

Análisis de la relación entre material particulado, cuarentena y COVID-19 en una ciudad del caribe colombiano

Analysis of the relationship between particulate material, quarantine, and COVID-19 in a Colombian Caribbean city

Jorge Homero Wilches-Visbal¹ ; Midian Clara Castillo-Pedraza¹ 

Forma de citar: Wilches Visbal JH, Castillo Pedraza MC. Análisis de la relación entre material particulado, cuarentena y COVID-19 en una ciudad del caribe colombiano. Salud UIS. 2021; e21032. doi: <https://doi.org/10.18273/saluduis.53.e:21032>



Resumen

Introducción: la exposición de largo y corto plazo a determinadas concentraciones de contaminantes ambientales parece incidir en la propagación y agravamiento de la COVID-19. Por otra parte, se ha hipotetizado que las cuarentenas tienen un efecto positivo en la calidad del aire. **Objetivo:** examinar la concentración de material particulado 10 (CPM10) en los últimos cinco años; en meses precuarentena y postcuarentena de 2020 y el impacto de la cuarentena en la CPM10 en Santa Marta (Colombia). **Materiales y Métodos:** estudio retrospectivo de corte longitudinal, sobre la CPM10 en una muestra de cinco estaciones de monitoreo ambiental, periodo 2016 – 2020. Se calcularon distribuciones de CPM10 por año y estación, así como entre meses pre y postcuarentena. **Resultados:** se evidenció una reducción estadísticamente significativa del CPM10 en 2020 respecto a los cuatro años anteriores, cercana al 34%; lo propio sucedió para meses postcuarentena versus precuarentena, con disminución del 40% en los primeros. No hubo diferencias significativas de CPM10 entre las estaciones, aunque se observaron medianas superiores del contaminante en las del sur. La CPM10 de 2016 – 2020 (largo plazo) y en meses precuarentena (corto plazo) sobrepasaron los límites de riesgo aumentado de morbilidad por COVID-19 establecidos en estudios internacionales previos. **Conclusión:** la cuarentena tuvo un impacto positivo en la calidad del aire en Santa Marta. No obstante, los niveles de CPM10 encontrados a largo y corto plazo pudieron haber predisuesto a la población al contagio y fallecimiento por el virus.

Palabras clave: Material Particulado; COVID-19; Cuarentena; Monitoreo del Ambiente; Calidad del Aire; Santa Marta; Colombia.

1. Universidad del Magdalena. Santa Marta, Colombia.

Correspondencia: Jorge Homero Wilches Visbal. Dirección: Carrera 32 22-08, San Pedro Alejandrino, Santa Marta (Colombia). Teléfono: +60 (5) 4381000. Correo electrónico: jwilches@unimagdalena.edu.co

Abstract

Introduction: Long and short-term exposure to certain concentrations of environmental pollutants seems to influence the spread and worsening of COVID-19. On the other hand, it has been hypothesized that quarantines have a positive effect on air quality. **Objective:** To examine the concentration of particulate material 10 (CPM10) in the last five years, in pre-quarantine and post-quarantine months of 2020 and the impact of the quarantine on CPM10 in Santa Marta (Colombia). **Materials and Methods:** Retrospective longitudinal study of CPM10 on a sample of five environmental monitoring stations, period 2016-2020. CPM10 distributions were calculated for each year and season, as well as between months before and after quarantine. **Results:** A statistically significant reduction of 34% in CPM10 was evidenced in 2020 compared to the previous four years. CPM10 of post-quarantine months decreased 40% in comparison with the pre-quarantine months. There were no significant differences in CPM10 between the stations, although median values of CPM10 were higher in the southern stations. CPM10 from 2016-2020 (long term) and in pre-quarantine months (short term) exceeded the limits of increased risk of morbidity and mortality from COVID-19 established in previous international studies. **Conclusion:** The quarantine had a positive impact on the air quality in Santa Marta. However, CPM10 levels found in the long and short term could have predisposed the population to infection and death from the virus.

Keywords: Particulate Matter; COVID-19; Quarantine; Environmental Monitoring; Air Quality; Santa Marta; Colombia.

Introducción

La enfermedad por coronavirus 2019 (COVID-19), una infección respiratoria de carácter agudo causada por el coronavirus SARS-CoV2, ha traído consecuencias sanitarias, socioeconómicas y ambientales sin precedente¹⁻³. Al 29 de junio de 2021 más de 215 países han sido afectados, se registraron cerca de 177 millones de contagios y 3,9 millones de fallecidos⁴. En Colombia hasta entonces, se contabilizan más de 4 millones de infectados y 100 mil decesos, y es el tercer país de Sudamérica en número de contagios. A la fecha los casos por millón están en 79 605, y es el sexto en la región, por detrás de Uruguay, Argentina, Brasil, Guyana y Chile. En muertes por millón, se ubica cuarta con 2010, detrás de Perú, Brasil y Argentina⁵.

El SARS-CoV2 se transmite por: i) contacto con gotas grandes expelidas por la boca o nariz un individuo contagiado; ii) contacto con fómites (superficies u objetos contaminadas con el virus) o iii) inhalación de aerosoles contaminados^{6,7}. La transmisión por aerosoles es la principal vía de contagio⁸ y la más difícil de contener⁹. Factores ambientales como la temperatura, la humedad y la contaminación atmosférica tienen una marcada incidencia en la transmisión por aerosoles¹⁰⁻¹². En particular, la contaminación atmosférica, parece jugar un papel no menor en el incremento de la morbimortalidad por COVID-19^{2,11,13}. Esta presunción parte del hecho de que a partir de estudios epidemiológicos se ha demostrado una asociación positiva entre contaminantes ambientales y efectos adversos sobre la salud humana^{2,14-16}.

El material particulado (en inglés, *particulate matter* (PM)), principal indicador de calidad de aire en zonas residenciales e industriales¹⁷, es uno de los contaminantes que despierta especial preocupación, dada su toxicidad y exposición generalizada de los humanos. El PM incluye partículas con diámetro aerodinámico menor a 10 μm (PM10) y a 2,5 μm (PM2,5) producidas en distintas fuentes de combustión o en procesos de transformación química de la atmósfera¹⁶. Ambos tipos de PM se han relacionado con el incremento de enfermedades respiratorias y hospitalizaciones por neumonía, enfermedad pulmonar obstructiva crónica y cáncer de pulmón^{13,18}.

La exposición al PM puede ser de largo-plazo (en inglés *long-time*) cuando ocurre de varios meses a años, o de corto-plazo (en inglés *short-time*), durante días, semanas o pocos meses^{18,19}. La exposición de largo-plazo ha demostrado incrementar la prevalencia de enfermedades respiratorias¹⁸ y cardiovasculares¹⁹. La de corto-plazo, también se ha relacionado con trastornos cardiovasculares como isquemia, hipertensión y rigidez arterial. Recientemente, numerosos estudios han mostrado una correlación positiva entre casos y fallecimientos por COVID-19 y exposiciones a largo y corto plazo de PM^{11,13,18,20-22}.

Debido a sus efectos adversos las naciones del mundo han seguido los lineamientos de la Organización Mundial de la Salud (OMS) sobre la imposición de límites regulatorios anuales y diarios sobre la concentración de PM y otra clase de contaminantes^{16,23}.

Colombia no ha sido ajena a la situación y ha elaborado un marco regulatorio al respecto^{24,25}, en especial, para el PM_{2,5} y PM₁₀, que son, en ese orden, los de mayor preocupación en el país¹⁴. Para PM₁₀, la OMS, establece un límite medio anual y diario de concentración de PM₁₀ (CPM₁₀) equivalente a 20 y 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente²³. En Estados Unidos no hay límite federal pero sí en algunos estados (ej. California 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). El diario es el mismo de la OMS²⁶. En la Unión Europea el límite anual dobla al de la OMS, siendo igual al diario²⁷. En Colombia, los límites son más laxos: 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ máximo anual y 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ máximo diario²⁵. Por ello, es imprescindible vigilar los niveles intra e interanual de PM y demás contaminantes, para tomar medidas acertadas que lleven a la mejora continua de la calidad del aire.

Dado que la cuarentena (o distanciamiento social obligatorio), una de las principales medidas para contener la COVID-19, ha llevado al cierre de establecimientos comerciales y educativos; disminución de la actividad industrial y comercial; y restricciones a la movilidad vehicular y peatonal^{28,29}, vale la pena evaluar cómo esto ha impactado en la mejora de la calidad del aire¹. En efecto, se ha reportado que, en varias de las ciudades más contaminadas del mundo, ha caído el nivel de gases y partículas contaminantes^{1,30}. En algunas de las ciudades más grandes de América Latina (ej. Bogotá, Buenos Aires y Quito) se han visto reducciones entre el 30 y 80% en el PM y el NO₂²⁹.

La región caribe de Colombia representa cerca del 12% del territorio nacional y está compuesta por ocho departamentos, entre ellos Magdalena. Sus principales actividades económicas son la ganadería, industria, turismo y el transporte marítimo³¹. Santa Marta, capital del departamento de Magdalena, importante puerto turístico del país, ha venido enfrentando problemas de contaminación ambiental producto del creciente tráfico automotor urbano (particular y de carga) y el mototaxismo; el aerosol marino y el polvo de los cerros erosionados, la creciente actividad industrial y portuaria relacionada con el manejo de grandes volúmenes de carbón exportado desde varios puertos en la ciudad y por falta de control respecto a la violación de los límites regulatorios³².

Visto que en Colombia y la región caribe existen pocos estudios que han evaluado el impacto de la cuarentena en la calidad del aire^{17,33,34}, los propósitos del presente trabajo son: i) examinar los niveles de CPM₁₀ en los últimos 5 años y si hubo una disminución significativa en 2020 respecto a los 4

años anteriores; ii) determinar si la CPM₁₀ en los 4 meses postcuarentena disminuyó respecto a la de los 3 meses antes del inicio de la COVID-19 y iii) evaluar si hubo diferencias en la CPM₁₀ entre las 5 estaciones de monitoreo durante 2020.

Materiales y Métodos

Se realizó un estudio observacional retrospectivo longitudinal en una muestra de 5 estaciones de monitoreo ambiental de Santa Marta. Se excluyeron 2 de las 7 estaciones existentes al no presentar registros en el periodo de observación (2016 – 2020). También fueron excluidas las ubicadas por fuera del perímetro urbano de la ciudad³⁵. Las estaciones de monitoreo pertenecientes al área urbana, incluidas y excluidas de este estudio, se visualizan en la **Figura 1**.

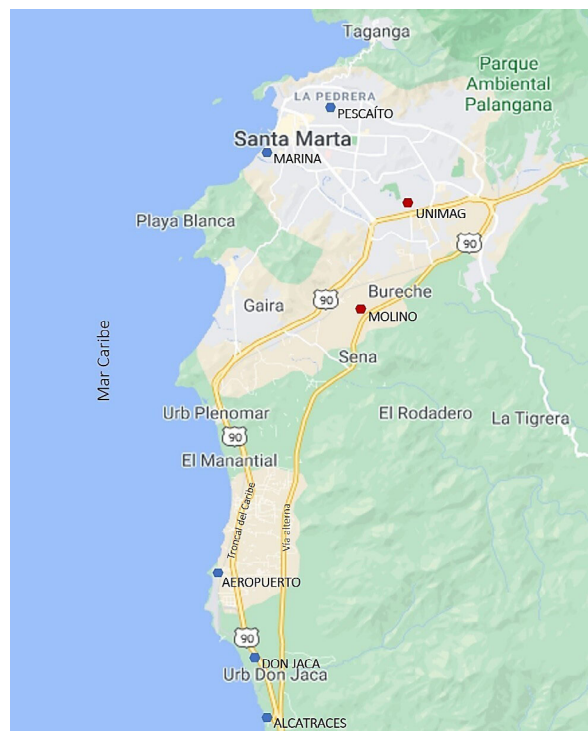


Figura 1. Estaciones de monitoreo ambiental del perímetro urbano de Santa Marta. Estaciones incluidas, en puntos azules; las excluidas, por no disponer de datos, en puntos rojos.

Fuente: elaboración propia adaptada de CORPAMAG³⁵ y Google Maps.

Las estaciones Marina Santa Marta y Pescaíto se localizan en el sector centro-norte de la ciudad. Aeropuerto, Don Jaca y Alcatraces al sur, cerca de las dos principales vías de acceso a la ciudad: troncal del caribe y vía alterna al puerto, como visto en la **Figura 1**. Las estaciones no incluidas, Molino y Unimag, se ubican al centro-oriente.

Los valores de CPM10 por estación se extrajeron de la base de datos “Calidad de Aire del Departamento del Magdalena” encontrada en la página de datos abiertos del gobierno de Colombia³⁶. No se incluyó el PM_{2,5} por indisponibilidad de datos.

Para alcanzar el primer objetivo del trabajo, se realizó un gráfico de caja y bigotes de CPM10 por año. Para examinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las distribuciones anuales de PM₁₀, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis (K-W) con p-ajustado de Bonferroni para un nivel de significancia del 5%, toda vez que ninguna de las distribuciones cumplió con el criterio de normalidad exigido por pruebas paramétricas (p-valor (2016) = $8,9 \times 10^{-8} < 0,05$; p-valor (2017) = $7,4 \times 10^{-19} < 0,05$; p-valor (2018) = $4,0 \times 10^{-14} < 0,05$; p-valor (2019) = $2,0 \times 10^{-16} < 0,05$ y p-valor (2020) = $1,7 \times 10^{-8} < 0,05$ para la prueba de Shapiro-Will)³⁷.

Respecto al segundo objetivo, se compararon las distribuciones de CPM10 en los meses precuarentena (enero, febrero y marzo), teniendo en cuenta que inició en abril en esta ciudad, con los 4 meses postcuarentena (septiembre, octubre, noviembre y diciembre)³⁸. Los 6 meses restantes entre ambos grupos no se tuvieron en cuenta por inexistencia de datos en la base. Se aplicaron las mismas pruebas estadísticas y nivel de significancia del anterior objetivo, ya que en algunos meses la distribución de CPM10 no pasó la prueba de Shapiro-Will (p-valor (marzo) = $1,0 \times 10^{-6} < 0,05$; p-valor (septiembre) = $1,9 \times 10^{-3} < 0,05$; p-valor (octubre) = $4,9 \times 10^{-9} < 0,05$; p-valor (noviembre) = $7,0 \times 10^{-4} < 0,05$ y p-valor (diciembre) = $1,5 \times 10^{-6} < 0,05$).

Para el tercer objetivo, se calcularon las distribuciones de CPM10 por estación de monitoreo ambiental, a partir de las contribuciones de los 7 meses de los que se tuvo registro, y se compararon mediante las pruebas estadísticas anteriormente mencionadas, visto las distribuciones de CPM10 por estación no pasaron la prueba Shapiro-Will (p-valor (Pescaíto) = $7,6 \times 10^{-8} < 0,05$; p-valor (Marina) = $5,9 \times 10^{-8} < 0,05$; p-valor (Don Jaca) = $1,3 \times 10^{-6} < 0,05$; p-valor (Aeropuerto) = $2,1 \times 10^{-7} < 0,05$ y p-valor (Alcatraces) = $2,4 \times 10^{-4} < 0,05$). Además, se identificaron las estaciones con CPM10 por encima de los límites regulatorios internacionales y colombianos.

Los cálculos de los estadísticos de la distribución de concentración de PM₁₀ (mediana y rango intercuartílico (RIC)) por año y estación de monitoreo,

así como los gráficos de caja y bigote se realizaron en Python (versión 3.7.10) bajo la plataforma Google Colaboratory.

Resultados

La presentación de los resultados se hace en el mismo orden de los objetivos: iniciará con las diferencias entre las distribuciones de CPM10 entre 2016 y 2020; continuará con las discrepancias entre meses pre y postcuarentena y terminará con las CPM10 de cada estación de monitoreo ambiental.

Comparación de las CPM10 de 2016 a 2020

En la **Figura 2** se muestran las distribuciones de CPM10 para cada año del periodo de observación.

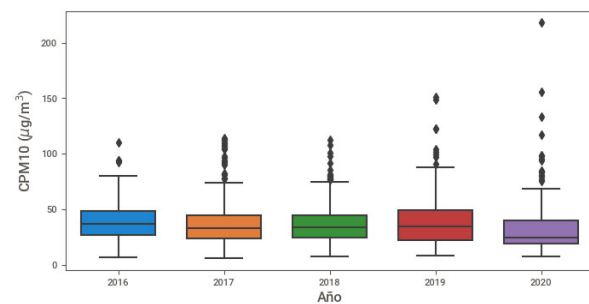


Figura 2. Distribución de CPM10 para cada año en el periodo de observación, 2016 – 2020. Fuente: elaboración propia.

En 2016, se tuvo una mediana de 36,9 (RIC = 21,8), en 2017 de 33,4 (RIC = 20,9), en 2018 de 33,8 (RIC = 19,9), en 2019 de 34,3 (RIC = 27,4) y en 2020 de 24,7 (RIC = 20,6) $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Esto indica que la media más alta se dio en 2016 y la más baja en 2020, con un valor aproximado de 230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

La prueba de K-W arrojó un p-valor de, señalando la presencia de diferencias estadísticamente significativas entre los grupos. Para especificar cuáles son los grupos con esas diferencias se aplicó el p-ajustado de Bonferroni entre los grupos. Las diferencias se dieron entre las medianas de la CPM10 de 2020 y los años de 2016 a 2019. No fueron encontradas diferencias de CPM10 entre las CPM10 de 2016, 2017, 2018 y 2019.

Contraste de la CPM10 de meses precuarentena y postcuarentena

En la **Figura 3**, se observan las distribuciones de CPM10 en los 3 meses anteriores al inicio de la pandemia en la ciudad (20 de marzo de 2020³⁹) y en los 4 últimos meses de 2020, 6 meses después del inicio.

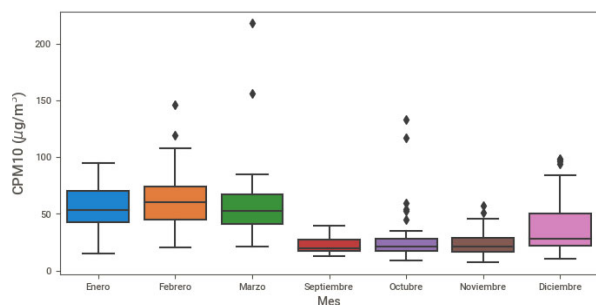


Figura 3. Distribución de CPM10 en algunos meses precuarentena y postcuarentena durante 2020. Fuente: elaboración propia.

Para el grupo de meses precuarentena, se obtuvo una mediana de 53,4 (RIC = 28,1) para enero; 60,0 (RIC = 29,3) para febrero y 52,2 (RIC = 26,7) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para marzo. Los valores para los meses postcuarentena fueron para septiembre, octubre, noviembre y diciembre, respectivamente, 19,7 (RIC = 9,7); 21,4 (RIC = 11,0); 20,9 (RIC = 12,7) y 27,8 (RIC = 28,4) $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Los valores atípicos más altos ocurrieron en marzo, mientras en septiembre se tuvo la mediana más baja sin presencia de valores extremos.

La prueba de K-W arrojó un p-valor de $7,1 \times 10^{-23}$, lo que indicó la presencia de diferencias estadísticamente significativas entre los meses precuarentena y postcuarentena. Para especificar los grupos con esas diferencias se aplicó, nuevamente, el p-ajustado de Bonferroni, cuyos valores significativos se visualizan en la **Tabla 1**.

Tabla 1. P-valores entre los meses precuarentena y postcuarentena según la prueba post-hoc de Bonferroni.

Meses Postcuarentena \ Meses Precuarentena	Meses Precuarentena		
	Enero	Febrero	Marzo
Septiembre	$1,1 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-10}$	$2,5 \times 10^{-8}$
Octubre	$3,8 \times 10^{-7}$	$6,2 \times 10^{-9}$	$6,4 \times 10^{-7}$
Noviembre	$7,3 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-10}$	$2,2 \times 10^{-8}$
Diciembre	$5,1 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$3,3 \times 10^{-2}$

De la **Tabla 1** se constató la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre los meses postcuarentena y precuarentena, a excepción de diciembre y enero de 2020, cuyo p-valor estuvo ligeramente por encima del nivel de significancia previamente establecido. No hubo diferencias estadísticas entre los CPM10 de los meses precuarentena. Así mismo se vieron diferencias significativas entre algunos meses postcuarentena: septiembre y diciembre ($p = 0,015$); noviembre y diciembre ($p = 0,024$), no mostradas en la **Tabla 1**.

Evaluación de la CPM10 por estación de monitoreo ambiental

En la **Figura 4**, se visualizan las distribuciones de CPM10 para cada una de las estaciones de monitoreo ambiental.

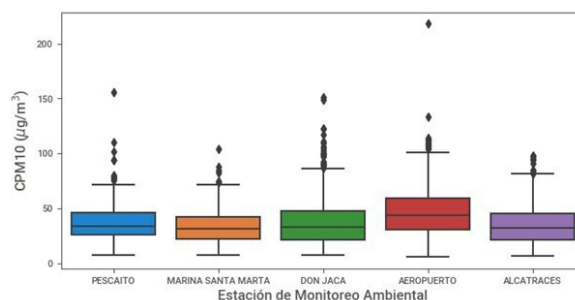


Figura 4. Distribución de CPM10 por estación de monitoreo ambiental en 2020. Las estaciones Pescaíto y Marina Santa Marta se localizan en el sector centro-norte de la ciudad, el resto, en el sur. Fuente: elaboración propia.

En las estaciones Pescaíto y Marina Santa Marta, la mediana de la CPM10 fue de 30,6 (RIC = 28,4) y 28,4 (RIC = 16,4) $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en ese orden. Para Don Jaca, Aeropuerto y Alcatraces, fueron 22,6 (RIC = 42,3); 45,4 (RIC = 17,5) y 41,1 (RIC = 47,9) $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Se constata, que las medianas de dos de las estaciones del sur superaron los $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras las del centro-norte están cerca o por debajo de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A excepción de Don Jaca, las estaciones sureñas mostraron medianas superiores a las del centro-norte. Por otro lado, Aeropuerto fue la estación con el mayor valor atípico ($230 \mu\text{g}/\text{m}^3$) mientras Marina y Alcatraces presentaron los menores (105 y $96 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente).

Al hacer la prueba de K-W se encontró un valor-p de $9,8 \times 10^{-3}$ por lo que se procedió a realizar la post-hoc de Bonferroni. Al ejecutar la post-hoc, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de las estaciones del sur y centro-norte, pero sí entre dos de las tres estaciones sureñas: Don Jaca y Aeropuerto ($p = 0,0046$).

Discusión

La OMS ha plasmado como objetivos de desarrollo sostenible: la reducción de la mortalidad por contaminación atmosférica; el acceso a combustibles y tecnologías limpias y controlar el nivel de calidad de aire de las ciudades²³. Por tanto, este organismo pone a disposición una serie de enfoques y metodologías de análisis y vigilancia sobre calidad ambiental a sus estados miembros. Debido a esto, numerosos países

y asociaciones regionales han establecido límites regulatorios para controlar los niveles de contaminación por material particulado y otros contaminantes²⁵⁻²⁷.

Análisis general de contaminación atmosférica

En los últimos 5 años, la media anual de CPM10 en Santa Marta, no superó el límite regulatorio colombiano y europeo, siendo que el valor máximo se dio en 2016 (38,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y el menor, en 2020 (33,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Sin embargo, estos guarismos casi duplican los umbrales de la OMS y California. Al aplicar este mismo análisis por estación de monitoreo ambiental, se observó que Aeropuerto es la única que supera el límite colombiano y de los organismos internacionales mencionados, con una CPM10 media anual de 51,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Alcatraces, con una media anual de 44,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ se ubicó en el segundo, sobrepasando los límites internacionales, pero no el colombiano. Las demás estaciones tuvieron registros de 30 – 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, solo arriba del umbral de la OMS y California. La estación con menor valor fue Marina Santa Marta con 33,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Esto señala que, en Santa Marta, si se toman como representativas las 5 estaciones, la población ha tenido una exposición de largo-plazo (2016 – 2020) de 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de CPM10, aproximadamente, por debajo del límite nacional. Entre tanto, la exposición a corto-plazo (2020) supera los 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Esto se corrobora en la **Figura 2**, donde se muestra que la media anual para 2020 disminuyó significativamente respecto a los años anteriores. No obstante, preocupa que, en ciertas zonas específicas de la ciudad, como el sur, se tienda a sobrepasar los límites. Este hecho coincide con lo reportado por en trabajos anteriores, y se atribuye a las zonas de cargue y descargue y a la cercanía con carreteras de alto tráfico vehicular como la troncal del caribe y la vía alterna^{32,40}. Asimismo, que la proximidad a carreteras esté vinculada con mayor contaminación, ha sido constatado en estudios previos^{15,41}.

Nivel de CPM10 y riesgo aumentado de morbilidad por COVID-19

A pesar de que no han sido establecidos umbrales de concentración de contaminantes atmosféricos para COVID-19, diversos estudios han encontrado correlaciones positivas entre concentración de PM y otros contaminantes con la propagación y/o decesos por la enfermedad^{2,11,18,42}.

En un estudio realizado en las tres principales ciudades francesas, del 18 de marzo al 27 de abril de 2020, llegaron a la conclusión de que la medias de CPM10 entre 20,6 y 29,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ se correlacionan con más difusión y mortalidad por COVID-19¹³. En un trabajo de revisión, focalizado en tres ciudades italianas entre enero y marzo de 2020, se apreció que la exposición a largo (anual) y corto plazo (diario) a niveles de PM10 encima de 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ se asocia con incremento de la morbilidad por esta enfermedad¹¹. En un artículo en el que se exploró la incidencia y mortalidad por COVID-19 en 23 distritos de Viena (Austria), se encontró que niveles altos de exposición (> 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) de PM10, en 2019, tanto a corto como largo plazo, condujo a aumentar el riesgo y gravedad por la enfermedad. En una revisión¹⁸, basada en más de 20 trabajos sobre contaminantes y COVID-19, en varios continentes, se halló que el PM10 (a corto y largo-plazo) incide en la morbilidad, aunque en menor proporción que el PM_{2,5}. En unos de los trabajos ahí citados, se observó que un incremento en 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ conllevó a incrementar los casos en un 1,8 %.

De lo anterior se extrae que la franja de CPM10 para riesgo para COVID-19 parece ser: 20 – 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Al cotejar con los valores de PM10 registrados en Santa Marta, se ve que, tanto en la exposición a largo plazo (**Figura 2**) como a corto-plazo (**Figura 3**), el nivel de contaminación de la ciudad se encuentra en dicha franja. Por tanto, se considera la existencia de riesgo aumentado de morbilidad por COVID-19 previo a su inicio (ver valores medios de PM10 de enero a marzo y en 2016 – 2019). A pesar de que la cuarentena favoreció la disminución de la media anual de PM10 en 2020, esta es aún superior al límite inferior de la franja de riesgo (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Impacto de la cuarentena en la CPM10

Para disminuir los casos y evitar el colapso del sistema de salud por la pandemia, muchos países adoptaron como estrategia principal la cuarentena estricta³³, entendida como: “quédate en casa”. En Colombia, 21 días después del inicio del brote, se decretó la cuarentena o distanciamiento social obligatorio^{17,33,34}. Como consecuencia del distanciamiento, en muchas regiones del mundo, han sido reportadas mejoras en la calidad del aire: cielos azules, buena visibilidad a distancia y reducción de contaminantes atmosféricos. Esto obedece a la disminución de la actividad económico-industrial y

el transporte, principales fuentes de emisión. En otras palabras, los esfuerzos por mitigar los efectos de la pandemia, ha reducido los niveles de contaminación¹⁷. En Santa Marta, el 16 de marzo de 2020, un decreto de calamidad pública impuso medidas como toque de queda, cierres de establecimientos recreativos, pico y placa para vehículos, entre otras. De ahí en adelante, se mantuvieron las restricciones a la circulación, hasta agosto cuando comenzaron a flexibilizarse algunas medidas: reapertura del comercio, de actividades de la construcción, obras civiles⁴³. Poco tiempo después, el 1 de septiembre de 2020 se levantó definitivamente la cuarentena³⁸.

Las **Figuras 2 y 3** reflejan lo que sería un efecto positivo acumulado de la cuarentena (por disminución de actividades de emisión) en la medida en que: i) se presentó un decremento significativo en 2020, respecto a los 4 años anteriores (largo-plazo): la mediana de la CPM10 bajó entre 9 y 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (caída del 30 a 37%), este es el valor más bajo en 5 años y ii) lo propio sucedió en los últimos 4 meses de 2020 (corto plazo) especialmente en los 3 primeros (septiembre – noviembre), donde se apreció una disminución drástica en la CPM10 toda vez que la media en el grupo de meses postcuarentena (22,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) fue un 41 % menor al de precuarentena (55,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Además, menos del 75 % de los valores de CPM10 de los meses postcuarentena superaron el límite regulatorio anual de Colombia y, salvo diciembre y atípicos, los extremos superiores de la distribución tampoco lo hicieron. Esto da cuenta de que, de septiembre a noviembre se tuvieron los mejores indicadores de PM10. En diciembre puede verse un repunte, que puede deberse al relajamiento de las restricciones sanitarias y al flujo vehicular propio de las fiestas de fin de año y a que el efecto positivo acumulado fue desapareciendo con la reactivación derivada del final de la cuarentena.

Estos hallazgos coinciden con los de otros autores. Un trabajo, cuyo propósito era evaluar el impacto de la cuarentena en la calidad del aire en función del NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ y PM_{10} en Alejandría (Egipto), reveló que el nivel de PM_{10} cayó un 23 %, y se correlaciona positivamente con disminución en la actividad industrial, económica y vehicular²². En un estudio, donde se analizó la variación de la calidad del aire en Medellín y Bogotá, se vio una caída del 51 % en la CPM10, a corto plazo, y del 32 % a largo plazo³⁴. En otro estudio, donde se analizaron los cambios en las emisiones del sector transporte a partir de varios

contaminantes en el primer semestre de 2020, se vio una reducción del 17 % de la CPM10 respecto a 2018, lo cual fue acuñado a la menor quema de gasolina y diésel durante el distanciamiento social³³.

Algunas limitaciones de esta investigación tienen que ver con la indisponibilidad de datos en otras estaciones de monitoreo, de otros contaminantes como el $\text{PM}_{2,5}$, de CPM10 en meses durante cuarentena (abril – agosto de 2020) y no haber tenido en cuenta las diferencias meteorológicas entre los meses pre y postcuarentena que pueden introducir variaciones en las mediciones y resultados. Asimismo, para corroborar el hallazgo a priori de riesgo aumentado por COVID-19 debido a las CPM10 de corto y largo plazo, se hace necesario un estudio de asociación espacial entre localidades o barrios y los casos/fallecidos.

Conclusión

La mediana de la concentración de PM_{10} en 2020, primer año de cuarentena, tuvo una reducción estadísticamente significativa de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (-34 %) respecto a los 4 años anteriores, tomando en consideración 5 estaciones de monitoreo de aire.

Al comparar meses precuarentena (enero a marzo) y meses postcuarentena (septiembre a diciembre) se constató una reducción en la CPM10, particularmente en los meses de septiembre y octubre cuando las medidas de flexibilización en la ciudad llevaban dos meses de haberse levantado, esto permitió mostrar, lo que sería un efecto positivo acumulado por no emisión. Al comparar la mediana de PM_{10} de ambos grupos, la del postcuarentena fue un 40 % menor.

No se observaron diferencias significativas entre las medianas de las distribuciones de CPM10 de las 5 estaciones. Sin embargo, hubo una tendencia a encontrar mayores valores del contaminante en las del sur, especialmente, en la estación Aeropuerto.

Dados los niveles de concentración de PM_{10} en los últimos 5 años y en meses precuarentena de 2020 sobrepasaron los límites de morbilidad de COVID-19 por PM establecidos en estudios internacionales, y se asumió como válida la extrapolación. Existen indicios de que la población samaria estaba predispuesta al contagio y agravamiento por esta enfermedad previo inicio de la pandemia. Sin embargo, esto debe ser corroborado con trabajos de asociación espacial, entre otros.

Conflicto de Interés

Los autores manifiestan no tener conflictos de interés y haber participado en la concepción, diseño, redacción y otras actividades concernientes a la realización del manuscrito.

Referencias

- Baldasano JM. COVID-19 lockdown effects on air quality by NO₂ in the cities of Barcelona and Madrid (Spain). *Sci Total Environ*. 2020; 741: 140353. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140353>
- Liang D, Shi L, Zhao J, Liu P, Sarnat JA, Gao S, et al. Urban air pollution may enhance COVID-19 Case-Fatality and mortality rates in the United States. *Innov*. 2020; 1(3): 100047. doi: <https://doi.org/10.1016/j.xinn.2020.100047>
- Lacy-Niebla MC. El cambio climático y la pandemia de COVID-19. *Arch Cardiol México*. 2021; 91(3). doi: <https://doi.org/10.24875/ACM.M21000076>
- Organización Mundial de la Salud (OMS). Weekly epidemiological update on COVID-19. 2021. <https://www.who.int/publications/m/item/weekly-epidemiological-update-on-covid-19---22-june-2021>
- Worldometers. COVID-19 Coronavirus Pandemic. 2021. <https://www.worldometers.info/coronavirus/?zarsrc=130>
- Tellier R, Li Y, Cowling BJ, Tang JW. Recognition of aerosol transmission of infectious agents: a commentary. *BMC Infect Dis*. 2019; 19(1): 101. doi: <https://doi.org/10.1186/s12879-019-3707-y>
- Wilches-Visbal JH, Castillo-Pedraza MC. Principios físicos y medidas de mitigación asociadas a la transmisión por aerosol del SARS-CoV-2. *Rev Cuba Med Gen Integr*. 2021; 37(Sup): e1908.
- Greenhalgh T, Jimenez JL, Prather KA, Tufekci Z, Fisman D, Schooley R. Ten scientific reasons in support of airborne transmission of SARS-CoV-2. *Lancet*. 2021; 397(10285): 1603-1605. doi: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)00869-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)00869-2)
- Seminara G, Carli B, Forni G, Fuzzi S, Mazzino A, Rinaldo A. Biological fluid dynamics of airborne COVID-19 infection. *Rend Lincei Sci Fis Nat*. 2020; 31(3): 505-537. doi: <https://doi.org/10.1007/s12210-020-00938-2>
- Biryukov J, Boydston JA, Dunning RA, Yeager JJ, Wood S, Reese AL, et al. Increasing temperature and relative humidity accelerates inactivation of SARS-CoV-2 on Surfaces. *mSphere*. 2020; 5(4): 1-9. doi: <https://doi.org/10.1128/mSphere.00441-20>
- Comunian S, Dongo D, Milani C, Palestini P. Air pollution and COVID-19: The role of particulate matter in the spread and increase of COVID-19's morbidity and mortality. *Int J Environ Res Public Health*. 2020; 17(12): 4487. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph17124487>
- Zhao L, Qi Y, Luzzatto-Fegiz P, Cui Y, Zhu Y. COVID-19: Effects of environmental conditions on the propagation of respiratory droplets. *Nano Lett*. 2020; 20(10): 7744-7750. doi: <https://doi.org/10.1021/acs.nanolett.0c03331>
- Magazzino C, Mele M, Schneider N. The relationship between air pollution and COVID-19-related deaths: An application to three French cities. *Appl Energy*. 2020; 279: 115835. doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.115835>
- Medina Palacios EK. La contaminación del aire, un problema de todos. *Rev Fac Med*. 2019; 67(2): 189-191. doi: <https://doi.org/10.15446/revfacmed.v67n2.82160>
- Pizzorno J, Crinnion W. Particulate matter is a surprisingly common contributor to disease. *Integr Med*. 2017; 16(4): 8-12. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6415634/>
- Liu C, Chen R, Sera F, Vicedo-Cabrera AM, Guo Y, Tong S, et al. Ambient particulate air pollution and daily mortality in 652 Cities. *N Engl J Med*. 2019; 381(8): 705-715. doi: <https://doi.org/10.1056/NEJMoa1817364>
- Arregocés HA, Rojano R, Restrepo G. Impact of lockdown on particulate matter concentrations in Colombia during the COVID-19 pandemic. *Sci Total Environ*. 2021; 764(En prensa): 142874. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142874>
- Ali N, Islam F. The effects of air pollution on COVID-19 infection and mortality—A Review on recent evidence. *Front Public Heal*. 2020; 8: 580057. doi: <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.580057>
- Ljungman PLS, Li W, Rice MB, Wilker EH, Schwartz J, Gold DR, et al. Long- and short-term air pollution exposure and measures of arterial stiffness in the Framingham Heart Study. *Environ Int*. 2018; 121: 139-147. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.08.060>
- Hutter HP, Poteser M, Moshhammer H, Lemmerer K, Mayer M, Weitensfelder L, et al. Air pollution is associated with COVID-19 incidence and mortality in Vienna, Austria. *Int J Environ Res Public Health*. 2020; 17(24): 9275. doi: <https://doi.org/10.3390/ijerph17249275>

21. Li H, Liu L, Zhang D, Xu J, Dai H, Tang N, et al. SARS-CoV-2 and viral sepsis: observations and hypotheses. *Lancet*. 2020; 395(10235): 1517-20. doi: [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)30920-X](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)30920-X)
22. El-Sheekh MM, Hassan IA. Lockdowns and reduction of economic activities during the COVID-19 pandemic improved air quality in Alexandria, Egypt. *Environ Monit Assess*. 2021; 193(1): 11. doi: <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08780-7>
23. Organización Mundial de la Salud (OMS). Calidad del aire y salud. 2018. [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
24. Pérez-Cardenas JE. La calidad del aire en Colombia: un problema de salud pública, un problema de todos. *Biosalud*. 2017; 16(2): 5-6. doi: <https://doi.org/10.17151/biosa.2017.16.2.1>
25. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Resolución 2254 de 2017. Bogotá, Colombia; 2017. <https://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/96-res-2254-de-2017.pdf>
26. California Environmental Protection Agency. Air Quality Standards and Attainment Status. 2015. <https://www.baaqmd.gov/about-air-quality/research-and-data/air-quality-standards-and-attainment-status>
27. Unión Europea. Air Quality Standards. 2008. <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>
28. Instituto de efectividad clínica y sanitaria. Intervenciones no farmacológicas de salud pública en la pandemia por COVID-19. 2020. <https://docs.bvsalud.org/biblioref/2020/06/1100252/iecs-irr-775-va-intervenciones-no-farmacologicas-covid-19-1.pdf>
29. López-Feldman A, Chávez C, Vélez MA, Bejarano H, Chimeli AB, Féres J, et al. COVID-19: impactos en el medio ambiente y en el cumplimiento de los ODS en América Latina. *Rev Desarro Soc*. 2020; 86: 104-132. doi: <https://doi.org/10.13043/DYS.86.4>
30. Rodríguez-Urrego D, Rodríguez-Urrego L. Air quality during the COVID-19: PM2.5 analysis in the 50 most polluted capital cities in the world. *Environ Pollut*. 2020; 266: 115042. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115042>
31. Banco de la República. Composición de la economía de la región Caribe de Colombia. 2013. <https://www.banrep.gov.co/es/node/31792>
32. Candanoza S, Goribar L, García F. Relación partículas respirables (PM10)/ partículas suspendidas totales (PST) en Santa Marta (Colombia). *DYNA*. 2013; 80(179): 157-164. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/32239/40660>
33. Camargo-Caicedo Y, Mantilla-Romo LC, Bolaño-Ortiz TR. Emissions reduction of greenhouse gases, ozone precursors, aerosols and acidifying gases from road transportation during the COVID-19 lockdown in Colombia. *Appl Sci*. 2021; 11(4): 1458. doi: <https://doi.org/10.3390/app11041458>
34. Mendez-Espinosa JF, Rojas NY, Vargas J, Pachón JE, Belalcazar LC, Ramírez O. Air quality variations in Northern South America during the COVID-19 lockdown. *Sci Total Environ*. 2020; 749: 141621. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141621>
35. Corporación Autónoma Regional del Magdalena (CORPAMAG). Información monitoreo calidad de aire. 2020. <https://www.corpamag.gov.co/index.php/es/informacion-ambiental/aire/monitoreo-aire>
36. Corporación Autónoma Regional del Magdalena (CORPAMAG). Calidad de Aire en el Departamento del Magdalena. Datos Abiertos Gobierno de Colombia. 2020. <https://www.datos.gov.co/Ambiente-y-Desarrollo-Sostenible/Monitoreo-Calidad-de-Aire-departamento-del-Magdale/dgnf-6h7v>
37. Rana R, Singhal R, Dua P. Deciphering the dilemma of parametric and nonparametric tests. *J Pract Cardiovasc Sci*. 2016; 2(2): 95. doi: <https://doi.org/10.4103/2395-5414.191521>
38. Mercado L. El 1o de septiembre termina cuarentena y empieza aislamiento selectivo. *El Tiempo*. 2020. <https://www.eltiempo.com/politica/gobierno/ivan-duque-anuncia-aislamiento-selectivo-desde-el-primero-de-septiembre-532872>
39. Sarmiento AT, Guerra AP, Cortés AN. COVID-19: Análisis e impacto en la ciudad de Santa Marta. Barranquilla, Colombia; 2020. <https://www.uninorte.edu.co/documents/81451/0/ANÁLISIS+COVID+STA+MARTA/2936e92a-bb2e-4758-b493-85ee13a9c75a>
40. Diazgranados M, Morales, Lady, Sandra P. Análisis de la calidad del aire en Santa Marta por efectos del polvillo de carbón en zonas portuarias a partir de un Modelo de predicción espacio-temporal. Universidad Distrital «Francisco José de Caldas»; 2015.
41. Montoya-Rendon ML, Zapata-Saldarriaga PM, Correa-Ochoa MA. Contaminación ambiental por PM10 dentro y fuera del domicilio y capacidad respiratoria en Puerto Nare, Colombia. *Rev Salud Publica*. 2013; 15(1): 103-115.
42. Gupta A, Bherwani H, Gautam S, Anjum S, Musugu K, Kumar N, et al. Air pollution aggravating COVID-19 lethality? Exploration in Asian cities using statistical models. *Environ Dev Sustain*. 2021; 23(4): 6408-6417. doi: <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00878-9>
43. Alcaldía Distrital de Santa Marta. Decretos. 2020. <https://www.santamarta.gov.co/tags/decretos?page=8>