

## IMPACTO DE LA CONCENTRACIÓN DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS EN LAS ENFERMEDADES RESPIRATORIAS DE LA POBLACIÓN DE LA CIUDAD DE LOS ÁNGELES, CHILE

Impact of atmospheric particle concentrations on respiratory diseases in the population of the city of Los Angeles, Chile

Jorge JIMÉNEZ\*, Alessandra FERNÁNDEZ y Cristian MARDONES

Departamento de Ingeniería Industrial, Facultad de Ingeniería, Universidad de Concepción, Víctor Lamas 219, Barrio Universitario Concepción, C.P. 4070386, Biobío, Chile.

\*Autor para correspondencia: jorgejimenez@udec.cl

(Recibido: febrero de 2023; aceptado: octubre de 2023)

Palabras clave: calidad del aire, estudio epidemiológico, combustión de leña.

### RESUMEN

La ciudad de Los Ángeles, ubicada en centro-sur de Chile, tiene graves problemas de calidad del aire en los meses de invierno por el uso de leña para calefacción residencial. Por lo anterior, se evaluaron los efectos de la mala calidad del aire en la salud de la población vinculando las concentraciones de partículas atmosféricas con las atenciones médicas por causas respiratorias y circulatorias entre 2013 y 2019. Específicamente, se utilizaron modelos lineales generalizados (Poisson y binomial negativo) para relacionar la concentración de partículas atmosféricas respirables ( $PM_{10}$ ) y finas ( $PM_{2.5}$ ) con las atenciones de urgencias e ingresos hospitalarios, considerando los siguientes grupos etarios: menores de 15 años, de 15 a 64 años y mayores de 65 años. Los resultados muestran que un aumento de  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la concentración diaria de  $PM_{2.5}$  incrementó en 3 y 2 % las consultas de urgencia en los grupos etarios de menores de 15 años y de 15 a 64 años, respectivamente. Por otro lado, el riesgo de hospitalización aumentó 7 % para el primer grupo etario cuando la concentración de  $PM_{10}$  aumentó en  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Sin embargo, no se observaron efectos significativos por causas circulatorias.

Key words: air quality, epidemiological study, wood burning.

### ABSTRACT

The city of Los Angeles, located in south-central Chile, has severe air quality problems in the winter months due to the use of firewood for residential heating. The effects of poor air quality on population health were evaluated by linking particulate matter concentrations with medical care for respiratory and circulatory causes between 2013 and 2019. Specifically, generalized linear models (Poisson and negative binomial) were used to relate the concentration of inhalable ( $PM_{10}$ ) and fine ( $PM_{2.5}$ ) atmospheric particles to emergency care and hospital admissions, considering the following age groups: under 15 years of age, between 15 and 64, and over 65. The results show that a  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  increase in the daily concentration of  $PM_{2.5}$  raises emergency care by 3 and 2% in the age groups under 15 and between 15 and 64 years, respectively. On the other hand, the risk of hospitalization rises by 7% for the first age group when the  $PM_{10}$  concentration increases by  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . However, no significant effects were observed for circulatory conditions.

## INTRODUCCIÓN

La presencia de elementos contaminantes en la atmósfera que alteran su composición y afectan a los diversos componentes del ecosistema, es lo que se conoce como contaminación del aire o contaminación atmosférica (Oyarzún 2010). En Chile, el Ministerio del Medio Ambiente indicó en su Tercer Reporte del Estado del Medio Ambiente (MMA 2017) que es posible reconocer tres grandes fuentes de contaminación del aire en el país: los medios de transporte, las actividades industriales y la calefacción de las viviendas. Dentro de los distintos contaminantes destacan las partículas atmosféricas (PM, por su sigla en inglés), las cuales tienen una composición compleja de partículas sólidas y líquidas de sustancias orgánicas e inorgánicas que por su tamaño pueden mantenerse suspendidas en el aire y ser transportadas a grandes distancias. Las partículas atmosféricas pueden clasificarse, según su tamaño, en fracción respirable o PM<sub>10</sub>, que incluye las partículas con un diámetro aerodinámico menor o igual a 10 µm, y en partículas finas o PM<sub>2.5</sub>, aquellas que tienen un diámetro aerodinámico menor o igual a 2.5 µm (Frumkin 2010, Ki-Hyun et al. 2015, Wang et al. 2023). Las principales fuentes de PM<sub>10</sub> son el polvo resuspendido de calles, suelos alterados, minería y actividades industriales, en tanto que las principales fuentes de PM<sub>2.5</sub> son procesos de combustión (carbono, petróleo, nafta y productos de transformación) y aerosoles secundarios formados en la atmósfera.

En Chile, la combustión residencial de leña es la principal fuente de emisión de PM<sub>2.5</sub>, contribuyendo al 82 % de las emisiones nacionales (83 528 t/año) de este contaminante del aire. La intensidad de las emisiones de PM<sub>2.5</sub> aumenta hacia el sur del país debido al uso intensivo de leña para calefacción residencial y cocción de alimentos. La región del Biobío, donde se estima un total de emisiones de partículas atmosféricas de 17 086 t/año (MMA 2020), es la segunda con mayor nivel de emisiones en el territorio nacional. En esta misma región se localiza la ciudad de Los Ángeles, la cual durante 2015 fue oficialmente declarada zona saturada por los altos niveles de contaminación de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> en los meses de invierno, donde el 63 % de las emisiones de partículas atmosféricas finas provienen de la combustión residencial de leña para calefacción y cocina (MMA 2018).

Las partículas atmosféricas (PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>) tiene efectos negativos en la salud de la población debido a que tienen la capacidad de penetrar en el tracto respiratorio, terminando en el interior de los pulmones

gracias a su tamaño reducido (Londahl et al. 2006). Las partículas cuyo diámetro se encuentra entre 5 y 10 µm son depositadas en el árbol traqueobronquial (Londahl et al. 2007), mientras que aquellas con diámetro entre 1 y 5 µm penetran hasta los bronquiolos respiratorios y los alveolos, poniendo en riesgo el intercambio de gases dentro de los pulmones. Partículas inferiores a 1 µm se comportan en forma similar a moléculas de gases; en consecuencia, tienen mayor facilidad para alcanzar los alvéolos, donde pueden ser transportadas hacia otros órganos por la circulación sanguínea (Valavanidis et al. 2008, Oyarzún 2010).

Se ha identificado la exposición a partículas atmosféricas como la causa de múltiples enfermedades y efectos en la salud de la población, provocando un aumento en ingresos hospitalarios, visitas a urgencias, síntomas respiratorios, exacerbación de enfermedades respiratorias y cardiovasculares crónicas, e incluso la muerte prematura (Chen et al. 2017, Szyszkowicz et al. 2018, Zhang et al. 2019, Pope et al. 2020, Wang et al. 2023). Diversos estudios han investigado esta relación, recurriendo tanto a modelos lineales generalizados (GLM, por sus siglas en inglés), de Poisson (Guo et al. 2018, Linares et al. 2018, Remaggi et al. 2019, Henríquez y Mardones 2021, Nadali et al. 2022) y binomial negativo (Ardiles et al. 2018, Carugno et al. 2018, Dávila-Córdova et al. 2020), como a modelos aditivos generalizados (GAM, por sus siglas en inglés) (Tian et al. 2017, Li et al. 2018, Wang et al. 2018, Shen et al. 2023).

En este contexto, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar el impacto de la concentración de partículas atmosféricas en los ingresos hospitalarios y atenciones en urgencias de la ciudad de Los Ángeles. Se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM), de Poisson y binomial negativo, considerando tres grupos etarios en la población afectada.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Datos

Se analizaron las enfermedades del sistema respiratorio y circulatorio, las cuales se codificaron respectivamente con las letras "J" e "I" según la Clasificación Internacional de Enfermedades (CIE-10). Las bases de datos utilizadas para las atenciones de urgencias e ingresos hospitalarios fueron extraídas del Departamento de Estadística e Información de Salud (DEIS) del Ministerio de Salud de Chile, considerando tres grupos etarios: menores de 15 años (G1), personas de 15 a 64 años (G2) y adultos de 65 años o más (G3).

Las concentraciones de partículas atmosféricas ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ) fueron extraídas del Sistema de Información Nacional de Calidad de Aire (SINCA) del Ministerio del Medio Ambiente de Chile, considerando la información diaria de las concentraciones de partículas atmosféricas con hasta cinco días de rezago (Li et al. 2018, Henríquez y Mardones 2021).

Para la validación de la información de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  se compararon las concentraciones de ambos parámetros elaborando gráficos de dispersión. Con las concentraciones de  $PM_{2.5}$  en el eje de las ordenadas y las de  $PM_{10}$  en el de las abscisas, se analizó la distribución de los puntos dentro del gráfico. Para el análisis de los datos se consideró la información diaria (promedio de 24 h) de las concentraciones ambientales. Fueron eliminados registros inconsistentes en que la concentración de  $PM_{2.5}$  era mayor que la de  $PM_{10}$  registrada en el mismo periodo.

Los datos meteorológicos de temperatura, precipitaciones y velocidad del viento fueron obtenidos de la Dirección Meteorológica de Chile y el SINCA. El objetivo de incluir estas variables en el estudio es porque se consideran factores confundentes, es decir, factores externos a la relación principal que se deseaba evaluar. La omisión de estas variables produciría sesgos en la relación entre la variable dependiente y las concentraciones de partículas atmosféricas. Lo anterior se explica porque las variables meteorológicas varían de forma diaria al igual que la contaminación atmosférica por partículas atmosféricas respirables y pueden exacerbar las enfermedades respiratorias (de Irala et al. 2001).

Finalmente, se puede mencionar que la serie de tiempo estudiada presentaba componentes estacionales y tendencia. Así que se agregaron variables dicotómicas para los meses del año y días de la semana con el fin de abordar la estacionalidad. También se incluyeron componentes estacionales a través de las variables sen ( $2 \pi kt/365$ ) y cos ( $2 \pi kt/365$ ), donde  $t$  representa el periodo y  $k$  valores del 1 al 6.

### **Modelo estadístico**

Se utilizaron los GLM con función de enlace Poisson y binomial negativo. Para la obtención de los modelos se recurrió al programa R-Project (v. 3.5.1 para Windows). Los GLM permiten asumir distribuciones no normales de los errores y varianzas no constantes (Cayuela 2010). En este estudio, las variables respuesta fueron del tipo conteo (ingresos hospitalarios y atenciones en urgencias), por lo que fue apropiado emplear una regresión con función vínculo logarítmica y una distribución de errores tipo Poisson. Sin embargo, la distribución binomial

negativa también fue apropiada, ya que utiliza un parámetro adicional para reflejar una posible sobre-dispersión de los datos (Navarro et al. 2001).

Los GLM cuentan con tres componentes. El primero corresponde al vector de covariables que origina el predictor lineal :

$$\eta = \sum_{j=1}^n x_j \beta_j = x' \beta \quad (1)$$

donde  $x'$  es el vector de las variables explicativas  $x_j$  incluidas en el modelo (concentración de PM, variables meteorológicas, etc.) y  $\beta$  corresponde a un vector de parámetros desconocidos  $\beta_j$ . El segundo componente es una función de enlace  $g(\cdot)$  que vincula el predictor lineal  $\eta$  con el valor esperado  $\mu$  de la variable dependiente  $Y$ , que en este estudio corresponde a las atenciones de urgencia o ingresos hospitalarios según causa y grupo etario,  $g(\mu) = \eta$ .

El tercer componente es una función de varianza  $Var(Y)$ , la cual depende del valor esperado  $\mu$ , donde el parámetro de dispersión  $\phi$  es constante.

$$Var(Y) = \phi Var(\mu) \quad (2)$$

Para estudiar la presencia de sobredispersión o subdispersión se recurrió a la función dispersiontest del software R-Project, la cual realiza una prueba de hipótesis basada en una razón de verosimilitud entre las distribuciones Poisson y binomial negativa de la siguiente forma:

$$E(Y) = \mu \text{ y } Var(Y) = \mu \quad (\text{Modelo Poisson}) \quad (3)$$

$$Var(Y) = \mu + k f(\mu) \quad (\text{Modelo binomial negativo}) \quad (4)$$

Si  $k = 0$  la distribución binomial negativa se reduce simplemente a una Poisson. Además,  $f(\mu)$  es una función monótona (que puede ser lineal o cuadrática) y se recurre a la prueba estadística  $t$  con el fin de probar la siguiente hipótesis nula:

$$H_0 : k = 0 \quad (5)$$

Se recurrió al método de selección hacia atrás para eliminar variables explicativas que tuvieran un nivel de significancia de acuerdo con un cierto criterio, lo cual permitió seleccionar las especificaciones más adecuadas para cada modelo. Específicamente, se eliminaron las variables explicativas que presentaron un valor de  $p > 0.15$ . Además, se consideró que la concentración de partículas atmosféricas tenía un efecto estadísticamente significativo sobre las

variables dependientes cuando su valor p era menor o igual a 0.05.

Una vez seleccionada y validada la especificación de cada modelo, se procedió a obtener el riesgo relativo (RR) de la variable de interés ( $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ ) para cada grupo etario y tipo de atención en que ésta haya resultado estadísticamente significativa, para lo cual se recurrió a la siguiente ecuación:

$$RR = \beta_{PM} \Delta PM \quad (6)$$

donde  $\beta_{PM}$  es el coeficiente estimado para las partículas suspendidas ( $PM_{10}$  o  $PM_{2.5}$ ) en los casos en que hayan resultado estadísticamente significativas y  $\Delta PM$  es el incremento de las partículas que se desea evaluar en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . En el caso particular de este estudio se simularon incrementos de 1, 5, 10, 50 y  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Se espera que la asociación entre atenciones médicas (urgencias o ingresos hospitalarios) y las partículas atmosféricas sea positiva; sin embargo, la asociación observada en las estimaciones empíricas depende de si el RR es mayor, igual o menor a 1. La exposición a partículas atmosféricas incrementa el riesgo de adquirir una enfermedad cuando  $RR > 1$ , aumentando las hospitalizaciones y atenciones en urgencias.

### Impacto económico en el sistema de salud

Se calculó el impacto económico de las partículas atmosféricas sobre las atenciones médicas en los modelos cuyos 's fueron positivos y estadísticamente significativos, excluyendo el impacto de las  $PM_{10}$  cuando el impacto de las  $PM_{2.5}$  estuviera ya contabilizado. Para lo anterior, se utilizaron el RR estimado, el promedio diario de atenciones médicas durante el último año de estudio (**Cuadro I**) y el costo de las atenciones. Los costos unitarios se obtuvieron de Mardones et al. (2015) y se ajustaron con el Índice de Precios al Consumidor de Chile (IPC) de diciembre 2019. Para sensibilizar los resultados, se estimó el

**CUADRO I. DATOS UTILIZADOS PARA CALCULAR IMPACTO ECONÓMICO.**

Variable	Contaminante	Promedio diario de atenciones	Total de atenciones
Urgencias G1	$PM_{2.5}$	118	43 222
Urgencias G2	$PM_{2.5}$	91	33 201
Urgencias G3	$PM_{10}$	24	8649

PM: partículas atmosféricas, G1: menores de 15 años, G2: personas de 15 a 64 años y G3: adultos de 65 años o más.

costo en atenciones de salud para alzas de 1, 5, 10, 50 y  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en el promedio diario de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ .

## RESULTADOS

En las **figuras 1 y 2** se muestra la serie temporal de las concentraciones diarias de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en la ciudad de Los Ángeles entre 2013 y 2019. Se observa que las concentraciones ambientales de estos contaminantes superan las normas chilenas diarias ( $150$  y  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para el promedio de 24 h de  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$ , respectivamente) en numerosas ocasiones durante el periodo de invierno, evidenciando el problema actual de calidad del aire de la ciudad.

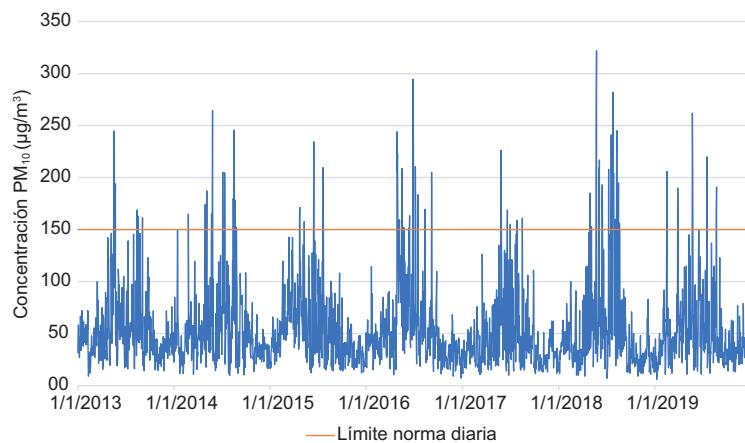
En cuanto a los resultados de los modelos, se discuten únicamente los modelos que analizan las consultas de urgencia e ingresos hospitalarios por causas respiratorias, ya que no se encontró un impacto de las partículas atmosféricas en las atenciones por causas circulatorias.

En el **cuadro II** se presentan solamente los coeficientes de los modelos en que la concentración del contaminante ( $PM_{10}$  o  $PM_{2.5}$ ) fue estadísticamente significativa (valor-p ≤ 0.05). En el caso del  $PM_{10}$ , el grupo etario G1 (< 15 años) es el más afectado, ya que las partículas atmosféricas tienen un impacto significativo sobre los ingresos hospitalarios y atenciones de urgencia, afectando también las atenciones de urgencias en los grupos G2 y G3. La fracción fina de material particulado ( $PM_{2.5}$ ) solamente tiene un impacto estadísticamente significativo en las atenciones de urgencias de los grupos G1 y G2, no encontrándose impactos sobre los ingresos hospitalarios para ninguno de los grupos estudiados.

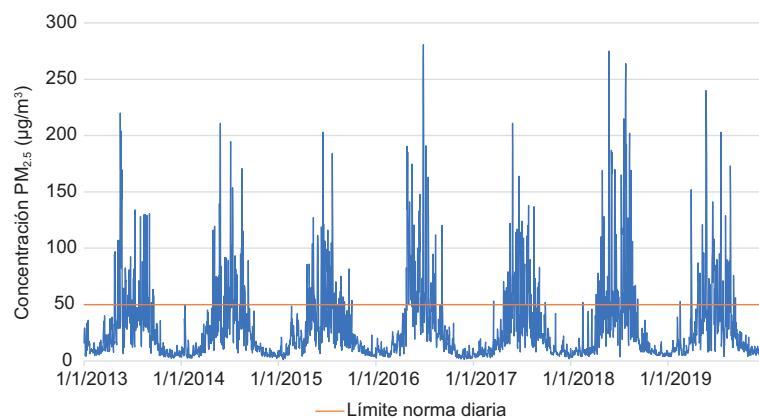
Por otro lado, el efecto de las variables meteorológicas en los diversos modelos mostró un comportamiento similar independiente de la variable respuesta. En la mayoría de los casos, la temperatura, precipitaciones y humedad relativa del aire tuvieron un impacto negativo. Finalmente, las variables estacionales asociadas a los días de la semana y los meses del año presentan también un efecto estadísticamente significativo en los modelos.

### Riesgo relativo

El riesgo relativo se calculó únicamente para los modelos cuyos fueron positivos y estadísticamente significativos. Así, se obtuvieron RR positivos de  $PM_{10}$  para los ingresos hospitalarios del grupo etario G1 y urgencias respiratorias de los grupos etarios G1, G2 y G3 (**Fig. 3**) y RR positivos de  $PM_{2.5}$  para urgencias respiratorias de los grupos etarios G1 y G2



**Fig. 1.** Concentraciones diarias de partículas atmosféricas PM<sub>10</sub> en la ciudad de Los Ángeles, periodo 2013-2019. (Fuente: elaboración propia con base en datos del Sistema de Información Nacional de Calidad de Aire [SINCA]).



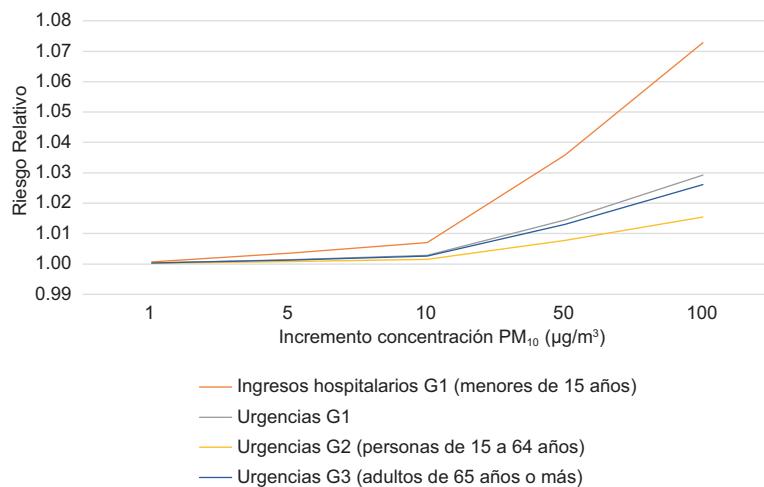
**Fig. 2.** Concentraciones diarias de partículas atmosféricas PM<sub>2.5</sub> en la ciudad de Los Ángeles, periodo 2013-2019. (Fuente: elaboración propia con base en datos del Sistema de Información Nacional de Calidad de Aire [SINCA]).

#### CUADRO II. ESTIMACIÓN DEL COEFICIENTE $\beta$ PARA LAS PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS (PM) Y ENFERMEDADES RESPIRATORIAS.

Contaminante	Variable respuesta	$\beta$	Error estándar	z	Valor de p
PM <sub>10</sub>	Ingresos hospitalarios G1	7.03E-04	3.37E-04	2.087	0.036885*
PM <sub>10</sub>	Urgencias G1	2.88E-04	5.43E-05	5.298	1.17E-07**
PM <sub>10</sub>	Urgencias G2	1.54E-04	5.71E-05	2.691	0.00713**
PM <sub>10</sub>	Urgencias G3	2.58E-04	1.25E-04	2.073	0.038135*
PM <sub>2.5</sub>	Urgencias G1	3.35E-04	6.47E-05	5.183	2.18E-07**
PM <sub>2.5</sub>	Urgencias G2	1.55E-04	6.78E-05	2.286	0.02224*

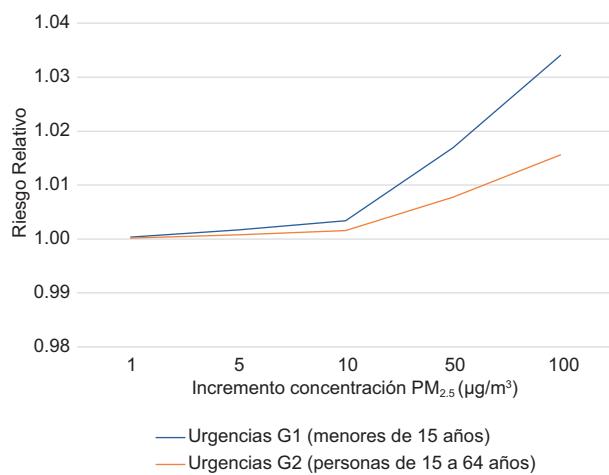
\*Significativo al 5 %; \*\*significativo al 1 % (\*\*).

z: puntuación de desviaciones estándar, G1: menores de 15 años, G2: personas de 15 a 64 años y G3: adultos de 65 años o más.



**Fig. 3.** Riesgo relativo asociado al ingreso hospitalario de G1, y a las urgencias de G1, G2 y G3 por enfermedades respiratorias, para distintos incrementos de partículas atmosféricas PM<sub>10</sub>.

(**Fig. 4**). Estos RR se estimaron para diversos incrementos (1, 5, 10, 50 y 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en la concentración de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>.



**Fig. 4.** Riesgo relativo asociado a las urgencias de G1 y G2 por enfermedades respiratorias, para distintos incrementos de partículas atmosféricas PM<sub>2.5</sub>.

Al analizar el comportamiento del RR de PM<sub>10</sub> (**Fig. 3**), se observa que es mayor para los ingresos hospitalarios de G1, ya que al aumentar la concentración de PM<sub>10</sub> en 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , el RR aumenta en 7.3 %. En contraste, para el mismo incremento de las PM<sub>10</sub>, las atenciones de urgencia respiratorias muestran un incremento en el RR de 2.9, 1.5 y 2.6 % para los grupos etarios G1, G2 y G3, respectivamente.

Al analizar el comportamiento del RR de PM<sub>2.5</sub> para las consultas de urgencias respiratorias (**Fig. 4**), se observa que el primer grupo etario (G1) tiene el RR más alto (3.4 %) cuando las concentraciones de PM<sub>2.5</sub> se incrementan en 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . En el caso del grupo etario G2, se obtuvo un incremento de 1.6 % en el RR frente al mismo incremento en la concentración de PM<sub>2.5</sub>. Este valor es consistente con el RR de consultas de urgencia, para el mismo grupo etario y para el mismo nivel de aumento en la concentración de PM<sub>10</sub>.

Los RR de PM<sub>10</sub> para las atenciones de urgencia respiratorias obtenidos en este estudio son menores a los estimados por Henríquez y Mardones (2021), quienes también analizaron el caso de ciudad de Los Ángeles, pero sin realizar una desagregación por rango etario. Estos autores concluyeron que las atenciones de urgencia por infección respiratoria aguda alta (IRA alta), crisis obstructiva bronquial y otras causas respiratorias se incrementarían en 5.9, 6.1 y 4.1 %, respectivamente, si las PM<sub>10</sub> aumentan su concentración diaria en 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Los RR de PM<sub>2.5</sub> para las atenciones de urgencias por causas respiratorias también son más bajos que los valores encontrados por Remaggi et al. (2019) para la misma ciudad si las PM<sub>2.5</sub> aumentan su concentración diaria en 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (7.8 % en personas de 5 a 14 años y 5.9 % en personas de 15 a 64 años para IRA alta; 11.6 % en personas de 1 a 4 años y 6.4 % en personas de 1 a 4 años para neumonía, y 14.2 % en personas de 5 a 14 años para bronquitis/bronquiolitis aguda). Finalmente, el RR de PM<sub>10</sub> hallado en este estudio para los ingresos hospitalarios por causas respiratorias en

el grupo G1 también es algo menor que el reportado por Mardones et al. (2015) en la cercana ciudad de Concepción, Chile (a 130 km de distancia): 9.4 % si el PM<sub>10</sub> aumenta su concentración diaria en 100 µg/m<sup>3</sup>. La diferencia entre estos estudios se puede atribuir principalmente a los períodos de tiempo analizados y al nivel de agregación (o desagregación) etario y enfermedades, lo cual puede afectar la identificación de la causalidad estadística en los modelos de series de tiempo debido a factores de confusión (Zhang et al. 2019). Sin embargo, lo importante es que las tres investigaciones encuentran efectos robustos de la contaminación por PM sobre la salud respiratoria de la población.

### Impacto económico en el sistema de salud

Un incremento de 1 µg/m<sup>3</sup> en la concentración diaria de partículas atmosféricas (PM<sub>10</sub> o PM<sub>2.5</sub>) significa un costo de aproximadamente 1900 dólares/día, lo que aumenta a 190 000 de dólares/día (**Cuadro III**) cuando la variación en la concentración de partículas atmosféricas aumenta a 10 µg/m<sup>3</sup>. Lo anterior, se traduce en un costo de aproximadamente 700 mil dólares/año ante una variación de 1 µg/m<sup>3</sup> en la concentración de partículas atmosféricas (PM<sub>10</sub>) cuando se considera el total anual de atenciones, en tanto que un aumento de 10 µg/m<sup>3</sup> significaría un incremento de 7 millones de dólares/año.

**CUADRO III. COSTO PROMEDIO DIARIO EN MILES DE DÓLARES DE ATENCIONES EN SALUD POR LA VARIACIÓN EN LA CONCENTRACIÓN DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS (PM).**

Variable	Contaminante	Variación diaria (µg/m <sup>3</sup> )				
		1	5	10	50	100
Urgencias G1	PM <sub>2.5</sub>	1.25	6.28	12.56	63.23	127.53
Urgencias G2	PM <sub>2.5</sub>	0.45	2.24	4.48	22.45	45.07
Urgencias G3	PM <sub>10</sub>	0.20	0.98	1.97	9.88	19.90
Costo total		1.90	9.50	19.00	95.56	192.50

G1: menores de 15 años, G2: personas de 15 a 64 años y G3: adultos de 65 años o más.

## DISCUSIÓN

Se observó la existencia de un efecto positivo y estadísticamente significativo de las partículas atmosféricas sobre las atenciones de urgencia e ingresos hospitalarios en la ciudad de Los Ángeles, Chile. Los niños menores a 15 años (G1) son quienes muestran

mayor riesgo de consultas de urgencia e ingresos hospitalarios por causas respiratorias debido a la vulnerabilidad de sus sistemas respiratorio e inmunitario, especialmente los más pequeños. Para este grupo, la concentración de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> del mismo día resultó significativa para el 75 % de las variables dependientes. Se propone utilizar esta información para generar conciencia en la población, ya que un aumento de 100 µg/m<sup>3</sup> en la concentración diaria de PM<sub>10</sub> se traduce en un aumento de un 7.3 % en los ingresos hospitalarios de este grupo etario.

Por otro lado, las consultas de urgencias por causas respiratorias tuvieron una relación positiva y estadísticamente significativa con la concentración de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> para los grupos etarios estudiados, observándose un aumento de 3, 2 y 3 % en las atenciones en urgencias diarias para los grupos G1, G2 y G3, respectivamente, cuando la concentración de PM<sub>10</sub> se incrementó en 100 µg/m<sup>3</sup>. Esta información es útil para la preparación y asignación de recursos en salud, ya que cuando la calidad del aire empeora (mayores concentraciones de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>) la demanda por atenciones de urgencias respiratorias aumenta. El hecho de cuantificar el impacto de la contaminación del aire en la ciudad de Los Ángeles sobre la demanda por atenciones de urgencia e ingresos hospitalarios puede justificar estrategias de educación ambiental y medidas regulatorias para reducir la contaminación que enfrenta la ciudad. Un ejemplo de medidas regulatorias es la prohibición de calefactores a leña o la entrega de subsidios para el reemplazo de calefactores a leña por calefactores a pellet. Esto reduciría las concentraciones ambientales de PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>, mejorando la salud de la población y disminuyendo la demanda de atenciones médicas por causas respiratorias.

El efecto de las variables meteorológicas (temperatura, precipitaciones y humedad relativa del aire) en los modelos mostró mayoritariamente un efecto negativo. Lo anterior se puede explicar porque las bajas temperaturas y lluvias conducen a un mayor uso de calefacción a leña, pero también porque las personas pasan mayor tiempo en espacios cerrados, coincidiendo con períodos en que hay mayor circulación viral.

## CONCLUSIONES

Se determinó un efecto significativo entre las atenciones de urgencia e ingresos hospitalarios y las concentraciones de partículas atmosféricas en la ciudad de Los Ángeles, Chile. El mayor riesgo de

consultas de urgencia e ingresos hospitalarios por atenciones respiratorias se encontró en niños menores a 15 años. Al evaluar el impacto económico de la contaminación por partículas atmosféricas, se obtuvo que el costo diario por un incremento de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  alcanzaría los 19 mil dólares. Esto permitiría cuantificar parte de los potenciales beneficios (costos evitados) en el sistema de salud originadas por la reducción de partículas atmosféricas (plan de descontaminación) en la ciudad de Los Ángeles. Al disminuir en  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  la concentración diaria de  $\text{PM}_{10}$ , se podría generar un ahorro de 9500 dólares. Además, la disminución de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en la concentración promedio anual de partículas atmosféricas lograría un ahorro potencial de 7 millones de dólares.

Se propone replicar el estudio desagregando las causas de las atenciones en urgencias y los ingresos hospitalarios para evaluar el impacto de la calidad del aire en las distintas enfermedades respiratorias.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el financiamiento para este estudio por CORFO Biobío Chile a través del fondo de Innovación de Interés Público (IPP) ID N° 18IIP-93627.

## REFERENCIAS

- Ardiles L., Tadano Y., Costa S., Urbina V., Capucim M., Silva I., Braga A., Martin J. y Martins L. (2018). Negative binomial regression model for analysis of the relationship between hospitalization and air pollution. *Atmospheric Pollution Research* 9 (2), 331-340. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.10.010>
- Carugno M., Dentali F., Mathieu G., Fontanella A., Marianni J., Bordini L., Milani G.P., Consonni D., Bonzini M., Bollati V. y Pesatori A.C. (2018).  $\text{PM}_{10}$  exposure is associated with increased hospitalizations for respiratory syncytial virus bronchiolitis among infants in Lombardy, Italy. *Environmental Research* 166, 452-57. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.06.016>
- Cayuela L. (2010). Modelos lineales generalizados (GLM). EcoLab, Centro Andaluz de Medio Ambiente, v. 1. Universidad de Granada, Junta de Andalucía, Granada, España [en línea]. [https://www.academia.edu/6847226/Modelos\\_lineales\\_generalizados\\_GLM\\_07/06/2023](https://www.academia.edu/6847226/Modelos_lineales_generalizados_GLM_07/06/2023)
- Chen R., Yin P., Meng X., Liu C., Wang L., Xu X., Ross J.A., Tse L.A., Zhao Z., Kan H. y Zhou M. (2017). Fine particulate air pollution and daily mortality. A nationwide analysis in 272 Chinese cities. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 196 (1), 73-81. <https://doi.org/10.1164/rccm.201609-1862oc>
- Dávila-Córdova J., Tapia-Aguirre V., Vásquez-Apestegui V., Ordóñez-Ibarguen L., Vu B., Steenland K. y Gonzales G. (2020). Association of  $\text{PM}_{2.5}$  concentration with health center outpatient visits for respiratory diseases of children under 5 years old in Lima, Peru. *Environmental Health* 19, 7. <https://doi.org/10.1186/s12940-020-0564-5>
- De Irala J., Martínez-González M.A. y Guillén-Grima F. (2001). ¿Qué es una variable de confusión? *Medicina Clínica* 117, 377-385. [https://doi.org/10.1016/S0025-7753\(01\)72121-5](https://doi.org/10.1016/S0025-7753(01)72121-5)
- Frumkin H. (2010). Salud ambiental: de lo global a lo local. 1a ed., Washington DC, EUA, 1267 pp.
- Guo P., Feng W., Zheng M., Lv J., Wang L., Liu J., Zhang Y., Luo G., Zhang Y., Deng C., Shi T., Liu P. y Zhang L. (2018). Short-term associations of ambient air pollution and cause-specific emergency department visits in Guangzhou, China. *Science of The Total Environment* 613-614, 306-313. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.102>
- Henríquez F. y Mardones C. (2021). Aporte de la gestión de episodios críticos a la reducción de enfermedades respiratorias en las ciudades de Los Ángeles y Chilán, Chile. *Revista Médica de Chile* 149 (6), 856-863. <https://doi.org/10.4067/s0034-98872021000600856>
- Ki-Hyun K., Ehsanul K. y Shamin K. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International* 74, 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Li Y., Xiao C., Li J., Tang J., Geng X., Cui L. y Zhai J. (2018). Association between air pollution and upper respiratory tract infection in hospital outpatients aged 0-14 years in Hefei, China: A time series study. *Public Health* 156, 92-100. <https://doi.org/10.1016/j.puhe.2017.12.006>
- Linares C., Falcón I., Ortiz C. y Díaz J. (2018). An approach estimating the short-term effect of  $\text{NO}_2$  on daily mortality in Spanish cities. *Environment International* 116, 18-28. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.04.002>
- Londahl J., Pagels J., Swietlicki E., Zhou J.C., Ketzel M., Massling A. y Bohgard M. (2006). A set-up for field studies of respiratory tract deposition of fine and ultrafine particles in humans. *Journal of Aerosol Science* 37 (9), 1152-1163. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2005.11.004>
- Londahl J., Massling A., Pagels J., Swietlicki E., Vaclavik E. y Loft S. (2007). Size-resolved respiratory-tract deposition of fine and ultrafine hydrophobic and

- hygroscopic aerosol particles during rest and exercise. *Inhalation Toxicology* 19 (2), 109-116. <https://doi.org/10.1080/08958370601051677>
- Mardones C., Saavedra A. y Jiménez J. (2015). Cuantificación económica de los beneficios en salud asociados a la reducción de la contaminación por MP<sub>10</sub> en Concepción metropolitano, Chile. *Revista Médica de Chile* 143, 475-487. <https://doi.org/10.4067/S0034-98872015000400009>
- MMA (2017). Tercer reporte del estado del medio ambiente, Ministerio del Medio Ambiente de Chile [en línea]. <http://sinia.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/09/REMA-2017.pdf> 5/06/2023
- MMA (2018). Estudios utilizados para la elaboración del PDA de Los Ángeles. Ministerio del Medio Ambiente de Chile [en línea]. [http://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2018/proyectos/Estudios\\_utilizados\\_para\\_la\\_elaboracion\\_del\\_PDA\\_LA.pdf](http://planesynormas.mma.gob.cl/archivos/2018/proyectos/Estudios_utilizados_para_la_elaboracion_del_PDA_LA.pdf) 5/06/2023
- MMA (2020). Informe del estado del medio ambiente. Ministerio del Medio Ambiente de Chile [en línea]. [https://sinia.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/10/IEMA-2020\\_consolidado\\_final-comprimido.pdf](https://sinia.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/10/IEMA-2020_consolidado_final-comprimido.pdf) 5/06/2023
- Nadali A., Leili M., Karami M., Bahrami A. y Afkhami A. (2022). The short-term association between air pollution and asthma hospitalization: A time-series analysis. *Air Quality, Atmosphere and Health* 15 (7), 1153-1167. <https://doi.org/10.1007/s11869-021-01111-w>
- Navarro A., Utzet F., Puig P., Caminal J. y Martín M. (2001). La distribución binomial negativa frente a la de Poisson en el análisis de fenómenos recurrentes. *Gaceta Sanitaria* 15 (5), 447-452. <https://www.gacetasanitaria.org/es-la-distribucion-binomial-negativa-frente-articulo-S0213911101715993>
- Oyarzún M. (2010). Contaminación aérea y sus efectos en la salud. *Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias* 26, 16-25. <https://doi.org/10.4067/S0717-73482010000100004>
- Pope III C.A., Coleman N., Pond Z. y Burnett R. (2020). Fine particulate air pollution and human mortality: 25+ years of cohort studies. *Environmental Research* 183, 108924. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108924>
- Remaggi J., Mardones C. y Jiménez J. (2019). Impacto de la contaminación por material particulado sobre las atenciones de urgencias por causas respiratorias en Chillán, Concepción y Los Ángeles. *Revista Chilena de Enfermedades Respiratorias* 35, 181-190. <https://doi.org/10.4067/S0717-73482019000300181>
- Shen J., Ma Y., Zhang Y., Zhang C., Wang W., Qin P. y Yang L. (2023). Temperature modifies the effects of air pollutants on respiratory diseases. *Environmental Science and Pollution Research* 30, 61778-61788. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26322-9>
- Szyszkowicz M., Kousha T., Castner J. y Dales R. (2018). Air pollution and emergency department visits for respiratory diseases: A multi-city case crossover study. *Environmental Research* 163, 263-269. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.01.043>
- Tian Y., Xiang X., Juan J., Sun K., Song J., Cao Y. y Hu Y. (2017). Fine particulate air pollution and hospital visits for asthma in Beijing, China. *Environmental Pollution* 230, 227-233. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.029>
- Valavanidis A., Fiotakis K. y Vlachogianni T. (2008). Airborne particulate matter and human health: Toxicological assessment and importance of size and composition of particles for oxidative damage and carcinogenic mechanisms. *Journal of Environmental Science and Health, Part C* 26 (4), 339-362. <https://doi.org/10.1080/10590500802494538>
- Wang X., Wang W., Jiao S., Yuan J., Hu C. y Wang L. (2018). The effects of air pollution on daily cardiovascular diseases hospital admissions in Wuhan from 2013 to 2015. *Atmospheric Environment* 182, 307-312. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.036>
- Wang D., Dong C., Xu H., Xu D., Cheng Y., Shi Y., Han F., Chen F., Qian H., Ren Y., Sui S. y Zhang J. (2023). Association between air pollutants, sources, and components of PM<sub>2.5</sub> and pediatric outpatient visits for respiratory diseases in Shanghai, China. *Atmospheric Environment* 311, 119978. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119978>
- Zhang Y., Ni H., Bai L., Cheng Q., Zhang H., Wang S., Xie M., Zhao D. y Su H. (2019). The short-term association between air pollution and childhood asthma hospital admissions in urban areas of Hefei City in China: A time-series study. *Environmental Research* 169, 510-516. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.11.043>