los procesos industriales y de generación de energía (Bond, 2007).

El BC ha sido catalogado como el segundo agente climático más potente con un 55% del potencial calorífico mayor al del dióxido de carbono (CO₂), provocando dos principales efectos: aumenta la temperatura global, ya que absorbe la radiación solar convirtiéndola en energía calórica provocando que la tierra se caliente, y el derretimiento de las nieves y hielos producto de la presencia de este contaminante en ellos el cual acelera su descongelamiento (AIDA, 2009).

En regiones como el Himalaya y en glaciares del oriente que alimentan ríos importantes de China, India y otros países, se ven afectados por la acción calorífica que ejercen estos contaminantes al hielo de estos lugares. Eso ocurre porque el BC u hollín disminuye el albedo (cantidad de energía reflejada de una superficie) de una superficie ya que la vuelve más oscura y aumenta u temperatura (Bergman, 2011).

Los hallazgos médicos en Erfurt, Alemania, determinaron mediante un estudio que el BC también es capaz de alterar las reacciones fisiológicas tempranas caracterizadas por

biomarcadores sanguíneos de inflamación, disfunción endotelial y coagulación en pacientes con enfermedad coronaria, encontrando una media de $2,6 \pm 2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rückerl et al., 2006).

En Copenhague, Dinamarca se llevó a cabo un estudio con estudiantes de primaria, donde se analizaron sus muestras de sangre para detectar marcadores de oxidación de proteínas y lípidos por exposición a BC. Esta investigación registró una concentración promedio de $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y determinó que existen asociaciones positivas con el BC (Sørensen et al., 2003).

Otras investigaciones en ciudades europeas como Huelva y Sevilla propusieron una comparación en las concentraciones en las diferentes estaciones del año, obteniendo concentraciones mayores en invierno que en verano con $10,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente en Sevilla. En la ciudad de Huelva se obtuvieron concentraciones de $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para invierno y verano, respectivamente (Milford et al., 2016).

Un estudio similar a las ciudades de Huelva y Sevilla, se llevó a cabo en la ciudad de Ostrava (República Checa) donde se observó el comportamiento del BC en relación a la meteorología y las estaciones de dicha ciudad, encontrado correlaciones positivas para la humedad relativa, negativas para la temperatura y una relación estadísticamente poco significativa con respecto a la precipitación, asociando las fuentes de estas concentraciones ($3,65 \pm 4,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$) industrial, la quema de carbón y las emisiones de tráfico vehicular (Kucbel et al., 2017).

Otros estudios se han centrado en la exposición de la población utilizando en distintos medios de transporte como bicicleta, automóvil, bus en centros urbanos tal como en Rotterdam (Holanda), Londres (Inglaterra), São Paulo (Brasil), Mol (Bélgica), Shanghái (China), Barcelona (España), alcanzando concentraciones promedio de $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $4,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente (Brand et al., 2019).

En el 2016 se realizó una comparación entre las emisiones de BC producido por Estados Unidos y Europa, en cual las principales fuentes de emisión de estos contaminantes fueron por: zonas industriales, automóviles o todo tipo de transporte, zonas residenciales, zonas de producción de energía, quemas de productos agrícolas, incendios de pastizales, entre otros, sin embargo, el 55,5% se debe al transporte (Briggs & Long, 2016).

Con respecto a algunas ciudades de Estados Unidos, se establecieron estudios donde se pudieron relacionar la exposición a BC con un mayor riesgo de sufrir ciertas enfermedades, tal es el caso de la ciudad de Boston, donde se determinó una asociación positiva estadísticamente significativa entre los episodios de fibrilación auricular paroxística (PAF) y el aumento de la concentración de BC, que presentó un promedio de $1,27 \pm 0,48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Rich et al., 2006).

En 2012 se realizó un proyecto en Boston para analizar la exposición de ciclistas en las rutas de la ciudad y ciclovías individuales, por lo cual se midió el BC ambiental y otros contaminantes criterio. En las principales ciclovías se registró una concentración promedio de $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, manifestando una preocupación por los ciclistas en especial por las concentraciones elevadas en horas pico y concentraciones en carriles junto a la vía, 33% más altas que en las ciclovías alejadas de la carretera (MacNaughton, Melly, Vallarino, Adamkiewicz, & Spengler, 2014).

En Los Ángeles se encontró que enfermedades como la presión arterial sistólica y diastólica se relacionan altamente con los contaminantes atmosféricos en especial con el BC, el cual registró una media de $1,67 \pm 0,085 \mu\text{g}/\text{m}^3$, concentraciones dadas en especial por la combustión de combustibles fósiles (Delfino et al., 2010).

En Atlanta se presentó una concentración promedio de $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Sarnat et al., 2008), en Nueva York de $1,13 \pm 0,56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ito et al., 2011) y en Saint Louis de $0,9 \pm 0,28 \mu\text{g}/\text{m}^3$, donde el

incremento de enfermedades cardiovascular que ocasionan la hipertensión, la diabetes y la obesidad se relacionan con la presencia de este contaminante en el aire (Dubowsky, Suh, Schwartz, Coull, & Gold, 2006).

En Canadá también se realizaron estudios de exposición a largo plazo a la contaminación del aire por BC relacionada con el tráfico y el riesgo de mortalidad, donde se determinó que en la ciudad de Vancouver la concentración promedio fue de $1,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la cual se asoció con un aumento del 3% en la hospitalización por enfermedad coronaria (CHD) y un aumento del 6% en la mortalidad por cardiopatía coronaria después de ajustar los datos por edad, sexo, estado socioeconómico, entre otras variables (Gan et al., 2011).

En diferentes estudios llevados a cabo en las principales ciudades de México se lograron identificar las concentraciones promedio de BC. Para la Ciudad de México, fueron evaluadas las tendencias estacionales y diurnas en las propiedades del contaminante y se identificó que existen factores principales que intervienen directamente en una disminución de las concentraciones, como las estaciones húmedas, ya que debido a diferentes reacciones fotoquímicas y a las fuertes lluvias se eliminan las partículas suspendidas en el aire (Peralta et al., 2019).

En México también se identificó un "efecto de fin de semana" significativo, donde las concentraciones de BC disminuyen considerablemente debido a que la cantidad de vehículos que circulan es menor, en especial aquellos que son alimentados con combustible diésel. La concentración promedio de BC en este estudio fue de $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Retama, Baumgardner, Raga, McMeeking, & Walker, 2015).

En Monterrey, México, se obtuvo una concentración promedio de $1,1 \pm 0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ con partículas de un rango de tamaño de $0,5-10 \mu\text{m}$. Monterrey es considerada como una de las áreas urbanas más contaminadas de América Latina, debido a que los niveles encontrados de otros

contaminantes como el de las partículas suspendidas están por encima de los valores límites establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Lopez, Orozco, Acuna, Villarreal, & Alfaro, 2016).

Otro estudio en ciudad de México y Monterrey durante el año 2015 y 2016 confirmaron los altos niveles de contaminantes atmosféricos, cubriendo tanto periodos secos como invernales para establecer seguimiento al contaminante comparándolo con gases criterio. Los resultados arrojaron una fuerte correlación (0,77) entre el monóxido de carbono y el BC, este último presentó un promedio de $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (entre ambos centros urbanos) (Peralta et al., 2019).

Por su parte, en otras ciudades como Tijuana, el BC presento una concentración promedio de $0,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la cual fue establecida mediante un estudio de evaluación de fuentes de PM en diferentes áreas urbanas, determinando que en estas zonas las principales fuentes de contaminación son las industrias y las minas. En la ciudad de Chihuahua, ubicada al noroeste de México, se alcanzaron concentraciones de $1,33 \pm 0,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en Hidalgo del Parral de $1,9 \pm 1,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Salcedo et al., 2016).

El BC puede tener muchas fuentes según lo mencionado anteriormente, la quema de bosques o vegetaciones es un motivo de preocupación, como se observa en un estudio en la zona de Amazonas, en Brasil, donde este contaminante fue identificado por medio de cromatografía de gases y demostrando que tiene un efecto adverso sobre el medio ambiente y la salud humana (Olivera et al., 2014).

En Colombia, las investigaciones relacionadas al BC han sido escasas, una de estas investigaciones caracterizo la contaminación del aire a la que están expuestos los peatones en inmediaciones de tres vías con alto tráfico vehicular en la ciudad de Bogotá (carrera novena, carrera séptima y carrera once). En este estudio el BC fue tomado como indicador de la calidad

del aire, donde las concentraciones de este contaminante fueron registradas de forma continua y en tiempo real con un MicroAethalometro portátil Modelo AE51, obteniendo una relación directa entre los picos de concentración del BC a los que están expuestos los peatones y los eventos documentados en cada trayecto, como la diferencia en el volumen de tráfico pesado (buses y busetas principalmente) (Franco & Segura, 2016).

Fueron registradas concentraciones entre 16 y 38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durante los días hábiles y en el rango de 10-32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durante los fines de semana, lo que demuestra que la calidad de aire en esta ciudad no se encuentra en buenas condiciones, por lo cual la salud de los peatones se encuentra en riesgo (Franco & Segura, 2016).

Otra investigación, determinó la dosis de ingesta de partículas finas ($\text{PM}_{2.5}$), carbono negro (BC) y el número de partículas submicrométricas (NP) en diferentes viajeros en la ciudad de Bogotá, tomando como referencia los modos de transporte activos (caminar y andar en bicicleta) y modos motorizados (autobús, automóvil, taxi y motocicleta) (Morales et al., 2017).

Igualmente se buscó conocer la influencia y los impactos en los diferentes modos de viaje, la carga de tráfico y la configuración de la calle sobre la variación de la dosis y la exposición. Este estudio reportó concentraciones que oscilan entre 20 y 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, donde los viajeros en modos motorizados experimentaron concentraciones de exposición seis veces mayor que los peatones y ciclistas, encontrando las concentraciones promedias son más altas dentro de los vehículos del sistema de tránsito rápido de autobuses de la ciudad en comparación a la de un peatón en la vía (Morales et al., 2017).

En materia de salud, el BC afecta los principales sistemas de órganos del cuerpo (circulatorio, respiratorio, nervioso), causante de enfermedades cardiacas, cerebros vasculares y

enfermedades crónicas del aparato respiratorio inferior; (Lockwood, Welker Hood, Rauch, & Gottlieb, 2009).

En el 2012 la OMS determinó que las partículas expulsadas por los motores diésel ocasionan cáncer de pulmón y en altas concentraciones pueden afectar el feto de mujeres embarazadas (Jiménez, 2015). Por otro lado, la OMS considera que el material particulado supera los niveles críticos de concentración con mayor frecuencia que otros contaminantes atmosféricos.

En Colombia, mueren 7.000 personas anualmente en promedio por enfermedades relacionadas con la contaminación del aire. Se reportan también 13.000 hospitalizaciones por los mismos motivos y 255.000 visitas a urgencias (Lasso Fuentes, 2014).

La ciudad de Barranquilla no es ajena a estos contaminantes, según los resultados del Sistema de Vigilancia de la Calidad de Aire (SVCA) instalado por la Corporación Autónoma del Atlántico (CRA) y Barranquilla Verde, se llegó a la conclusión que los niveles de material particulado no superan los límites permisibles de la norma del Ministerio de Ambiente, sin embargo, se presentan concentraciones relativamente altas en ciertas zonas y periodos de tiempo, haciendo la aclaración que los resultados varían con las condiciones ambientales en Barranquilla y Soledad (Rodríguez, 2017).

Por medio de la agencia para la Cooperación Internacional Koica, el gobierno coreano y el Distrito de Barranquilla, se llevó a cabo la entrega de los nuevos equipos de monitoreo los cuales consisten en 3 estaciones (2 fijas y una móvil), a través de los cuáles en la ciudad de Barranquilla se mide la calidad del aire, implementando así nuevos controles e identificando cualquier clase de alertas para lograr mejorar las condiciones ambientales de la ciudad (Robles Luján, 2016).

Conscientes de la importancia por trabajar en proyectos de investigaciones locales, fueron resaltados los convenios cooperativos entre distintas entidades educativas y representativas de la ciudad, como lo fueron; la Universidad de la Costa, la Universidad del Norte y la Universidad Libre, las cuales se encargan de la evaluación de la calidad del aire, modelación, interpretación y análisis de la composición química del material particulado atmosférico y carbón, acompañado de la caracterización medica sobre la comunidad cercana a las estaciones, respectivamente (Alcaldía de Barranquilla, 2018).

En la ciudad de Barranquilla, la Universidad de la Costa realiza monitoreos de contaminantes que dieron como resultado un incremento en las concentraciones de Black Carbon por las quemas que se hacen Vía Parque Isla de Salamanca, las cuales generan preocupación en los expertos por la propagación de enfermedades respiratorias en sectores de la ciudad (Blanco E., 2020).

En 2019 se realizó una investigación para evaluar las concentraciones de BC ambiental en Barranquilla por un periodo de 2 meses (mayo-junio) y un muestreo móvil por las principales vías de la ciudad. Los resultados para El BC ambiental fueron de $1,04 \pm 1,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$, resaltando la influencia de las quemas en la reserva natural Vía Parque Isla de Salamanca en las concentraciones en punto fijo y la combustión de combustible fósil como la principal fuente de emisión de BC con un 65% de influencia frente a un 6% de quema de biomasa (Blanco E., 2020).

Actualmente se promueven tecnologías de mitigación con respecto a las emisiones vehiculares, como la renovación del parque automotor de la ciudad, inventario de emisiones para fuentes fijas, planes de acción preventiva y correctiva de quemas a cielo abierto alrededor de la ciudad con el apoyo de los informes proporcionados por el Sistema de Vigilancia de la Calidad

del Aire de la ciudad con el fin de convertirse en ejemplo de sostenibilidad en el país (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

7. Metodología

7.1. Área de Estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la ciudad de Barranquilla, capital del departamento del Atlántico de Colombia, ubicada a 10°59' latitud norte y 74°47' longitud oeste, en la intersección entre el mar Caribe y el río Magdalena (Figura 10). La ciudad cuenta con una elevación desde 4 hasta 120 m sobre el nivel del mar presentando un clima de sabana tropical (Alcaldía de Barranquilla, 2018).

El clima tropical se caracteriza por tener 2 temporadas: uno seco (desde diciembre hasta marzo) caracterizado por fuertes vientos alisios, cielos despejados y alta radiación solar y otro lluvioso (desde abril hasta noviembre) caracterizado por un ambiente caluroso, alta humedad relativa y precipitaciones que van desde el mes de mayo a octubre (Alcaldía De Barranquilla, 2019). La ciudad tiene una temperatura media anual de 28°C, la humedad relativa media anual es del 80%; y la precipitación anual es de 900 mm (Alcaldía De Barranquilla, 2019; Villadiego & Velay, 2014).

Por su ubicación y accesibilidad al mar Caribe y al Río Magdalena, la ciudad de Barranquilla se caracteriza por ser un distrito portuario en crecimiento con las recientes mejoras de infraestructura e inversión, por el puerto se transportan materiales de todo tipo perteneciente a más de 300 empresas, destacándose las constructoras y comerciales (Puerto de Barranquilla, 2017).

Su economía y actividad industrial se basa en el comercio de bebidas, textiles manufactureras de hierro, cuero, acero y latón (Bonilla, 2010). Entre las problemáticas ambientales que enfrenta la ciudad, se destaca el caso de quemas en la Vía Parque Isla de Salamanca, que por su inexistente uso del suelo y terreno poco poblado se presta para la quema de residuos e incendios forestales (Barrios, 2019).

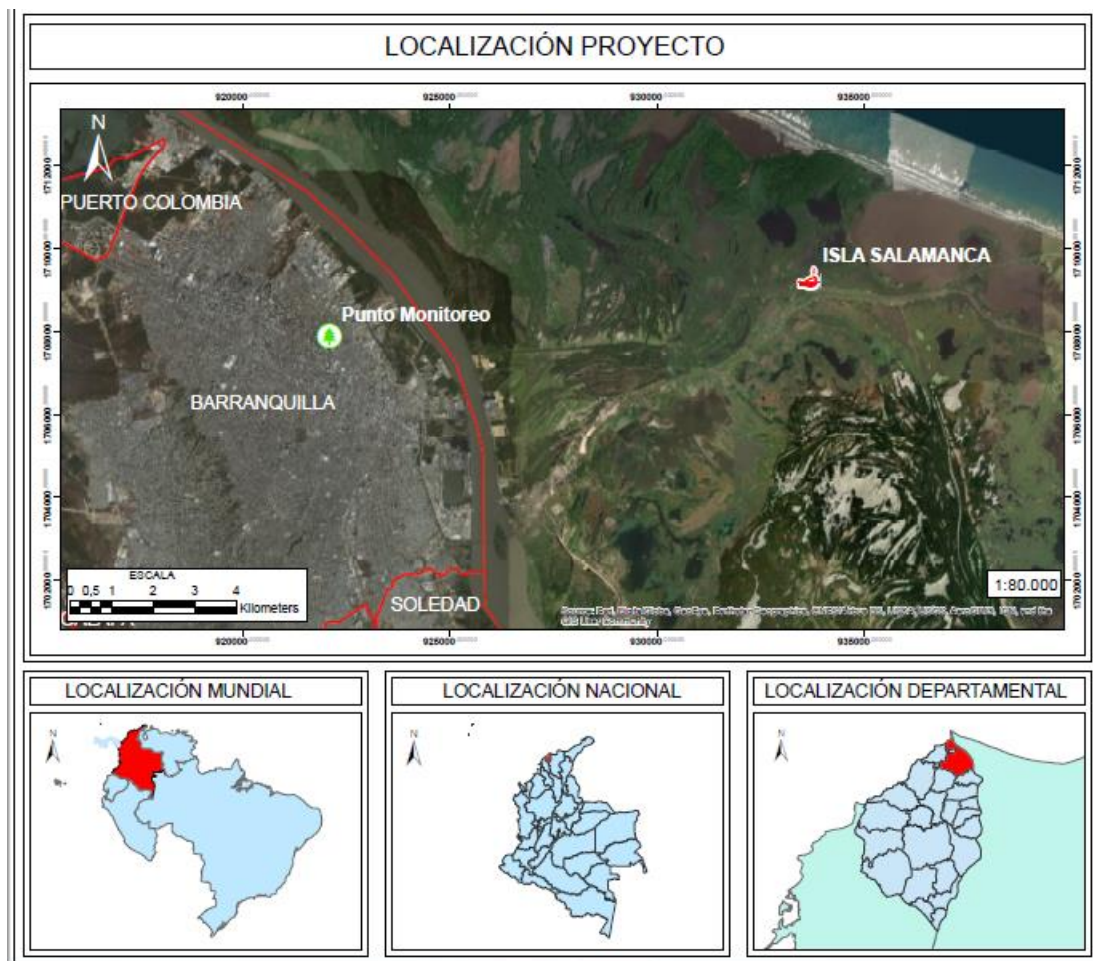


Figura 10. Área de estudio. Fuente: Autores.

Entre otras características, la ciudad de Barranquilla hasta el año 2017 contaba con una flota vehicular de 175.853 vehículos, de los cuales el 84,4 % son de servicio particular (146.606),

y de estos, 73.207 son automóviles y 33.000 son motocicletas (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2018).

7.2. Muestreo de Black Carbon

Las concentraciones de Black Carbon (BC) fueron determinadas con un Aethelometro modelo AE33 (Magee Scientific Company, Berkley, EE. UU.) (Figura 11), capaz de medir las concentraciones de BC por extensos periodos de tiempo en 7 diferentes longitudes de onda descritas en la Tabla 1.

Las concentraciones fueron registradas con intervalos de 1 minuto para cada medida y un caudal de 5 L/min de forma continua durante los 5 meses de muestreo comprendidos entre mayo y septiembre del año 2019.



Figura 11. Aethelometro modelo AE33 utilizado en este estudio. Fuente: Autores

El equipo se mantuvo dentro de un cuarto con temperatura controlada dadas las condiciones térmicas y de humedad en la ciudad, de esta forma se prevenía que el flujo de aire

superara el umbral máximo de humedad de 35%, la cual era controlada por un secador de flujo de muestra (Sample Stream Dryer) acoplado al flujo de entrada de la muestra de aire.

Se tomó un único punto de muestreo ubicado en la azotea del Bloque 9 de la Universidad de la Costa ubicada en la calle 58 # 55-66 en las coordenadas (10° 59' 44,52" N, 79° 47' 26,19" O) a 33 metros de altura aproximadamente.

Fue considerada la fracción de partículas PM_{2.5}, regulada por un ciclón ubicado en la entrada del flujo de aire. El punto de muestreo fue seleccionado por recibir aportes de la zona industrial (Vía 40), influencia del tráfico continuo y quemas registradas en la reserva natural de manglares Parque Isla de Salamanca.

7.3. Parámetros meteorológicos

Se tomaron los datos meteorológicos de una estación portátil Vantage Pro2 (David Instruments) ubicada en el mismo punto de recolección de BC (Figura 12), entre ellos, la humedad relativa, precipitación, velocidad y dirección del viento, temperatura, radiación solar y presión atmosférica. Estos datos, registrados a cada 5 min por la estación meteorológica, se agruparon en promedios horarios para poder relacionarlos con otras variables como el coeficiente de correlación Rho de Spearman y los niveles de Black Carbon.

También se realizó una rosa de viento para todo el periodo de muestreo, con el fin analizar la dirección del viento en relación con las modelaciones de quema detectadas.



Figura 12. Estación meteorológica utilizada en este estudio. Fuente: Autores

7.4. Procesamiento de datos y Cálculos

Las concentraciones de Black Carbon fueron corregidas de la siguiente manera: se eliminaron las concentraciones negativas y/o por debajo del límite de detección ($0,025 \mu\text{g}/\text{m}^3$), así como los valores anómalos identificados con pruebas de intervalo de confianza del 95%. Estas correcciones fueron realizadas para las concentraciones registradas en las 7 longitudes de onda evaluada por el aethalometro AE33 (375,470,520,590,660,880 y 950 nm).

Posterior a estas correcciones, fueron calculados los Coeficientes de Absorción (Abs) para cada longitud de onda y el Exponente de Absorción de Ångström (AAE) para cada intervalo de 1 min. Para el cálculo del AAE se utilizaron las longitudes de onda de 880 nm, ya que el BC muestra alta sensibilidad a esta longitud de onda, y la de 470 nm en vez de la de 370 nm, ya que

los resultados de esta última pueden verse afectados por la presencia de aerosoles secundarios (Blanco, 2020). Para estos cálculos fueron utilizadas las Ecuación 15 y la Ecuación 16.

En secuencia, los resultados obtenidos para cada minuto fueron convertidos en promedios horarios, con el objetivo de disminuir la influencia de la señal-ruido observada en los datos y para una mejor descripción de los procesos de variación temporal de las concentraciones de BC.

Igualmente fue calculado el coeficiente de correlación Rho de Spearman entre los Exponentes de Absorción de Ångström y el porcentaje de aporte de biomasa en el aerosol, calculado por el equipo, junto con la influencia de los parámetros meteorológicos en las concentraciones de BC.

Se utilizó el programa estadístico SPSS para realizar los cálculos estadísticos descriptivos de los datos registrados en este estudio. Los resultados también fueron agrupados según su fuente de emisión, empleando un análisis clúster con la función de K-medias del programa para agrupar los AAE en 3 grupos de fuentes: quema de biomasa, combustible fósil y de influencia mixta. Además, Se realizaron promedios horarios y de cada 15 minutos con sus respectivos coeficientes para todos los días.

7.5. Evaluación de la influencia de los puntos de quema

Para identificar los puntos de quema que tuvieron lugar durante el periodo de muestreo se utilizó una plataforma satelital del programa Queimadas del Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), de Brasil, la cual tiene la capacidad de identificar la ubicación de puntos de quema activos en el área de estudio utilizando un total de 9 satélites (El AVHRR / 3 del NOAA-18, NOAA-19 ,METOP, el MODIS de NASA TERRA y AQUA, los VIIRS de NPP-Suomi y NOAA-20, y los

GOES-16 y MSG-3.). Estos focos de quema son identificados por el aumento de la temperatura en dicho punto.

Posterior a la identificación de puntos de quema con potencial influencia en las concentraciones de BC evaluadas en el área de estudio, se realizó una modelación de la dispersión y la trayectoria a partir del foco de quema durante 8 horas anteriores y posteriores de la detección del incendio con la plataforma de modelación Hysplit.

Los coeficientes AAE cercanos a 2 calculados para el área de estudio, característicos de la contribución de emisiones por quema de biomasa, sirvieron para confirmar el paso del aerosol por el punto de muestreo.

Para la modelación fueron considerados como criterios “*unknow material-long duration y prescribed burn*”, obteniendo la trayectoria de dispersión del contaminante y de la pluma correspondiente, permitiendo observar si esta pasaba o no por el punto de muestreo. Asimismo, los resultados fueron exportados a Google Earth.

8. Resultados y análisis

8.1. Concentraciones de BC

Para el análisis de las concentraciones de BC, en este estudio, los resultados reportados son los arrojados por la concentración en la longitud de onda 880 nm, ya que en esta se considera que otras especies absorben menos luz o en la mayoría de los casos no son capaces de absorberla, motivo por el cual la absorción se atribuye al BC (Suarez, Torres, Helmig, & Hueber, Measurement and analysis of black carbon aerosols at observatory of Huancayo, Peru, 2017).

De esta manera al aplicar la estadística descriptiva se obtuvo que la concentración promedio de BC registrada para el período comprendido entre los meses de mayo a septiembre

del año 2019 corresponde a $1,09 \pm 1,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabla 2), cuyos resultados variaron entre 0,09 a $13,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Al comparar estos resultados con otros estudios enfocados en la evaluación de las concentraciones de Black Carbon se determinó que los niveles reportados por ellos presentan gran similitud con los obtenidos en este estudio. Una investigación llevada a cabo por la Universidad de la Costa en el mismo punto de muestreo, durante los meses de mayo a junio del mismo año, registró una concentración promedio de BC de $1,04 \pm 1,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabla 3), con una variación entre 0,16 y $10,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Blanco E. , 2020).

Tabla 2.

Estadística descriptiva de las concentraciones de BC y el AAE.

Parámetro	Promedio	Desviación Estándar	Mínimo	Máximo	N° de eventos	% de eventos
BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,09	1,13	0,09	13,39	-	-
BC días hábiles	1,16	1,13	0,09	13,27	2360	68
BC días no hábiles	0,93	1,09	0,11	13,39	1088	32
AAE	1,21	0,13	0,80	2,33	-	-
AAEff	1,12	0,05	0,80	1,20	1992	58
BCff ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,27	1,18	0,10	10,27	-	-
AAEim	1,27	0,05	1,20	1,43	1233	36
BCim ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,08	1,12	0,09	8,83	-	-
AEEbb	1,59	0,05	1,43	2,33	223	6
BCbb ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,97	1,85	0,11	13,39	-	-

Fuente: Autores. Nota: ff = combustible fósil; bb = quema de biomasa; im = influencia mixta

De acuerdo con el comportamiento diario de las concentraciones durante el período de estudio (Figura 13), las más altas fueron $10,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $9,41 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $9,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $13,39 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $13,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$, registradas para los días 28 de mayo, 29 de mayo y 7 de junio, 7 de julio y 2 de septiembre, respectivamente. Donde los primeros tres días mencionados coinciden con los reportados por Blanco (2020). Sin embargo, es importante aclarar que el tiempo de muestreo en esta investigación fue mayor al referenciado (mayo-junio).

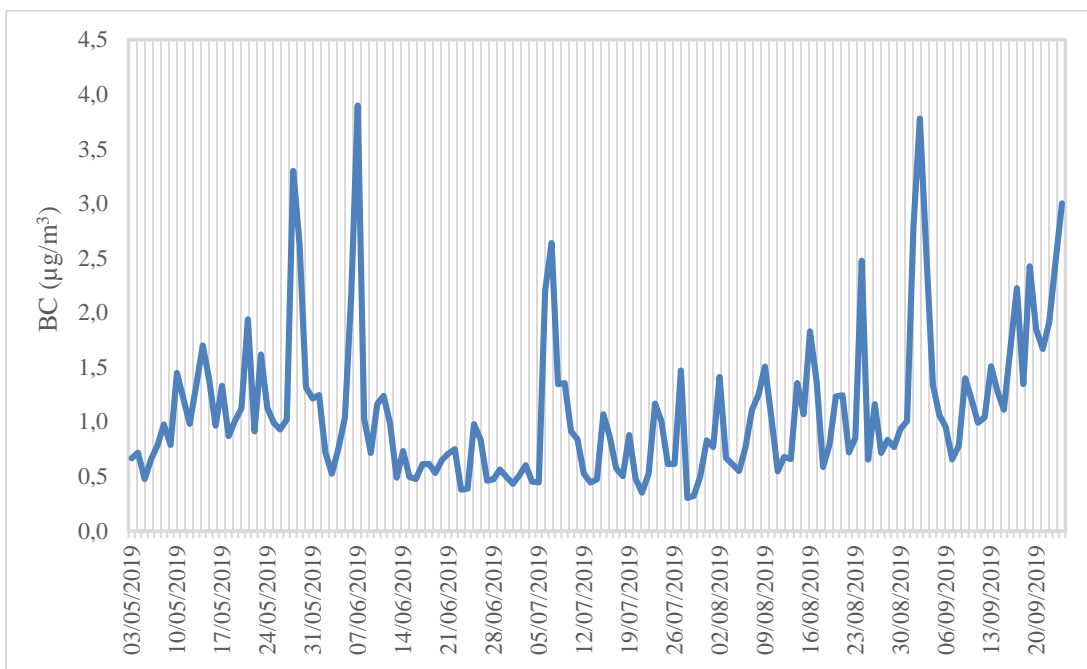


Figura 13. Comportamiento diario de las concentraciones de BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) durante el tiempo de muestreo. Fuente: Autores.

Por tanto, para conocer mejor el comportamiento de las concentraciones del contaminante durante los días de muestreo es importante tener en cuenta los días hábiles y no hábiles, donde los primeros corresponden a los días entre lunes y viernes, y los segundos a sábados, domingos y festivos registrados durante los meses en estudio.

De este modo, considerando el comportamiento horario del BC durante el tiempo de muestreo, se observa que en los días hábiles las concentraciones están por encima de las obtenidas en los no hábiles (Figura 14). Esto sucede porque de lunes a viernes se presenta mayor flujo vehicular, teniendo en cuenta que las personas se desplazan hasta sus trabajos o lugares de estudio; cuyo comportamiento se ha verificado en otros estudios realizados (Resquin et al., 2018; Núñez, Ruiz, Villers, García, & Gay, 2014)

De igual manera, las concentraciones de BC para los días hábiles variaron entre 0,09 a 13,27 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, con una media de $1,16 \pm 1,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que los días no hábiles la concentración promedio fue de $0,93 \pm 1,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabla 2). Esos resultados indican que los días hábiles presentan concentraciones 20% mayores en comparación con los días no hábiles, lo cual está asociado básicamente a la mayor influencia del tráfico vehicular.

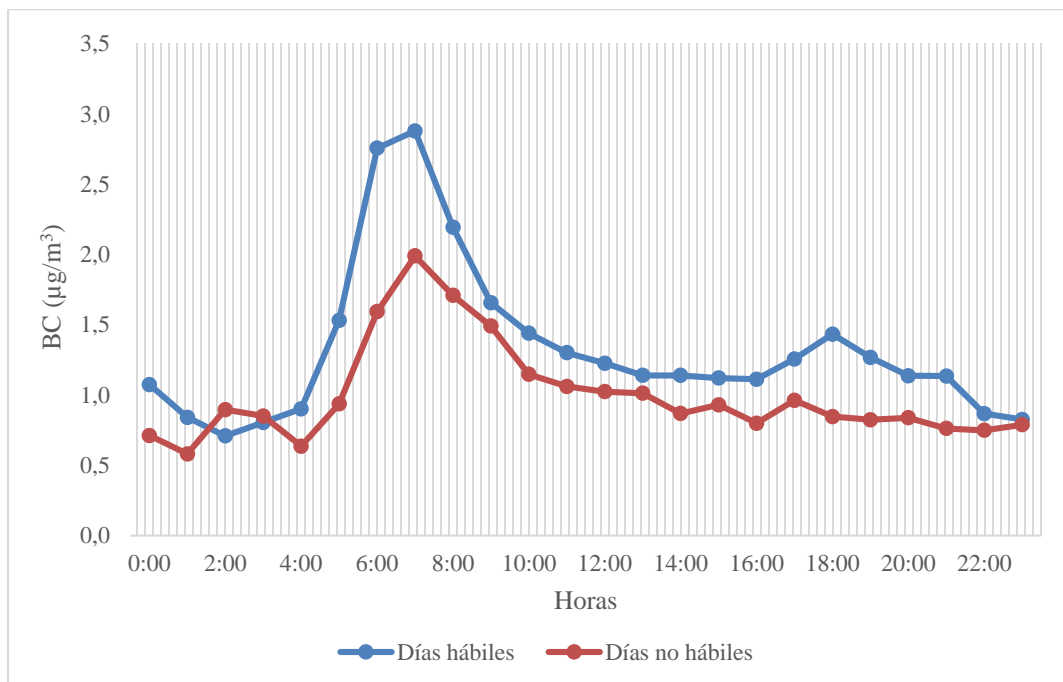


Figura 14. Comportamiento horario de las concentraciones de BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) en los días hábiles y no hábiles. Fuente: Autores.

Además, en la figura 14 se puede observar que durante las primeras horas del día se presentan concentraciones bajas, luego estos valores van incrementándose hasta presentar los resultados más altos entre 6:00 y 7:00 am, las cuales se caracterizan por ser horas con alto tráfico vehicular. Después de esto se observa que las concentraciones van disminuyendo hasta presentar un nuevo incremento alrededor 4:00 y 7:00 pm, donde se vuelve a presentar las horas pico por tráfico vehicular. Posteriormente los niveles de BC vuelven a disminuir poco a poco a medida que va avanzando la noche y disminuye la circulación de vehículos.

Este comportamiento igualmente fue observado en otras investigaciones realizadas en áreas urbanas (Resquin et al 2018; Li et al., 2015; Kucbel et al., 2017), donde las variaciones en el flujo de vehículos, las variaciones en la altura de capa límite atmosférica, la influencia de otras actividades antropogénicas, y la acción de los parámetros meteorológicos, en especial del viento, pueden ser otros factores que afectan las variaciones horarias en las concentraciones de BC (Talukdar, Jana, Maitra, & Gogoi, 2015).

Es importante mencionar que el muestreo de esta investigación se realizó durante un periodo húmedo, ya que en la ciudad de Barranquilla el periodo de lluvia se presenta los meses de abril hasta noviembre (Villadiego & Velay, 2014). Para este periodo se presentó un total de 238,8 mm de precipitación siendo mayo y septiembre los meses con más lluvias con 47 y 171 mm, respectivamente, en cuanto junio, julio y agosto, los valores fueron de 1,8 mm ,0,8 mm y 17,4 mm respectivamente. Este es un factor que debe ser considerado ya que las precipitaciones eliminan las partículas de BC suspendidas en el aire, lo que disminuye las concentraciones.

Por otro lado, al comparar la concentración promedio de Black Carbon obtenida en este estudio con los resultados publicados en otras investigaciones realizadas en las distintas ciudades del mundo (Tabla 3), se encontraron concentraciones similares en México, específicamente en

las ciudades de Monterrey y Tijuana (López et al., 2016; Salcedo et al., 2016). Esta última presentó un valor de $0,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que al igual que Barranquilla es una ciudad costera, motivo por el cual es normal que se presenten concentraciones de BC más bajas, ya que las corrientes de viento arrastran las partículas de contaminantes a otras áreas. Por el contrario, en un estudio de ciudad de México se obtuvieron las concentraciones relativamente más altas, para lo cual es importante considerar que esta es una de las zonas más pobladas del país (Peralta et al., 2019).

En comparación con Estados Unidos, Barranquilla presenta una concentración promedio de BC muy cercana a la New York, que a pesar de ser la ciudad más poblada de Estados Unidos e incluso una de las más pobladas del mundo, también es costera, motivo por el cual registra concentraciones tan bajas. Con relación a Los Ángeles y Atlanta, estas ciudades presentaron concentración muy encima de las registradas en este estudio (Ito et al., 2011).

Con respecto a la ciudad de Vancouver ubicada en Canadá, la concentración promedio registrada para el BC también es muy baja (Gan et al., 2011), a diferencia de los valores reportados en las ciudades de Europa que corresponden a $2,6 \pm 2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para Erfurt, Alemania (Rückerl et al., 2006) y de $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para Copenhague, Dinamarca (Sørensen et al., 2003).

Las concentraciones más altas se presentan en ciudades sobrepobladas y alto desarrollo industrial, por tal razón toma fuerza la teoría de la proporcionalidad de la población en un centro urbano y los niveles de contaminación presente en estos. Un ejemplo de esto es la ciudad de São Paulo en Brasil que presenta un nivel 5 veces mayor de concentraciones de BC que Barranquilla, resaltando que la ciudad brasilera es una de las ciudades más pobladas de mundo (Brand et al., 2019).

Este patrón se repite en la ciudad de Londres, Shanghai, China; Ostrava, Republica Checa; y Sevilla, España entre otras, en donde las concentraciones para estos lugares son

visiblemente más altas que las encontradas en el presente estudio, al igual que en Brasil, las mediciones se realizaron en todas las estaciones del año en varias vías de la ciudad (Milford et al., 2016; Li, et al., 2015; Kucbel et al., 2017).

Ahora bien, a nivel nacional con relación al estudio reportado en la ciudad de Bogotá se registran concentraciones altas de BC, con valores entre un intervalo de 10 a 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tabla 3), que se presentan debido a que Bogotá cuenta con una flota vehicular de 2,4 millones de vehículos, de los cuales el 50% son automóviles, lo que aumenta considerablemente las concentraciones de BC en la ciudad, cabe mencionar que las mediciones se realizaron muy cerca de las vías lo cual aumenta las concentraciones por su cercanía a la fuente (Franco & Segura, 2016).

Además, al comparar los resultados obtenidos en este estudio con otros reportados en investigaciones realizadas recientemente en la ciudad de Barranquilla se evidencia una concentración promedio similar ($1,04 \pm 1,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$), como ya se había mencionado anteriormente.

Tabla 3.

Concentraciones de Black Carbon en diferentes ciudades.

<i>Ciudad</i>	<i>Concentración promedio de BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	<i>Referencia</i>
Barranquilla, Colombia	1,09	Este estudio
Barranquilla, Colombia	1,04	(Blanco E. , 2020)
Bogotá, Colombia	10 - 32	(Franco & Segura Contreras, 2016)
Cd. de México, México	2,3	(Peralta et al., 2019)
Monterrey, México	1,2	(Lopez-Reyes et al., 2016)
Tijuana, México	0,95	(Salcedo et al., 2016)

<i>Ciudad</i>	<i>Concentración promedio de BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	<i>Referencia</i>
Chihuahua, México	1,33	(Salcedo et al., 2016)
Hidalgo del Parral, México	1,9	(Salcedo et al., 2016)
Boston, MA, USA	1,27	(MacNaughton, Melly, Vallarino, Adamkiewicz, & Spengler, 2014)
Los Ángeles, USA	1,67	(Delfino et al., 2012)
Atlanta, GA, USA	1,6	(Sarnat et al., 2008)
New York, NY, USA	1,13	(Ito et al., 2011)
St Louis, MO, USA	0,9	(Dubowsky et al., 2006)
Vancouver, Canadá	1,19	(Gan et al., 2011)
Erfurt, Alemania	2,6	(Rückerl et al., 2006)
Copenhague, Dinamarca	8	(Sørensen et al., 2003)
Sao Paulo, Brasil	5,5	(Brand et al., 2019)
Rotterdam, Holanda	1,7	(Brand et al., 2019)
Londres, Inglaterra	4,7	(Brand et al., 2019)
Sevilla, España	4,0	(Milford et al., 2016)
Huelva, España	2,4	(Milford et al., 2016)
Mol, Bélgica	3,2	(Dons, Panis, Poppel, Theunis, & Wets, 2012)
Shanghai, China	6,6	(Li et al., 2015)
Ostrava, Republica Checa	3,65	(Kucbel et al., 2017)

Fuente: Adaptado de (Díaz, 2016)

8.2. Determinación de los Exponentes de Absorción de Ångström (AAE)

Teóricamente los Exponentes de Absorción de Ångström (AAE) para el BC oscilan entre valores cercanos a 1 relacionados con la quema de combustible fósil y valores cercanos a 2 con la quema de Biomasa. Sin embargo, teniendo en cuenta que en un medio urbano como lo es el de la ciudad de Barranquilla predomina las emisiones por tráfico vehicular y se presentan quemas puntuales durante el año, existen momentos donde se observan niveles de BC de ambas fuentes al tiempo, lo que resulta en exponentes entre 1 y 2, correspondientes, por lo tanto, a una influencia mixta.

Conforme puede ser observado en la Tabla 2, para los datos de este estudio, el AAE promedio fue $1,21 \pm 0,13$ (variando en 0,80 y 2,33), indicando un dominio de la fuente por combustión de combustible fósil.

Al comparar los anteriores resultados para la ciudad de Barranquilla con los obtenidos por Blanco (2020), donde se reportaron AAE de 0,48 a 1,40, con un promedio de 0,91, se logra identificar que los valores máximos se presentaron también en los días 6, 18, 20 de mayo y 15, 16, 26 y 30 de junio, con lo cual se verifica que ambos estudios presentan gran similitud. De esta manera, al analizar el comportamiento de la serie temporal de los AAE (Figura 15), se aprecia que los exponentes en la mayoría del periodo mostraron valores bajos exceptuando los días indicados anteriormente, así como los días 28 de julio y 2 de septiembre, que presentaron AAE superiores a 1,5. Estos exponentes más cercanos a 2 son indicativos de la influencia de quema de biomasa en las concentraciones de BC.

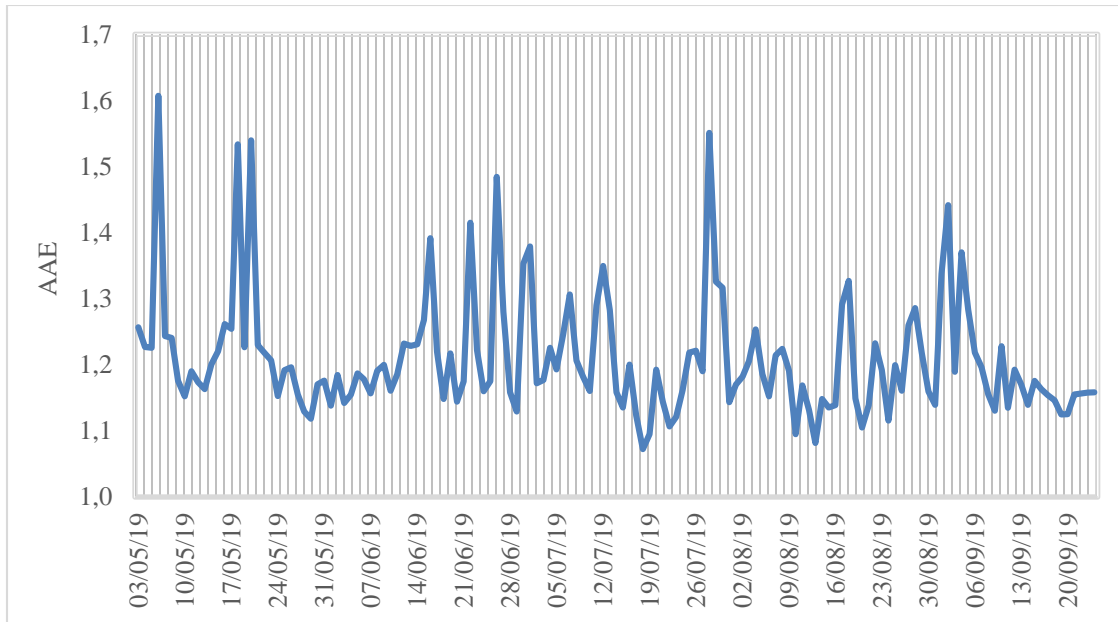


Figura 15. Serie temporal de los Exponentes de Absorción de Ångström (AAE) durante el tiempo de muestreo.
Fuente: Autores.

8.3. Estimación de las fuentes de BC

El Exponente de Absorción de Ångström (AAE) es utilizado para indicar la fuente de emisión de BC. En este sentido, para estimar el aporte de las diferentes fuentes de este contaminante, fue utilizada la agrupación de datos por el análisis clúster con la función K-medias del programa SPSS, que consiste, básicamente, en tomar 3 intervalos de valores centrales y representativos para agruparlos según los valores más cercanos a dichos intervalos hasta formar 3 grupos correspondientes a las fuentes mencionadas anteriormente. Cabe resaltar que este es un proceso independiente del usuario y que estos intervalos son únicamente dependientes del rango de datos existentes en el muestreo y al número de eventos o frecuencias de los valores dentro de la muestra.

De esta manera, considerando el aporte de las 3 fuentes planteadas en esta investigación (Tabla 2), se observa que la fuente predominante corresponde a las emisiones vehiculares con un 58% del total de la contribución, con un AAE promedio de $1,12 \pm 0,05$, variando entre 0,80 y

1,20, presentando las concentraciones promedio más altas ($1,27\mu\text{g}/\text{m}^3$) en comparación con las fuentes de quema de biomasa y de influencia mixta ($0,97\mu\text{g}/\text{m}^3$ y $1,08\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente), donde la quema de biomasa generó un aporte de 6%, con AAE promedio de $1,59 \pm 0,05$, el cual varió entre 1,43 y 2,33. El otro 36% de los casos fue asociado a la contribución mixta, que incluye tanto combustión incompleta de combustible fósil como quema de biomasa, con un AAE promedio de $1,27 \pm 0,05$, variando entre 1,20 y 1,43.

Esta clasificación indica que pocos eventos fueron observados con aporte significativo de la quema de biomasa en las concentraciones de BC, lo cual ocurre principalmente porque los niveles de Black Carbon evaluados corresponden a un área urbana, donde naturalmente hay una predominancia de la influencia del tráfico vehicular, además, de que el período de muestreo corresponde a la época de lluvias, donde generalmente el suelo y la vegetación presentan mayor humedad, lo que dificulta la combustión de biomasa, en especial por procesos de quema ilegal (Peralta et al., 2019).

Para estas 3 fuentes de BC, igualmente se evaluó el comportamiento horario del AAE arrojado por el análisis de cluster, así como la respectiva variabilidad de las concentraciones del contaminante para cada una.

Los valores más altos AAE para la fuente asociada con la combustión de combustible fósil se presentaron entre las 8:00 y 11:00 am, con valores de 1,15 y 1,14 (Figura 16). Cabe resaltar que entre 6:00 y 8:00 am se evidencia un alto tráfico vehicular producto de la hora pico presentada en la ciudad, resultando en concentraciones promedio de BC superiores a $2\mu\text{g}/\text{m}^3$. Asimismo, se observa una disminución considerable de los niveles de BC y del AAE hasta las 4:00 pm, hora a la cual los resultados comienzan a aumentar levemente y luego 8:00 pm disminuyen nuevamente.

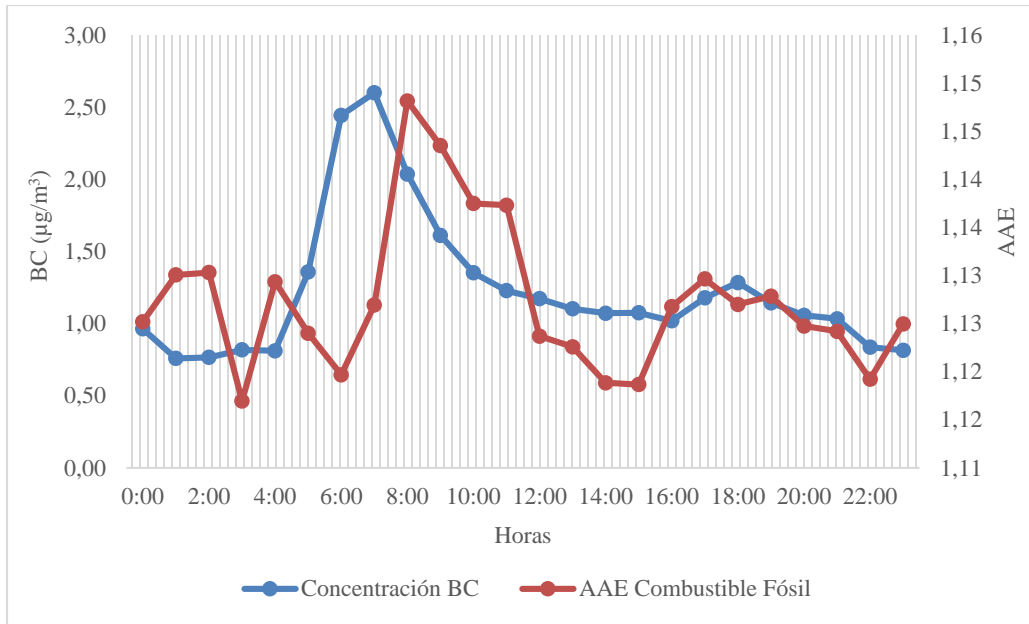


Figura 16. Comportamiento horario de las concentraciones de BC y AAE de combustible fósil.
Fuente: Autores.

Para el comportamiento horario de la fuente mixta (Figura 17), se puede observar que las horas en las cuales se presentan los mayores AAE, se dan las concentraciones de BC más bajas. Sin embargo, es importante destacar que esto no indica que estas sean variables inversamente proporcionales, ya que las concentraciones no dependen del tipo de fuente, debido a que puede obtener un alto aporte de concentración tanto por el tráfico vehicular como por las quemaduras puntuales.

Es decir, que entre el AAE y las concentraciones de BC no existe una relación que refleje una dependencia de altas o bajas concentraciones a causa de una fuente en específico, porque las concentraciones son independientes a estas, como evidencia la correlación realizada por este estudio entre estas 2 variables (-0,06). Asimismo, las concentraciones más altas se presentaron entre las 6:00 y 7:00 am, posiblemente indicando un aporte del tráfico vehicular a esta fuente mixta.

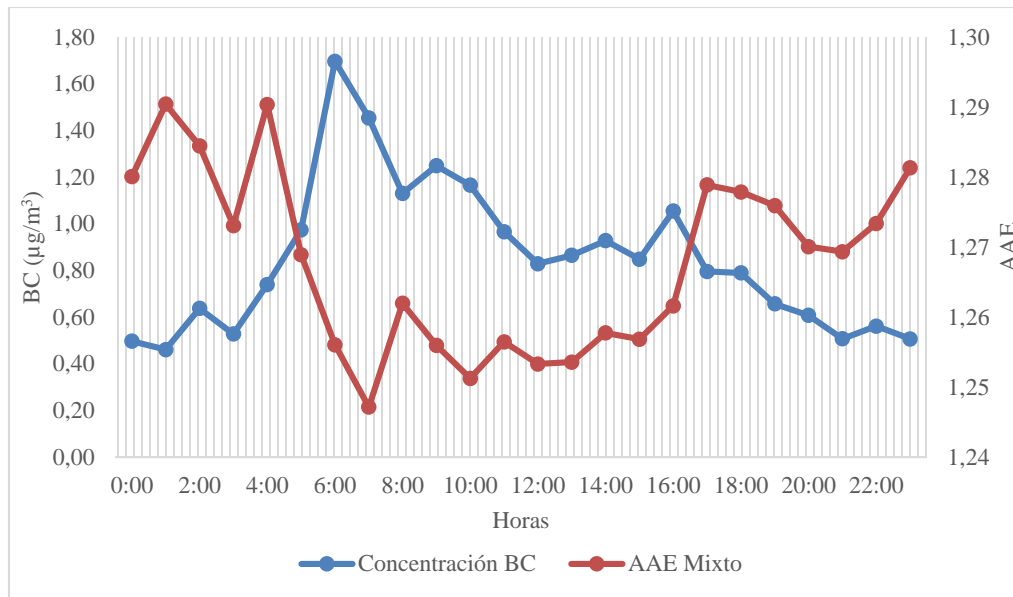


Figura 17. Comportamiento horario de las concentraciones de BC y AAE mixto. Fuente: Autores.

Por su parte, los resultados más altos para el comportamiento horario del AAE correspondiente a la quema de biomasa (Figura 18) se registraron a las 12:00 pm y en horas de la madrugada (13:00 y 5:00 am). Sin embargo, es importante tener en cuenta que a pesar de ser estas las horas a las cuales el equipo captó la influencia de las quemadas, lo más probable es que estas se originaran horas antes, ya que se requiere cierto tiempo para que se lleve a cabo el transporte de la pluma generada hasta el momento de captación por el aethalómetro.

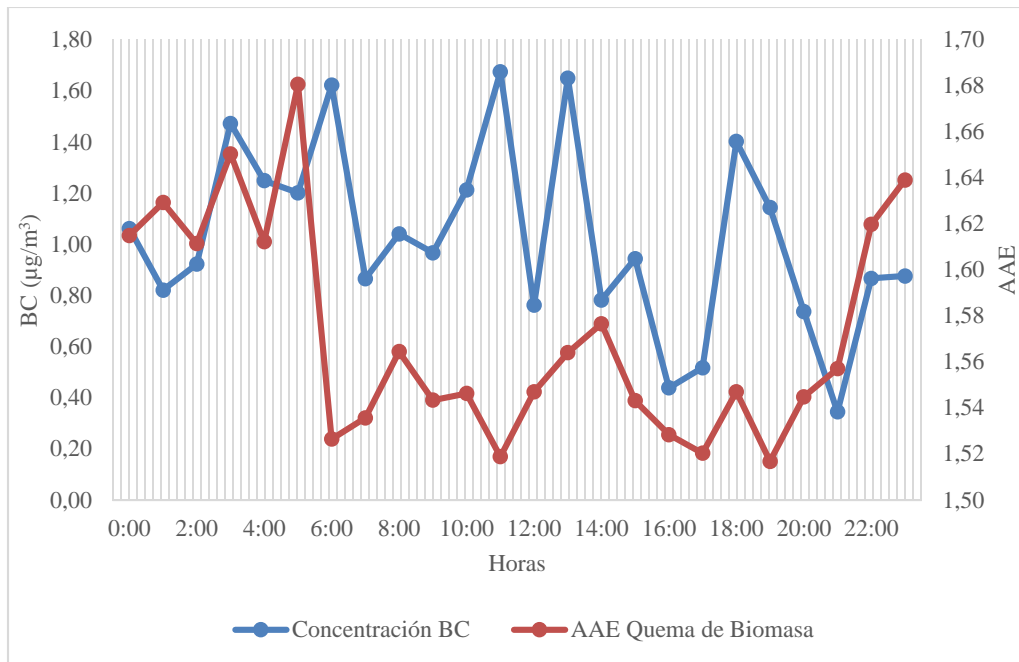


Figura 18. Comportamiento horario de las concentraciones de BC y AAE de quemas de biomasa.
Fuente: Autores.

La velocidad y dirección del viento, así como la distancia entre el punto de quema y el sitio de muestreo son otros aspectos que deben ser considerados. Ahora bien, con respecto a las concentraciones de BC no se logró identificar un patrón de comportamiento claro de cómo estas son influenciadas por los resultados del AAE o viceversa (Figura 18). Eso ocurre, como ya se afirmó anteriormente, porque no hay una relación directa y significativas entre los AAE y las concentraciones de Black Carbon.

Por otro lado, al comparar los resultados obtenidos en este estudio para el Exponente de Absorción de Ångström por combustible fósil (AAE_{ff}) y quema de biomasa (AAE_{bb}) con los reportados por otras investigaciones (Tabla 4), se puede analizar que los valores son muy cercanos a los obtenidos en aquellos donde se utilizan las longitudes de onda de 470 y 880 nm (Blanco, 2020; Zotter et al., 2017; Resquin et al., 2018).

Cabe resaltar que el resultado promedio para el AAE_{ff} de 1,12 encontrado en la presente investigación presenta mayor similitud con los valores de otras investigaciones. A diferencia del exponente de 1,59 registrado para el AAE_{bb} , el cual está muy por debajo de la mayoría de los valores reportados por los otros estudios.

La principal causa para estos exponentes menores calculado por el cluster que se encuentran asociados a la quema de biomasa es que durante los meses de muestreo la mayor parte de la concentración captada por el equipo se relaciona de manera directa con el tráfico vehicular, en especial por tratarse de un área de estudio urbano. Además, es importante tener en cuenta que el período evaluado corresponde a la época húmeda, donde se incrementan las precipitaciones que generan una disminución en los focos de quema, así como de las concentraciones de BC en el aire ambiente.

Tabla 4.

Comparación de AAE_{ff} y AAE_{bb} obtenidos en otras investigaciones.

AAE_{ff}	AAE_{bb}	Longitudes de onda usadas	Referencia
1,12	1,59	470 y 880 nm	Este estudio
0,97	1,88	470 y 880 nm	Blanco (2020)
0,95	N/A	N/R	Liu, Chung, & Yin (2017)
0,90	1,75	470 y 880 nm	Zotter et al. (2017)
1,1	2,0	370 y 970 nm	Titos et al. (2017)
0,97-1,12	1,63-1,74	470 y 950 nm	Becerril-Valle et al. (2017)
1,0	1,8	407 y 850 nm	Caponi et al. (2015)
N/A	2,5	370 y 950 nm	Martinsson et al. (2015)
0,96	N/A	370 y 880 nm	Fuller et al. (2014)
0,8-1,1	1,8-2,2	370 y 880 nm	Harrison et al. (2013)
N/A	1,63	370 y 950 nm	Robinson (2013)
1,1	1,86	470 y 950 nm	Sandradewi (2008)

1,0

2,5

370 y 950 nm

Kirchstetter, Novakov, &
Hobbs (2004)

Fuente: Adaptado de (Blanco E., 2020)

Nota: N/A = No Aplica; N/R = No Reporta

Con referencia al comportamiento de las concentraciones de ambas fuentes en días hábiles y no hábiles se tuvo en cuenta el comportamiento horario de estas según el coeficiente AAE (AAE_{ff} y AAE_{bb}).

Para el caso del AAE_{ff} se obtuvo un comportamiento acorde con la actividad de los vehículos y las horas pico en la ciudad, registrando menores concentraciones en los días no hábiles que en los hábiles, pero siguiendo una misma tendencia (Figura 19). Por otro lado, para el caso del AAE_{bb} se obtuvo un comportamiento diferente para días hábiles y no hábiles, ya que las quemas no siguen una tendencia a lo largo del periodo de muestreo (Figura 20). Es decir, que estas se presentan puntualmente en ciertas fechas sin importar el día de la semana.

En ambas gráficas se puede observar que las concentraciones promedio son similares para ambas fuentes, lo cual indica que la fuente del contaminante no influye significativamente en las altas concentraciones de este, es decir ambas afectan las concentraciones de BC con una magnitud similar.

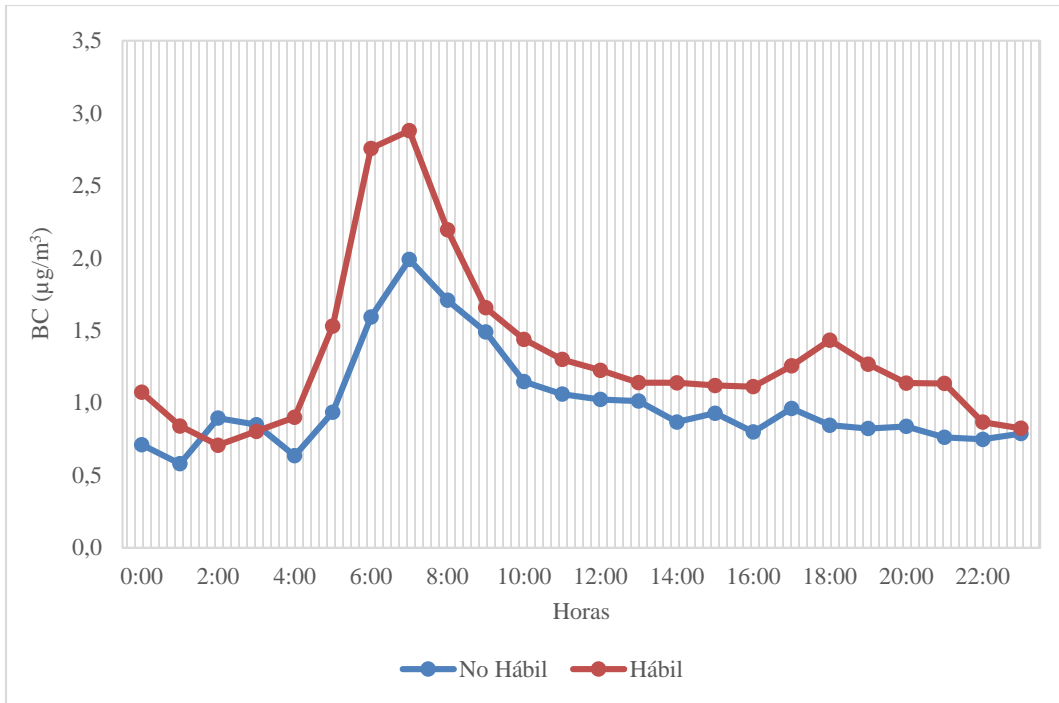


Figura 19. Comportamiento horario de las concentraciones de BC procedentes de la combustión de combustible fósil en días hábiles y no hábiles. Fuente: Autores

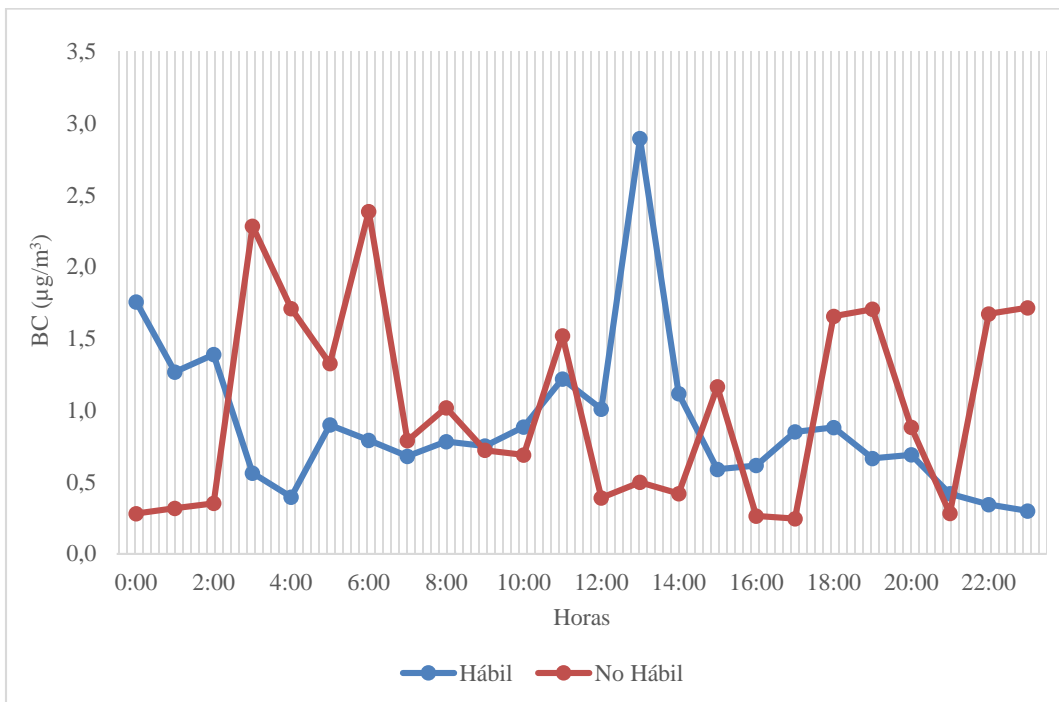


Figura 20. Comportamiento horario de las concentraciones de BC procedentes de la quema de biomasa en días hábiles y no hábiles. Fuente: Autores

Un estudio similar se llevó a cabo en la ciudad de Buenos Aires, Argentina, donde los resultados fueron afines a los del presente estudio en cuanto al comportamiento de AAE_{ff} (Resquin et al, 2018). No obstante, el comportamiento horario por parte del AAE_{bb} fue distinto, ya que en la ciudad de Buenos Aires se presenta mayor impacto por las fuentes de biomasa, como el caso de las chimeneas y parrilla que no son características de Barranquilla, sin embargo, se llegó a la misma conclusión de que esta fuente no sigue tendencias de comportamiento según el día de la semana.

8.4. Evaluación del aporte de las quemadas en las concentraciones de BC

Para evaluar si las quemadas de biomasa representan algún aporte en las concentraciones de BC evaluadas en el presente estudio, se analizaron las trayectorias de los puntos de quema que se presentaron alrededor de la ciudad, los cuales fueron detectados por la plataforma Quemadas del Instituto Aacional de Pesquisas Espaciais de Brasil, cuyos satélites brindan información detallada de estos eventos.

A su vez, utilizando la plataforma de modelación Hysplit fue posible simular la dispersión de un contaminante a partir de su foco de quema y ver su trayectoria acorde a la dirección del viento. De esta manera, durante el periodo de muestreo se identificaron 62 puntos de quema en un radio de 15km, de los cuales solo 23 mostraron trayectoria en dirección al punto de muestreo.

En la tabla 5 se pueden observar los días en que se presentaron los puntos de quema, la hora en que fue detectada la quema, la trayectoria Influyente (✓) o trayectoria no influyente (X), donde si considero si la pluma de dispersión pasó por el punto de muestreo o no, respectivamente, y si esta fue captada o no por el equipo.

Además, para ser determinado si la quema fue detectada por el equipo se utilizó el criterio de que el AAE debería presentar un valor cercano a 2, característico de la combustión de biomasa.

Tabla 5.

Puntos de quema y resultado de las modelaciones.

Días de quema	Hora	Latitud	Longitud	Trayectoria	Captado por el equipo
4-may	17:30	10,94582	74,69846	X	No
6-may	18:42	10,975	74,70818	X	No
13-may	3:25	11,015	74,827	X	No
22-may	18:42	10,94059	74,72915	X	No
5-jun	15:30	11,061	74,823	X	No
5-jun	17:36	11,06027	74,82355	X	No
11-jun	6:20	10,95621	74,74083	X	No
14-jun	18:14	10,96105	74,69001	X	No
19-jun	16:30	10,97	74,8	X	No
20-jun	6:48	10,97866	74,68848	X	No
6-jul	6:48	11,00942	74,73858	✓	No
7-jul	15:45	11,017	74,759	✓	Si
7-jul	18:30	74,801	74,76594	✓	Si
7-jul	6:30	11,01683	74,76395	✓	Si
11-jul	18:20	11,078	74,807	X	Si
26-jul	5:30	10,95415	74,74522	X	No
28-jul	6:20	10,97609	74,77065	✓	Si
26-ago	15:30	11,077	74,801	X	No
18-ago	6:42	10,93556	74,76025	X	Si
1-sep	6:30	11,03169	74,75791	✓	Si
2-sep	18:30	11,03405	74,76308	✓	Si
2-sep	7:00	11,03235	74,75194	✓	Si
4-sep	6:24	10,95728	74,74015	✓	Si
11-sep	18:00	10,95	74,8	X	No
15-sep	6:18	10,95811	74,74324	X	No

Fuente: Autores.

Nota: ✓ = la trayectoria pasa por el punto de muestreo; X = la trayectoria no pasa por el punto de muestreo

Para cada uno de estos puntos se hicieron sus respectivas modelaciones (Figura 21) y la distribución de los puntos de quema se presentó mediante un mapa, donde los puntos amarillos representan los puntos de quema cuya trayectoria no se acerca al punto de muestreo y los rojos aquellos cuya trayectoria pasa o está cercana al punto de muestreo (punto en verde en el mapa).

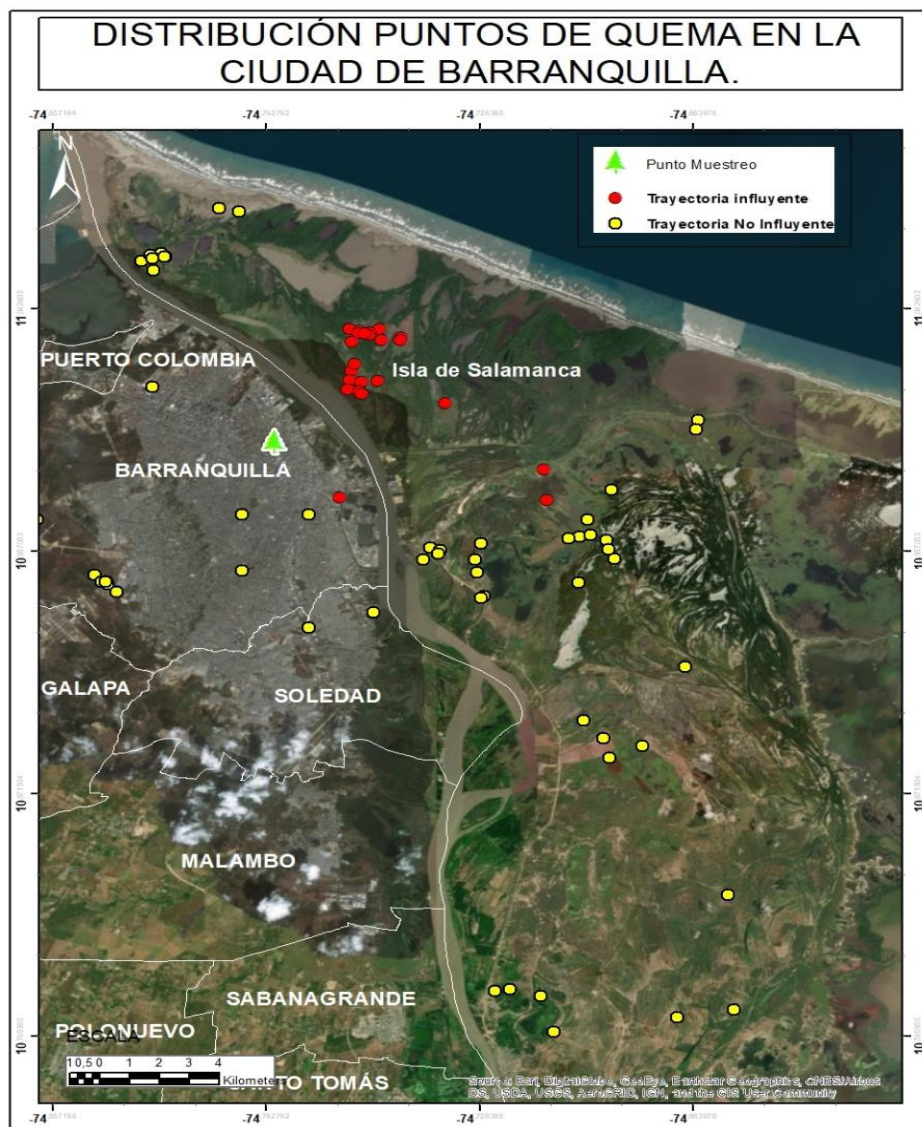


Figura 21. Distribución de los puntos de quema durante el periodo de muestreo. Fuente: Autores.

Las modelaciones se realizaron en un intervalo de 8 horas con el objetivo de apreciar la duración del punto de quema con ayuda de la información suministrada por los coeficientes AAE, de esta forma se analizó la trayectoria a lo largo de toda la duración de la quema.

8.5. Relación del AAE con el porcentaje de Biomasa

Para un mejor análisis del comportamiento del Exponente de Absorción de Ångström (AAE) es importante conocer su relación con el porcentaje de Biomasa (%BB), valor calculado y arrojado por el aethalometro AE33. Por medio de la determinación del coeficiente de correlación de Rho Spearman ($\rho = 0,852$), se observa que estos dos parámetros se comportan de manera directamente proporcional, por lo tanto, entre mayor sea el %BB mayor será el valor para el AAE, estando mucho más cercano a 2.

Asimismo, tomando como referencia los resultados de la estadística descriptiva para el %BB donde el valor mínimo registrado fue de 1,06% y el máximo de 99,25%, con un promedio de 13,46%, se puede apreciar que la fuente predominante a lo largo del muestreo fue la combustión de combustible fósil.

Al analizar el diagrama de dispersión del %BB con respecto al AAE (Figura 22), se observa una línea de tendencia que confirma la proporcionalidad de estos parámetros.

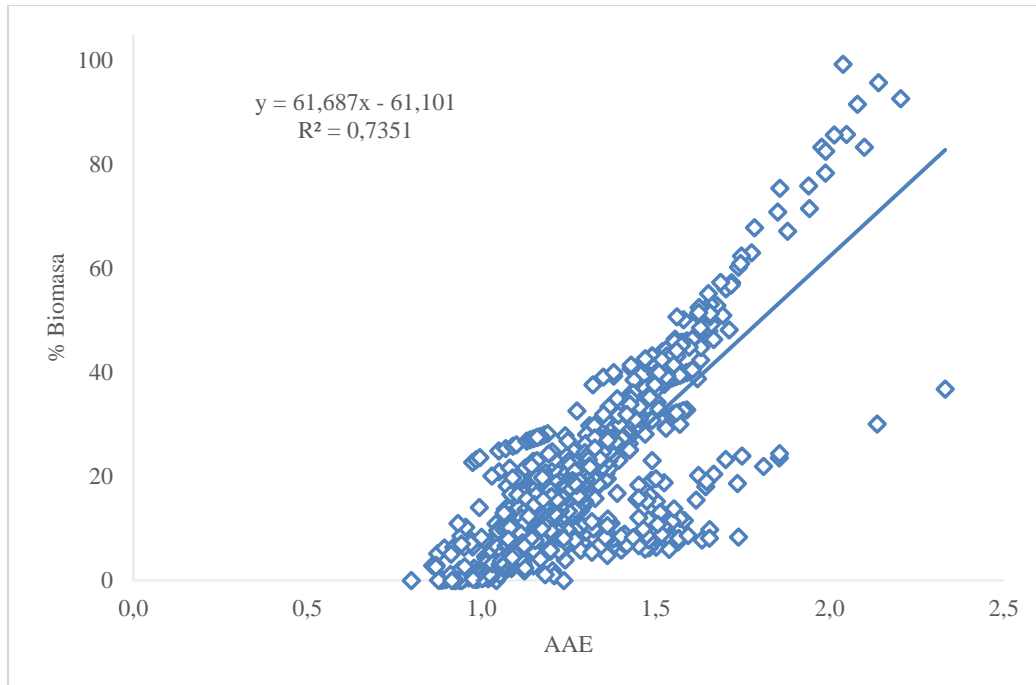


Figura 22. Diagrama de dispersión del %BB con respecto al AAE. Fuente: Autores.

8.6. Relación con los parámetros meteorológicos

El conocimiento de la influencia de los parámetros meteorológicos (temperatura, humedad relativa, velocidad y dirección del viento, precipitación, radiación solar y presión atmosférica) en el comportamiento de las concentraciones de BC es muy importante, ya que el transporte, la dispersión y el tiempo de residencia en la atmósfera de los contaminantes dependen en gran medida de varios de los parámetros mencionados anteriormente.

De esta manera según lo arrojado por el coeficiente de correlación de Rho Spearman (Tabla 6), las concentraciones reportadas por el equipo durante el tiempo en estudio muestran una correlación significativa con todos los parámetros meteorológicos, sin embargo, a pesar de que la humedad relativa actúa a través de los procesos de condensación de partículas disminuye su concentración (Blanco E. , 2020), en este caso se obtuvo una relación negativa con la humedad relativa ($\rho = -0,093$) al mismo que tiempo que con la precipitación ($\rho = -0,118$), que aunque fueron coeficientes bajos, estos presentan una explicación lógica del comportamiento de

la contaminación atmosférica con estas variables, es decir, a medida que aumenta la humedad relativa y la precipitación, disminuyen las concentraciones de contaminantes, esto como consecuencia del efecto de lavado de la lluvia, ya que esta empuja todas las partículas hacia el suelo, presentándose lo que se conoce como efecto barrido, es decir, que el agua arrastra las partículas en suspensión. (Villalba, Fajardo, & Romero, 2018).

Por su parte para la temperatura ($\rho = 0,161$) y la radiación solar ($\rho = 0,367$) se obtuvieron correlaciones positivas, es decir, que al aumentar estas dos variables aumenta también la concentración de BC, esto se explica porque en las horas del día es donde se presenta mayor presencia del tráfico vehicular y eventualidades de quemas, lo cual hace que aumenten las concentraciones (Montoya, Zapata, & Correa, 2013).

Por el contrario, la velocidad del viento favorece a la dispersión y/o eliminación de aerosoles, lo cual concuerda con el coeficiente Rho Spearman obtenido con un valor de $-0,322$, es decir, que entre mayor sea la velocidad del viento menor es la concentración de BC en el aire. Por su parte con la dirección del viento se obtuvo un coeficiente positivo ($\rho = 0,323$), donde es preciso tener en cuenta que ambas variables meteorológicas juegan un rol importante en la dinámica y presencia del contaminante, debido a que contribuyen con los procesos de dispersión (Blanco, 2020).

Tabla 6.

Correlación de Rho Spearman de las concentraciones de BC con los parámetros meteorológicos.

	BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Temperatura	Rad. solar	Presión	Hum. Rel.	Precipitación	Vel. viento
BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,000	0,161**	0,367**	0,260**	-0,093**	-0,118**	-0,322**
Temperatura		1,000	0,698**	-0,121**	-0,819**	-0,121**	-0,432**
Rad. solar			1,000	0,025	-0,711**	-0,015	0,400**
Presión				1,000	0,129**	0,107**	-0,351**
Hum. Rel.					1,000	0,092**	-0,599**
Precipitación						1,000	-0,82**
Vel. viento							1,000

Fuente: Autores

Nota: * Correlación es significativa en el nivel 0,05 (2 colas).

** Correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas).

La rosa de viento (Figura 23) muestra una distribución de la frecuencia de la dirección del viento desde la dirección Este – sureste, presentando un vector resultante de aproximadamente 97 grados durante todo el periodo de muestreo, este resultado concuerda con el análisis de la modelación, ya que los puntos de quema detectados por el equipo que presentaron trayectoria en dirección al punto de muestreo provienen de dirección este y sureste.

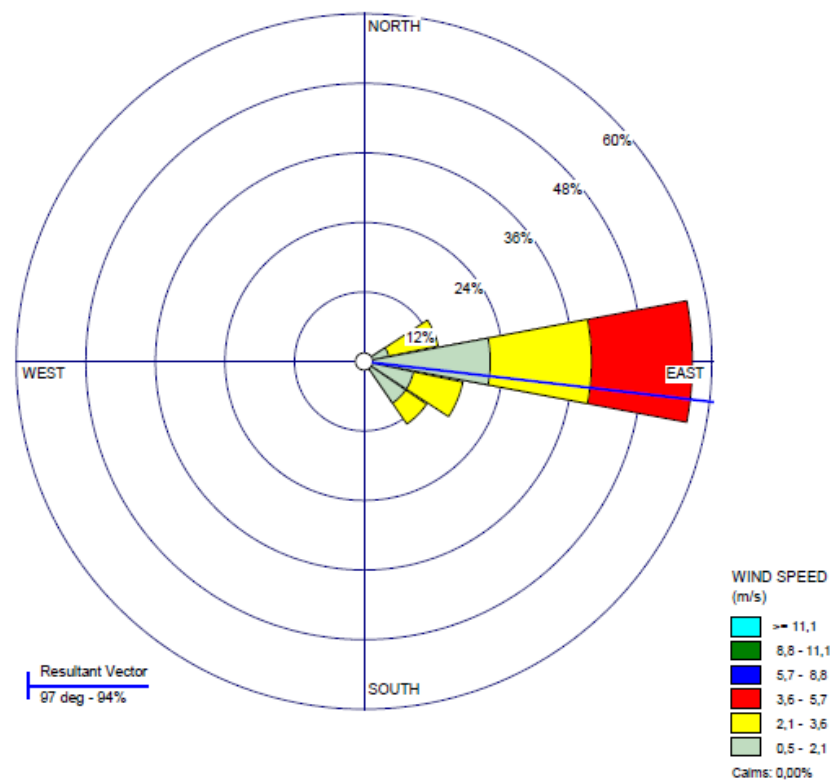


Figura 23. Rosa de viento para el periodo de muestreo. Fuente: Autores.

Finalmente hay que resaltar que para estos estudios tienen mucha influencia las características de la ciudad, su meteorología, población, desarrollo, posición geográfica y el periodo estacional.

Ciudades costeras similares a Barranquilla como Kolkata, India, que presenta concentraciones de hasta $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en donde se puede apreciar la alta actividad industrial y su influencia en los niveles de concentración, dicho comportamiento se atribuía a factores de producción industrial y al fenómeno de inversión térmica (Talukdar, Jana, Maitra, & Gogoi, 2015).

De esta manera, aunque las condiciones de esta ciudad en comparación con Barranquilla son diferentes, queda demostrado que esto es un aspecto que influye directamente en el comportamiento de las concentraciones del Black Carbon, por lo cual es importante su análisis, pero entender la variabilidad del contaminante.

9. Conclusiones

La concentración promedio de Black Carbon (BC) este estudio comparada con otros es relativamente baja ($1,09 \pm 1,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$), lo cual se debe a que la ciudad de Barranquilla cuenta con una alta dispersión de contaminantes por acción activa del viento y un relieve llano y poco montañoso, además de ser una ciudad costera.

En la actualidad este contaminante se encuentra en estudio en distintas ciudades del mundo, por tal motivo con esta investigación se logró identificar y analizar la influencia de las fuentes en las concentraciones de BC en Barranquilla, realizando un aporte significativo a los estudios que se llevan a cabo a nivel nacional y local sobre este tema. Determinando de esta manera la variabilidad del contaminante tanto en días hábiles como no hábiles, siendo la combustión de combustible fósil, la fuente que más influye en las concentraciones de esta ciudad, donde esta fuente aportó el 58% de eventualidad, seguido por el porcentaje mixto y de quema de biomasa con un 36% y 6%, respectivamente.

En Barranquilla por ser zona urbana predomina la fuente de combustión incompleta de combustible fósil por tráfico vehicular, aunque en varias ocasiones se encuentra mezclado en menor medida con la fuente de quema de biomasa, para esta última las concentraciones no variaron significativamente con relación a la fuente predominante. La quema de biomasa y la combustión de combustible fósil presentaron comportamientos similares a lo largo del día, mientras que los resultados de fuente mixta variaron presentando una relación inversa (Exponente AAE mixto vs BC) ya que es más frecuente que aumente la concentración por la influencia del combustible fósil que por la quema de biomasa, lo cual hace que el coeficiente disminuya acercándose a 1.

El análisis Cluster arrojó intervalos de rango bajo gracias al predominio de valores cercanos a 1. Teóricamente los valores de 1 y 2 en los AAE corresponden a BC en estado puro procedente de una sola fuente. Sin embargo, por las características del medio urbano escasamente se encuentra este contaminante de esta forma, la mayor parte del tiempo este se presenta mezclado en mayor o menor medida con otros compuestos de acuerdo con la fuente, por tal motivo los coeficientes más altos indican la predominancia de biomasa y los más bajos de combustible fósil.

Se identificaron numerosos puntos de quema alrededor de la ciudad, no obstante, solo se captó el 37% debido a la dirección del viento y la posición de cada punto de quema. Las modelaciones fueron de utilidad para identificar el origen de las concentraciones con ayuda del exponente, donde el sentido de las trayectorias influyentes concuerda con la dirección del viento presentada en la rosa de viento.

La relación del porcentaje de biomasa arrojado por el equipo vs el exponente AAE tuvo una correlación de 0,85, indicando una relación directa entre estas 2 variables. Por otro lado, las correlaciones con los parámetros meteorológicos arrojaron resultados variados, con coeficientes Rho de Spearman proporcionales para parámetros como la temperatura y radiación solar e inversos para humedad, precipitación, dirección y velocidad del viento, resultados similares a los reportados en varios artículos revisados sobre el comportamiento de los contaminantes atmosféricos frente a la variación de las condiciones meteorológicas.

Teniendo en cuenta los resultados se puede indicar que en la ciudad de Barranquilla se presentan bajas concentraciones del contaminante evaluado, sin embargo, hay evidencia de altos niveles de contaminantes atmosféricos en zonas puntuales de la ciudad. Por tal motivo es necesario estudiar los efectos a la salud, ya que no hay límites o estudios que indiquen una

relación entre concentración y enfermedades, además, la evaluación de calidad de aire en ciudades costeras da una visión más amplia del comportamiento de un contaminante en diferentes ambientes.

10. Recomendaciones

Con base a los resultados y análisis de este proyecto se plantean las siguientes recomendaciones con el fin de continuar explorando el comportamiento del Black Carbon y su influencia en la calidad del aire de la ciudad de Barranquilla:

1. Realizar el estudio también en temporada seca para establecer las variaciones estacionales del BC y poder identificar con mayor claridad el impacto de las quemas en las concentraciones de este contaminante.
2. Realizar una comparación entre las concentraciones de BC y PM_{2.5} para verificar la relación de estos 2 importantes contaminantes atmosféricos.
3. Relacionar las concentraciones arrojadas por el modelo de dispersión con las cuantificadas por el aethalometro.
4. Ampliar el rango de identificación de quemas, ya que es posible que el viento transporte BC de otros departamentos cercanos y así establecer relaciones de distancia vs concentración.
5. Elaborar estudios de largo plazo y evaluar el impacto en el cambio climático.

11. Referencias

- Aguilera, M. (2010). *Estudio de la dependencia del Coeficiente de Absorción de Luz con la longitud de onda*. Obtenido de Universidad de Santiago de Chile :
https://www.fisica.usach.cl/sites/fisica/files/aguilera_tapia_mauricio_ricardo.pdf
- AIDA & IEMA. (2016). Contaminantes Climáticos de Vida Corta. *Asociación Interamericana para la Defensa del Ambiente (AIDA); Instituto de Energía e Medio Ambiente (IEMA)*,
https://www.aida-americas.org/sites/default/files/featured_pubs/reporte_ccvc.pdf.
- AIDA. (2009). *El Carbono Negro: Concepto, Efectos Climáticos y Oportunidades en su Control*. Mexico: https://aida-americas.org/sites/default/files/publication/AIDA_Carbono%20Negro%20FINAL.pdf.
- Ajtai, T., Kiss-Albert, G., iUtry, N., Tóth, Á., Hoffer, A., Szabó, G., & Bozóki, Z. (2019). Diurnal variation of aethalometer correction factors and optical absorption assessment of nucleation events using multi-wavelength photoacoustic spectroscopy. *Journal of Environmental Sciences*, 96-109 <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.01.022>.
- Alcaldía de Barranquilla. (5 de Diciembre de 2016). Barranquilla dispone de 3 estaciones de monitoreo de calidad de aire. *Alcaldía de Barranquilla*.
- Alcaldía de Barranquilla. (10 de mayo de 2018). Calidad del aire en Barranquilla, en permanente vigilancia por organismos ambientales.
- Alcaldía De Barranquilla. (2019). Información General de Barranquilla.
- Alexander, D. T., Crozier, P. A., & Anderson, J. R. (2008). Brown Carbon Spheres in East Asian Outflow and Their Optical Properties. *Science*, 833-836
<https://doi.org/10.1126/science.1155296>.

Alvarez, E. (1 de Septiembre de 2019). En video | Comunidad se queja de las quemas en isla Salamanca. *EL HERALDO*, pág. 1.

Ballester, F., Iñiguez, C., Pérez-Hoyos, S., & Tenías, J. (2002). Contaminación atmosférica por partículas y salud en Valencia, 1994-1996. *Gac Sanit* 2002;16(6), 16.

Banco Mundial. (20 de septiembre de 2018). Los desechos: un análisis actualizado del futuro de la gestión de los desechos sólidos. *Banco Mundial* .

Barrios, N. (2 de Agosto de 2019). Impactos de los incendios forestales. *Alianza El Heraldo - Universidad de la Costa*.

Bergman, J. (13 de mayo de 2011). *Carbón Negro*. Obtenido de Ventanas Al Universo: https://www.windows2universe.org/earth/climate/black_carbon.html&edu=elem&lang=s
p

Bessa, M. J., Brandão, F., Viana, M., Gomes, J., Monfort, E., Cassee, F., . . . PauloTeixeira, J. (2010). Nanoparticle exposure and hazard in the ceramic industry: An overview of potential sources, toxicity and health effects. *Environmental Research*, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109297>.

Blanco, C., Calvo, A., Alves, C., Fialho, P., Nunes, T., Gomez, J., . . . Fraile, R. (2020). Aethalometer measurements in a road tunnel: A step forward in the characterization of black carbon emissions from traffic. *Science of The Total Environment*, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135483>.

Blanco, E. (2020). *Evaluación de la Variabilidad Espacial de Black Carbon en un Área Urbana del Caribe Colombiano*. Barranquilla: Universidad de la Costa.

- Bogotá Cómo Vamos. (23 de Mayo de 2019). *Preocupa crecimiento de parque automotor en Bogotá*. Obtenido de <http://www.bogotacomovamos.org/blog/preocupa-crecimiento-de-parque-automotor/>
- Boldo, E., & Querol, X. (2014). Nuevas políticas europeas de control de la calidad del aire: ¿un paso adelante para la mejora de la salud pública? *Elsevier*, 263-266
<https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2014.04.003>.
- Bond. (18 de octubre de 2007). *Testimony for the Hearing on Black Carbon and Climate Change*. Obtenido de University of Illinois at Urbana-Champaign:
http://dust.ess.uci.edu/ppr/ppr_Bon07_wrt.pdf
- Bond, T. C., & Bergstrom, R. W. (2006). Light Absorption by Carbonaceous Particles: An Investigative Review . *Aerosol Science and Technology*, 27-67.
- Bonilla, L. (2010). El Sector Industrial De Barranquilla En El Siglo XXI ¿Cambian finalmente las tendencias? *Documentos De Trabajo Sobre Economía Regional*.
- Brand, V. S., Kumar, P., Santos, A., Pritchard, J. P., Geurs, K., & Andrade, M. d. (2019). Impact of route choice and period of the day on cyclists exposure to black carbon in London, Rotterdam and São Paulo. *Journal of Transport Geography*, 153-165
<https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2019.03.007>.
- Briggs, N., & Long, C. (2016). Critical review of black carbon and elemental carbon source apportionment in Europe and the United States. *Atmospheric Environment*, 409-427
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.002>.
- Broitman, D., & Portnov, B. (2020). Forecasting health effects potentially associated with the relocation of a major air pollution source. *Environmental Research*,
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.109088>.

- CEMDA. (23 de junio de 2014). Alertan organizaciones impactos del black carbon en la salud, la calidad del aire y el cambio climático. *Centro Mexicano de Derecho Ambiental*.
- Chen, X., Kang, S., & Yang, J. (2019). Investigation of distribution, transportation, and impact factors of atmospheric black carbon in the Arctic region based on a regional climate-chemistry model. *Environmental Pollution*.
- Chen, X., Wang, Z., Yu, F., Pan, X., & Yang, W. (2017). Estimation of atmospheric aging time of black carbon particles in the polluted atmosphere over central-eastern China using microphysical process analysis in regional chemical transport model. *Atmospheric Environment*, 44-56.
- Clean Air Institute. (Mayo de 2013). *La Calidad del Aire en América Latina: Una Visión Panorámica*. Obtenido de Minambiente:
https://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosambientalesySectorialyUrbana/pdf/contaminacion_atmosferica/La_Calidad_del_Aire_en_America_Latina.pdf
- Corde, G., Thibault, L., & Dégeilh, P. (21 de Agosto de 2018). Diésel, gasolina o eléctricos: todos los coches contaminan. *The Conversation*.
- Cortés, J. (2013). *Evaluación De La Contaminación Atmosférica En El Aire Ambiente De Manizales Por COPs Y PM10*. Obtenido de Universidad Nacional de Colombia :
<http://bdigital.unal.edu.co/12171/1/4101005.2013.pdf>
- Delfino, R., Tjoa, T., Gillen, D., Staimer, N., Polidori, A., Arhami, M., . . . Longhurst, J. (2010). Traffic-related air pollution and blood pressure in elderly subjects with coronary artery disease. *Epidemiology*, 396–404 <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181d5e19b>.
- Díaz, C. (octubre de 2016). *Estudio Del Carbono Negro (Black Carbon) Contenido En Partículas Suspendidas En Ambientes Urbanos*. Obtenido de Centro de Investigación en

Materiales Avanzados, S.C. CIMAV:

https://cimav.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1004/2244/1/CARLOS%20DIA_Z_TESIS%20MCTA.pdf

Domínguez, M. (2015). La contaminación ambiental, un tema con compromiso social. *Producción Más Limpia*, <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v10n1/v10n1a01.pdf>.

Donahue, N. M. (2018). *Chapter 3.2 Air Pollution and Air Quality*. Estados Unidos.

Dons, E., Panis, L. I., Poppel, M. V., Theunis, J., & Wets, G. (2012). Personal exposure to Black Carbon in transport microenvironments. *Atmospheric Environment*.

Drinovec, L., G. M., Zotter, P., Prévôt, A. S., Ruckstuhl, C., Coz, E., . . . Hansen, A. D. (2015). The “dual-spot” Aethalometer: an improved measurement of aerosol black carbon with real-time loading compensation. *Atmospheric Teasurement Techniques*, <https://doi.org/10.5194/amt-8-1965-2015>.

Dubowsky, S., Suh, H., Schwartz, J., Coull, B., & Gold, D. (2006). Diabetes, obesity, and hypertension may enhance associations between air pollution and markers of systemic inflammation. *Environmental Health Perspectives*, 992-998 <https://doi.org/10.1289/ehp.8469>.

Estinov, S., Mokhov, I., & Likhosherstova, A. (2019). Exploring large-scale black-carbon air pollution over Northern Eurasia in summer 2016 using MERRA-2 reanalysis data. *Atmospheric Research*, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104763>.

Fernández, G. (2012). Ley de Lambert-Beer. *Artículos Ciencia Y tecnología*.

Franco, J., & Segura, J. (2016). Exposición de peatones a la contaminación del aire en vías con alto tráfico vehicular. *Revista de Salud Pública*, 179–187 <http://dx.doi.org/10.15446/rsap.v18n2.49237>.

Fresnel Cachon, B., Stéphane, F., Verdin, A., Ayi-Fanou, L., Sylvain, B., Fabrice, C., . . .

Cachon, B. F. (2014). Proinflammatory effects and oxidative stress within human bronchial epithelial cells exposed to atmospheric particulate matter (PM_{2.5} and PM_{>2.5}) collected from Cotonou, Benin. *Environmental Pollution*, 340-351
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.026>.

G, C. F., M, J. C., & González, G. J. (2012). Contaminación del aire y vulnerabilidad de individuos expuestos: un caso de estudio para el centro de Medellín. *Facultad Nacional de Salud Publica*, 13.

Galdos, M., Cavalett, O., Seabra, J., Nogueira, L. A., & Bonomi, A. (2013). Trends in global warming and human health impacts related to Brazilian sugarcane ethanol production considering black carbon emissions. *Applied Energy*, 576-582
<https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.11.002>.

Gan, W., Koehoorn, M., Davies, H., Demers, P., Tamburic, L., & Brauer, M. (2011). Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of coronary heart disease hospitalization and mortality. *Environmental Health Perspectives*, 501–507
<https://doi.org/10.1289/ehp.1002511>.

geographic, n. (5 de septiembre de 2010). *national geographic*. Obtenido de ¿Qué gases son los causantes del efecto invernadero?: <http://www.nationalgeographic.es/medio-ambiente/la-contaminacion-del-aire>

Gobbo, A., Costa, L., Cota, K., & Pompeo, L. (2016). Las partículas finas estimado por el modelo matemático y las hospitalizaciones por neumonía y el asma en niños. *Revista paulista de Pediatria*, 23.

González, M. (2010). Transmitancia y absorbancia. *La Guia*.

Goosse, H., Barriat, P., Lefebvre, W., Loutre, M., & Zunz, V. (2015). *Introduction to climate dynamics and climate modeling*. Online textbook - <http://www.climate.be/textbook/>.

GreenFacts. (2006). *Resume de informe de la OMS*.

Hemming, B. L. (2012). Report to Congress on Black Carbon. *Environmental Protection Agency, Washington, DC*.

Hoffmann, D. (16 de mayo de 2016). *¿Qué son los Contaminantes Climáticos de Vida Corta (CCVC)?* Obtenido de Cambio Climático Bolivia : https://www.cambioclimatico-bolivia.org/pdf/cc-20160516-_qu__son_l____.pdf

Hu, Z., Kang, S., Li, X., Li, C., & Sillanpää, M. (2020). Relative contribution of mineral dust versus black carbon to Third Pole glacier melting. *Atmospheric Environment*.

ICBA. (2016). Guía del usuario de Carbón Negro. *Guía del usuario de Negro de Carbón*.

IDEAM & Minambiente. (2017). *Calidad del aire*. Obtenido de <http://www.ideam.gov.co/web/contaminacion-y-calidad-ambiental/calidad-del-aire>

IDEAM. (noviembre de 2016). *Segundo Boletín De Contaminación Atmosférica* . Obtenido de Minambiente - Colombia : http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023669/Segundo_boletin_contaminacion_atmosferica.pdf

IDEAM. (2017). *Informe del Estado de la Calidad del Aire en Colombia 2016*. Bogotá, D.C. .

IDEAM, & Minambiente. (2017). *Calidad del aire*. Obtenido de <http://www.ideam.gov.co/web/contaminacion-y-calidad-ambiental/calidad-del-aire>

IGSD. (Agosto de 2008). *Reducing Black Carbon May Be Fastest Strategy for Slowing Climate Change* . Obtenido de Climate Briefing Note: 29 : <http://www.igsd.org/docs/BC%20Summary%206July08.pdf>

Isaza, J., & Campo, D. (2007). *Cambio Climático: Glaciaciones y calentamiento global*. Bogotá: Universidad de Bogotá - Jorge Tadeo Lozano.

ISGLOBAL. (4 de diciembre de 2014). El carbono negro es más tóxico que las PM2.5 para la salud. *Instituto de Salud Global Barcelona*.

Ito, K., Mathes, R., Ross, Z., Nádas, A., Thurston, G., & Matte, T. (2011). Fine particulate matter constituents associated with cardiovascular hospitalizations and mortality in New York City. *Environ Health Perspect*, 467-473 <https://doi.org/10.1289/ehp.1002667>.

Jacobson, M. (2014). Effects of biomass burning on climate, accounting for heat and moisture fluxes, black and brown carbon, and cloud absorption effects. *Geophysical Research*, 8980-9002.

Jeong, H., & Park, D. (2018). Characteristics of peak concentrations of black carbon encountered by elementary school children. *Science of The Total Environment*, 418-430 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.399>.

Jiménez, A. (12 de Noviembre de 2015). Black Carbon el enemigo silencioso y letal de la salud, medio ambiente y competitividad. *Corresponsables*, págs. <https://www.corresponsables.com/actualidad/black-carbon-el-enemigo-silencioso-y-letal-de-la-salud-medio-ambiente-y-competitividad>.

Johnson, R. (2010). Black Carbon: Impact on Climate Change and Human Health. *Press-Republican - Climate Science*.

Krecl, P., Créso, A., Wiese, L., Ketznel, M., & Corrêa, M. (2016). Screening of short-lived climate pollutants in a street canyon in a mid-sized city in Brazil. *Atmospheric Pollution Research*, 1022-1036 <https://doi.org/10.1016/j.apr.2016.06.004>.

Kucbel, M., Corsaro, A., Švédová, B., Raclavská, H., Raclavsk, K., & Juchelková, D. (2017).

Temporal and seasonal variations of black carbon in a highly polluted European city:

Apportionment of potential sources and the effect of meteorological conditions. *Journal of Environmental Management*, 1178-1189

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.038>.

Kumar Pani, S., Wang, S.-H., Lin, N.-H., Chantara, S., Lee, C.-T., & Thepnuan, D. (2020).

Black carbon over an urban atmosphere in northern peninsular Southeast Asia:

Characteristics, source apportionment, and associated health risks. *Environmental Pollution*, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113871>.

Lack, D. A., Moosmüller, H., McMeeking, G. R., Chakrabarty, R. K., & Baumgardner, D.

(2014). Characterizing elemental, equivalent black, and refractory black carbon aerosol particles: a review of techniques, their limitations and uncertainties. *Anal Bioanal Chem*, 99–122 <https://dx.doi.org/10.1007/s00216-013-7402-3>.

Lamarque, J. F., Bond, T., Eyring, V., Granier, C., Heil, A., Klimont, Z., . . . McConnell, J. R.

(2010). Historical (1850–2000) gridded anthropogenic and biomass burning emissions of reactive gases and aerosols: methodology and application. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7017-7039 <https://doi.org/10.5194/acp-10-7017-2010>.

Lasso Fuentes, J. C. (3 de abril de 2014). La contaminación del aire, el mayor problema ambiental de salud pública en el mundo. *Radio Nacional de Colombia*, págs.

<https://www.radionacional.co/noticia/la-contaminacion-del-aire-el-mayor-problema-ambiental-de-salud-publica-en-el-mundo>.

- Li, B., Lei, X.-n., Xiu, G.-l., Gao, C.-y., Gao, S., & Qian, N.-s. (2015). Personal exposure to black carbon during commuting in peak and off-peak hours in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 237-245 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.088>.
- Lin, W., Dai, J., Liu, R., Zhai, Y., Yue, D., & Hu, Q. (2019, Septiembre). Integrated assessment of health risk and climate effects of black carbon in the Pearl River Delta region, China. *Environmental Research*, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.06.003>. Retrieved from Environmental Research: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.06.003>
- Liñán, R. (Noviembre de 2019). *Propiedades ópticas y concentración de Carbono Negro de partículas atmosféricas en zonas urbanas y rurales de México*. Obtenido de Universidad Nacional Autónoma de México.
- Liu, C., Chung, C. E., Yin, Y., & Schnaiter, M. (2018). The absorption Ångström exponent of black carbon: from numerical aspects. *Atmospheric Chemistry and Physics*.
- Lockwood, A. H., Welker Hood, K., Rauch, M., & Gottlieb, B. (2009). *El Impacto del Carbón sobre la Salud Humana*. Obtenido de Physicians for Social Responsibility: <https://www.greenpeace.org/archive-chile/Global/chile/Documentos/Clima%20y%20Energia/2010/impactos-del-carb-n-sobre-la-s.pdf>
- Lopez, A., Orozco, G., Acuna, K., Villarreal, J., & Alfaro, J. (2016). Characterization of atmospheric black carbon in particulate matter over the Monterrey metropolitan area, Mexico, using scanning electron microscopy. *Air Quality Atmosphere and Health*, 223–229 <https://doi.org/10.1007/s11869-015-0328-5>.

- MacNaughton, P., Melly, S., Vallarino, J., Adamkiewicz, G., & Spengler, J. (2014). Impact of bicycle route type on exposure to traffic-related air pollution. *Science of The Total Environment*, 37-43 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.111>.
- Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. (2008). Soil organic carbon and soil properties. *Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal*, 68-96 https://www.researchgate.net/publication/286287830_Soil_organic_carbon_and_soil_properties.
- Martinsson, J., Azeem, H. A., Sporre, M. K., Bergström, R., Ahlberg, E., Öström, E., . . . Stenström, K. E. (2017). Carbonaceous aerosol source apportionment using the Aethalometer model – evaluation by radiocarbon and levoglucosan analysis at a rural background site in southern Sweden. *Atmospheric Chemistry And Physics*, 4265–4281 <https://doi.org/10.5194/acp-17-4265-2017>.
- Milford, C., Fernández, R., Sánchez, A., Rodríguez, S., Castell, N., Marrero, C., . . . F. Steing, A. (2016). Black Carbon aerosol measurements and simulation in two cities in south-west Spain. *Atmospheric Environment*, 55-65 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.026>.
- Minambiente. (Noviembre de 2017). *Resolución 2254* . Obtenido de <http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/96-res%202254%20de%202017.pdf>
- Minambiente. (2020). *Contaminación Atmosférica*. Obtenido de Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible : <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/1801-plantilla>
- Ministerio De Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). *Se instala mesa para mejorar la calidad del aire en Barranquilla*. Barranquilla.

- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (24 de Abril de 2018). Barranquilla debe ser un ejemplo de movilidad sostenible en el país. *Ministerio de Ambiente Y Desarrollo Sostenible*. Obtenido de <https://www.datos.gov.co/Transporte/Gr-fico-Parque-Automotor-Activo-de-Barranquilla-Vi/saup-qeb2>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2018 de Mayo de 2018). Barranquilla debe ser un ejemplo de movilidad sostenible en el país. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenibl*.
- Momoe Kanada,Liang Dong,Tsuyoshi Fujita,Minoru Fujii,Tsuyoshi Inoue,Yujiro Hirano,Takuya Togawa,Yong Geng. (2013). *Regional disparity and cost-effective SO2 pollution control in China: A case study in 5 mega-cities*. China.
- Montoya, M., Zapata, P., & Correa, M. (2013). Contaminación ambiental por PM10 dentro y fuera del domicilio y capacidad respiratoria en Puerto Nare, Colombia. *Rev. salud pública*, 103-115.
- Morales, R., Galvis, B., Balachandran, S., Ramos Bonilla, J., Sarmiento, O., Gallo Murcia, S., & Contreras, Y. (2017). Exposure to fine particulate, black carbon, and particle number concentration in transportation microenvironments. *Atmospheric Environment*, 135-145 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.006>.
- Moreno, T. (2007). *Aerosoles atmosféricos: problemas ambientales*. Obtenido de Aula2punto.net - Temas Ambientales: https://www.aulados.net/Temas_ambientales/Particulado_aereo/Particulado_aereo.pdf
- Mousavi, A., H.Sowlat, M., Lovett, C., Rauber, M., Szidat, S., Boffi, R., . . . Sioutas, C. (2019). Source apportionment of black carbon (BC) from fossil fuel and biomass burning in

- metropolitan Milan, Italy. *Atmospheric Environment*, 252-261
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.009>.
- Mundo, Redaccion BBC. (5 de septiembre de 2011). Reducir carbono negro, "la estrategia más rápida contra el calentamiento". *News Mundo*.
- Núñez, X. C., Ruiz, Villers, L., García, & Gay, C. (2014). Black carbon and organic carbon emissions from wildfires in Mexico. *Atmospheric*, 165-172
<http://www.scielo.org.mx/pdf/atm/v27n2/v27n2a4.pdf>.
- OEM Distributors. (Marzo de 2016). *Aethalometer Model AE33 User Manual*. Obtenido de User's manual – Ver. 1.54.
- Olivera, N., Souza, S., Oliveira, M., Peixotoc, M., Artaxo, P., Castro, P., & Batistuzzo, S. (2014). Genetic damage of organic matter in the Brazilian Amazon: A comparative study between intense and moderate biomass burning. *Environmental Research*, 51-58
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.12.011>.
- OPS. (2017). *Contaminación del Aire Ambiental*. Obtenido de Organización Panamericana de la Salud:
https://www.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=12918:2017-ambient-air-pollution&Itemid=42246&lang=es
- Oyarzún, M. (2010). Air pollution an its effects on health. *Revista chilena de enfermedades respiratorias*, 16-25 <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-73482010000100004>.
- Palacios, L., Baró, R., & Jiménez, P. (2014). *Estudio del efecto directo de los aerosoles atmosféricos sobre Europa*. Retrieved from CONAMA - Congreso Nacional del Medio Ambiente; Universidad de Murcia:

<http://www.conama.org/conama/download/files/conama2014/CT%202014/1896711693.pdf>

Peng, J., Huang, Y., Liu, T., Jiang, L., Xu, Z., Xing, W., . . . Maeyer, P. D. (2019). Atmospheric nitrogen pollution in urban agglomeration and its impact on alpine lake-case study of Tianchi Lake. *Science of The Total Environment*, 312-323

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.202>.

Peña, I. (2014). Determinacion de carbono negro atmosferico Mediante metodos opticos.

Universidad autonoma de Mexico.

Peralta, O., Ortinez, A., Basaldud, R., Santiago, N., HarryAlvare, Cruz, K. d., . . . Gavilan, A. (2019). Atmospheric black carbon concentrations in Mexico. *Atmospheric Research*,

<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.104626>.

Poma, C. D. (16 de Octubre de 2018). 'Black carbon': el lado oscuro y peligroso de los nanomateriales. *El Tiempo*.

Puerto de Barranquilla. (2017). Qué se mueve por el Puerto de Barranquilla. *Puerto de Barranquilla*.

Pun, V., & Ho, K.-f. (2019). Blood pressure and pulmonary health effects of ozone and black carbon exposure in young adult runners. *Science of The Total Environment*, 1-6

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.465>.

Queimadas. (s.f. de s.f. de s.f.). *Satelites usados Por Quimadas*. Obtenido de Programa

Queimadas : <http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal/informacoes/perguntas-frequentes#p6>

Ramanathan, V., & Carmichael, G. (2008). *Global and Regional Climate Changes Due to Black Carbon*. 221–227 <https://doi.org/10.1038/ngeo156>: Nature Geoscience.

- Resquin, M. D., Santágata, D., Gallardo, L., Gómez, D., Rössler, C., & Laura, D. (2018). Local and remote black carbon sources in the Metropolitan Area of Buenos Aires. *Atmospheric Environment*, 105-114 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.018>.
- Retama, A., Baumgardner, D., Raga, G., McMeeking, G., & Walker, J. (2015). Seasonal and diurnal trends in black carbon properties and co-pollutants in Mexico. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9693–9709 <https://doi.org/10.5194/acp-15-9693-2015>.
- Rich, D., Mittleman, M., Link, M., Schwartz, J., Luttmann-gibson, H., Catalano, P., . . . DW, D. (2006). Increased risk of paroxysmal atrial fibrillation episodes associated with acute increases in ambient air pollution. *Environmental Health Perspectives*, 120–123 <https://doi.org/10.1289/ehp.8371>.
- Robles Luján, L. (2016). Estudiarán la calidad del aire en Barranquilla. *Publimetro*.
- Rodriguez, A. N. (30 de abril de 2017). Vehículos y canteras, causas de contaminación del aire en Soledad y Puerto Colombia. *El Herald*o.
- Rückerl, R., Ibald-Mulli, A., Koenig, W., Schneider, A., Woelke, G., Cyrys, J., . . . Peters, A. (2006). Air pollution and markers of inflammation and coagulation in patients with coronary heart disease. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 161–165 <https://doi.org/10.1164/rccm.200507-1123OC>.
- Salcedo, D., Castro, T., Bernal, J., Almanza, V., Zavala, M., González, E., . . . Molina, L. (2016). Using trace element content and lead isotopic composition to assess sources of PM in Tijuana, Mexico. *Atmospheric Environment*, 171-178 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.041>.
- Salud Capital. (2018). *Relación entre Black Carbon, efectos en salud y cambio climático en Bogotá*. Obtenido de Secretaría de Salud - Alcaldía Mayor de Bogotá D.C.:

http://www.saludcapital.gov.co/VSP/Fichas_Tecnicas/VSA/Anexos/Cambio_Climatico/Black_Carbon.pdf

- Sarnat, S., Sarnat, J., Klein, M., Goldman, G., Mulholland, J., & Russell, A. (2008). Applying Alternative Approaches to Characterizing Air Pollution Exposure in An Epidemiologic Study in Atlanta. *Epidemiology*, <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000339637.08886.f5>.
- Saturno, J., Pöhlker, C., Massabò, D., Brito, J., Carbone, S., Cheng, Y., . . . O, M. (2017). Comparison of different Aethalometer correction schemes and a reference multi-wavelength absorption technique for ambient aerosol data. *Atmospheric Measurement Techniques*, 2837–2850 <https://doi.org/10.5194/amt-10-2837-2017>.
- Schaap, M., & Van Der Gon, D. (2012). On the variability of Black Smoke and carbonaceous aerosols in the Netherland. *Atmospheric Environment*, 5908-5920. Obtenido de Atmospheric Environment.
- Semana Sostenible. (2018). Bogotá y Medellín tienen el aire más contaminado del país. *Semana Sostenible*.
- Solaun, K., Sopelana, A., Arraibi, E., & Pérez, M. (Junio de 2014). *Black Carbon y sus efectos en el clima*. Obtenido de Factor CO2: https://www.factorco2.com/comun/docs/131-Series%20CO2_Black%20Carbon_Factor%20CO2_20140613.pdf
- Sørensen, M., Daneshvar, B., Hansen, M., Dragsted, L., Hertel, O., Knudsen, L., & Loft, S. (2003). Personal PM2.5 exposure and markers of oxidative stress in blood. *Environmental Health Perspectives*, 161–166 <https://doi.org/10.1289/ehp.111-1241344>.
- Stein, A., Draxler, R., Rolph, G., Stunder, B., Cohen, M., & NGan, F. (2016). Sistema de modelado de dispersión y transporte atmosférico HYSPLIT de NOAA. *AMS 100*.

Suárez, C. A. (2012). Diagnóstico y Control de Material Particulado: Partículas Suspendidas

Totales y Fracción Respirable PM10. *Luna Azul*, 195-213

http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-

[24742012000100012&lng=en](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-24742012000100012&lng=en).

Suarez, L., Torres, C., Helmig, D., & Hueber, J. (2017). Measurement and analysis of black carbon aerosols at observatory of Huancayo, Peru. *Scielo - Revista Boliviana de Física*,

9-17 http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1562-

[38232017000100003&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1562-38232017000100003&lng=es&tlng=es).

Suarez, L., Torres, C., Helmig, D., & Hueber, J. (2017). Measurement and analysis of black carbon aerosols at observatory of Huancayo, Peru. *Revista Boliviana de Física*, 9-17

http://www.scielo.org.bo/pdf/rbf/v30n30/v30n30_a03.pdf.

Taheri, A., Aliasghari, P., & Hosseini, V. (2019). Black carbon and PM2.5 monitoring campaign on the roadside and residential urban background sites in the city of Tehran. *Atmospheric Environment*,

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.116928>.

Talukdar, S., Jana, S., Maitra, A., & Gogoi, M. (2015). Characteristics of black carbon concentration at a metropolitan city located near land–ocean boundary in Eastern India.

Atmospheric Research, 526-534 <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.10.014>.

Ubilla, C., & Yohannessen, K. (2017). Contaminación Atmosférica efectos en la Salud

Respiratoria en el Niño. *Revista Médica Clínica Las Condes*, 111-118

<https://doi.org/10.1016/j.rmcl.2016.12.003>.

USEPA. (Octubre de 2018). *Integrated Science Assessment for Particulate Matter*. Obtenido de

U.S. Environmental Protection Agency:

[https://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/0/932D1DF8C2A9043F852581000048170D/\\$File/PM-1STERD-OCT20](https://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/0/932D1DF8C2A9043F852581000048170D/$File/PM-1STERD-OCT20)

- Vargas, C. (Julio de 2011). *Efectos de la fracción gruesa (PM10-2.5) del material particulado sobre la salud humana*. Obtenido de Ministerio del Medio Ambiente de Chile:
http://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2016/proyectos/Efectos_en_la_salud_particulado_Claudio_Vargas_2011_MINSAL.pdf
- Velásquez, C. (12 de julio de 2018). Quemadas sin control y calidad del aire en Barranquilla. *Universidad del Norte*.
- Villadiego, K., & Velay, M. (12 de Diciembre de 2014). Outdoor thermal comfort in a hot and humid climate of Colombia: A field study in Barranquilla. *Building and environment*, 142-152 <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.01.017>. Obtenido de CIOH Oceanografía Operacional:
<https://www.cioh.org.co/meteorologia/Climatologia/ResumenBarranquilla4.php>
- Villalba, D., Fajardo, E., & Romero, H. (2018). Relación entre el material particulado PM10 y variables meteorológicas en la ciudad de Bucaramanga – Colombia: Una aplicación del análisis de datos longitudinal. *XXVIII Simposio Internacional de Estadística*.
- Wang, Q., J.P.Schwarz, Cao, J., Gao, R., Fahey, D., Hu, T., . . . Shen, Z. (2014, Mayo). *Black carbon aerosol characterization in a remote area of Qinghai–Tibetan Plateau, western China*. Retrieved from Science of The Total Environment, Pages 151-158:
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.098>
- World Health Organization. (2016). *Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease*. World Health Organization.

Zhao, Z., Cao, J., C.Chow, J., G.Watson, J., L-W.Chen, A., Wang, X., . . . Tian, R. (2019).

Multi-wavelength light absorption of black and brown carbon at a high-altitude site on the Southeastern margin of the Tibetan Plateau, China. *Atmospheric Environment*, 54-64 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.05.035>.

Zotter, P., Herich, H., Gysel, M., El-Haddad, I., Zhang, Y., Mocnik, G., . . . Prévôt, A. S. (2017).

Evaluation of the absorption Ångström exponents for traffic and wood burning in the Aethalometer-based source apportionment using radiocarbon measurements of ambient aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 4229–4249 <https://doi.org/10.5194/acp-17-4229-2017>.