

Examinando la relación de la profundidad óptica de aerosoles derivada de imágenes MODIS con contagios por COVID-19 en Santiago, Chile

Examining the relationship of the MODIS-derived optical aerosol thickness with COVID-19 infections in Santiago, Chile

Marco A. Peña¹
Manuel Fuenzalida²

Recibido 1 de diciembre de 2023; aceptado 19 de febrero de 2024

RESUMEN

Aquí es examinada la relación que presenta el producto de grosor óptico de aerosoles (*aerosol optical depth*, AOD) MAIAC (*Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction*), derivado de imágenes satelitales MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*), con contagios COVID-19, un campo de investigación que aún permanece inexplorado en el estado del arte internacional, cuyo abordaje contribuiría a comprender la incidencia de la contaminación atmosférica en la ocurrencia de casos de esa enfermedad sobre grandes urbes. Para esto, datos diarios de AOD, adquiridos a las ~18:00 hora local, y tasas de contagio (R0s) por COVID-19 del Área Metropolitana de Santiago, Chile, fueron agregados y correlacionados a nivel de semanas epidemiológicas (SEs) en un periodo comprendido entre marzo y diciembre de 2020, dentro de cuatro zonas en que fue dividida el área de estudio. Las correlaciones más altas fueron obtenidas cuando AOD fue retardado en una semana respecto de R0s inferiores a 120 por cada 100 mil habitantes, rango que da cuenta del período de incubación del virus, así como del rezago con que actúa sobre la salud humana la exposición a la contaminación atmosférica cuando la transmisión aún no se torna comunitaria. Las zonas nororiente y suroriente arrojaron correlaciones

¹ Departamento de Geografía, Universidad Alberto Hurtado, Chile, correo electrónico: mapena@uahurtado.cl ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0303-8082>

² Departamento de Geografía, Universidad Alberto Hurtado, Chile, correo electrónico: mfuenzal@uahurtado.cl. ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3207-5763>

más claras entre ambas fuentes de datos ($r= 0,57$ y $0,47$, respectivamente), que aquellas norponiente y surponiente ($r= 0,3$), aspecto que guarda estrecha relación con la dinámica atmosférica que caracteriza al valle en que se asienta la ciudad de Santiago, y que determina la movilización de contaminantes hacia su sector más alto (oriente) durante el atardecer. Se espera que este trabajo constituya una primera aproximación a la construcción de modelos causales y predictivos sobre el comportamiento espaciotemporal de la enfermedad en cuestión a partir de productos de AOD.

Palabras clave: grosor óptico de aerosoles, material particulado, COVID-19, MODIS-MAIAC.

ABSTRACT

Here, the relationship between the MAIAC (Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction) aerosol optical depth (AOD) product, derived from MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) satellite images, and COVID-19 infections is examined. This research field still remains unexplored in the international state-of-the-art, whose approach will contribute to understand the incidence of air pollution on the occurrence of the disease cases over large cities. For this, daily AOD data, acquired at ~18:00 local time, and COVID-19 reproduction number (R_0) from the Metropolitan Area of Santiago, Chile, were aggregated and correlated on a weekly epidemiological basis (SE) in a period embracing from March to December 2020, within four zones that divided the study area. The highest correlations were obtained when AOD was lagged by one week regarding R_0 s lower than 120 per 100 thousand inhabitants. This temporal range accounts for the virus incubation period, as well as the delay at which air pollution exposure affects human health when transmission has not yet become community-acquired. The northeast and southeast areas showed clearer correlations between both data sources ($r= 0.57$ and 0.47 , respectively), than those north-west and south-west ($r= 0.3$). This finding is closely related to the atmospheric dynamics characterizing the valley where Santiago city is located, determining the movement of pollutants towards its highest sector (east) at afternoon. It is expected that this work will constitute a first approach to the construction of causal and predictive AOD-based models on the spatiotemporal behavior of the disease at issue.

Key words: aerosol optical depth, particulate matter, COVID-19, MODIS-MAIAC.

1. Introducción

La pandemia del COVID-19 (Coronavirus SARS-COV2) originada a finales de 2019 y comienzos de 2020 en Wuhan, China, presentó primeros casos que fueron diagnosticados como una neumonía sin agente patógeno claro, descubriéndose luego, que su causante era una nueva especie de coronavirus

muy posiblemente traspasada desde el murciélago al humano (Mojica y Morales, 2020). La alta contagiosidad y virulencia de esta cepa, que se transmite principalmente por aspiración de partículas de mucosidad o saliva expulsadas mediante estornudos o tos de la persona enferma, generó una preocupación en la comunidad internacional, por cuanto pronto se expresó en la abrupta alza de hospitalizaciones demandantes de cuidados intensivos y su consecuente presión sobre el sistema de salud (Canals, 2020; Sundaram, 2020).

La sintomatología del COVID-19 comprende fiebre, tos seca, cansancio o fatiga, pérdida de olfato o gusto, congestión nasal, dolor de cabeza, dolor de garganta, malestares gastrointestinales y en algunos casos más graves, inflamación pulmonar y dificultad respiratoria (requiriendo hospitalización). La mortalidad del COVID-19 se debe, por una parte, a la falta de asistencia médica oportuna y adecuada en casos de enfermedad grave y por otra, al contagio en personas con enfermedades de base como diabetes, hipertensión, problemas cardiovasculares, asma, sistema inmunológico inmunodeprimido, entre otras enfermedades crónicas que agudizan el riesgo y gravedad de infección (Guan *et al.*, 2020; Rollston y Galea, 2020).

La enfermedad por COVID-19 fue considerada pandemia por la OMS (Organización Mundial de la Salud) el 11 de marzo de 2020, tras reportarse al menos 100.000 casos en 114 países (Dales *et al.*, 2021), lo que desembocó posteriormente en la instauración de cuarentenas, utilización de mascarillas, lavado de manos, distanciamiento físico y restricción de movilidad, como medidas preventivas, modificando drásticamente la rutina y cotidianidad de la población mundial (Cruz *et al.*, 2021; Martin-Moreno *et al.*, 2022). Tratándose de una enfermedad que afecta al sistema respiratorio humano, resulta plausible asociar altos niveles de contaminación atmosférica con la vulnerabilidad a contraerla (Ali & Islam, 2020) y eventualmente fallecer, como ha sido consignado para otros coronavirus (Cui *et al.*, 2003). Más aún, dado la transmisibilidad aérea del virus en cuestión, el material particulado (MP) podría ser un vector capaz de transportarlo a distancias mayores que las consideradas dentro de un contacto cercano (Alonso *et al.*, 2015; Comunian *et al.*, 2020).

La revisión sistemática de Srivastava (2021) entrega numerosas evidencias sobre la relación entre MP y COVID-19 en áreas urbanas de distintas latitudes. Así, considerando 300 condados de Estados Unidos, Wu *et al.* (2020) encontraron que un aumento de solo $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en la concentración de $\text{MP}_{2,5}$ ($\varnothing \leq 2,5 \text{ mm}$) incrementó en 8% la tasa de mortalidad por la enfermedad. Por otro lado, considerando 120 ciudades de China, Zhu *et al.* (2020) reportaron un aumento de 2,24% y 1,76% en los recuentos diarios de casos confirmados de la enfermedad, al incrementar en $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ las concentraciones de $\text{MP}_{2,5}$ y MP_{10} respectivamente. En el norte de Italia, Setti *et al.* (2020) encontraron que las superaciones del valor límite diario de MP_{10} fueron un predictor significativo de infección por la enfermedad en análisis univariados. Similarmente, en la ciudad de Santiago, Chile, Dales *et al.* (2021) consignaron una asociación significativa entre el aumento en las concentraciones de varios contaminantes atmosféricos,

incluyendo $MP_{2,5}$, y la mortalidad diaria por la enfermedad, especialmente en la población mayor a 85 años.

La concentración de contaminantes atmosféricos puede ser monitoreada mediante imágenes de profundidad óptica de aerosoles (*aerosol optical depth*, AOD), capturadas por sensores remotos a bordo de satélites de órbita polar como MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) (Li *et al.*, 2021). Estos productos proveen una medida adimensional de la carga total de aerosoles contenida en sus píxeles, a partir del procesamiento de la radiancia extinta o atenuada a lo largo de la columna atmosférica que yace sobre estos, correlacionándose consistentemente con mediciones de concentración de MP de carácter antropogénico, en especial fino ($MP_{2,5}$), a pesar de sus diferencias técnicas (e.g., Gupta *et al.*, 2006; Van Donkeelar *et al.*, 2010; He *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2021; Handschuh *et al.*, 2022).

En efecto, mientras las mediciones de MP se efectúan en campo de modo puntual, las mediciones de AOD se realizan remotamente, abarcando el área de un píxel; que puede alcanzar varios kilómetros de lado. Por otro lado, las mediciones de MP son usualmente agregadas en promedios horarios, en tanto que las de AOD corresponden a un momento específico de captura por parte del sensor. Finalmente, mientras las mediciones de MP representan la concentración de contaminantes (e.g., $\mu\text{g}/\text{m}^3$) a nivel del estrato atmosférico en contacto con la superficie (*i.e.*, capa de límite atmosférica) y bajo condiciones de humedad controladas, AOD provee una medida indirecta y adimensional de esta a lo largo de toda la columna atmosférica interpuesta entre el sensor y la superficie observada, bajo condiciones ambientales no controladas. Por lo anterior, previo a su relación, ambas fuentes de datos deben ser coubicadas en tiempo y espacio, tornándose sugerible además, normalizarlas por humedad relativa y mezcla atmosférica (Gupta *et al.*, 2006; Tsai *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2021).

Dada su condición de proxies de concentración de MP de carácter antropogénico en la atmósfera, los datos de AOD han sido frecuentemente relacionadas con la ocurrencia de enfermedades o mortalidades broncopulmonares y cardiovasculares derivadas de la exposición crónica a estos aerosoles (Hu 2009; Hu & Rao, 2009; Evans *et al.*, 2013). Recientemente, MODIS dispone del producto AOD MAIAC (*Multi-Angle Implementation of Atmospheric Correction*), que mediante el procesamiento de reflectancias multi-angulares provenientes consistentemente de la misma porción de territorio inscrita en una cuadrícula de 1 km, permite derivar con mayor precisión espacial y radiométrica que sus predecesores, la carga de aerosoles contenidos en la columna atmosférica del píxel (Liapustyn *et al.*, 2018), abriendo nuevas fronteras para investigar la aplicabilidad de los datos de AOD en contextos de salud pública.

Santiago de Chile; una de las ciudades más contaminadas de Latinoamérica (Montes Franceschini, 2021), durante 2020 estuvo sujeta a confinamientos por cuarentenas dinámicas y generalizadas debidas a la pandemia por COVID-19, a fin de aminorar la proliferación de contagios. La aplicación de estas medidas redujo en un 15% las concentraciones de $MP_{2,5}$ en comparación con el año precedente

(IQAir, 2020). Sin embargo, no existe claridad acerca de cuanto pudieron incidir esos niveles de contaminación en la vulnerabilidad a enfermarse por COVID-19.

El presente trabajo tiene como principal objetivo explorar la capacidad que ofrece el producto AOD MAIAC para relacionar tasas de contagios o transmisión (R0s) por COVID-19 dentro del Área Metropolitana de Santiago, Chile, acotadas al periodo comprendido entre marzo y diciembre de 2020. Para esto, ambas fuentes de datos fueron agregadas y correlacionadas a nivel de semanas epidemiológicas (SEs) en el periodo comprendido entre marzo y diciembre de 2020, dentro de cuatro zonas en que fue dividida el área de estudio. Se espera que el trabajo aquí presentado aporte a valorar la utilidad que ofrecen los datos de AOD para comprender la incidencia de la contaminación atmosférica en la ocurrencia de casos de la enfermedad por COVID-19 sobre grandes urbes, un campo investigativo que, aún no ha sido explorado en la literatura científica internacional.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

El área de estudio se inserta en la Región Metropolitana de Chile, correspondiendo específicamente al Área Metropolitana de Santiago (33° 26' 16" S - 70° 39' 01" O). Esta se compone de 32 comunas pertenecientes a la Provincia de Santiago, además de las comunas de San Bernardo y Puente Alto; capitales de las Provincias de Cordillera y Maipo, respectivamente, concentrando en su conjunto el 86,24% de la población Regional (*i.e.*, 7.107.933 de sus 8.242.459 habitantes, Biblioteca del Congreso Nacional, 2020). Todas sus comunas presentan suelos en gran medida urbanizados, excepto Lo Barnechea y Pirque, situadas hacia los faldeos de la Cordillera de Los Andes. El clima imperante es Mediterráneo, con lluvias invernales y una estación seca prolongada con temperaturas promedio que superan los 30° C. En términos geográficos, el área de estudio se emplaza en el valle que inscribe la cuenca del Río Maipo, quedando delimitada al este por la Cordillera de Los Andes, al oeste por la Cordillera de La Costa y al norte y al sur por las estribaciones cordilleranas de Chacabuco y Angostura de Paine, respectivamente.

Santiago concentra una alta demanda de energías no limpias asociadas al transporte automotriz, actividades industriales y el uso de chimeneas para calefacción residencial, entre otras (Valdés *et al.*, 2021). Esta situación, sumada a la persistente estabilidad atmosférica asociada a altas presiones, especialmente en invierno, propician la permanencia de altos montos de contaminación atmosférica. En efecto, debido a las elevadas cifras de ICAP (índice de calidad del aire de partículas) respecto de la norma, el Área Metropolitana de Santiago fue considerada zona saturada de contaminantes a mediados de los 90 (Katz y Benítez, 2000; Jorquera *et al.*, 2004). Si bien actualmente los niveles de calidad

del aire han mejorado, debido a la aplicación de políticas públicas como el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica, que implementa medidas de mitigación de contaminantes, como restricciones vehiculares y control de emisiones de fuentes fijas, entre otras, aún se observan con regularidad valores de emisión sobre la norma para contaminantes como $MP_{2,5}$, ocasionando alertas ambientales, especialmente en invierno (Ministerio de Medio Ambiente, 2021).

2.2 Datos de AOD

Fue empleado el producto MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) MCD19A2 v6, que contiene al subproducto AOD. El sensor MODIS, a bordo de los satélites Terra (hora de paso local matutina) y Aqua (hora de paso local vespertina) escanea la superficie terrestre con una frecuencia de paso de 1-2 días, a lo largo de 86 bandas espectrales de 12 bits, que comprenden una anchura de 10-400 nm y una resolución espacial nominal de 250-1.000 m, dependiendo de sus posiciones dentro del espectro sensible al instrumento (400-14.400 nm). A partir de estas imágenes, numerosos parámetros para la observación de fenómenos terrestres, oceánicos y atmosféricos son derivados por el Equipo Científico MODIS de la NASA (*National Aeronautics and Space Administration*), dentro de ellos AOD. Este parámetro es derivado a partir del procedimiento MAIAC, una corrección atmosférica de tipo multiangular realizada sobre una misma escena o cuadrícula de un 1 km, empleando una serie temporal de imágenes MODIS (hasta 16 días). Esto permite separar la contribución de la atmósfera en las reflectancias superficiales resultantes y con ello la proporción de aerosoles en la columna atmosférica (ver detalles metodológicos en Lyapustin y Wang, 2018).

Específicamente, fueron descargados los productos diarios MCD19A2 v6 comprendidos entre el 1 de marzo y el 26 de diciembre de 2020, desde el Sistema de Datos de Observación Terrestre de la NASA (<https://search.earthdata.nasa.gov/search>). Los archivos nativos de datos (hierarchical data format, hdf) fueron leídos en el software ENVI ® (*Environment for Visualizing Images*) v 5.8 (Exelis Visual Information Solutions, Inc., Boulder, EE.UU.) bajo el sistema de proyección UTM (Universal Transversal de Mercator), datum WGS84 (*World Geodetic System* 1984), a partir de lo cual fueron extraídas las imágenes de AOD, específicamente aquellas derivadas de la banda azul (0,47 μ m), adquirida a las ~18:00 hora local. Si bien el producto también contiene una imagen de AOD procesada a partir de la banda verde (0,55 μ m), su calidad es menor (Lyapustin y Wang, 2018). Asimismo, también se encuentran contenidas imágenes de AOD adquiridas a las ~13:00, ~14:00 y ~17:00 hora local, pero para el área de estudio presentaron una menor disponibilidad de datos.

2.3 Datos de Ros por COVID-19

Los datos de morbilidad para COVID-19 comprendidos entre el 1 de marzo y el 26 de diciembre de 2020, fueron extraídos de la frecuencia diaria de casos activos (notificados con PCR, *Polymerase chain reaction*, positivo y casos probables) contenidos dentro de cuadrantes de 1 km², puestos a disposición

de la comunidad por el Departamento de Gestión de Riesgos en Emergencias y Desastres del Ministerio de Salud de Chile, en su Plataforma Territorial COVID-19 (<https://degreyd.minsal.cl/>). Seguidamente, las R0s se obtuvieron dividiendo esa frecuencia entre la población residente en cada una de las comunas del área de estudio y multiplicando dicho resultado por 100.000 habitantes.

2.4 Coubicación espaciotemporal de las fuentes de datos

A fin de relacionar estadísticamente AOD y R0, ambas fuentes de datos debieron ser compatibilizadas en términos espaciales y temporales. Si bien las dos fueron originalmente recabadas a nivel diario para áreas (píxeles y cuadrículas) del mismo tamaño (1 km²), debido a que las imágenes de AOD suelen presentar una cantidad variable de píxeles sin datos (a causa principalmente de la nubosidad), no resultó factible relacionarlos directamente con sus respectivas R0s. Por tal razón, se decidió promediar los datos de ambas fuentes dentro de cuatro zonas en las que fue dividida el área de estudio (según detalla el siguiente subpunto) a nivel semanal, tomando como base el calendario de SEs del Ministerio de Salud de Chile, es decir, comenzando en la semana 10 (1 de marzo) y finalizando en la semana 53 (26 de diciembre) (Ministerio de Salud, 2020). Cabe destacar que debido a que AOD fue sujeto a retardos semanales (como se indica más adelante), en tales casos el período abarcado por los datos de R0 debió extenderse hasta enero de 2021.

2.5 Zonificación del área de estudio

El área de estudio fue sometida a una zonificación (Figura 1) que diferenció primeramente en sentido longitudinal, aquellas comunas del sector poniente del área de estudio que están próximas a la Cordillera de La Costa, de aquellas de su sector oriente colindantes con los faldeos de la Cordillera de Los Andes. En sentido latitudinal en tanto, el kilómetro cero, ubicado en la Plaza de Armas del centro cívico de la ciudad de Santiago, permitió diferenciar aquellas comunas pertenecientes al sector norte del área de estudio, de aquellas pertenecientes a su sector sur.

Así, las comunas que conforman el área de estudio quedaron agrupadas en las siguientes cuatro zonas, 1) nororiente: Lo Barnechea, Vitacura, Las Condes, La Reina, Ñuñoa y Providencia; 2) norponiente: Quilicura, Renca, Pudahuel, Cerro Navia, Lo Prado, Estación Central, Quinta Normal, Independencia, Recoleta, Conchalí y Huechuraba; 3) suroriente: Santiago Centro, San Miguel, La Cisterna, San Ramón, La Granja, San Joaquín, Macul, Peñalolén, La Florida, La Pintana, Puente Alto y Pirque; 4) surponiente: Maipú, Padre Hurtado, Cerrillos, Pedro Aguirre Cerda, Lo Espejo, El Bosque y San Bernardo.

Estas zonas poseen características geometeorológicas distintivas que determinan su calidad del aire, siendo así reconocido tradicionalmente por los organismos gubernamentales competentes (Labraña *et al.*, 2021). Así, las zonas suroriente y nororiente, por su mayor cercanía a la Cordillera de Los Andes, tienen mejores condiciones de ventilación, debido a la ocurrencia de

flujos de viento en sus faldeos y también por una mayor presencia de cobertura vegetal que favorece la advección de masas de aire. Las zonas surponiente y norponiente en tanto, corresponden a terrenos bajos donde prevalecen las peores condiciones de ventilación durante el día, en especial durante invierno, debido a la marcada estabilidad atmosférica imperante en el valle, presentando además una menor cobertura vegetal, así como zonas industriales emisoras de contaminantes atmosféricos (Romero *et al.*, 2010).

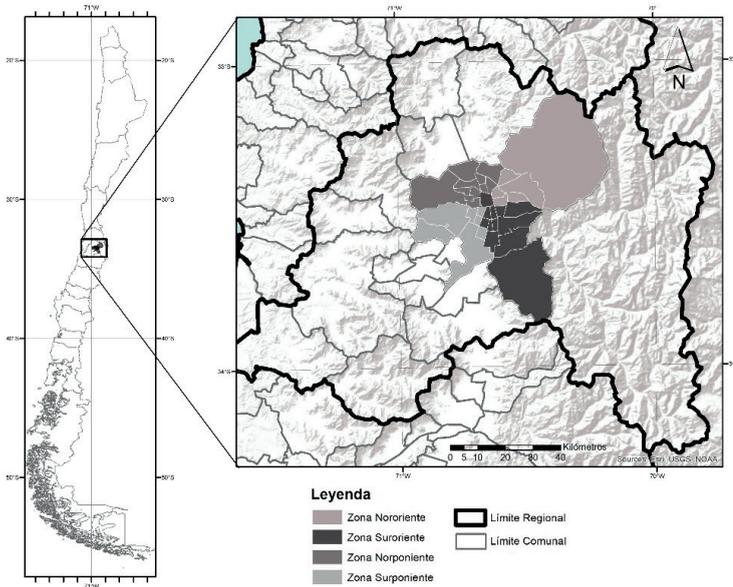


Figura 1. Zonificación de las comunas del Área Metropolitana de Santiago; inserta en la Región Metropolitana de Chile.

2.6 Correlación entre AOD y Ros por COVID-19

Los promedios semanales de AOD fueron correlacionados (usando el método de Pearson) con sus equivalentes de R0s para cada una de las cuatro zonas en que fue dividida el área de estudio, descartando en primer término aquellas semanas que mostraron R0s superiores a 120 casos por 100.000 mil habitantes, bajo el supuesto de que a partir de ese valor los contagios se tornan comunitarios y por lo tanto, no responderían primordialmente a variaciones en las concentraciones de MP (Layera *et al.*, 2011). Una primera correlación se probó para ambas fuentes de datos calzadas temporalmente, para luego retardar en 1 y 2 semanas AOD respecto de R0s, lo que requirió que los datos de esta última fueran ampliados hasta el 31 de enero de 2022. El empleo de tales retardos se basó en la evidencia de que el período de incubación del virus COVID-19 oscila

entre 1-14 días, siendo comúnmente aceptado un valor promedio de cinco días, al menos para la variante imperante en 2020 (Quesada *et al.*, 2021). Es decir, la infección tarda en promedio cinco días en manifestar la aparición del primer síntoma desde que la persona se expuso a un agente de contagio, pudiendo extenderse a dos semanas. Por otro lado, existe evidencia que indica que la exposición a niveles altos de MP produce el incremento de hospitalizaciones por enfermedades respiratorias con 8-10 días de rezago (Matus y Oyarzún, 2019). Luego, sobre cada correlación obtenida fue sintonizado el umbral de filtro de R0s inicialmente considerado (< 120 casos por 100.000 mil habitantes), a fin de ajustar aquel valor que pudiera significar un incremento de la correlación obtenida inicialmente.

3. Resultados

Al contraponer los promedios semanales de AOD y R0s por COVID-19 obtenidos dentro del período de interés para cada una de las cuatro zonas en que fue dividida el área de estudio (Figura 2), es posible constatar claras incongruencias en sus tendencias temporales. Los promedios semanales de R0s muestran

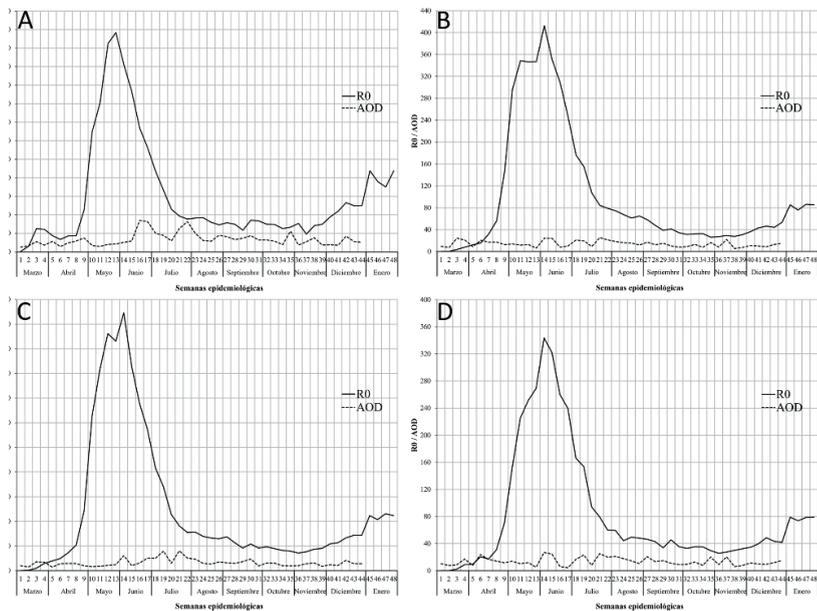


Figura 2. Comportamiento temporal de los promedios semanales de AOD (aerosol optical depth) y tasas de contagio (R0s) por COVID-19 (/100 mil habitantes) comprendidos entre el 1 de marzo y el 31 de diciembre de 2020, para cada una de las cuatro zonas en que fue dividida el Área Metropolitana de Santiago: nororiental (A), norponiente (B), suroriental (C) y surponiente (D).

un alza muy acusada a partir de abril (otoño), alcanzando un pico entre fines de mayo y principios de junio, para volver a estabilizarse hacia fines de julio (invierno), presentando finalmente, un alza mucho más morigerada a partir de noviembre (primavera). Los promedios semanales de AOD en tanto, presentan fluctuaciones temporales mucho menos acentuadas y más regulares a lo largo de todo el período de interés. Debido a lo retardos aplicados sobre AOD, sus datos fueron extendidos hasta el 31 de enero de 2022.

Para la totalidad del área de estudio, cuando los promedios semanales de AOD se retardaron en una semana respecto de sus equivalentes de R0s, fueron obtenidas correlaciones predominantes más altas que no empleando retardo alguno o bien ampliándolo a dos semanas (Tabla 1, Figura 3). Seguidamente, dentro de ese grupo de correlaciones, los resultados fueron los más altos cuando se emplearon sólo aquellos pares de datos en que los promedios semanales de R0s fueron inferiores a 120 (/100 mil habitantes).

Tabla 1. Coeficientes de correlación obtenidos entre los promedios semanales de AOD (aerosol optical depth) y tasas de contagio (R0s) por COVID-19 (/100 mil habitantes), comprendidos entre el 1 de marzo y el 26 de diciembre de 2020, para cada una de las cuatro zonas en que fue dividida el Área Metropolitana de Santiago: nororiente (A), norponiente (B), suroriente (C) y surponiente (D)

Zona	Retardo de AOD											
	Sin retardo				1 semana				2 semanas			
	R0 > 120		R0 < 120		R0 > 100		R0 < 120		R0 > 140		R0 < 120	
	r	n	r	n	r	n	r	n	r	n	r	n
Nororiente	0,02	44	0,58	37	0,42	36	0,57	37	0,38	39	0,25	37
Norponiente	0,11	44	0,18	33	0,25	32	0,30	33	0,30	33	0,33	33
Suroriente	0,10	44	0,37	34	0,47	34	0,47	34	0,50	35	0,40	34
Surponiente	0,13	44	0,22	34	0,30	34	0,30	34	0,30	34	0,34	34
Área total	0,10	176	0,33	138	0,35	136	0,41	138	0,37	140	0,31	138

Al diagramar la correlación entre promedios semanales de AOD y R0s por COVID-19 (Figura 4), considerando sólo los datos que arrojaron las mayores correlaciones previamente referidas, se puede apreciar el mejor ajuste lineal que presenta la nube de puntos de las zonas suroriente y nororiente del área de estudio, particularmente en torno a valores relativamente bajos de las variables.

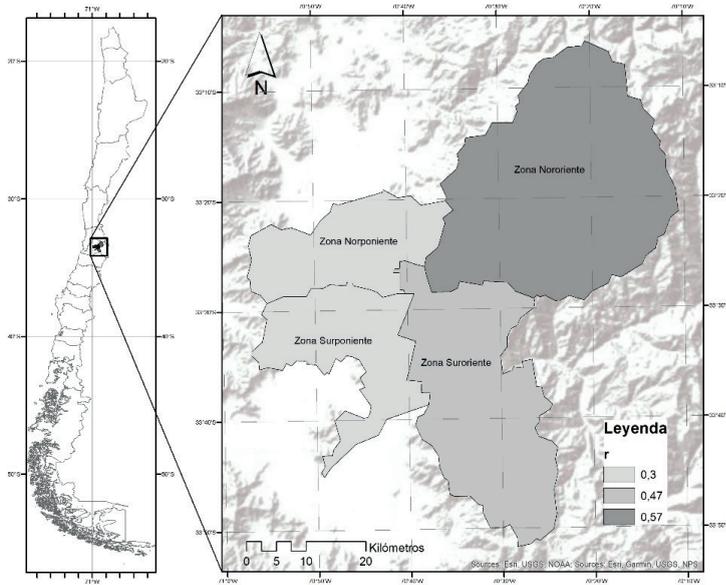


Figura 3. Cartografía de los coeficientes de correlación arrojados entre los promedios semanales de AOD (aerosol optical depth) retardados en una semana y tasas de contagio (R0s) por COVID-19 < 120 (/100 mil habitantes), comprendidos entre el 1 de marzo y el 26 de diciembre de 2020, para cada una de las cuatro zonas en que fue dividida el Área Metropolitana de Santiago: nororiente, norponiente, suroriente y surponiente.

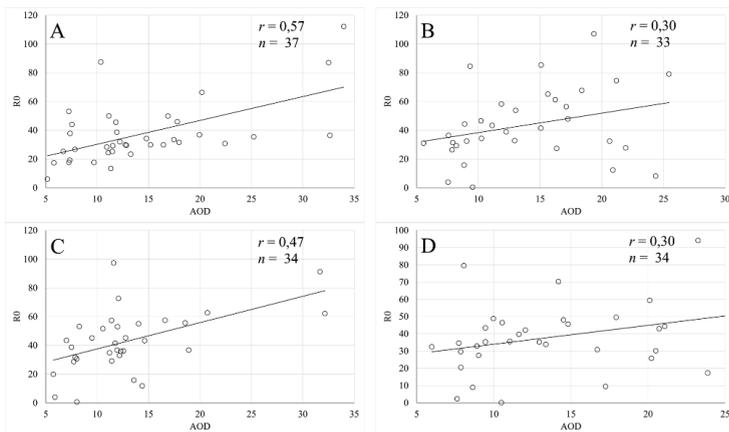


Figura 4. Gráficos de correlación resultantes entre los promedios semanales de AOD (aerosol optical depth) retardados en una semana y tasas de contagio (R0s) por COVID-19 < 120 (/100 mil habitantes), comprendidos entre el 1 de marzo y el 26 de diciembre de 2020, para cada una de las cuatro zonas en que fue dividida el Área Metropolitana de Santiago: nororiente (A), norponiente (B), suroriente (C) y surponiente (D).

4. Discusión y conclusiones

Las correlaciones arrojadas para el área de estudio entre AOD y R0 por COVID-19 a nivel de SEs, fueron predominantemente moderadas, aproximándose en el mejor caso a umbrales de valores moderadamente fuertes cuando AOD fue retardado en una SE respecto de $R0 < 120$ (/100 mil habitantes). La aplicación de retardos sobre variables explicativas es una aproximación metodológica recurrente en estudios epidemiológicos (Arino & van den Driessche, 2006), ajustándose en el presente trabajo a un rango razonable en atención al período de incubación del virus y al rezago con que actúa sobre la salud humana la exposición a la contaminación atmosférica cuando la transmisión aún no se torna comunitaria (como es referido en el apartado 2.6 de este artículo).

Cabe esperar que estas correlaciones pudieran fortalecerse al someter los datos de AOD a corrección por altura de la capa de mezcla atmosférica. Esto, sobre la base de estudios previos que han examinado la relación de este producto sujeto a tal corrección con concentraciones de MP principalmente, y bajo el supuesto que la exposición crónica a tales contaminantes atmosféricos presentes a nivel superficial facilitaría la ocurrencia de contagios de la enfermedad (Ali & Islam, 2020). Tsai *et al.* (2011) fortalecieron progresivamente las correlaciones de $MP_{2,5}$ y MP_{10} con datos de AOD correspondientes a Taiwan, a medida que fueron sumando escalas de altura a lo largo del perfil vertical de aerosoles, tornando valores moderados en fuertes.

El modelado de esas escalas de altura es fuertemente dependiente del comportamiento vertical de la temperatura y de la magnitud y dirección de los flujos de vientos, como concluyeron Gupta *et al.* (2006) al momento de examinar la relación entre AOD y $MP_{2,5}$ en un conjunto de urbes de gran tamaño pertenecientes a distintos países. Dado que para el área de estudio no se contó con datos fiables respecto de las variaciones intranuales que experimentaría la altura de la capa de mezcla atmosférica en respuesta a las marcadas oscilaciones de presión inducidas por las condiciones geometeorológicas dominantes (Muñoz & Undurraga, 2010), los datos de AOD no fueron sujetos a la corrección mencionada.

La fuerza de las correlaciones aquí expuestas, son muy similares a las reportadas por Yao *et al.* (2020) entre las tasas de mortalidad por COVID-19 y las concentraciones de MP, quienes para dos grupos de ciudades chinas; situadas dentro y fuera de la provincia de Hubei, obtuvieron valores que fluctuaron entre 0,33 y 0,56, dependiendo del grupo de ciudades y del diámetro del MP medido. Si bien dicho estudio se basa en la variable mortalidad y no morbilidad de la enfermedad, cabría deducir que el rendimiento de una medición remota de MP, como lo es AOD es semejable al de su equivalente medida *in situ*, por cuanto debiera existir una razonable correlación positiva entre ambas variables.

El estudio llevado a cabo por Dales *et al.* (2021) durante el otoño e invierno de 2020 sobre nueve comunas del Área Metropolitana de Santiago, Chile, encontró que la mortalidad diaria por COVID-19 incrementó en 6% al aumentar el rango intercuartil de CO, NO_2 y $MP_{2,5}$, agudizándose en el grupo etario mayor a 85

años dependiendo del contaminante, lo cual les permitió modelar el efecto de cada uno de estos en la mortalidad por la enfermedad. Una metodología como la propuesta en el presente trabajo, podría contribuir a robustecer este tipo de modelos mediante la inclusión de datos de MP con mayor cobertura espacial y temporal, ampliándolos a todas las comunas de la ciudad durante todas las estaciones del año. Sin embargo, cabría tener en cuenta la variable perdida de datos diarios aparejada al producto AOD; que produciría discontinuidades variables en la trazabilidad de la contaminación atmosférica a nivel de píxel, aspecto que en el presente trabajo fue sobrellevado mediante la agregación espacial y temporal de datos a nivel de zonas y SEs. No obstante, según lo que se desprende de lo discutido por Kumar *et al.* (2008), esta aproximación metodológica podría sumar incertidumbres e imprecisiones propias del escalado, en especial considerando que los retardos aquí probados debieron ser aplicados a nivel de semanas en lugar de días.

Las diferencias en las correlaciones arrojadas entre AOD y R0 por COVID-19 para las cuatro zonas en que fue dividida el área de estudio; más altas en su zona oriente que en su zona poniente, deben ser examinadas a la luz de la dinámica atmosférica que incide sobre su distribución espacial de contaminantes. Con el descenso nocturno de la temperatura superficial del valle en que se asienta la ciudad de Santiago, la capa de aire que se enfría por acción radiativa, tiende a desplazarse hacia el sector más bajo del valle (poniente), activando así un proceso de inversión térmica propicio para que en este se concentren contaminantes atmosféricos durante las primeras horas del día. Con el progresivo ascenso diurno de la temperatura superficial del valle en cuestión, el aire se calienta y asciende, siendo la pluma de contaminación dispersada horizontalmente hacia su sector más alto (oriente) durante el transcurso de la tarde, a causa de la prevalencia de vientos desde el suroeste (Schmitz, 2004; Garreaud y Rutllan, 2006), cuestión que incrementará la concentración de contaminantes atmosféricos hacia la zona oriente, favoreciendo su correlación más clara con el producto AOD adquirido a las ~18:00 hora local.

Si bien estudios previos han correlacionado AOD con enfermedades crónicas relacionadas con calidad del aire, a nuestro conocimiento ninguno lo ha hecho específicamente con COVID-19, lo que confiere a este estudio novedad respecto del estado del arte internacional. No obstante, para avanzar más allá de este esfuerzo exploratorio, futuras investigaciones podrían ampliar el período de interés a fin de considerar la exposición de largo plazo a las concentraciones de MP, como factor de riesgo de contagio de la enfermedad. En esta línea, Yao *et al.* (2020), encontraron que las concentraciones prepandemia de MP, entre 2015-2019, incrementaron la vulnerabilidad a contraer COVID-19. Asimismo, es sugerible indagar sobre las variaciones que podrían experimentar las correlaciones aquí expuestas al emplear datos de AOD adquiridos a otras horas del día, en atención a la dinámica atmosférica del área de estudio previamente referida. Al respecto, Peña y Araya (2019) encontraron que las mediciones de campo de MP correspondientes al sector poniente de la ciudad de Santiago, Chile, mostraron correlacionarse más fuertemente con el producto AOD de

MODIS adquirido hacia a las 13:30 hora local, que aquellas de su sector oriente. Dicho resultado concuerda con la dinámica atmosférica aquí sugerida, por cuanto hacia el mediodía cabría esperar que el sector poniente de la ciudad aun presente una baja ventilación, así como una relativamente baja altura de la capa de mezcla, favoreciendo el confinamiento de contaminantes atmosféricos (Garreaud y Rutllan, 2006).

Por último, otras covariables como edad, estatus socioeconómico y comorbilidad deberían ser tenidas en consideración al momento de investigar el comportamiento de la enfermedad en cuestión (Fattorini & Regoli, 2020; Fuenzalida, 2020), aspecto que resulta de principal relevancia en ciudades como Santiago, marcadas por una fuerte segregación socio-ambiental (Romero *et al.*, 2011). En efecto, Mena *et al.* (2021) refieren que, a causa de la alta segregación de la ciudad de Santiago, los habitantes de comunas con un bajo nivel socioeconómico no pudieron reducir su movilidad durante los confinamientos suscitados por la pandemia por coronavirus como los de comunas más ricas, por lo cual la incidencia de la enfermedad fue más acentuada mientras mayor fue la desigualdad social y la exposición a un medio contaminado. Por su parte, Vicente *et al.* (2020) encontraron que, para varias ciudades españolas e italianas, la relación entre casos COVID-19 y la concentración de MP_{10} , se vio influenciada por covariables meteorológicas como humedad relativa y temperatura. Bañuelos *et al.* (2022) en tanto, encontraron que la relación entre mortalidad por COVID-10 y la concentración de MP_{10} para un grupo de provincias españolas, estuvo limitada y subordinada a factores como medidas de salud pública adoptadas, presencia de comorbilidades y edad del paciente.

Las consideraciones anteriores, harían posible avanzar en afinar y robustecer modelos causales y predictivos sobre el comportamiento espaciotemporal de la enfermedad a partir de productos de AOD, facilitando con esto, el manejo de nuevos brotes vía monitoreo y control de zonas urbanas sometidas a altos niveles de polución del aire.

Agradecimientos

Esta investigación fue patrocinada por el Fondo de Investigación Científica COVID-19, Folio ANID/COVID 0476, de la Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo (ANID).

Los autores quisieran extender su agradecimiento al geógrafo Jorge Guzmán, por su laboriosa contribución técnica en el procesamiento de los datos MODIS aquí empleados.

Bibliografía

- Ali, N. & Islam, F. (2020). The effects of air pollution on COVID-19 infection and mortality - a review on recent evidence. *Frontiers in Public Health*, 8: 580057. <https://doi.org/10.21149/12355>
- Alonso, C.; Raynor, P. C.; Davies, P. R. & Torremorell, M. (2015). Concentration, size distribution, and infectivity of airborne particles carrying swine viruses. *PLoS One* 10(8): e0135675. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135675>

- Arino, J. & van den Driessche, P. (2006). Time delays in epidemic models. In: O. Arino, M. Hbid & E. A. Dads (eds.), *Delay Differential Equations and Applications. NATO Science Series*, vol. 205. Dordrecht, Netherlands: Springer.
https://doi.org/10.1007/1-4020-3647-7_13
- Bañuelos Gimeno, J.; Blanco, A.; Díaz, J.; Linares, C.; López, J. A.; Navas, M. A.; Sánchez-Martínez, G.; Luna, Y.; Hervella, B.; Belda, F. & Culqui, D. (2022). ¿Influyen la contaminación atmosférica y las variables meteorológicas en la mortalidad por COVID-19? Estudio comparativo de series temporales entre la primera y segunda ola en nueve provincias españolas. *Revista de Salud Ambiental*, 22 (1), 100-112. <https://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/1142>
- Biblioteca del Congreso Nacional (2020). Santiago, reporte comunal 2023. Recuperado de https://www.bcn.cl/siit/reportescomunales/comunas_v.html?idcom=13101
- Canals, M. (2020). Conceptos para una buena toma de decisiones en la pandemia COVID-19 en Chile. *Revista Chilena de Infectología*, 37 (2), 170-172.
<https://dx.doi.org/10.4067/s0716-10182020000200170>
- Comunian, S.; Dongo, D.; Milani, C. & Palestini, P. (2020). Air pollution and COVID-19: the role of particulate matter in the spread and increase of COVID-19's morbidity and mortality. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17 (12), 4487. <https://doi.org/10.3390%2Fijerph17124487>
- Cruz, M. P.; Santos, E.; Cervantes, M. V. & Juárez, M. L. (2021). COVID-19, una emergencia de salud pública mundial. *Revista Clínica Española*, 221 (1), 55-61.
<https://doi.org/10.1016/j.rce.2020.03.001>
- Cui, Y.; Zhang, Z. F.; Froines, J.; Zhao, J.; Wang, H.; Yu, S. Z. & Detels, R. (2003). Air pollution and case fatality of SARS in the People's Republic of China: an ecologic study. *Environmental Health*, 2, 15. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-2-15>
- Dales, R.; Blanco-Vidal, C.; Romero-Meza, R.; Schoen, S.; Lukina, A. & Cakmak, S. (2021). The association between air pollution and COVID-19 related mortality in Santiago, Chile: A daily time series analysis. *Environmental Research*, 198, 111284.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111284>
- Evans, J.; van Donkelaar, A.; Martin, R. V.; Burnett, R.; Rainham, D. G.; Birkett, N. J. & Krewski, D. (2013). Estimates of global mortality attributable to particulate air pollution using satellite imagery. *Environmental Research*, 120, 33-42.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.08.005>
- Fattorini, D. & Regoli, F. (2020). Role of the chronic air pollution levels in the Covid-19 outbreak risk in Italy. *Environmental pollution*, 264, 114732.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114732>
- Fuenzalida, M. (2020). COVID-19 y las desigualdades territoriales al interior de Áreas Metropolitanas de Valparaíso, Santiago y Concepción, Chile. *Espiral, Revista de Geografías y Ciencias Sociales*, 2 (4), 79-89.
<https://doi.org/10.15381/espinal.v2i4.19535>
- Garreaud, R. D., & Rutllant, J. (2006). Factores meteorológicos de la contaminación atmosférica. En R. Morales (Ed.), *Contaminación atmosférica urbana. Episodios críticos de contaminación ambiental en la ciudad de Santiago*, (pp. 35-54). Editorial Universitaria: Santiago, Chile.
- Gupta, P.; Christopher, S. A.; Wang, J.; Gehrig, R.; Lee, Yc. & Kumar, N. (2006). Satellite remote sensing of particulate matter and air quality assessment over global cities. *Atmospheric Environment*, 40, 5880-5892.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.016>

- Guan, W. J.; Liang, W. H.; Zhao, Y.; Liang, H. R.; Chen, Z. S.; Li, Y.M.; Liu, X. Q.; Chen, R. C.; Tang, C. L.; Wang, T.; Ou, C. Q.; Li, L.; Chen, P. Y.; Sang, L.; Wang, W.; Li, J. F.; Li, C. C.; Ou, L. M.; Cheng, B.; Xiong, S.; Ni, Z. Y.; Xiang, J.; Hu, Y.; Liu, L.; Shan, H.; Lei, C. L.; Peng, Y. X.; Wei, L.; Liu, Y.; Hu, Y. H.; Peng, P.; Wang, J. M.; Liu, J. Y.; Chen, Z.; Li, G.; Zheng, Z. J.; Qiu, S. Q.; Luo, J.; Ye, C. J.; Zhu, S. Y.; Cheng, L. L.; Ye, F.; Li, S. Y.; Zheng, J. P.; Zhang, N. F.; Zhong, N. S. & He, J. X. (2020). China Medical Treatment Expert Group for COVID-19. Comorbidity and its impact on 1590 patients with COVID-19 in China: a nationwide analysis. *European Respiratory Journal*, 55 (5), 2000547. <https://doi.org/10.1183/13993003.00547>
- Handschuh, J.; Erbertseder, T.; Schaap, M. & Baier, F. (2022). Estimating PM_{2.5} surface concentrations from AOD: A combination of SLSTR and MODIS. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 26, 100716. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100716>
- He, Q.; Wang, M. & Yim, S. H. L. (2021). The spatiotemporal relationship between PM_{2.5} and aerosol optical depth in China: influencing factors and implications for satellite PM_{2.5} estimations using MAIAC aerosol optical Depth. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21 (24), 18375-18391. <https://doi.org/10.5194/acp-21-18375-2021>
- Hu, Z. (2009). Spatial analysis of MODIS aerosol optical depth, PM_{2.5}, and chronic coronary heart disease. *International Journal of Health Geographics*, 8, 27. <https://doi.org/10.1186/1476-072X-8-27>
- Hu, Z. & Rao, K. R. (2009). Particulate air pollution and chronic ischemic heart disease in the eastern United States: a county level ecological study using satellite aerosol data. *Environmental Health*, 8, 26. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-8-26>
- IQAir (2020). World air quality report. Recuperado de <https://www.iqair.com/es/world-air-quality-ranking>
- Jorquera, H.; Orrego, G.; Castro, J. & Vesovic, V. (2004). Trends in air quality and population exposure in Santiago, Chile, 1989-2001. *International Journal of Environment and Pollution*, 22 (4), 507-530. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2004.005684>
- Katz, R. & Benítez, M. I. (2000). Uso de un sistema de pronósticos para el control de la calidad del aire en Santiago. *Estudios públicos*, 77, 187-202. <https://www.estudiospublicos.cl/index.php/cep/article/view/916>
- Kumar, N.; Chu, A. & Foster, A. (2008). Remote sensing of ambient particles in Delhi and its environs: estimation and validation. *International Journal of Remote Sensing*, 29 (12), 3383-3405. <https://doi.org/10.1080/01431160701474545>
- Labraña, J.; Folchi, M.; Urquiza, A. & Rivas, M. (2021). La construcción de la contaminación atmosférica como problema público, Santiago de Chile (1961-1978). *Historia Ambiental Latinoamericana Y Caribeña (HALAC) Revista de La Solcha*, 11 (3), 149-177. <https://doi.org/10.32991/2237-2717.2021v11i3.p149-177>
- Layera, S.; Fontena, N.; Rojas, E.; Acuña, M. & Saldivia, P. (2011). Brote comunitario de influenza A H1N1 2009 en el período post-pandémico inmediato: descripción epidemiológica en una localidad aislada de la región de Aysén, Patagonia chilena. *Revista chilena de infectología*, 28 (4), 338-342. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-10182011000500006>
- Li, Y.; Yuan, S.; Fan, S.; Song, Y.; Wang, Z.; Yu, Z.; Yu, Q. & Liu, Y. (2021). Satellite remote sensing for estimating PM_{2.5} and its components. *Current Pollution Reports*, 7, 72-87. <https://doi.org/10.1007/s40726-020-00170-4>
- Lyapustin, A., Wang, Y., Korkin, S. & Huang, D. (2018). MODIS Collection 6 MAIAC algorithm. *Atmospheric Measurement Techniques*, 11 (10), 5741-5765. <https://doi.org/10.5194/amt-11-5741-2018>

- Lyapustin, A. & Wang, Y. (2018). MODIS multi-angle implementation of atmospheric correction (MAIAC) data user's guide. Collection 6, version 2.0. Sioux Falls, USA: USGS.
- Martín-Moreno, J. M.; Arenas, A.; Bengoa, R.; Borrell, C.; Franco, M.; García-Basteiro, A. L.; Gestal, J.; González López-Valcárcel, B.; Hernández Aguado, I.; Legido-Quigley, H.; March, J. C.; Minué, S.; Muntaner, C. & Vives-Cases, C. (2022). Reflexiones sobre cómo evaluar y mejorar la respuesta a la pandemia de COVID-19. *Gaceta Sanitaria*, 36 (1), 32-36. <https://doi.org/10.1016/j.gaceta.2020.11.008>
- Matus, P. & Oyarzún, M. (2019). Impacto del material particulado aéreo (MP_{2,5}) sobre las hospitalizaciones por enfermedades respiratorias en niños: estudio caso-control alterno. *Revista chilena de pediatría*, 90 (2), 166-174. <https://dx.doi.org/10.32641/rchped.v90i2.750>
- Mena, G. E., Martínez, P. P.; Mahmud, A. S.; Marquet, P. A.; Buckee, C. O. & Santillana, M. (2021). Socioeconomic status determines COVID-19 incidence and related mortality in Santiago, Chile. *Science*, 372 (6545), eabg5298. <https://doi.org/10.1126/science.abg5298>
- Ministerio del Medio Ambiente (2021). *Sexto reporte del estado del medio ambiente*. Santiago, Chile: Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile.
- Ministerio de Salud (2020). *Informe epidemiológico N° 81*. Enfermedad por SARS-CoV-2 (COVID-19). Chile 28-12-2020. Santiago, Chile: Departamento de Epidemiología, Ministerio de Salud, Gobierno de Chile.
- Mojica-Crespo, R. & Morales-Crespo, M. M. (2020). Pandemia COVID-19, la nueva emergencia sanitaria de preocupación internacional: una revisión. *Medicina de Familia. SEMERGEN*, 46 (S1), 72-84. <https://dx.doi.org/10.1016/j.semerg.2020.05.010>
- Montes Franceschini, S. (2021). Contaminación ambiental e infecciones respiratorias en niños. *Neumología Pediátrica*, 16 (4), 161-163. <https://doi.org/10.51451/np.v16i4.463>
- Muñoz, R. C., & Undurraga, A. A. (2010). Daytime mixed layer over the Santiago Basin: Description of two years of observations with a lidar ceilometer. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 49, 1728-1741. <https://doi.org/10.1175/2010JAMC2347>
- Peña, M. A. & Araya, P. (2019). Hacia el modelado de material particulado fino en Santiago, Chile, mediante imágenes MODIS. *Revista Geográfica De Chile Terra Australis*, 55 (1), 74-81. <https://doi.org/10.23854/07199562.2019551.Pena74>
- Quesada, J. A., López-Pineda, A., Gil- Guillén, V. F., Arriero-Marín, J. M., Gutiérrez, F. & Carratala-Munuera, C. (2021). Periodo de incubación de la COVID-19: revisión sistemática y metaanálisis, *Revista clínica española*, 221 (2), 109-117. <https://doi.org/10.1016/j.rce.2020.08.005>
- Rollston, R. & Galea, S. (2020). COVID-19 and the social determinants of health. *American Journal of Health Promotion*, 34 (6), 687-689. <https://doi.org/10.1177/08901171209305366>
- Romero, H., Fuentes, C. & Smith, P. (2010). Ecología política de los riesgos naturales y de la contaminación ambiental en Santiago de Chile: necesidad de justicia ambiental. *Scripta Nova*. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales, XIV, 331 (52). <https://raco.cat/index.php/ScriptaNova/article/view/200033>.
- Romero, H.; Salgado, M. & Fuentes, C. (2011). Segregación socio-ambiental en espacios intraurbanos de la ciudad de Santiago de Chile. En A. Aguilar & I. Escamilla (eds.), *Periurbanización y sustentabilidad en grandes ciudades*, 525, 55-82.

- Cámara de Diputados, Instituto de Geografía-UNAM, Conacyt, Miguel Ángel Porrúa: México. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/118161>
- Schmitz, R. (2005). Modelling of air pollution dispersion in Santiago de Chile. *Atmospheric Environment*, 39(11): 2035-2047. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.12.033>
- Setti, L.; Passarini, F.; De Gennaro, G.; Barbieri, P.; Perrone, M. G.; Piazzalunga, A.; Borelli, M.; Palmisani, J.; Di Gilio, A.; Piscitelli, P. & Miani, A. (2020). The potential role of particulate matter in the spreading of COVID-19 in Northern Italy: first evidence-based research hypotheses. *MedRxiv*, 2020-2004. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2020-039338>
- Srivastava, A. (2021). COVID-19 and air pollution and meteorology-an intricate relationship: A review. *Chemosphere*, 263, 128297. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128297>
- Sundaram, J. K. (2020). Contener el contagio de Covid-19: lecciones comparativas. *El Trimestre Económico*, 87 (348), 1059-1079. <https://doi.org/10.20430/ete.v87i348.1175>
- Tsai, T.-C.; Jeng, Y.-J.; Chue, D. A.; Chen, J.-P. & Chang, S.-C. (2011). Analysis of the relationship between MODIS aerosol optical depth and particulate matter from 2006 to 2008. *Atmospheric Environment*, 45, 4777-4788. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.10.006>
- Valdés, M., Alonso, F., Pino, P. & Nazzari, C. (2021). Emergency visits and mortality caused by ischemic heart disease attributable to fine particulate matter during the COVID-19 pandemic in Chile. *Revue D'epidemiologie et de Sante Publique*, 69 (5), 247-254. <https://doi.org/10.1016/j.respe.2021.07.005>
- Van Donkelaar, A.; Martin, R. V. & Park, R. J. (2006). Estimating ground-level PM_{2.5} using aerosol optical depth determined from satellite remote sensing. *Journal of Geophysical Research*, 111, D21201, 1-10. <https://doi.org/10.1029/2005JD006996>
- Vicente, A. V.; Chaudhuri, S.; Verdoy, P. J.; Díaz, C. & Saurina, L. (2020). *Relación entre contaminantes atmosféricos, variables meteorológicas y casos de COVID-19 en ciudades europeas*. Santiago, Chile: CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente).
- Wu, X.; Nethery, R. C.; Sabath, M. B.; Braun, D. & Dominici, F. (2020). Exposure to air pollution and COVID-19 mortality in the United States: A nationwide cross-sectional study. *MedRxiv*, 2020-2004. <https://doi.org/10.1101/2020.04.05.20054502>
- Yao, Y.; Pan, J.; Wang, W.; Liu, Z.; Kan, H.; Qiu, Y.; Meng, X. & Wang, W. (2020). Association of particulate matter pollution and case fatality rate of COVID-19 in 49 Chinese cities. *Science of Total Environment*, 741, 140396. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140396>
- Zhu, Y.; Xie, J.; Huang, F. & Cao, L. (2020). Association between short-term exposure to air pollution and COVID-19 infection: Evidence from China. *Science of the total environment*, 727, 138704. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138704>