



ARTÍCULO ORIGINAL



Costo de la contaminación del aire por material particulado generado por el transporte vehicular en Lima Metropolitana

Cost of air pollution by particulate matter generated by vehicular transport in Metropolitan Lima

Cindy Silva Vivanco^{1*}; Raymundo Jesus Mogollon Ñañez¹; Sabrina Estefanía Díaz^{1*} Víctor Carlos Michel Chumpitaz Añi¹

^{1*} Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.

* Autor de correspondencia: cindysv50@gmail.com

Recepción: 22/06/2021; Aceptación: 15/12/2021; Publicación: 30/12/2021

Resumen

Las altas concentraciones de material particulado (MP) representan un riesgo sobre la salud humana, siendo una de sus mayores fuentes la flota vehicular existente en la ciudad de Lima Metropolitana (LM). Debido a este problema se han establecido diversas medidas regulatorias para mitigar esta alta contaminación. Este artículo tiene por objetivo estimar el costo económico de la contaminación del aire por material particulado generado por el transporte vehicular en Lima Metropolitana. Este es el punto de partida para el diseño e implementación de medidas de política en un contexto de eficiencia. Para ello, se utilizaron los factores de la función concentración-respuesta a fin de estimar el número de casos de mortalidad y morbilidad asociados a la concentración de MP. Los resultados muestran que el costo fluctuó entre 0,21% y 0,29 % del Producto Bruto Interno (PBI) de LM, fracción significativamente menor con relación a otras ciudades densamente pobladas. No se identificó una tendencia en el costo, lo cual parecería estar más vinculado a las dinámicas atmosféricas y geográficas que a otros factores como crecimiento poblacional, aumento de la flota vehicular o medidas regulatorias del transporte vehicular.

Palabras clave: Contaminación ambiental; material particulado; transporte vehicular; Lima Metropolitana.

Forma de citar el artículo: Silva, C., Mogollon, R., Díaz, S., Chumpitaz, V. (2021). Costo de la contaminación del aire por material particulado generado por el transporte vehicular en Lima Metropolitana. *Natura@economía*, 6(2), 146-166 <http://dx.doi.org/10.21704/ne.v6i2.1944>

DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/ne.v6i2.1944>

* Autor de correspondencia: Cindy Silva Vivanco. Email: cindysv50@gmail.com

© El autor. Publicado por la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú.
El artículo es de acceso abierto y está bajo la licencia CC BY

Abstract

High concentrations of particulate matter (PM) represent a risk to human health, one of its greatest sources is the existing vehicle fleet in Metropolitan Lima City (ML). Due to this problem, various regulatory measures have been established to mitigate this high level of contamination. This article aims to estimate the economic cost of air pollution by particulate matter generated by vehicular transport in Metropolitan Lima. This is the starting point for the design and implementation of policy measures in an efficiency context. For this purpose, the factors of the concentration-response function were used in order to estimate the number of cases of mortality and morbidity associated with the concentration of PM. The results show that the cost fluctuated between 0.21% and 0.29% of the Gross Domestic Product (GDP) of LM, a significantly lower fraction in relation to other densely populated cities. No cost trend was identified, which would seem to be more linked to atmospheric and geographic dynamics than to other factors such as population growth, increase in the vehicle fleet, or regulatory measures for vehicle transport.

Keywords: Environmental pollution; particulate matter; vehicle transport; Metropolitan Lima.

1. Introducción

Durante las últimas décadas, la contaminación del aire ha representado un grave problema para las ciudades de países en desarrollo. El acelerado proceso de industrialización y urbanización han provocado la intensificación de emisiones y concentraciones de contaminantes atmosféricos (Mannuci y Franchini, 2017; Fotourehchi, 2016; WHO, 2006). La literatura epidemiológica establece una relación entre la contaminación del aire y la salud humana, lo cual se manifiesta a través de una variedad de enfermedades (Landrigan et al., 2018; Cohen et al., 2017; Wang et al., 2016; Evans et al., 2013; WHO, 2006). Esto sugiere que una gran parte de la población que vive en países en desarrollo está potencialmente expuesta a complicaciones en la salud por este motivo.

Lima Metropolitana (LM) es una de las treinta grandes ciudades a nivel mundial con las concentraciones más altas de contaminantes del aire. Más del 75 % del año, presenta significativos niveles de concentración de diversos contaminantes a los que aproximadamente el 80 % de la población está expuesta (WHO, 2020; Bell et al., 2011). En efecto, en algún momento LM tuvo los peores indicadores de concentración

de material particulado (MP)(PAHO, 2020). Los altos niveles de concentración de MP en LM se atribuyen principalmente al transporte vehicular, que es responsable de más del 87 % de las emisiones de contaminantes (MINAM, 2019). Así también, en una investigación de Ilizarbe et al. (2020) usando modelos receptores para la contaminación del aire en LM se determinó que una de las principales fuentes de contaminación por MP es la actividad vehicular.

En LM, los principales contaminantes asociados al transporte vehicular son ozono (O_3), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COV) y M. La variabilidad de las concentraciones suele depender de la temporada (Jelić y Bencetić, 2010) y en LM se acentúa en ciertas áreas por condiciones geográficas y atmosféricas que la ciudad presenta (Silva et al. 2017). La investigación de Rojas et al. (2020) indica que ante una reducción significativa de la cantidad de vehículos (transporte urbano y particular) en LM la concentración de PM_{10} y $PM_{2.5}$ en el 2020 se redujo en un 58 % y 43 % respectivamente en relación a sus concentraciones históricas (2017 – 2019).

De todos los contaminantes, el MP es el único que supera los umbrales de concentración,

incluso en zonas donde se asienta la mayor parte de la población de LM (Pacsi, 2016; MINSA, 2012). Esto es alarmante, ya que el daño causado por el MP en la salud humana es más severo que cualquier otro contaminante (Landrigan et al., 2018; Cohen et al., 2017; WHO, 2006) debido a que el MP puede alcanzar las porciones más profundas de las vías respiratorias, llegando incluso al torrente sanguíneo (Landrigan et al., 2018; Mannucci y Franchini, 2017). De hecho, se ha encontrado relación entre las concentraciones de MP y diversos efectos en la salud como derrames cerebrales, enfermedades respiratorias y cáncer (PAHO, 2020).

El MP está constituido por partículas con un diámetro menor a 10 micras (conocidos como PM_{10}) y por partículas con un diámetro menor a 2,5 micras (conocidos como $PM_{2,5}$). Las partículas que tienen un tamaño entre 10 y 2,5 micras forman parte de la fracción gruesa del material particulado ($PM_{10-2,5}$). Asimismo, el PM_{10} es generado a partir de procesos mecánicos, mientras que el $PM_{2,5}$ a partir de procesos de combustión. El PM_{10} es originado por la resuspensión del polvo de las carreteras, las cuales son generadas por el viento o vehículos en movimiento, mientras que las partículas finas ($PM_{2,5}$) se derivan directamente del proceso de combustión vehicular, industria y generación de energía (Vu et al., 2019; Tapia et al., 2018; Mannucci y Franchini, 2017; Krzyżanowski et al., 2005). Se ha vinculado la exposición al $PM_{2,5}$ a enfermedades cardiovasculares (Liu et al., 2017), diabetes (Lim et al., 2018; Peden, 2018) y en comparación al PM_{10} , el $PM_{2,5}$ es el responsable de la mayor cantidad de casos por problemas respiratorios (Koutrakis et al., 2005).

Así, las altas concentraciones de MP representan un peligro para la sociedad de LM. Para enfrentar este problema y otros vinculados al transporte vehicular, desde los años 90 el gobierno peruano y el Comité de Gestión de la Iniciativa de Aire Limpio para Lima y Callao establecieron diversas medidas regulatorias (CIAL, 2004; CIAL,

2010; CIAL, 2017); en la cual se propusieron diferentes mecanismos para la reducción de emisiones de contaminantes atmosféricos, como el de establecer límites máximos permisibles (LMP) para las emisiones vehiculares, las cuales posteriormente han sido modificadas a niveles más rigurosos. Asimismo, se implementaron regulaciones e incentivos para la reducción del contenido de componentes dañinos en los combustibles vehiculares. En paralelo, se instalaron centros de inspección y fiscalización técnica vehicular y subsecuentemente se han aplicado reformas sobre los impuestos al consumo de combustibles dañinos, entre otros (Figura 1).

Desde el año 2010 se inició la operación de los sistemas de transporte urbano de alta capacidad denominados el Metropolitano de Lima y el Metro de Lima y Callao, los cuales han permitido el reordenamiento y la modernización de la flota vehicular de transporte público, trasladando a más del 30 % de la población limeña y minimizando los tiempos de viaje (CPI, 2020; Tapia et al., 2018).

Todas estas medidas han conllevado a un considerable descenso en las emisiones de ciertos contaminantes, de los cuales sólo el MP ha presentado valores que superan los Estándares de Calidad Ambiental para Aire (ECA-aire) a nivel local (Pacsi, 2016; Espinoza, 2018). De esta forma, la reducción del MP constituye un tema de particular interés en políticas públicas orientadas a minimizar el efecto contaminante del transporte vehicular en LM.

Desde la perspectiva económica, es importante traducir el efecto del MP en la salud humana en términos monetarios, que resulta útil para la toma de decisiones. Son escasos los estudios que han cuantificado monetariamente el efecto de la contaminación por PM_{10} en LM, tales como Sánchez (2017), Larsen y Strukova (2006) y Kroeger (2004). Estos artículos, al igual que muchos similares (Liao et al., 2020; Liangliang et al., 2020; Hadei et al., 2020; Yu et al., 2019; Han et al., 2019; Wei

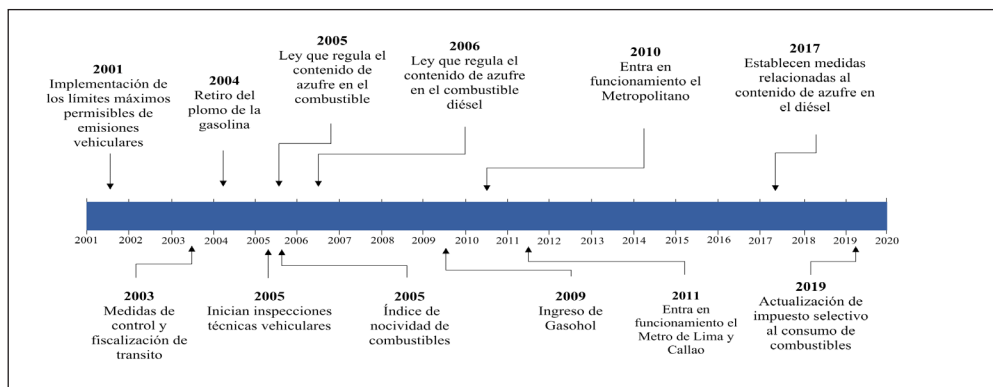


Figura 1. Medidas de control aplicadas al transporte vehicular en Lima Metropolitana en el periodo 2001-2019

Elaboración propia en base a CIAL (2010) y Tapia et al. (2018).

et al., 2018; Quan y Shiqiu, 2015; Meisner et al., 2015; Golub et al., 2014; WB, 2013; Yaduma et al., 2013; Guo et al., 2010) solo consideran un año o un periodo muy corto a fin de tener una idea del costo económico que genera la presencia del material particulado en la salud humana. Esto puede generar una imagen distorsionada de su importancia social, y potencialmente generar indicadores cuestionables en políticas públicas.

En el caso de varias zonas de LM, las concentraciones de PM_{10} y $PM_{2.5}$ han tenido una tendencia decreciente (Pacsi, 2016), a pesar del continuo incremento de las emisiones de ambos contaminantes y de la flota vehicular. En base a información del Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI 2017a; INEI 2017b), durante el periodo 2000-2020 la población de LM aumentó en 20 %, mientras que la flota vehicular creció en 14 % (INEI, 2020a). Entonces, a priori, debería existir una relación inversa entre la tendencia del costo económico y las concentraciones de MP. Sin embargo, el daño a la salud dependerá de la población expuesta y su crecimiento, dispersión de los contaminantes según las variables climáticas y/o geográficas, entre otros. Es importante construir una tendencia de ese costo que permita explicar esa relación y así, generar información útil para el diseño

e implementación de políticas públicas en el sector transporte.

El objetivo de esta investigación es calcular el costo económico de la exposición a niveles de concentración del PM_{10} y $PM_{2.5}$ en la salud humana atribuido al transporte vehicular en LM durante el periodo 2010-2019. De la literatura revisada, no se ha encontrado estudios económicos similares para un periodo prolongado, por lo que el resultado de nuestra investigación constituye una contribución no solo a la literatura local, además, a la toma de decisiones en política ambiental orientada al transporte vehicular en LM.

Para cumplir el objetivo se estima la población afectada o expuesta mediante el método tradicional de evaluación de impactos en la salud empleando funciones concentración-respuesta (CR), los niveles de concentración de MP y otras características poblacionales, las cuales son posteriormente traducidas y agregadas en términos monetarios mediante el enfoque de capital humano y el costo por enfermedad.

Métodos

El análisis de esta investigación cubre el periodo 2010-2019, para el cual fue posible

adquirir la mayor cantidad de información que permitió realizar las estimaciones. El desarrollo de esta sección consiste en los siguientes pasos: (i) caracterizar la región de estudio, comentándose las particularidades del transporte vehicular en LM y su relación con la contaminación del aire, (ii) establecer relaciones entre los efectos en la salud y el nivel de concentración de PM_{10} y $PM_{2,5}$, y (iii) cuantificar el costo económico de los casos según efecto final en la salud.

Caracterización de la región de estudio y las emisiones de PM

Lima Metropolitana es la capital del Perú y se localiza en la costa central del país. Tiene una extensión de 2,819 km² y está conformada por 43 distritos. En el transcurso de las últimas décadas, LM ha experimentado un rápido proceso de industrialización y urbanización, por lo que es considerada el centro de desarrollo socioeconómico más importante del país. El Producto Bruto Interno (PBI) de LM fue US\$ 59,000 millones en el año 2019, lo que representó un incremento de más de 46 % respecto del año 2010 (INEI, 2020b; WB, 2020). La población de LM creció 12 % durante el periodo 2010-2019, de 8,2 a 9,3 millones de habitantes (INEI, 2017a; 2017b).

Asimismo, la flota vehicular de LM se expandió de 1,8 a 2,8 millones de unidades durante el periodo 2010-2018 (INEI, 2020a), y es responsable de más del 58 % de las emisiones de MP en la ciudad (MINAM, 2019). Estas últimas son exacerbadas por una serie de características inherentes al transporte vehicular en LM: vehículos cuya antigüedad excede los 20 años (MINAM, 2019; Sánchez, 2017; CIAL, 2010), elevado congestionamiento vehicular estimado en 19 millones de viajes por día en el año 2019 (INEI, 2020c), amplias distancias de viaje, y el inadecuado mantenimiento de los vehículos y vías (MINAM, 2019; Krzyżanowski et al., 2005).

Los fenómenos atmosféricos y aspectos geográficos explican la dispersión de las

emisiones de MP. Los vientos locales de dirección sur-suroeste, generados por el Anticiclón del Pacífico Sur (APS), trasladan el MP provocando que se acumule en el este y noreste de la ciudad, las zonas con mayor altitud son donde se presentan las más altas concentraciones de MP. Por el contrario, la zona oeste registra las concentraciones más bajas (Silva et al., 2017). Los niveles máximos y mínimos de PM_{10} se observan durante el verano e invierno, respectivamente. Estas fluctuaciones estacionales de los contaminantes son explicadas por las condiciones meteorológicas, así como el proceso de inversión térmica (Silva et al., 2018; Silva et al., 2017; Jelić y Bencetić, 2010). En el caso del $PM_{2,5}$ en LM, los mayores niveles de concentración se han observado durante el otoño-invierno, cuyas oscilaciones podrían depender del distrito en donde se haya registrado (Silva et al., 2017; Pacsi, 2016). Hay evidencia que las variaciones semanales y diarias de MP están relacionadas con el flujo vehicular, ya que en las horas punta se registran las mayores concentraciones (Silva et al., 2017; Pacsi, 2016).

Con respecto a la tendencia temporal de la concentración de MP en LM, hay consenso en que ha sido decreciente hasta tiempos recientes, pero no hay consenso en que ha sido un efecto generalizado en todas las estaciones de monitoreo. Usando data del periodo 2007-2014 en todas las estaciones de monitoreo, Pacsi (2016) señala que la variación multianual del PM_{10} y $PM_{2,5}$ muestra una tendencia descendente moderada para el primero y leve para el segundo. A partir de la serie histórica de PM_{10} , Espinoza (2018) encontró una disminución moderada en casi todas las estaciones de monitoreo para el periodo, aunque identificó un aumento progresivo a partir del año 2014. Por otro lado, en base a la tendencia de largo plazo del estimador Theil-Sen, Silva et al. (2017) encontraron evidencia de reducción en las concentraciones anuales de PM_{10} , aunque solo en dos estaciones de monitoreo durante el periodo 2010-2015.

Estimación de los casos según efecto final en la salud

En la literatura, la asociación entre los casos de morbilidad o mortalidad por PM_{10} o $PM_{2.5}$ se realiza con información del nivel de concentraciones del contaminante, no de sus emisiones. Para tal efecto, es costumbre utilizar la expresión (1) la cual es de uso frecuente en la literatura (Liao et al., 2020; Liangliang et al., 2020; Hadei et al., 2020; Yu et al., 2019; Han et al., 2019; Wei et al., 2018; Yaduma et al., 2013), donde j es el número de casos del efecto final j en la salud humana, P_{ob} es la población expuesta a niveles que superan determinado umbral del PM, T es la tasa de casos del efecto j , y el término $(1-1/RR^j)$ corresponde a la fracción atribuible de la población por exposición al MP, siendo RR^j el factor de riesgo relativo del efecto j , el cual se obtiene de la función concentración-respuesta (CR).

$$\Delta K^j = (P_{ob})(T)(1-1/RR^j) \quad (1)$$

En general, la función CR relaciona el aumento en los niveles de concentración de un contaminante ambiental con el aumento de las probabilidades de desarrollar diversos efectos en la salud. Esta relación adopta diversas formas funcionales (Peng y Dominici, 2008). En esta investigación se utiliza la forma básica log-lineal, especificada en la expresión (2), la cual es utilizada por su sencillez, donde β^j es denominado el coeficiente de la función CR, y caracteriza la forma y la magnitud de la curva CR, PM^f es el nivel concentración promedio actual del contaminante, siendo su umbral ($\mu g/m^3$).

$$RR^j = \exp[\beta^j(PM - PM^0)] \quad (2)$$

Cabe mencionar que los efectos por exposición pueden ocurrir en un corto o largo lapso y que la población afectada

puede presentar enfermedades preexistentes las cuales estarían siendo exacerbadas por el MP. En esta investigación se asume que los efectos finales ocurren en un mismo año y que esta población expuesta no presenta enfermedades precedentes.

Selección de los factores CR

La elección de los j efectos en la salud estuvo en función a la identificación y selección de los factores CR factibles de ser aplicados a LM. Para ello, se revisaron diversos estudios epidemiológicos que hayan calculado estos factores, cuya selección fue realizada según algunos criterios. Primero, se prefirió aquellos factores de CR que fueron estimados mediante estudios de cohorte (exposición de largo plazo), en los que la asociación entre el MP y su efecto en la salud humana fue monitoreada durante un largo periodo, asegurando así la variación suficiente en los componentes que influyen en esta medición (condiciones atmosféricas y geográficas, poblacionales, dispersión y capacidad de transporte del contaminante, entre otros), lo cual permitiría mejores resultados (Peng y Dominici, 2008). La segunda opción fue emplear factores CR provenientes de estudio de series de tiempo o de exposición de corto plazo (Tapia et al., 2020; Cordova et al., 2020). Segundo, se descartaron efectos que agrupen diversas enfermedades a fin de evitar doble contabilidad.

Considerando estos criterios, la Tabla 1 muestra las funciones CR seleccionadas y sus efectos finales, divididos por $PM_{2.5}$ y PM_{10} y según riesgo de mortalidad o morbilidad. No todos los estudios contienen los coeficientes β^j , necesarios para evaluar el cambio inicial en los niveles de concentración del PM, no obstante, estos pueden ser estimados mediante la información de los RR, cuya información generalmente corresponde a un cambio en la concentración de $10 \mu g/m^3$. Por lo tanto, a partir de la función CR en (2) se obtuvo la estimación del β^j para un cambio en la concentración de $1 \mu g/m^3$ mediante $\beta^j = \ln(RR^j)/10$.

Tabla 1. Factores seleccionados de la función concentración-respuesta para cada efecto en la salud, dividido por contaminante $PM_{2.5}$ y PM_{10}

Riesgo	Efecto en la salud (j)	Factores CR (Media y 95% IC)		Fuente	Tipo de estudio
		β (%)	RR (%)		
$PM_{2.5}$					
Mortalidad	Enfermedades en el sistema respiratorio ^a	0,029 (0,0005-0,0051) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,03 (1,01-1,05) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Tapia et al. (2020)	Series de tiempo
	Enfermedades en el sistema circulatorio ^a	0,0059 (0,0008-0,0107) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,06 (1,01-1,11) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Tapia et al. (2020)	Series de tiempo
	Cáncer al pulmón ^b	0,0084 (0,0034-0,0133) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,05 (1,02-1,08) (5.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Evans et al. (2013)	Cohorte
Morbilidad	Infecciones respiratorias agudas (< 5 años) ^b	0,0583 (0,0039-0,0068) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,06(1,04-1,07) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Cordova et al. (2020)	Series de tiempo
	Neumonía (< 5 años) ^b	0,0157 (0,0104-0,0207) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,17 (1,11-1,23) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Cordova et al. (2020)	Series de tiempo
	Asma (< 5 años) ^b	0,0095 (0,0077-0,0113) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,10 (1,08-1,12) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Cordova et al. (2020)	Series de tiempo
	Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias ^c	0,006 (0,0044-0,0079) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Liao et al. (2020)	Cohorte
	Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares y cerebrovasculares ^c	0,007 (0,0046-0,0091) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Liao et al. (2020)	Cohorte
	Visitas de emergencia por problemas respiratorios ^b	0,0010 (0,0005-0,0016) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1.01 (1.01- 1.02) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Zhang et al. (2017)	Cohorte
	Atenciones en consulta externa (>15 años) ^c	0,0049 (0,0027-0,0070) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Liao et al. (2020)	Cohorte
	Bronquitis crónica ^c	0,0045 (0,0013-0,0077) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Yu et al. (2019)	Cohorte
PM_{10}					
Mortalidad	Enfermedades en el sistema respiratorio ^b	0,0039 (0,0000-0,0095) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,04 (0,99-1,10) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Chen y Hoek (2020)	Cohorte
	Enfermedades en el sistema circulatorio ^b	0,0113 (0,0058-0,0174) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,12 (1,06-1,19) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Chen y Hoek (2020)	Cohorte
	Cáncer al pulmón ^b	0,0077 (0,0039-0,0122) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,08 (1,04-1,13) (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Chen y Hoek (2020)	Cohorte
Morbilidad	Bronquitis aguda ^c	0,0055 (0,002-0,009) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Aunan y Pan (2004)	Cohorte
	Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares ^c	0,007 (0,0003-0,001) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Aunan y Pan (2004)	Cohorte
	Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias ^c	0,0120 (0,008-0,014) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Aunan y Pan (2004)	Cohorte
	Atenciones en consulta externa (>15 años) ^c	0,0034 (0,0019-0,0049) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Xu et al. (1995)	Series de tiempo
	Atenciones en consulta externa (<15 años) ^c	0,0039 (0,0014-0,0064) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Xu et al. (1995)	Series de tiempo
	Enfermedades crónicas en las vías respiratorias inferiores (>11 años) ^c	0,0031 (0,003-0,003) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Aunan y Pan (2004)	Cohorte
	Enfermedades crónicas en las vías respiratorias inferiores (< 11 años) ^c	0,0044(0,004-0,005) (1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NS	Aunan y Pan (2004)	Cohorte

^a Disponibles los RR y β

^b Solo disponible los RR, coeficiente estimado

^c Solo están disponible los β

NS: No se han suministrado los factores de riesgo relativo.

Concentraciones de MP y población expuesta en Lima Metropolitana

En LM, las concentraciones de MP son registradas en las estaciones de monitoreo de la Calidad del Aire de Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI) y el Ministerio de Salud (MINSA). Estas estaciones se localizan de forma asimétrica en 16 de los 43 distritos de LM.

Para estimar la población expuesta a las concentraciones de $PM_{2.5}$ en LM, se utilizó el estudio de Vu et al. (2019), donde mediante técnicas de teledetección satelital se elaboraron mapas de distribución espacial anual de la concentración de $PM_{2.5}$, según intervalo, para el periodo 2010-2016. Esta información fue superpuesta con mapas distritales construidos por los autores a fin de asignar la población expuesta según rango de concentraciones por año. Se utilizó el promedio del intervalo, considerándose sólo a aquellos que excedieron el umbral de concentración de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MINAM, 2017). Asimismo, se corroboró la presencia de espacios no habitados en algunos distritos con la ayuda de la herramienta Google Earth. Para el periodo 2017-2019 se asumió una distribución espacial similar al año 2016.

Respecto al PM_{10} , sólo estuvo disponible un mapa de distribución de la concentración según temporada (verano e invierno) del año 2011, el cual fue elaborado por el MINSA (2012). Ante ello, una opción fue utilizar alguna de las ratios de concentraciones de $PM_{2.5}/PM_{10}$ en LM disponibles en la literatura (Pacsi, 2016; Silva et al., 2017; Vu et al., 2019) a fin de inferir la distribución de concentraciones anuales de PM_{10} . Sin embargo, emplear esta ratio equivale a asumir que los mapas de concentraciones anuales del PM_{10} y $PM_{2.5}$ son iguales.

Una alternativa fue utilizar el mapa del MINSA (2012) y asumir la distribución de la concentración de PM_{10} como constante para todo el periodo en estudio. Así, la población expuesta del año 2011 fue la suma ponderada de la población identificada en el

verano (asumido en tres meses) e invierno (9 meses). Esta proporción para verano (3/12) e invierno (9/12) utilizada para todo el periodo. El resto del proceso fue similar al caso del $PM_{2.5}$, pero considerando un umbral de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cabe mencionar que los intervalos de concentración del mapa del PM_{10} tuvieron márgenes considerablemente más amplios en comparación al caso del $PM_{2.5}$, por lo que se esperarían amplios resultados en la población expuesta para el caso del PM_{10} .

La información de población a nivel distrital solo estuvo disponible para el periodo 2010-2015 (INEI, 2017a). El periodo 2016-2019 fue proyectado en base a la tasa de crecimiento poblacional distrital para Lima Metropolitana (INEI, 2017b).

Tasas de casos o incidencias según efecto final en la salud

Esta tasa solo estuvo disponible para algunos efectos en la salud. El resto de los efectos tuvieron que ser construidos a partir de información de LM o nacional, cuyos detalles se presentan en la Tabla 2. Para algunos efectos, no fue posible obtener información sobre casos registrados. En estas situaciones, se utilizó el número de casos del último año disponible.

2.5. Costo económico de los impactos en la salud

El costo económico de la contaminación del aire en LM equivale a la suma del costo de mortalidad y morbilidad, cuyo proceso se detalla a continuación.

Costo de la mortalidad

Este costo suele ser estimado mediante el enfoque de bienestar (valor estadístico de la vida) y el enfoque de capital humano. El primero mide el costo asociado al incremento del riesgo de contraer una enfermedad mortal. Esto equivale a la tasa marginal de

Tabla 2. Información sobre la tasa de casos según efecto final en la salud

Efecto en la salud (j)	Estimación	Fuente de información	Periodo de estudio
Enfermedades en el sistema respiratorio	Casos registrados en el Perú/ Población en el Perú ^a	INEI (2019a); INEI (2013)	2010-2016
Enfermedades en el sistema circulatorio	Casos registrados en el Perú/ Población del Perú ^a	INEI (2019a); INEI (2013)	2010-2016
Cáncer al pulmón	Casos registrados en el Perú/ Población del Perú ^a	INEI (2019a); INEI (2013)	2010-2016
Infecciones respiratorias agudas (< 5 años)	Tasa de casos por 10,000 casos en el Perú	MINSa (2020)	2018-2019
Neumonía (< 5 años)	Tasa de casos por 10,000 casos en el Perú	MINSa (2020)	2018-2019
Asma (< 5 años)	Tasa de casos por 10,000 casos en el Perú	MINSa (2020)	2018-2019
Hospitalización por enfermedades respiratorias	Casos registrados en el Perú/ Población del Perú ^a	INEI (2019a); INEI (2013)	2010-2017
Hospitalización por enfermedades cardiovasculares y cerebrovasculares	Casos registrados en el Perú/ Población del Perú ^a	INEI (2019a); INEI (2013)	2010-2017
Visitas de emergencia por problemas respiratorios	(Casos registrados en Lima /10 años) / Población de Lima	Tapia et al. (2019)	2010-2016
Bronquitis crónica	Casos registrados en Lima/ población de Lima ^a	INEI (2019a); INEI (2013)	2013-2017
Atenciones en consulta externa (>15 años)	Casos registrados en el Perú/ Población del Perú ^a	INEI (2019a); INEI (2013)	2010-2017
Atenciones en consulta externa (<15 años)	Casos registrados en el Perú/ Población del Perú ^a	INEI (2019a); INEI (2013)	2010-2017
Enfermedades crónicas en las vías respiratorias inferiores (> 11 años)	Casos registrados en Lima (adultos >11) / población de Lima ^a	INEI (2019b)	2013-2017
Enfermedades crónicas en las vías respiratorias inferiores (< 11 años)	Casos registrados en Lima (niños <11)/población de Lima ^a	INEI (2019b)	2013-2017

^a La información de la población del Perú y Lima fue obtenida del compendio INEI (2017a).

sustitución entre el riesgo de mortalidad y el ingreso (Cameron, 2010), que es calculado con metodologías de preferencias declaradas o reveladas (OECD, 2014). El segundo asume que cuando un individuo fallece, sus futuros ingresos son truncados, ocasionando un costo social. Así, prevenir esa muerte significaría recuperar un ahorro positivo para impulsar el crecimiento económico (WB y IHME, 2016).

El enfoque basado en el bienestar es más adecuado para los análisis de bienestar económico, y se ha convertido en el enfoque estándar para valorar los riesgos de mortalidad asociados con la contaminación en países de altos ingresos, mientras que el enfoque basado en el capital humano es más apropiado para el análisis financiero y la medición de costos de la contaminación en los indicadores de las cuentas nacionales

(WB y IHME, 2016).

El primero requiere la aplicación de encuestas, generalmente mediante técnicas de preferencias declaradas. El segundo no utiliza la disposición a pagar, y ofrecería la cota mínima del valor buscado, aunque es relativamente sencillo de estimar. Para el caso peruano, solo se dispone información de Seminario (2017), quien mediante el enfoque de capital humano (EFH) para LM obtuvo el costo social por fallecimiento prematuro, estimado en S/ 465,784 para el año 2016, como una estimación del valor estadístico de la vida. Dada la ausencia de mayor información, se consideró la cifra de Seminario para todo el periodo.

Vale resultar que el EFH utiliza información macroeconómica del ingreso nacional como punto de partida. Al respecto, es sabido que

el Perú es uno de los países con los mayores índices de informalidad empresarial (Choy y Montes, 2013). Se estima que el 19% de su PBI oficial proviene del sector informal (CEPLAN, 2016). Esto sugiere que el ingreso nacional está subestimado, por ende, el resultado de Seminario (2017).

Costo de la morbilidad

Este costo comprende los desembolsos de mitigación de la enfermedad y los gastos indirectos asociados a la pérdida de productividad o del tiempo dedicado al ocio (Hunt et al., 2016; WB y IHME, 2016). La forma genérica para estimar el costo unitario por caso por efecto de morbilidad anual (CE) es mediante la suma de los costos por hospitalización, visitas médicas, pérdida de ingresos truncados por la inhabilitación y el gasto en medicamentos (Sánchez, 2017), equivalente a la expresión (3):

$$CE=(dh)(ch)+(nv)(cv)+(dp)(ip)+gm \quad (3)$$

donde dh corresponde a días de hospitalización, ch es el costo diario de hospitalización, nv es el número de visitas médicas, cv es el costo de visitas médicas, dp representa los días perdidos por la inhabilitación generada por la enfermedad, ip es el ingreso promedio diario no percibido, mientras que gm es el gasto promedio en medicamentos.

Los costos unitarios según efecto de morbilidad fueron tomados de estudios locales (Rojas et al., 2019; Sánchez, 2017; Hunt et al., 2016; MINAM, 2015; Larsen, 2004; SRB, 2001; Niederman et al., 1999), y fuentes de información primaria (MINSa, 2020; INEI, 2020d; MINSa, 2019a:2019b). El precio de los medicamentos se obtuvo mediante consultas personales en unidades comerciales de atención farmacéutica. Todas estas cifras monetarias se asumen constantes durante todo el periodo. Los detalles se presentan en el Anexo 1.

Costo económico de la contaminación del aire asociado al transporte vehicular

No todo el costo económico de la contaminación del aire por material particulado en LM corresponde al transporte vehicular, sino también a otras actividades. No hay estudios que hayan determinado que fracción del nivel de concentración de material particulado en LM está asociado a la flota vehicular. Sólo hay información de proyecciones de emisiones de diversos contaminantes en LM, las cuales incluyen material particulado, sean fuentes *móviles* o fijas (MINAM, 2019; Dawidowski et al., 2014). Para el año 2016, MINAM (2019) estimó las emisiones totales de PM₁₀ y PM_{2,5} en 7254 TM y 6788 TM, respectivamente. De estos totales, el 53,7 % y 57,4 % fueron generados por fuentes móviles, respectivamente. Dada la ausencia de mayor información, estos porcentajes fueron utilizados para determinar el costo económico de la contaminación por PM₁₀ y PM_{2,5} atribuible al parque automotor en LM.

Todas las cifras monetarias fueron convertidas a US\$ mediante el tipo de cambio promedio de 3,37 (S/US\$) del año 2016 reportado por el Banco Central de Reserva del Perú (BCRP, 2020).

Resultados

A pesar de que el PM_{2,5} es más agresivo a la salud humana en comparación al PM₁₀, la concentración en exceso de este último ha sido la responsable de la mayor cantidad de casos de mortalidad y morbilidad en LM. La mayor parte de ellos ocurre durante la temporada de verano (Tabla 3). Lo contrario se observa para el caso del PM_{2,5}, puesto que la mayor parte de los casos corresponde a la temporada de invierno. El promedio anual de casos de mortalidad y morbilidad asociadas PM al parque automotor fue 3800 y 381000, respectivamente.

Tabla 3. Casos acumulados de mortalidad y morbilidad (miles) en LM asociados al transporte vehicular según tipo de PM y temporada para el periodo 2010-2019

	PM ₁₀		PM _{2.5}		Total PM		Total PM (promedio anual)
	Verano	Invierno	Verano	Invierno	Verano	Invierno	
Mortalidad	26.5	10,4	320	961	26,8	11,4	3.8
Morbilidad	2,676.6	959,9	45,661	136,983	2,722,2	1,096,9	381.9

Nota: Para calcular los casos totales (fuentes móviles (transporte vehicular) + fuentes fijas), se dividen las cifras entre 0,53 ó 0,57 según sea PM₁₀ ó PM_{2,5}, respectivamente

En términos gruesos, la mayor parte del costo económico de la contaminación asociada al transporte vehicular corresponde al PM₁₀, el cual osciló entre 110-124 US\$ millones, mientras que para el caso del PM_{2,5} apenas 15-27 US\$ millones (Figura 2). La mortalidad es el principal componente del costo económico para ambos contaminantes. Entonces, en el verano se concentra la mayor parte del costo en análisis: 72 y 82 % para del PM₁₀ y PM_{2,5}, respectivamente. Si bien ambas cifras se desprenden de los mapas de concentración o exposición de un solo año, la proporción debería mantenerse durante el periodo en estudio.

Estas estimaciones muestran que las pérdidas económicas por impactos en la salud por MP (como fracción del PBI de la ciudad) son leves en comparación a otros estudios. Los amplios márgenes del costo entre escenarios obedecen en gran medida a los factores CR utilizados (Tabla 4). Este costo ha concentrado entre 0,21-0,29 % del PBI del LM, cifra significativamente menor en comparación a otras ciudades capitales como Beijing (Hou et al., 2016) y Teherán (Hadian et al., 2020) lo cuales también utilizaron el enfoque de capital humano para calcular el costo de la mortalidad, cuyos porcentajes fueron 3,79-4,98 y 0,8; respectivamente.

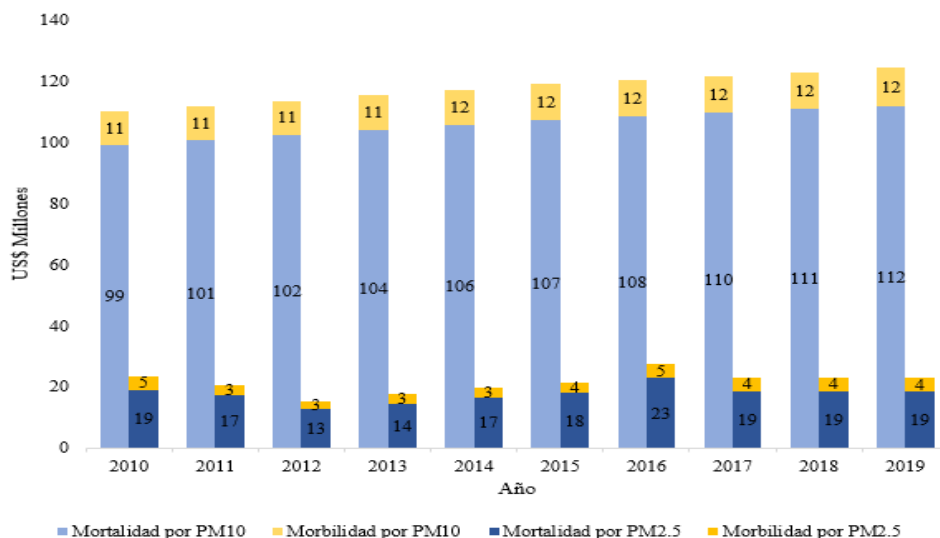


Figura 2. Costo económico anual de la contaminación del aire atribuido al transporte vehicular por PM₁₀ y PM_{2,5} según morbilidad y mortalidad para un escenario medio (2016 US\$ Millones)

Tabla 4. Costo económico de la contaminación del aire atribuido al transporte vehicular, 2010-2019 (2016 US\$ Millones)

PM	Escenario	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
PM ₁₀	Bajo	56	57	58	59	60	61	62	62	63	64
	Medio	110	112	113	115	117	119	120	122	123	124
	Alto	206	209	213	216	219	223	225	228	230	232
PM _{2.5}	Bajo	6	5	4	4	5	5	7	6	6	6
	Medio	24	21	15	18	20	22	27	23	23	23
	Alto	39	34	25	29	33	36	46	38	38	38
Total	Bajo	62	62	62	63	65	66	68	68	69	69
	Medio	134	132	129	133	137	141	148	145	146	147
	Alto	245	244	238	245	252	259	271	265	268	270
% del PBI de LM (escenario medio)		0,21	0,22	0,21	0,22	0,23	0,25	0,27	0,28	0,28	0,29

Con respecto al PIB de LM corrientes.

Nota: Para calcular el costo económico de las fuentes móviles (transporte vehicular) más fuentes fijas, se dividen las cifras entre 0,53 ó 0,57 según sea PM₁₀ ó PM_{2.5}, respectivamente

Discusión

Aun cuando la tendencia temporal del costo económico es creciente (Figura 2 y Tabla 4), ello puede no reflejar adecuadamente lo ocurrido durante el periodo de estudio. Puesto que el nivel de concentración anual del PM₁₀ fue asumido como constante (debido a la falta de mapas de concentración anual para LM), de manera que la estimación de su costo económico dependió principalmente de la tasa de crecimiento de la población expuesta. Esto pudo significar una sobrestimación del costo, aunque la aplicación enfoque de capital humano debió reducir este exceso, y eventualmente minimizar la distorsión. Debe recordarse que el enfoque de capital humano ofrece cifras subestimadas en relación al valor estadístico de la vida humana, el cual es conceptualmente, el enfoque conceptualmente más apropiado para representar la pérdida de bienestar.

Para el caso del PM_{2.5}, para el que sí se dispuso de mapas de concentración para el periodo 2010-2016, los niveles de concentración descienden hasta mediados de la década y luego suben. Es decir, tampoco se aprecia una tendencia definida aun cuando la población, actividad económica, y flota vehicular han sido crecientes en el periodo

de estudio. No se aprecia una relación clara entre el nivel de concentración de material particulado y su costo económico. Tampoco es posible distinguir un patrón o tendencia definida sobre la evolución de tal costo para este contaminante (Tabla 4).

Vale la pena distinguir la concentración de MP registrada en una estación de monitoreo y aquella concentración estimada según modelos de exposición, los cuales suelen generar mapas de concentraciones. Los registros de algunas estaciones de monitoreo en LM han presentado una tendencia a la baja durante los últimos años (Pacsi, 2016; Espinoza, 2018). Pero ello no ha sido reflejado en los resultados de modelos de exposición. Si un mapa de concentraciones de PM contiene un estrecho intervalo de 50-55 µg/m³, no hay forma de evidenciar la disminución en el tiempo de esa concentración (por ejemplo, de 54 a 51 µg/m³). Esta es una limitación de este tipo de mapas para estimar de forma más precisa la magnitud del efecto en la salud de la población expuesta.

Por otro lado, la mayor parte de los factores CR utilizados corresponden a estudios de cohorte, los cuales en teoría generan los mejores resultados. Lamentablemente, para

el caso de LM sólo fue posible obtener factores de la CR locales para 5 de los 21 factores CR utilizados en este estudio, los cuales corresponden a estudios de series de tiempo. Mejores resultados podrían obtenerse en la medida que se disponga de información sobre funciones CR locales.

Cabe mencionar que se han reconocido diversas debilidades de las funciones dosis-respuesta, como la frecuente carencia de umbrales y omisión de no-linealidades (Cox, 2020), las limitaciones de sus coeficientes basados en modelos de regresión y los desafíos que conlleva incluir otras variables explicativas (van Landingham et al., 2020). Por ende, los resultados de este estudio constituyen una primera aproximación.

Conclusiones

Durante el periodo 2010-2019, el costo de la contaminación por MP asociado al transporte vehicular osciló entre 0.21-0,29 % del PBI de LM. Este porcentaje es sustancialmente menor con relación a algunas ciudades densamente pobladas, cuyos estudios emplearon el mismo enfoque de capital humano para estimar el costo de mortalidad, usualmente, el costo más significativo. Se encontró que el material particulado vinculado al transporte vehicular contribuye, aproximadamente, a la mitad del costo.

La literatura sugiere que los vientos provenientes del mar transportan la mayor parte del MP hacia las zonas este y noreste de LM (Espinoza, 2018; Silva et al., 2017), actuando como una especie de “disipador” de las concentraciones de MP en gran parte de la ciudad. Esto podría explicar, en gran medida, la tendencia del costo de la contaminación por MP en LM, el cual parecería estar más vinculado a las dinámicas atmosféricas que, a otros factores como crecimiento poblacional, aumento de la flota vehicular o incluso medidas regulatorias del transporte vehicular implementadas durante la última década. Futuros estudios podrían contribuir a identificar y cuantificar la incidencia de

estos factores en la concentración de PM y, por ende, en el costo en análisis.

Por otro lado, si las zonas este y noreste de la ciudad son las más afectadas, que al mismo tiempo albergan a la población más numerosa, esto abre la puerta para un diseño de implementación de políticas públicas focalizadas que podrían constituir alternativas costo-efectivas para reducir la contaminación por MP. Por ejemplo, Tapia et al. (2018) encontraron que el reordenamiento del tránsito vehicular en una zona del centro de Lima redujo la concentración de $PM_{2,5}$ y PM_{10} en 62 y 55 %, respectivamente. La concentración de MP también podría reducirse con medidas que contribuyan a la mejora y/o expansión de áreas verdes, sobre todo en una ciudad que posee la menor cantidad de estas áreas a nivel regional.

En paralelo, sería necesario incrementar el número de estaciones de monitoreo a fin de obtener más información que permita realizar modelaciones de la concentración anual de MP en LM. Por ejemplo, son pocas las estaciones que registran datos de $PM_{2,5}$ (Vu et al., 2019). Con ello, se podrían obtener resultados más precisos, aunque ello no necesariamente conllevaría a un cambio significativo en los costos anuales encontrados en este estudio y/o identificar una tendencia clara de su evolución.

Agradecimientos

Se agradecen los comentarios de Miguel La Rosa, Roger Loyola y Jhojan Rojas sobre una versión preliminar de este artículo. Como es de costumbre, cualquier error u omisión es responsabilidad de los autores.

Conflictos de intereses

Los autores firmantes del presente trabajo de investigación declaran no tener ningún potencial conflicto de interés personal o económico con otras personas u organizaciones que puedan influir indebidamente con el presente manuscrito.

Rol de los autores

Los autores han realizado la conceptualización, Investigación, Escritura-Preparación del borrador original, Redacción-revisión y edición.

Fuentes de financiamiento

Esta investigación no recibió ninguna subvención específica de ninguna agencia de financiación, sector gubernamental ni comercial o sin fines de lucro.

Aspectos éticos / legales

Los autores declaran no haber incurrido en aspectos antiéticos ni haber omitido normas legales.

ORCID y correo electrónico

Cindy Silva Vivanco	cindysv50@gmail.com https://orcid.org/0000-0003-0133-7775
Raymundo Jesus Mogollon Nañez	https://orcid.org/0000-0003-2130-2051
Sabrina Estefanía Diaz	https://orcid.org/0000-0001-7976-1440
Víctor Carlos Michel Chumpitaz Añi	https://orcid.org/0000-0003-4253-4978

Referencias

Aunan, K., & Pan, X. C. (2004). Exposure-response functions for health effects of ambient air pollution applicable for China—a meta-analysis. *Science of the total environment*, 329(1-3), 3-16.

BCRP (2020). Tipo de cambio (S/ por US\$)-Bancario (promedio del periodo) - Compra. Disponible en: <https://estadisticas.bcrp.gob.pe/estadisticas/>

[series/anuales/tipo-de-cambio-sol-usd](#)

Bell, M. L., Cifuentes, L. A., Davis, D. L., Cushing, E., Telles, A. G., & Gouveia, N. (2011). Environmental health indicators and a case study of air pollution in Latin American cities. *Environmental research*, 111(1), 57-66.

Cameron, T. A. (2010). Euthanizing the value of a statistical life. *Review of Environmental Economics and Policy*, 4(2), 161-178.

CEPLAN. (2016). Economía informal en Perú: situación actual y perspectivas. Recuperado de https://www.ceplan.gob.pe/documentos_/economia-informal-en-peru/

Chen, J., & Hoek, G. (2020). Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment international*, 143, 105974.

Choy Zevallos, E. E., & Montes Farro, E. A. (2013). La informalidad en los sectores económicos y la evasión tributaria en el Perú. *Qui pukamayoc*, 18(35), 11-15, Disponible en: <http://hdl.handle.net/123456789/2895>

CIAL (2004). I Plan integral de saneamiento atmosférico para Lima - Callao 2005–2010 (in spanish). Management Committee Clean Air Initiative (IAL) Lima-Callao, Lima, Peru.

CIAL (2010). II Plan integral de saneamiento atmosférico para Lima -Callao 2011–2015 (in spanish). Management Committee Clean Air Initiative (IAL) Lima-Callao, Lima, Peru. Disponible en: http://eudora.vivienda.gob.pe/OBSERVATORIO/PISA_MUNICIPALIDADES/LimaCallao/II_Plan_Integral_de_Saneamiento_Atmosferico_Lima_Callao_PISA_2011_2015.pdf

CIAL (2017). III Plan integral de

- saneamiento atmosférico para Lima - Callao 2016–2020 (in spanish). Management Committee Clean Air Initiative (IAL) Lima-Callao, Lima, Peru.
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., ... & Feigin, V. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389(10082), 1907-1918.
- Cordova, J. E. D., Aguirre, V. T., Apestegui, V. V., Ibarguen, L. O., Vu, B. N., Steenland, K., & Rengifo, G. F. G. (2020). Association of PM 2.5 concentration with health center outpatient visits for respiratory diseases of children under 5 years old in Lima, Peru. *Environmental Health*, 19(1), 1-6.
- Cox, L. (2020). Implications of nonlinearity, confounding, and interactions for estimating exposure concentration-response functions in quantitative risk analysis. *Environmental Research*, 187: 109638. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109638>
- CPI (2020). Transporte utilizado por trabajadores y estudiantes en Lima Metropolitana - noviembre 2016. EDICIÓN N° 002/2017. Compañía Peruana de estudios de mercados y opinión pública SAC. Disponible en: <https://www.cpi.pe/banco/market-report.html>
- Dawidowski, L., Sanchez-Ccoyllo, O., y Alarcon (2014). Estimación de emisiones vehiculares en Lima Metropolitana. Informe Final. Lima: SENAMHI/SAEMC. Disponible: <http://repositorio.senamhi.gob.pe/handle/20.500.12542/161/browse?type=author&value=S%C3%A1nchez-Ccoyllo%2C+Od%C3%B3n>
- Espinoza, J. (2018). Evaluación espacial y temporal del material particulado PM10 y PM2,5 en Lima Metropolitana para el periodo 2015-2017. Tesis de Pregrado en Ingeniería Ambiental. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina. Disponible en: <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/3739>
- 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.
- Fotourehchi, Z. (2016). Health effects of air pollution: An empirical analysis for developing countries. *Atmospheric Pollution Research*, 7(1), 201-206.
- Golub, E., Klytchnikova, I., Sanchez-Martinez, G., & Belausteguigoitia, J. C. (2014). Environmental health costs in Colombia: the changes from 2002 to 2010. Latin America and Caribbean region Environment and Water Resources occasional paper series; World Bank, Washington, DC. Disponible en: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/21096>
- Guo, X. R., Cheng, S. Y., Chen, D. S., Zhou, Y., & Wang, H. Y. (2010). Estimation of economic costs of particulate air pollution from road transport in China. *Atmospheric Environment*, 44(28), 3369-3377.
- Hadian, M., Raeissi, P., & Khalilabad, T. H. (2020). The economic burden of mortality and morbidity due to air pollution in Tehran, Iran: a systematic review. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 13(8), 1001-1011.
- Hadei, M., Shahsavani, A., Krzyzanowski, M., Querol, X., Stafoggia, M., Nazari, S. S. H., ... & Khosravi,

- A. (2020). Burden of mortality attributed to PM2.5 exposure in cities of Iran; contribution of short-term pollution peaks. *Atmospheric Environment*, 224, 117365.
- Han, F., Lu, X., Xiao, C., Chang, M., & Huang, K. (2019). Estimation of Health Effects and Economic Losses from Ambient Air Pollution in Undeveloped Areas: Evidence from Guangxi, China. *International journal of environmental research and public health*, 16(15), 2707.
- Hunt, A., Ferguson, J., Hurley, F., & Searl, A. (2016). Social costs of morbidity impacts of air pollution. *OECD Environment Working Papers*, No. 99, OECD Publishing, Paris.
- Hou, Q., An, X., Tao, Y., & Sun, Z. (2016). Assessment of resident's exposure level and health economic costs of PM10 in Beijing from 2008 to 2012. *Science of The Total Environment*, 563, 557-565.
- Illizarbe Gonzales, G. M., Valdiviezo, Iorgio G., Rojas Quincho, J. P., Cabello Torres, R. J., & Ugarte Alvan, C. A. (2020). Chemical Characteristics and Identification of PM10 Sources in Two Lima Districts, Peru. *DYNA*, 87(215), 57-65. <https://doi.org/10.15446/dyna.v87n215.83688>
- INEI (2013). Compendio estadístico 2013. Capítulo 6: Salud. Disponible en: https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1097/libro.pdf
- INEI (2017a). Población a nivel distrital. Población total al 30 de junio del 2017, por grupos quinquenales de edad, según departamento, provincia y distrito del año 2015. Disponible en: <https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/population/>
- INEI (2017b). Boletín de Análisis Demográfico N° 38. Perú: Estimaciones y Proyecciones de Población, 1950 - 2050. Disponible en: https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1665/libro.pdf
- INEI (2019a). Compendio estadístico 2018. Capítulo 6 Salud. Disponible en: https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1635/cap06/cap06.pdf
- INEI (2019b). Compendio estadístico Regional de Lima Metropolitana. Capítulo 6 salud. Capítulo 6 Salud. Disponible en: https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1635/cap06/cap06.pdf
- INEI (2020a) Transporte, almacenamiento, correo y mensajería. Principales indicadores del sector transporte. Disponible en: <https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/prueba-11103/>
- INEI (2020b). Producto bruto interno por departamentos (cifras preliminares). Disponible en: <https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/producto-bruto-interno-por-departamentos-9089/>
- INEI (2020c) Transporte, almacenamiento, correo y mensajería. Flujo vehicular en unidades de pago de peaje, según departamento. Disponible en: <https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/prueba-11103/>
- INEI (2020d). Ingreso promedio mensual proveniente del trabajo, según ámbito geográfico (cifras preliminares). Disponible en: <https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/ocupacion-y-vivienda/>
- Jelić, D., & Bencetić Klaić, Z. (2010). Air quality in Rijeka, Croatia. *Geofizika*, 27(2), 147-167.
- Koutrakis, P., Sax, S. N., Sarnat, J. A., Coull,

- B., Demokritou, P., Demokritou, P., ... & Gramsch, E. (2005). Analysis of PM₁₀, PM_{2.5}, and PM_{2.5-10} concentrations in Santiago, Chile, from 1989 to 2001. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 55(3), 342-351.
- Kroeger, T. (2004). Estimación del Costo – Beneficio de medidas para el saneamiento atmosférico. Documento elaborado para el CONAM.
- Krzyżanowski, M., Kuna-Dibbert, B., & Schneider, J. (Eds.). (2005). Health effects of transport-related air pollution. WHO Regional Office Europe.
- Landrigan, P. J., Fuller, R., Acosta, N. J., Adeyi, O., Arnold, R., Baldé, A. B., ... & Chiles, T. (2018). The Lancet Commission on pollution and health. *The lancet*, 391(10119), 462-512.
- Larsen, B. (2004). Cost of environmental damage in Colombia: A Socio-Economic and Environmental Health Risk Assessment. Washington, D.C., USA.
- Larsen, B., & E. Strukova (2006). *Peru: Cost of Environmental Damage: A Socio-Economic and Environmental Health Risk Assessment*. Background Report for Country Environmental Assessment, World Bank, Washington, D.C. October, 2005.
- Liangliang, C., Jingwen, Z., Xiumiao, P., Shiman, R., & Zhang, Y. (2020). Analyses of air pollution control measures and co-benefits in the heavily air-polluted Jinan city of China, 2013–2017. *Scientific Reports (Nature Publisher Group)*, 10(1).
- Liao, Q., Jin, W., Tao, Y., Qu, J., Li, Y., & Niu, Y. (2020). Health and Economic Loss Assessment of PM_{2.5} Pollution during 2015–2017 in Gansu Province, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(9), 3253.
- Lim, C. C., Hayes, R. B., Ahn, J., Shao, Y., Silverman, D. T., Jones, R. R., ... & Thurston, G. D. (2018). Association between long-term exposure to ambient air pollution and diabetes mortality in the US. *Environmental research*, 165, 330-336.
- Liu, Q., Xu, C., Ji, G., Liu, H., Shao, W., Zhang, C., ... & Zhao, P. (2017). Effect of exposure to ambient PM_{2.5} pollution on the risk of respiratory tract diseases: a meta-analysis of cohort studies. *Journal of Biomedical Research*, 31(2), 130.
- Mannucci, P. M., & Franchini, M. (2017). Health effects of ambient air pollution in developing countries. *International journal of environmental research and public health*, 14(9), 1048.
- Meisner, C., Gjorgjev, D., & Tozija, F. (2015). Estimating health impacts and economic costs of air pollution in the Republic of Macedonia. *South Eastern European Journal of Public Health (SEEJPH)*.
- MINAM (2015). Estudio de desempeño ambiental 2003-2013. ESDA. Documento de trabajo. Disponible en: <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/estudio-desempeno-ambiental>
- MINAM (2017). D.S. N°003-2017-MINAM. Miércoles 7 de junio de 2017. Disponible en: <http://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-003-2017-minam/>
- MINAM (2019). Avance: Plan de Acción para el Mejoramiento de la Calidad del Aire de Lima-Callao. Diagnóstico de la Gestión de la Calidad Ambiental del Aire de Lima-Callao. Comisión multisectorial para la gestión de la iniciativa del aire limpio para lima y Callao. Disponible en: <https://sinia.gob.pe/>

- minam.gob.pe/documentos/diagnostico-gestion-calidad-ambiental-aire-lima-callao
- MINSA (2012). II Estudio de Saturación Lima Metropolitana y Callao en el año 2011: vigilancia confiable para la protección de la salud de las personas y de su entorno. Elaborado por DIGESA. Dirección General de Sanidad Ambiental. Perú. Disponible en: <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/estudio-saturacion-lima-metropolitana-callao-ano-2011>
- MINSA (2019a). Guía de práctica clínica para diagnóstico y tratamiento de neumonía en las niñas y los niños. Disponible en: <http://bvs.minsa.gob.pe/local/MINSA/4931.pdf>
- MINSA (2019b). Guía de práctica clínica para diagnóstico y tratamiento de bronquiolitis en niños menores de dos años. Disponible en: <http://bvs.minsa.gob.pe/local/MINSA/4931.pdf>
- MINSA (2020). Boletín epidemiológico del Perú 2020. Volumen 29 -SE 47. Disponible en: https://www.dge.gob.pe/epublic/uploads/boletin/boletin_202047.pdf
- Niederman, M. S., McCombs, J. S., Unger, A. N., Kumar, A., & Popovian, R. (1999). Treatment cost of acute exacerbations of chronic bronchitis. *Clinical therapeutics*, 21(3), 576-591.
- OECD. (2014). *The cost of air pollution: Health impacts of road transport*. OECD Publishing.
- Pacsi, S. A. (2016). Análisis temporal y espacial de la calidad del aire determinado por material particulado PM10 y PM2,5 en Lima Metropolitana. *Anales Científicos*, 77(2), 273-283.
- PAHO (2020). Air quality is deteriorating in many of the world's cities. Pan American Health Organization. Disponible en: https://www.paho.org/hq/index.php?option=com_content&view=article&id=9558:2014-air-quality-is-deteriorating-in-many-of-the-worlds-cities&Itemid=1926&lang=en
- Peden, D. B. (2018). The unexpected health effects of air pollution. *North Carolina medical journal*, 79(5), 309-311.
- Peng, R. D., & Dominici, F. (2008). Statistical methods for environmental epidemiology with R. *R: a case study in air pollution and health*.
- Quan, M., & Shiqiu, Z. (2015). Assessment of the Trend of Heavy PM2.5 Pollution Days and Economic Loss of Health Effects during 2001-2013. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 51(4), 694-706.
- Rojas, F. J., Pacsi, S., Sánchez-Ccoyllo, O. R., & Perales, M. M. (2019). Pronóstico de Reducción de Emisiones, de Enfermos y de Gastos Asociados al incluir el Gas Natural dentro de la Matriz Energética en Perú. *Información tecnológica*, 30(3), 117-126.
- Rojas, J.P., Urdanivia, F.R., Garay, R.A., García, A.J., Enciso, C., Medina, E.A., Toro A., Manzano, C., Leiva, M., 2020. Effects of COVID-19 pandemic control measures on air pollution in Lima metropolitan area, Peru in South America. Submitted.
- Sánchez, G. S. (2017). *Combined application of cost-benefit and multi-criteria analysis for decision support in air quality management policy: a case study in Lima and El Callao, Peru (Doctoral dissertation, Universidad del País Vasco-Euskal Herriko Unibertsitatea)*.
- Seminario, L. (2017). Estimación del Costo Social por Fallecimiento Prematuro. Dirección General de

- Inversión Pública del Ministerio de Economía y Finanzas. Disponible en: https://www.mef.gob.pe/contenidos/inv_publica/docs/parametros_evaluacion_social/Valor_Estadistico_Vida.pdf
- Silva, J. S., Rojas, J. P., Norabuena, M., & Seguel, R. J. (2018). Ozone and volatile organic compounds in the metropolitan area of Lima-Callao, Peru. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 11(8), 993–1008.
- Silva, J., Rojas, J., Norabuena, M., Molina, C., Toro, R. A., & Leiva-Guzmán, M. A. (2017). Particulate matter levels in a South American megacity: the metropolitan area of Lima-Callao, Peru. *Environmental monitoring and assessment*, 189(12), 635.
- SRB (2001). *Confronting COPD in North America and Europe: A Survey of Patients and Doctors*. New York, NY, USA.
- Tapia, V., Carbajal, L., Vásquez, V., Espinoza, R., Vásquez-Velásquez, C., Steenland, K., & Gonzales, G. F. (2018). Reordenamiento vehicular y contaminación ambiental por material particulado (2, 5 y 10), dióxido de azufre y dióxido de nitrógeno en Lima Metropolitana, Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 35, 190-197.
- Tapia, V., Steenland, K., Sarnat, S. E., Vu, B., Liu, Y., Sánchez-Ccoyllo, O., ... & Gonzales, G. F. (2019). Time-series analysis of ambient PM 2.5 and cardiorespiratory emergency room visits in Lima, Peru during 2010–2016. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 30, 680–688.
- Tapia, V., Steenland, K., Vu, B., Liu, Y., Vásquez, V., & Gonzales, G. F. (2020). PM 2.5 exposure on daily cardio-respiratory mortality in Lima, Peru, from 2010 to 2016. *Environmental Health*, 19, 1-7.
- Van Landingham, C., Fuller, W., & Rosalind, A. Schoof (2020). The effect of confounding variables in studies of lead exposure and IQ. *Critical Reviews in Toxicology*, 50(9), 815-825, DOI: [10.1080/10408444.2020.1842851](https://doi.org/10.1080/10408444.2020.1842851)
- Vu, B. N., Sánchez, O., Bi, J., Xiao, Q., Hansel, N. N., Checkley, W., ... & Liu, Y. (2019). Developing an advanced PM2.5 exposure model in Lima, Peru. *Remote sensing*, 11(6), 641.
- Wang, H., Naghavi, M., Allen, C., Barber, R. M., Bhutta, Z. A., Carter, A., ... & Coggeshall, M. (2016). Global, regional, and national life expectancy, all-cause mortality, and cause-specific mortality for 249 causes of death, 1980–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. *The lancet*, 388(10053), 1459-1544.
- WB & IHME. (2016). The cost of air pollution: Strengthening the economic case for action. World Bank, & Institute for Health Metrics and Evaluation. Disponible en: <https://lib.icimod.org/record/32239>
- WB (2013). Cost Assessment of Environmental Degradation, Institutional Review, and Public Environmental Expenditure Review Country Environmental Analysis Kosovo. <http://documents1.worldbank.org/curated/en/282361468047686579/pdf/750290ESW0P1310LIC00Kosovo0CEA0Rprt.pdf>
- WB (2020). Tasa de crecimiento del Producto Bruto Interno de Perú 2001-2007. Disponible en: <https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MKTP.KD.ZG?locations=PE>

- Wei, G. R., & Shi, X. M. (2018). Evaluation the Extent of Health Damage Caused by PM_{2.5} Particulate in Xi'an City. *Huan jing ke xue= Huanjing kexue*, 39(7), 3014-3021.
- WHO (2006). Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide. World Health Organization. Disponible en: <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/air-quality-guidelines.-global-update-2005.-particulate-matter.-ozone.-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide>
- WHO (2020). Ambient (outdoor) air quality database, by country and city. Disponible en: <https://www.who.int/airpollution/data/cities/en/>
- Xu, X., Dockery, D. W., Christiani, D. C., Li, B., & Huang, H. (1995). Association of air pollution with hospital outpatient visits in Beijing. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 50(3), 214-220.
- Yaduma, N., Kortelainen, M., & Wossink, A. (2013). Estimating mortality and economic costs of particulate air pollution in developing countries: The case of Nigeria. *Environmental and Resource Economics*, 54(3), 361-387.
- Yu, G., Wang, F., Hu, J., Liao, Y., & Liu, X. (2019). Value assessment of health losses caused by PM_{2.5} in Changsha City, China. *International journal of environmental research and public health*, 16(11), 2063.
- Zhang, X., Ou, X., Yang, X., Qi, T., Nam, K. M., Zhang, D., & Zhang, X. (2017). Socioeconomic burden of air pollution in China: Province-level analysis based on energy economic model. *Energy Economics*, 68, 478-489.

Anexo 1. Costo unitario por caso según efecto en salud de morbilidad (anual)

Efecto en la salud de morbilidad (j)	Costo hospitalización		Costo por visitas médica		Ingresos no percibidos		Costo medicamentos		CE (S/)
	dh (días)	ch (S/)	nc (visitas)	cc (S/)	dp (días)	ip (S/) ^d	cm (S/) ^e		
Infecciones respiratorias agudas (< 5 años)	7 ^a	355 ^b	1 ^c	110 ^b	NC	NC	30	141	
Neumonía (< 5 años)	7 ^a	355 ^b	1 ^c	110 ^b	NC	NC	200	311	
Asma (< 5 años)	7 ^a	355 ^b	1 ^c	110 ^b	NC	NC	150	261	
Hospitalización por enfermedades respiratorias	8 ^f	452 ^g	NC	NC	13.1 ^f	65	NC	4,460	
Hospitalización por enfermedades cardiovasculares y cerebrovasculares	8 ^f	452 ^g	NC	NC	13.1 ^f	65	NC	4,460	
Visitas de emergencia por problemas respiratorios	2 ^h	195 ^b	NC	NC	2 ^h	65	NC	519	
Bronquitis crónica	10 ⁱ	355 ^b	5 ^f	110 ^b	6 ⁱ	65	250	1,247	
Atenciones en consulta externa (>15 años)	NC	NC	1 ^c	110 ^b	3 ^j	65	20	324	
Atenciones en consulta externa (<15 años)	NC	NC	1 ^c	110 ^b	NC	NC	20	130	
Enfermedades crónicas en las vías respiratorias inferiores (> 11 años)	10 ⁱ	355 ^b	5 ^f	110 ^b	6 ⁱ	65	250	1,247	
Enfermedades crónicas en las vías respiratorias inferiores (< 11 años)	10 ⁱ	355 ^b	5 ^f	110 ^b	NC	NC	250	853	
Bronquitis aguda	NC	NC	1 ^c	110 ^b	24 ^e	65	150	1,812	

NC: en este efecto esta categoría del costo no corresponde calcular.

^a MINSa (2019a y b), solo el 0.03% de los pacientes son hospitalizados (MINSa, 2020);

^b Sánchez (2017);

^c Hunt et al. (2016);

^d En base al ingreso promedio mensual en LM (INEI, 2020d);

^e Información obtenida mediante comunicación personal con proveedores de servicios médicos;

^f MINAM (2015);

^g Gasto en hospitalización en el 2013 (MINAM, 2015), actualizado al año 2016;

^h Larsen (2004);