



ESTUDIOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN AMÉRICA LATINA

Valoración económica de los beneficios en la salud asociados a la reducción de la contaminación del aire

El caso de la Gran Área
Metropolitana de Costa Rica

Francisco Alpízar
Matías Piaggio
Eduardo Pacay



NACIONES UNIDAS

CEPAL





Valoración económica de los beneficios en la salud asociados a la reducción de la contaminación del aire

El caso de la Gran Área Metropolitana de Costa Rica

Francisco Alpízar
Matías Piaggio
Eduardo Pacay



Este documento fue preparado por Francisco Alpizar, Matías Piaggio y Eduardo Pacay, Consultores de la Unidad de Cambio Climático de la División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos de la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), en el marco de las actividades del programa EUROCLIMA (CEC/14/001), y contó con el financiamiento de la Unión Europea.

Ni la Unión Europea ni ninguna persona que actúe en su nombre es responsable del uso que pueda hacerse de la información contenida en esta publicación. Los puntos de vista expresados en este estudio son de los autores y no reflejan necesariamente los puntos de vista de la Unión Europea.

Las opiniones expresadas en este documento, que no ha sido sometido a revisión editorial, son de exclusiva responsabilidad de los autores y pueden no coincidir con las de la Organización.

Publicación de las Naciones Unidas

LC/TS.2017/60

Distribución: Limitada

Copyright © Naciones Unidas, diciembre de 2017. Todos los derechos reservados

Impreso en Naciones Unidas, Santiago

S.17-00555

La autorización para reproducir total o parcialmente esta obra debe solicitarse a la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), División de Publicaciones y Servicios Web, publicaciones@cepal.org. Los Estados Miembros de las Naciones Unidas y sus instituciones gubernamentales pueden reproducir esta obra sin autorización previa. Solo se les solicita que mencionen la fuente e informen a la CEPAL de tal reproducción.

Índice

Glosario	7
Introducción	9
I. Fuentes de contaminación del aire en la GAM de Costa Rica	13
II. Sitio de estudio: distritos del Valle Central de la zona urbana de la GAM	17
III. Valoración económica del impacto de la reducción de la contaminación del aire en la salud	19
A. Indicador de la calidad del aire	20
B. Dispersión de los contaminantes y exposición de la población	20
C. Determinación de los efectos sobre la salud	23
1. Dimensiones de la salud seleccionadas	23
2. Funciones de concentración-respuesta (FCR) y el estado inicial de los efectos según la dimensión de salud	24
3. Escenarios evaluados	26
4. Cargas atribuibles	26
5. Expresión de incertidumbre	26
D. Valoración económica de los beneficios para la salud	27
1. Valoración económica de la mortalidad	27
2. Valoración económica de la morbilidad	29
3. Valoración económica de los ingresos hospitalarios	31
IV. Resultados	33
A. Casos atribuibles a la contaminación atmosférica por cada dimensión de salud	33
1. Muertes atribuibles	33
2. Casos de morbilidad atribuibles	35
3. Ingresos hospitalarios atribuibles	35
B. Valoración económica de los beneficios sobre la salud por reducción de la contaminación atmosférica en la GAM	36
1. Valoración económica de los beneficios por muertes evitadas	36
2. Valoración económica de los beneficios por reducción en la morbilidad	41
3. Valoración económica de los beneficios por ingresos hospitalarios evitados	42
Conclusiones	45
Bibliografía	49

Anexos.....	53
Anexo 1 Área y densidad poblacional de los distritos del área urbana de la GAM	54
Anexo 2 Efectos en la salud relevantes considerados para la evaluación de impacto de la contaminación del aire en los trabajos revisados respecto a cambios en PM	56
Cuadros	
Cuadro 1 Tipos de contaminantes provenientes de algunas combinaciones de motores típicos y combustibles.....	15
Cuadro 2 Concentración de la exposición ponderada por la población	23
Cuadro 3 Frecuencia de efectos iniciales y funciones concentración-respuesta.....	25
Cuadro 4 Beneficios anuales en salud debido a la reducción de la contaminación atmosférica de la GAM	34
Cuadro 5 Beneficios anuales en la salud debido a la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM	34
Cuadro 6 Beneficios anuales en la salud debido a la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM	36
Cuadro 7 VSL calculado para distintas elasticidades de ingreso según el método naïve.....	36
Cuadro 8 VSL calculado para distintos factores de riesgo según el meta-análisis.....	36
Cuadro 9 Beneficios anuales para el número de muertes evitadas debido a la reducción de la contaminación atmosférica en el área de estudio	37
Cuadro 10 Valor monetario de un año de vida (VOLY) para cada método de cálculo del VSL	39
Cuadro 11 Años de vida ganados en cada escenario.....	40
Cuadro 12 Beneficios anuales por la cantidad de años de vida ganados debido a la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM.....	40
Cuadro 13 Valor de un caso de bronquitis crónica en adultos para Costa Rica calculado con el método naïve para distintas elasticidades de ingreso	41
Cuadro 14 Beneficios anuales para los casos de bronquitis crónica en adultos evitados debido a la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM.....	41
Cuadro 15 Valor de una crisis asmática en Costa Rica calculado con el método naïve para distintas elasticidades de ingreso	42
Cuadro 16 Beneficios anuales monetizados para crisis asmáticas en adultos y niños evitadas por la reducción de la contaminación atmosférica en el área de estudio	42
Cuadro 17 Disposición a pagar para evitar un ingreso hospitalario transferido con el método naïve para distintas elasticidades en Costa Rica	43
Cuadro 18 Valor total de un ingreso hospitalario para distintas elasticidades en Costa Rica	43
Cuadro 19 Beneficios anuales para los ingresos hospitalarios evitados por la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM	43
Cuadro 20 Matriz de políticas para algunos aspectos ambientales del transporte.....	46
Gráficos	
Gráfico 1 Población que habita en ciudades de más de 300 000 habitantes	9
Gráfico 2 Población de la GAM de Costa Rica, 1963-2011	10
Gráfico 3 Concentraciones de PM ₁₀ para las principales ciudades de Centroamérica	11
Gráfico 4 Emisiones de CO ₂ proveniente del uso de energía en Costa Rica, 2011	13
Gráfico 5 Parque automotor en Costa Rica, 2003-2013	14
Gráfico 6 Consumo de combustibles derivados del petróleo en la GAM, 1997-2008	15
Gráfico 7 Concentración promedio de PM ₁₀ de los distritos del área de estudio y su comparación respecto a diferentes estándares de calidad del aire.....	22

Diagramas

Diagrama 1	Esquema del procedimiento para la estimación del costo y el impacto de la contaminación del aire sobre la salud.....	19
------------	--	----

Mapas

Mapa 1	Distritos del Valle Central de la zona urbana de la GAM	18
Mapa 2	Mapa de densidad poblacional del sitio de estudio	18
Mapa 3	Mapa de concentración superficial de PM ₁₀ del sitio de estudio para el año 2011	21

Glosario

Al	Aluminio
ARESEP	Autoridad Reguladora de los Servicios Públicos
Ca	Calcio
CEPAL	Comisión Económica para América Latina y el Caribe
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
DAP	Disposición a pagar
DIGECA	Dirección de Gestión de Calidad Ambiental
EV	Esperanza de vida
Fe	Hierro
GAM	Gran Área Metropolitana de San José de Costa Rica
HC	Hidrocarburos
HNO ₃	Ácido nítrico
IMN	Instituto Meteorológico Nacional
IPA	Análisis de trayectoria de impacto
NH ₄ ⁺	Amonio
NO	Óxido nítrico
NO ₂	Dióxido de nitrógeno
NO ₃ ⁻	Nitrato
NO _x	Óxidos de nitrógeno
O ₃	Ozono

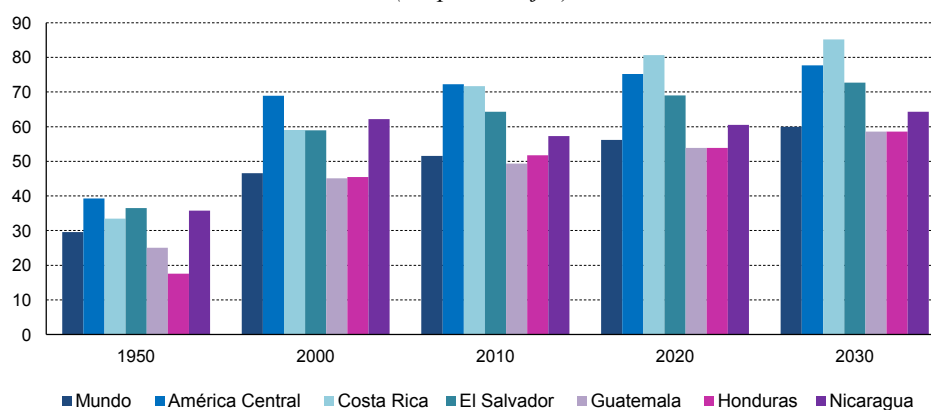
OC	Carbón orgánico
OMS	Organización Mundial de la Salud
Pi	Silicio
PM	Material particulado
QALY	Año de vida ajustado por la calidad
SES	Sistema socio–ecológico
SO ₂	Dióxido de azufre
SO ₄ ²⁻	Sulfato
Ti	Titanio
TSP	Total de partículas suspendidas
UE	Unión Europea
VOCs	Componentes orgánicos volátiles
VOLY	Valor de un año de vida
VSL	Valor de una vida estadística
YLG	Años de vida ganados
YOLL	Años de vida perdidos

Introducción

Durante el siglo XX, la población que se concentra en las ciudades crece de forma exponencial. Según datos de la División de Población de las Naciones Unidas, durante 1950 y 2010 el porcentaje de las personas a nivel mundial que vive en ciudades creció entre un 30 y 50%, tendencia que podría llegar al 60% en 2030 (véase el gráfico 1). La situación es similar en los países de Centroamérica, que si bien su comportamiento es relativamente menor, el porcentaje de la población que habita en ciudades se duplicó a partir de la segunda mitad del siglo XX e incluso se triplicó (el caso de Honduras).

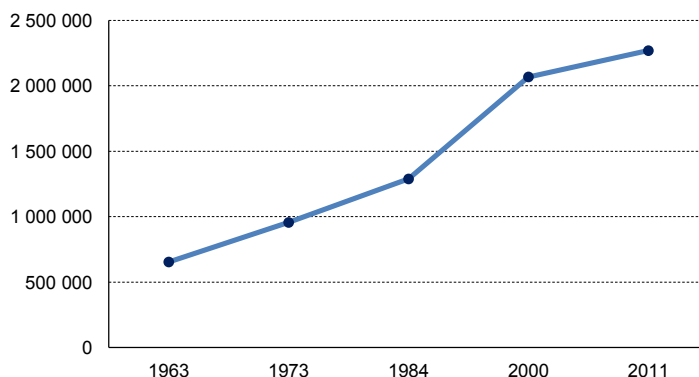
La realidad de la Gran Área Metropolitana (GAM) de Costa Rica no es ajena a la dinámica mundial y regional. Es la zona metropolitana más grande de Costa Rica, abarcando el 3,8% del territorio nacional (196 700 ha). Su población pasó de 653.840 habitantes en 1963 a 2.268.248 en 2011, albergando al 54,7% de la población nacional (INEC, 2011) (véase el gráfico 2). La tasa de crecimiento poblacional más alta se da entre 1984 y 2000 (3% promedio anual de la población), desacelerándose durante la primera década del siglo XXI (0,8% promedio anual).

Gráfico 1
Población que habita en ciudades de más de 300 000 habitantes
(En porcentajes)



Fuente: UN, (2014).

Gráfico 2
Población de la GAM de Costa Rica, 1963-2011



Fuente: INEC, (2011).

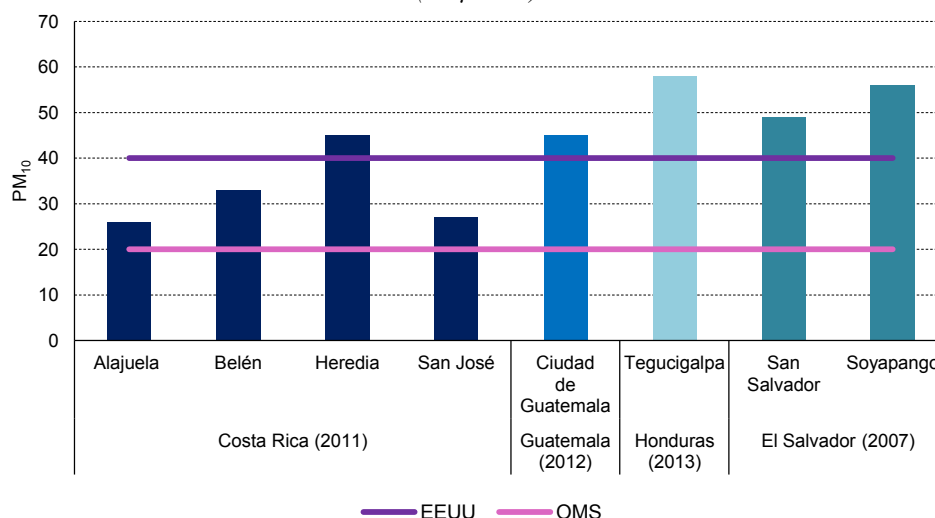
Por su parte, la concentración de PM_{10} en las principales ciudades de Centroamérica excede tanto los estándares recomendados por la OMS como los de la Unión Europea (UE) (véase el gráfico 3). Con respecto a otras ciudades, la situación es notoriamente peor en Tegucigalpa (Honduras) y El Salvador. Sin embargo, tanto la ciudad de Guatemala (Guatemala) como la de Heredia (Costa Rica) presentan niveles de concentración de PM_{10} por encima de los estándares de la UE.

Debido a la dinámica de alta densidad poblacional y los elevados niveles de contaminación, la relación entre la calidad del aire y la salud es un problema casi exclusivo de las ciudades. Si bien el impacto en la salud de la contaminación del aire es pequeño, por ejemplo comparado al efecto de fumar, el impacto sobre la salud pública puede ser muy significativo. La razón de esta paradoja es que toda la población se encuentra expuesta, lo que acrecienta exponencialmente los perjuicios en la salud debido al deterioro de la calidad del aire, mientras que el fumar perjudica, en principio, a una minoría de fumadores activos (Künzli & Perez 2007).

La salud humana puede verse afectada por la exposición a altas concentraciones de diferentes contaminantes. La Organización Mundial de la Salud (OMS) indica los siguientes contaminantes como los principales en referencia a sus consecuencias en la salud humana (WHO, 2006): material particulado (PM), oxidantes fotoquímicos (principalmente O_3), dióxido de azufre (SO_2), óxido de nítrico (NO) y dióxido nítrico (NO_2), la suma de los cuales es conocido como óxidos de nitrógeno (NO_x), monóxido de carbono (CO), componentes orgánicos volátiles (VOCs), e hidrocarburos (HC, el cual es un subconjunto de los VOC)¹. Los principales componentes químicos del PM son el sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-), amonio (NH_4^+), carbón orgánico (OC), carbón elemental, y suelo (la suma ponderada de elementos minerales tales como aluminio; Al; silicio; Si; calcio; Ca; titanio; Ti; y hierro; Fe). Así, el impacto del material particulado en la salud humana dependerá no sólo de su concentración, sino también de su composición (Perez *et al.* 2009).

¹ Los procesos de combustión siempre emiten partículas sólidas o líquidas de materia incombusta. La emisión de esas partículas ha sido objeto de definiciones y mediciones diversas. En general, el término material particulado en suspensión (TSP) se refiere a partículas de todos los tamaños presentes en la atmósfera. Constituyen una compleja mezcla de sustancias orgánicas presentes en la atmósfera tanto en estado sólido en forma de partículas como en estado líquido en forma de pequeñas gotas. Comprenden gases, humo, polvo y aerosoles. Los efectos de esas partículas en la salud dependen de su tamaño y concentración. Con fines reglamentarios y para calcular sus efectos sanitarios, las partículas se miden y clasifican mediante lo que se conoce como fracción respirable de partículas, por ejemplo, PM_{10} y $PM_{2.5}$ (http://www.unep.org/tnt-unep/toolkit_esp/pollutants/facts.html).

Gráfico 3
Concentraciones de PM₁₀ para las principales ciudades de Centroamérica^a
(En $\mu\text{m}/\text{m}^3$)



Fuente: OMS (2011) y OMS (2014).

^a Las fuentes utilizadas en este gráfico recopilan información respecto a la calidad del aire a nivel mundial. Aquí se presenta la información respecto a PM₁₀ (único contaminante disponible en estas bases para Centroamérica) para el último año disponible.

Los impactos a la salud derivados de la degradación en la calidad del aire son diversos, y pueden manifestarse en diferentes partes del cuerpo (GIZ, 2011) como el sistema respiratorio, inmunológico, sensorial, nervioso (central y periférico) y cardiovascular, la piel y los tejidos mucosos. Aunque la totalidad de los efectos depende del periodo de tiempo al que estén expuestos los individuos. Es importante resaltar que si bien muchos efectos están asociados a la contaminación del aire exterior, también tiene repercusiones importantes la de los espacios interiores y el hábito de fumar.

En este contexto, existe un creciente interés por parte del sector científico y por diversas agencias de salud pública, para determinar el valor de los costos económicos que ocasiona la contaminación derivada de las actividades antropogénicas ya que, sólo si se comprende la magnitud de los daños en términos monetarios, será posible realizar una incidencia política efectiva sobre los tomadores de decisiones. Esto es sumamente importante para establecer políticas de Estado encaminadas a mejorar la calidad del aire en las grandes ciudades y potencializar así los beneficios que genera sobre las comunidades.

Bajo ese contexto, el presente trabajo analiza el impacto de la degradación en la calidad del aire sobre la salud y realiza una valoración económica de los beneficios que se podrían obtener si se redujera la carga de contaminación atmosférica de acuerdo a distintos estándares de calidad del aire, esto para un sector específico de la denominada Gran Área Metropolitana (GAM) en Costa Rica.

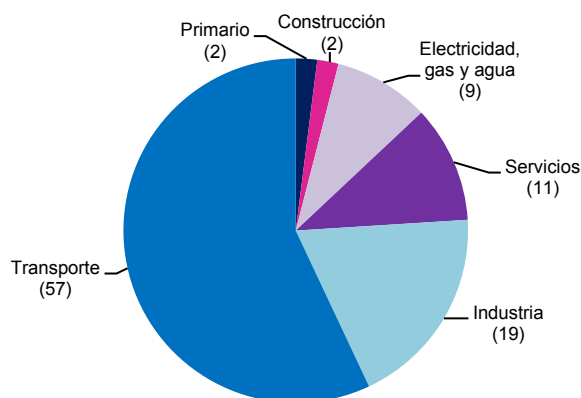
Se inicia con las principales fuentes de contaminación atmosférica de la GAM. Posteriormente, se describen las características del sitio de estudio. El capítulo III detalla la metodología utilizada para el análisis de impacto y la valoración económica de los beneficios en la salud por la reducción de la contaminación del aire. El capítulo IV presenta los resultados obtenidos, y finalmente se establecen las conclusiones del estudio.

I. Fuentes de contaminación del aire en la GAM de Costa Rica

El nivel de concentración de contaminantes degradantes de la calidad del aire depende de la presencia de fuentes contaminante y de las condiciones meteorológicas. Las fuentes contaminantes no siempre han de estar localizados en el mismo lugar que la calidad del aire es deteriorada, sino que puede estar deslocalizado y viajar en el espacio. A su vez, la concentración de partículas finas cercano al suelo puede producirse por vía directa de las fuentes presentes, o de forma indirecta a partir de contaminantes gaseosos que reaccionan en la atmósfera. Adicionalmente, las fuentes de emisiones pueden ser consecuencia de las actividades antrópicas o como consecuencia de procesos de la naturaleza (WHO 2006; GIZ 2011; Lelieveld *et al.* 2015).

Las fuentes de emisiones de actividades antrópicas pueden agruparse en tres categorías (GIZ, 2011): i) fuentes puntuales (como ser chimeneas en grandes terrenos industriales), ii) fuentes móviles (vehículos), y iii) fuentes de área (como ser la quema al aire libre de residuos agrícolas, forestales, limpieza de terrenos, incendios forestales, vehículos no de carretera y barcos, combustión de combustible comercial y doméstico, y otras fuentes que pueden causar emisiones de partículas).

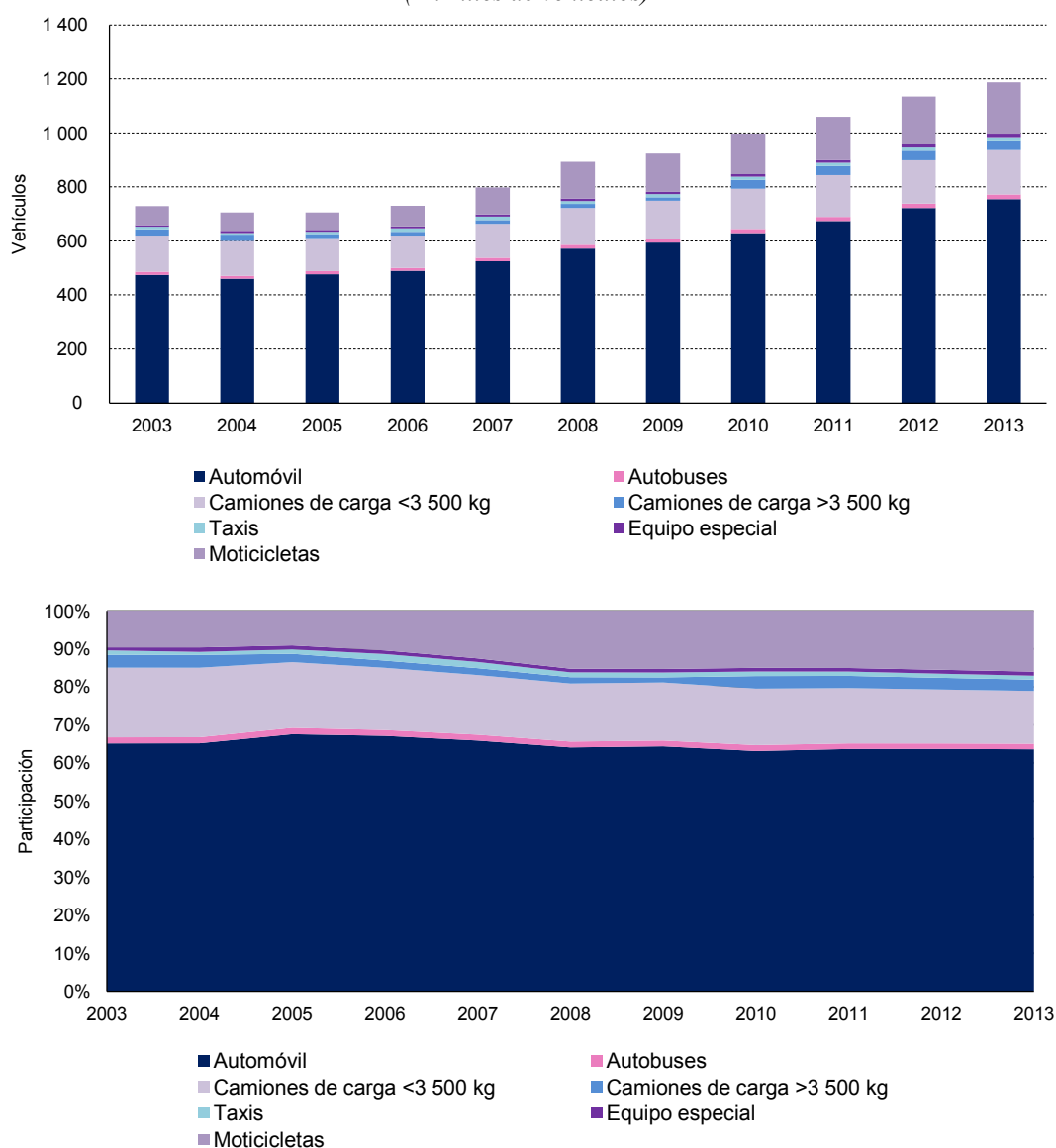
Gráfico 4
Emisiones de CO₂ proveniente del uso de energía en Costa Rica, 2011
(En porcentajes)



Fuente: Lenzen *et al.*, (2012).

En Costa Rica, el 57% de las emisiones de CO₂ de 2011 provinieron del sector transporte (véase el gráfico 4). Debido a su importancia como fuente de emisiones urbanas, es pertinente analizarlo con más detalle. Tan sólo entre 2003 y 2013 la flota vehicular de Costa Rica creció un 63% (véase el gráfico 5). La composición del parque automotor en ha cambiado levemente a lo largo del periodo analizado. Por un lado, los automóviles son los que presentan mayor participación en el parque automotor, representando aproximadamente 64% del total de la flota durante todo el periodo. Por otro lado, las motocicletas han incrementado notoriamente su participación, creciendo de 9,6% en 2003 a 16% en 2013. Este crecimiento se da principalmente en detrimento de la participación de los camiones de carga. Se estima que el 70% de la flota vehicular del país se encuentra en la GAM (INEC 2011 citado por UNA 2015), donde 54% del uso de transporte es colectivo; el 35 % en vehículos individuales, y el 11 %, en forma peatonal y otros medios no motorizados (Martínez 2011).

Gráfico 5
Parque automotor en Costa Rica, 2003-2013
(En miles de vehículos)



Fuente: Elaboración de los autores con base en datos del MOPT, (2013).

Al analizar la relación entre el transporte y la contaminación del aire, es relevante ver tanto la escala de la flota vehicular como el tipo de motor ya que, diferentes tipos de combustibles y calidades generan consecuencias diferenciadas respecto a la concentración de contaminantes. El cuadro 1 resume varios motores que emplean diversas combinaciones de combustibles los que a su vez, emiten distintos contaminantes, repercutiendo de diferente forma a la salud.

Cuadro 1
Tipos de contaminantes provenientes de algunas combinaciones de motores típicos y combustibles

Tipo de motor	Tipo de combustible	Tipo de vehículo	Principales emisiones
4 tiempos	Gasolina	Automóviles (también camiones, aviones y motocicletas)	HC, CO, NOx
Diesel	Diesel	Camiones, autobuses, tractores (también automóviles)	NOx, SOx, hollín, particulados
2 tiempos	Mezcla gasolina/aceites	Motocicletas, motores fuera de borda	HC, CO, particulados
Turbina a gas	Jet	Aviones, aplicaciones en la marina	NOx, particulados

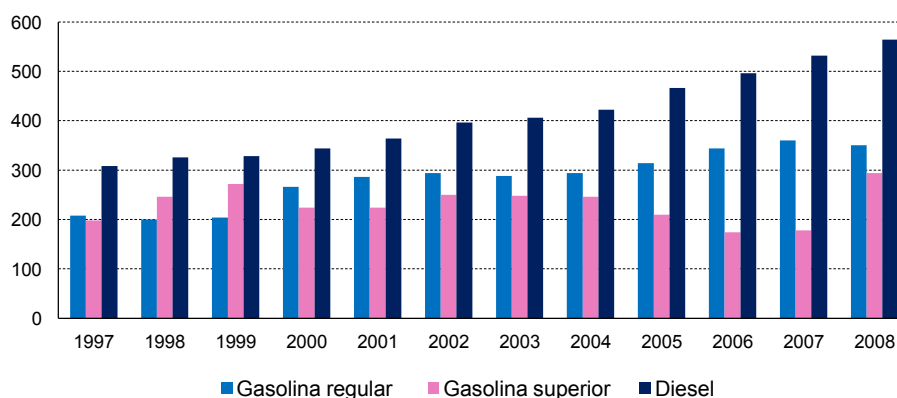
Fuente: GIZ, (2011).

El crecimiento de la flota vehicular ha ocasionado mayor demanda de combustibles derivados del petróleo, sobre todo para la gasolina regular y el diésel. El gráfico 6 muestra la evolución de la venta de combustibles en la GAM entre 1997 y 2008. Se estima que en el año 2011 se generaron un total de 418.663 toneladas de monóxido de carbono (CO), 64.640 toneladas de óxidos de nitrógeno (NO_x) y 6.149 toneladas de PM₁₀, siendo los vehículos de carga liviana los que emitieron más de la mitad de partículas de PM₁₀ (Herrera *et al.* 2011), así mismo, se sabe que los vehículos particulares son los mayores generadores de CO y NO_x (Herrera 2014). Bajo este contexto, se plantea que la flota vehicular es la principal fuente de contaminación del aire de la GAM representando el 75% de la contaminación total (Alfaro 2001).

Otra fuente importante de contaminación del aire es generado por el sector industrial, puesto que el 85% de la industria del país se encuentra dentro de ésta área, concentrándose principalmente en el centro y oeste de esta región (INEC 2011). Se estima que el sector industrial genera el 23% de la contaminación de la GAM (Alfaro 2001) ya que, generalmente, utiliza energía proveniente del bunker y el diésel (UNEP 2002).

Todos estos factores de contaminación han tenido un impacto en la calidad del aire, incluso el último informe de la calidad del aire de la GAM reveló que los niveles de concentración de partículas de PM₁₀ para el período 2013-2015, cumplen con la normativa nacional, el cual es de 50 µg/m³, según lo establecido en el Decreto No. 30221-S (UNA 2015). Sin embargo, quedan fuera de las normativas de referencia internacional (20 µg/m³) establecidas por la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Gráfico 6
Consumo de combustibles derivados del petróleo en la GAM, 1997-2008



Fuente: Departamento de mercadeo del RECOPE, (2015).

II. Sitio de estudio: distritos del Valle Central de la zona urbana de la GAM

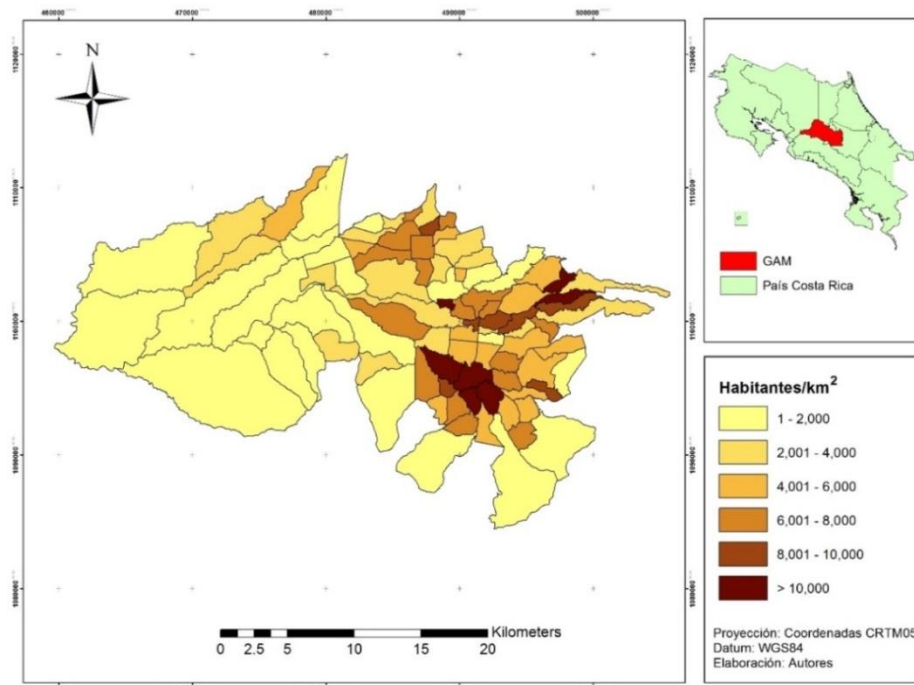
La GAM se encuentra ubicada en la región central de Costa Rica, contiene 31 cantones y 164 distritos pertenecientes a las provincias de San José, Heredia, Alajuela y Cartago. El principal uso de suelo es para las zonas urbanas, seguido por las agropecuarias y las de protección y preservación. En cuanto a la primera, ésta representa el 22,5% de toda la GAM y se encuentra contenida dentro de dos valles; el Central, el cual se ubica entre las provincias de Heredia, Alajuela y San José; y el del Guarco, que forma parte de la provincia de Cartago (OUGAM, 2016).

Este estudio se enfocó en medir el impacto de la contaminación del aire sobre la salud específicamente para los distritos del Valle Central contenidos en la GAM (véase el mapa 1). Se definió éste sitio debido a la disponibilidad de datos derivados del monitoreo de la calidad del aire realizado por la Universidad Nacional de Costa Rica. A su vez, la información poblacional proviene del censo realizado por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC) en el 2011 (año en que se enfoca el estudio). Además, esta región contiene a la capital del país (San José), la cual posee dinámicas muy específicas como alta densidad poblacional, elevado tráfico de vehículos y alta concentración de actividades económicas, factores de relevancia al medir el impacto de la contaminación del aire sobre la salud.

El sitio de estudio posee una extensión de 57.934 hectáreas (que representa el 29,5% de la superficie de la GAM) y contiene un total de 89 distritos y 21 cantones, que forman parte de las provincias de San José, Heredia y Alajuela; siendo la provincia de San José la que contiene la mayoría de los distritos con el 64%, aproximadamente.

En cuanto a la población del área de investigación, ésta alberga un total de 1.551.788 habitantes los cuales representan el 68,41% de la población total de la GAM. Los distritos ubicados en la región Este son los que poseen la mayor densidad de personas (véase el mapa 2), siendo el distrito de León XIII el que posee la más alta densidad poblacional (con 17.583 habitantes por km²) y el distrito Turrucare la de menor (con 212 habitantes por km²). En el anexo 1 se presenta la población y el área para cada distrito, así como sus densidades poblacionales.

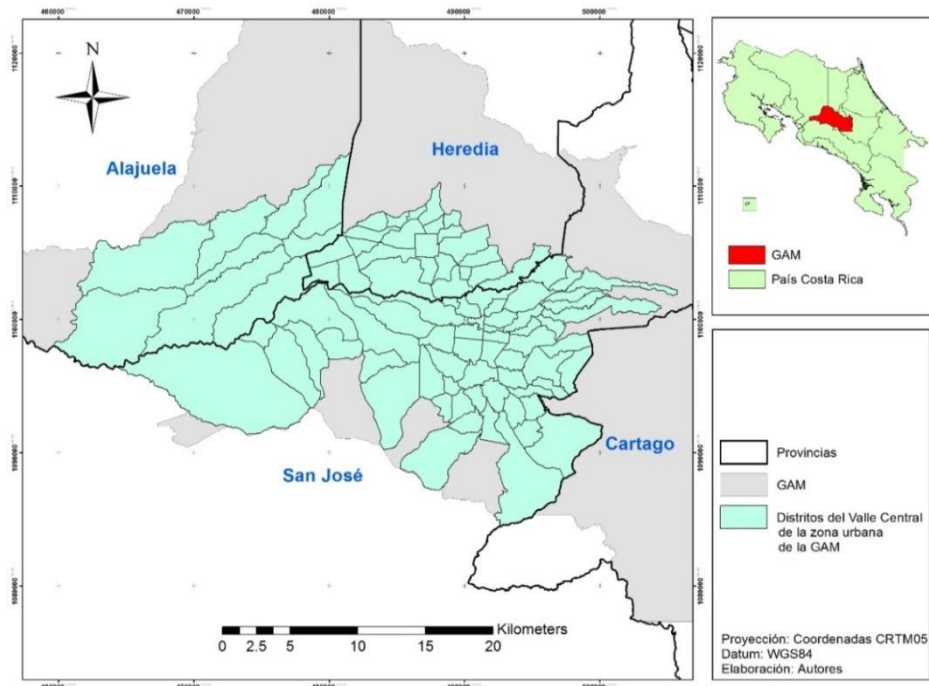
Mapa 1
Distritos del Valle Central de la zona urbana de la GAM



Fuente: Elaboración de los autores con base en datos de la UNA, (2011).

Nota: Los límites y los nombres que figuran en este mapa no implican su apoyo o aceptación oficial por las Naciones Unidas.

Mapa 2
Mapa de densidad poblacional del sitio de estudio



Fuente: Elaboración de los autores con base en datos del INEC (2011).

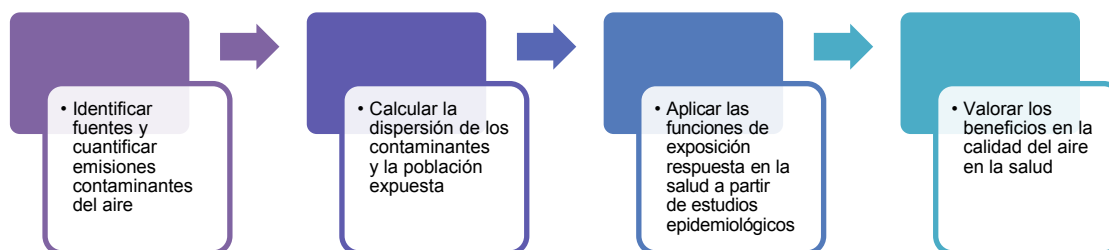
Nota: Los límites y los nombres que figuran en este mapa no implican su apoyo o aceptación oficial por las Naciones Unidas.

III. Valoración económica del impacto de la reducción de la contaminación del aire en la salud

El procedimiento para evaluar el impacto y beneficios económicos de la reducción de la contaminación del aire en la salud a través del Análisis de Trayectoria de Impacto (IPA, por sus siglas en inglés) puede dividirse en cuatro etapas (véase el diagrama 1) (Rabl *et al.*, 2014): i) identificar las fuentes de contaminantes así como indicadores de calidad del aire, ii) relacionar la población que se encuentra expuesta a diferentes niveles de concentración de emisiones que afectan la calidad del aire, iii) a partir de esta información, y en conjunto con los estudios epidemiológicos disponibles, se estima el impacto en diferentes dimensiones de la salud (principalmente aspectos como la mortalidad y morbilidad) relacionados a una variación en la concentración de contaminantes, y iv) calcular los beneficios para la salud como respuesta a las mejoras en la calidad del aire. Si bien este procedimiento parece lineal y sencillo, en cada una de las etapas se requiere un gran esfuerzo en términos de información, así como de decisiones metodológicas.

Se parte del punto ii) ya que, anteriormente se realizó la caracterización de las fuentes de contaminación. Cabe señalar que dada la disponibilidad de información procedente de la medición de la calidad del aire en los puntos representativos del área de estudio, no es necesario comenzar el análisis desde la identificación de fuentes y la contabilización de sus emisiones.

Diagrama 1
Esquema del procedimiento para la estimación del costo y el impacto de la contaminación del aire sobre la salud



Fuente: Rabl *et al.*, (2014).

A. Indicador de la calidad del aire

Una decisión importante al momento de llevar adelante el análisis del impacto de la calidad del aire en la salud es la elección del contaminante. El material particulado, ozono, dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y el monóxido de carbono, así como otros contaminantes, se encuentran altamente correlacionados. Por ende, si se suman individualmente sus efectos se podría cometer un error de sobrestimación sobre los totales (Künzli & Perez 2007; Jalaludin *et al.* 2009). En la práctica, suele utilizarse sólo un indicador de contaminación, capaz de cubrir la mayoría de los efectos y los contaminantes correlacionados. Sin embargo, la elección dependerá principalmente de la información disponible. Varios de los estudios revisados emplean exclusivamente el PM (BTRE 2005; DEC 2005; Seethaler 1999; Künzli & Pérez 2007; Banco Mundial 2012), ya que existe un fuerte consenso (desde la literatura epidemiología) respecto a sus efectos en la salud. Sin embargo, elegir un solo contaminante puede suponer subestimar los efectos, al no considerar el impacto de otros contaminantes. También, se encontraron estudios que además de considerar los impactos del PM incluyen los del ozono (US EPA 1999; US EPA 2004; US EPA 2011; AEA Technology Environment 2005), el dióxido de azufre, el dióxido de nitrógeno, el monóxido de carbono (US EPA 1999; DEFRA 2006), o el benceno (Fisher *et al.* 2005).

Para este estudio se utilizó como indicador de la contaminación del aire las partículas en suspensión con un diámetro inferior a 10 micrómetros (PM₁₀) medida en microgramos por metro cúbico (µg/m³). Estas partículas pueden ser sólidas o líquidas y aunque su composición depende de su origen regularmente contienen ácidos, sulfatos, nitratos, compuestos orgánicos, metales y polvo. La composición química tiene efectos sobre la salud siempre y cuando hayan ingresado al organismo; sin embargo lo que aumenta su grado de peligrosidad es su tamaño, ya que cuando son menores o iguales a los 10 micrómetros de diámetro pasan a través de la nariz y la garganta, afectando el corazón y los pulmones ocasionando graves problemas en la salud (UNA 2011).

La razón para la utilización de este indicador se fundamentó en que el PM₁₀ es el único indicador disponible para medir la carga de contaminación atmosférica de la GAM. Lo cual es válido, porque la mayoría de los estudios que evalúan el efecto de la contaminación atmosférica sobre la salud lo utilizan como indicador (Künzli & Pérez 2007). Sin embargo, es importante indicar que el hecho de emplear solo un indicador, aumenta la probabilidad de que se subestimen los efectos de incorporar medidas de mejoramiento de la calidad del aire, puesto que podrían reducir los efectos de otros contaminantes como el NO₂, NO_x, el benceno, etc., capaces de ocasionar otros efectos en la salud (Künzli & Pérez 2007).

B. Dispersión de los contaminantes y exposición de la población

Esta sección caracteriza el problema de contaminación del aire y la exposición de la población de los distritos del Valle Central del área urbana de la GAM. Para evaluar el nivel de exposición de la población, se calculó la dispersión de la contaminación atmosférica en el área de estudio. Para esto se utilizaron los datos de PM₁₀ obtenidos en las mediciones de calidad de aire realizadas por la Universidad Nacional de Costa Rica (UNA) en el 2011. Estas mediciones se realizaron en 14 sitios de monitoreo (de los cuales 13 se ubicaron dentro del área de estudio) y que son representativos de las zonas comerciales, industriales y residenciales de toda la zona (UNA 2011).

Utilizando el valor medio anual del PM₁₀ de cada estación de monitoreo, se procedió a realizar el cálculo de la concentración media para cada uno de los 89 distritos del área de estudio. Para esto se realizó un proceso de interpolación espacial de los datos disponibles. El método de utilizado fue el de Ponderación de Distancia Inversa (IDW, por sus siglas en inglés) contenido en la extensión de *Spatial Analyst* del software ArcGis, el cual estima los valores de las celdas calculando promedios ponderados en función de su distancia a un punto de muestro. Es decir, cuanto más cerca esté una celda de un punto de muestro, más influencia o peso tendrá en el proceso de cálculo del promedio,

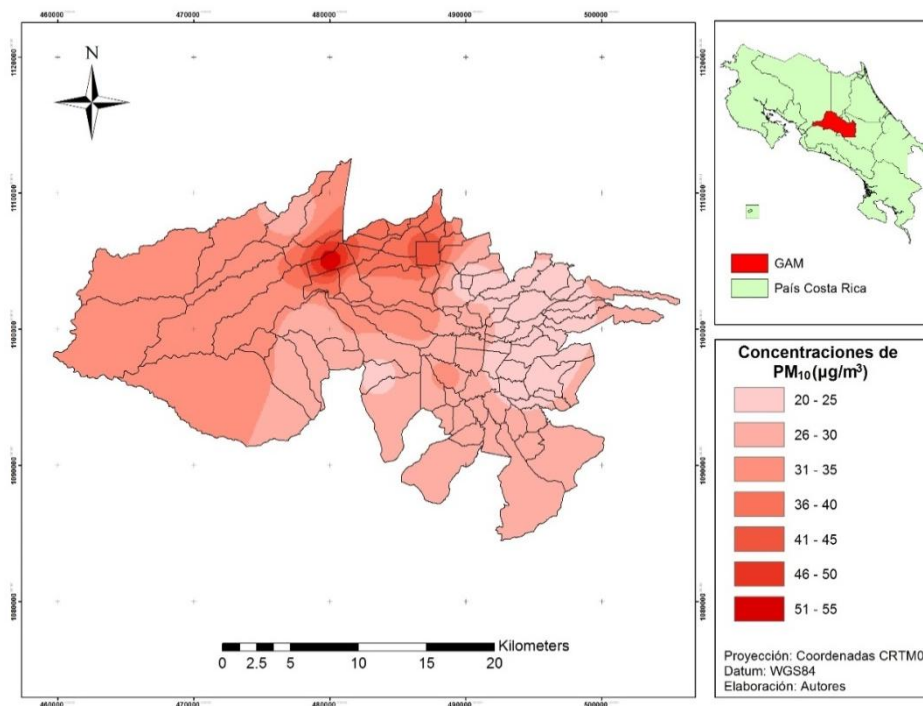
por lo que el método propone que la variable que se representa cartográficamente (en este caso la concentración PM_{10}) disminuirá su influencia a mayor distancia desde su punto de muestreo (Watson & Philip 1985). Es por ello que éste método es el más viable para los datos disponibles, ya que las estaciones de monitoreo fueron colocados en zonas representativas de contaminación de la GAM.

A continuación, se sobrepuso la capa resultante de la interpolación con la de los distritos de la zona de estudio con el fin de calcular la concentración promedio de contaminación para cada distrito. De ésta manera, se generó el mapa de concentración superficial de PM_{10} para los distritos del Valle Central localizados en la zona urbana de la GAM. El mapa 3 está conformado por 45 991 celdas o píxeles, cada uno de ellos tiene un tamaño de 112 x 112 metros a partir del cual, se aprecia que los distritos con mayor concentración de PM_{10} se ubican en la región norte, noroeste y este del área de estudio.

El gráfico 7, muestra las concentraciones promedio de PM_{10} para cada uno de los 89 distritos del sitio de estudio. El nivel de contaminación del aire cumple con la normativa nacional ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10}) y el de la Unión Europea (UE) ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en casi la totalidad de los distritos. Sin embargo las concentraciones no cumplen con el estándar de calidad de aire recomendada por Organización Mundial de la Salud (OMS), el cual es de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . El distrito de La Ribera es el que posee la carga de contaminación atmosférica más alta, la cual es de $54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} promedio. Esto se explica debido a que es uno de los distritos con mayor concentración de actividades industriales, formando parte de denominado corredor industrial de la GAM (Mesalles *et al.* 2011).

Una vez identificada la dispersión de los contaminantes se puede determinar el grado de exposición de la población. Para ello existen diversos enfoques, donde su utilización dependerá de la información disponible. Un enfoque detallado consiste en sobreponer modelos de dispersión territorial de la contaminación del aire con mapas poblacionales lo cual ofrece información más precisa; aunque el más empleado en los estudios es el de utilizar como medida de contaminación el promedio anual de la concentración del contaminante de interés (Künzli & Pérez 2007).

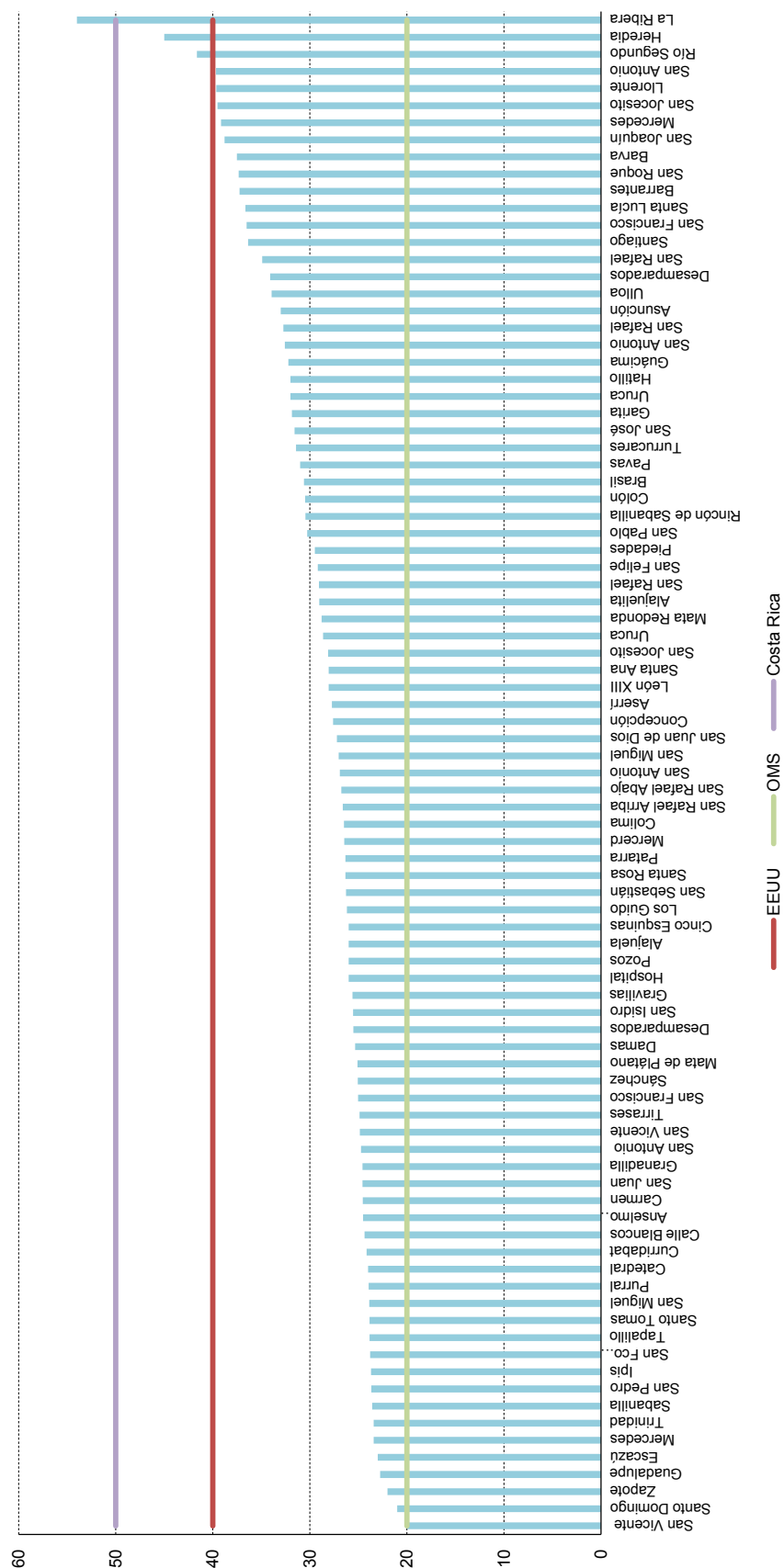
Mapa 3
Mapa de concentración superficial de PM_{10} del sitio de estudio para el año 2011



Fuente: Elaboración de los autores con base en datos de la UNA, (2011).

Nota: Los límites y los nombres que figuran en este mapa no implican su apoyo o aceptación oficial por las Naciones Unidas.

Gráfico 7
Concentración promedio de PM₁₀ de los distritos del área de estudio y su comparación respecto a diferentes estándares de calidad del aire
(En $\mu\text{g}/\text{m}^3$)



Fuente: Elaboración de los autores con base en datos de la UNA, (2011).

Para este estudio la exposición de las personas se representa como la concentración media de contaminación ponderada por la población. Las concentraciones, se calcularon en cohortes poblacionales para ciertos grupos de edad (debido a sus diferencias en los grados de vulnerabilidad), los cuales se dividen en categorías (lactantes, niños, adultos y adultos mayores) según el aspecto de la mortalidad o morbilidad a analizar. La información utilizada es del 2011, año en que se llevaron a cabo las mediciones de PM₁₀. Los grupos de edad definidos fueron: 0-1 año, 0-15 años, ≥ 15 años, ≥ 25 años y ≥ 30 años, los cuales fueron establecidos para hacer coincidir los rangos de edad con los provistos por las funciones de concentración-respuesta (función C-R) existentes en la literatura epidemiológica². Para obtener la media ponderada para cada grupo de edad se multiplicó la población de uno de los rangos de cada distrito por la concentración promedio de PM₁₀ de ese distrito y luego se dividió por la población total de ese rango de edad. El cuadro 2 muestra la concentración de la exposición de PM₁₀ ponderada para cada grupo de edad.

Cuadro 2
Concentración de la exposición ponderada por la población

Edad	Población (en número de habitantes)	Población respecto al total (en porcentajes)	Concentración del PM ₁₀ ^a (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
0-1	20 634	1,3	29,0
0-15	337 373	21,7	29,0
≥ 15	1 214 381	78,3	28,7
≥ 25	931 455	60,0	28,7
≥ 30	787 204	50,7	28,7
Todas	1 551 788	100,0	28,8

Fuente: Elaboración de los autores con base en datos del INEC, (2011).

^a Media ponderada en función de la población.

C. Determinación de los efectos sobre la salud

1. Dimensiones de la salud seleccionadas

El primer paso para analizar el efecto de la contaminación del aire es determinar las dimensiones de la salud que se verán impactadas por la degradación en la calidad del aire. En el anexo 2, se presentan todas las dimensiones relevantes que según Künzli & Pérez (2007) deberían tomarse en cuenta, así como las tratadas en la revisión de la literatura respecto a cambios en la concentración del PM. Cabe mencionar que la agrupación de las dimensiones es diferente para cada trabajo ya que, en la práctica, el análisis suele restringirse a la información disponible.

En este trabajo únicamente se consideran las dimensiones de salud que de acuerdo a la literatura, serán afectadas por la contaminación del aire y de las cuales se dispone de suficiente información para utilizar las funciones concentración-respuesta (FCR). Las tres dimensiones de salud sobre las que se estimaron los efectos de la carga de contaminación del aire para los distritos del área urbana de la GAM fueron: mortalidad, morbilidad y admisiones hospitalarias.

En cuanto a la mortalidad, se considera que el impacto de la contaminación del aire se compone por efectos a corto plazo y efectos acumulativos o de largo plazo (WHO, 2004). Los de corto plazo, se refieren a aquellas muertes ocasionadas por la exposición a altas cargas de contaminación en periodos cortos de tiempo, que pueden ocasionar muertes por infartos de miocardio, apoplejías o en pocos días o semanas después de la exposición (Künzli & Pérez 2007). Los de largo plazo son ocasionados por la exposición continua y que genera enfermedades crónicas las cuales, desencadenan

² Las funciones de concentración-respuesta (función C-R) cuantifica la asociación entre un cambio en la concentración de contaminación y el cambio relacionado en algún aspecto de la salud de la población (Künzli & Pérez 2007).

en otras que pueden reducir drásticamente la esperanza de vida de las personas (Künzli & Perez 2007). Los efectos acumulativos de la contaminación del aire sobre la mortalidad son mayores que los de corto plazo (Abbey *et al.* 1993, WHO 2004). Para este estudio, se midieron ambos: los de largo plazo reflejan la carga total, mientras que los de corto plazo sólo se consideran como una parte de éste. Por otro lado, la mortalidad infantil (<1 año) fue contemplada como un caso especial, por lo que se calculó de manera separada. Los datos de mortalidad fueron obtenidos del Censo de Población y Vivienda de Costa Rica realizada por el INEC en el 2011.

Como efecto de la contaminación atmosférica sobre la morbilidad, se seleccionó la incidencia de enfermedades que afectan al sistema respiratorio. El cual, se midió a partir del número de casos de reportados para cada distrito. Las enfermedades seleccionadas fueron la bronquitis crónica en adultos, bronquitis aguda en niños y crisis asmáticas en niños y adultos. Debido a la falta de indicadores locales sobre la prevalencia de éstas enfermedades, se utilizaron indicadores propuestos en otros estudios pero ajustados a la población del estudio. Por ejemplo, para calcular los casos de bronquitis crónica en adultos se utilizó el indicador de morbilidad del estudio de salud en la población de los miembros de la Iglesia Adventista del Séptimo Día de los Estados Unidos (ASHMOG). En éste, se realizó una cohorte conformada por la población de 25 años de edad o más, determinando que los casos de bronquitis crónica representan el 0,71% anual de la población del estudio. La ventaja de utilizar este indicador es que la población del ASHMOG normalmente es no fumadora, por lo que es posible aislar el efecto del tabaquismo sobre la incidencia de esta enfermedad (Abbey *et al.*, 1993). Para calcular los casos de bronquitis aguda en niños, se utilizó el indicador de prevalencia de 12,2% determinado en el estudio SCARPOL, realizado entre 1992 y 1993 con el objetivo de determinar la incidencia de las alergias respiratorias debido a la contaminación atmosférica en los niños (menores de 15 años) de Suiza (Braun-Fahrlander *et al.* 1997). Tanto el ASHMOG como el SCARPOL son recomendados como referencia por Rabl *et al.* (2014) y. Sin embargo, es importante tomar con cautela los resultados de esta dimensión.

Para determinar el número crisis asmáticas en adultos, se utilizó el indicador de prevalencia resultante de la Encuesta de Salud Respiratoria de la Comunidad Europea (ERCHS) I y II realizada en Barcelona, donde al entrevistado se le preguntaba “¿Ha padecido asma alguna vez?” y “¿Se lo ha confirmado algún médico?”. La prevalencia de asma resultó estar presente en un 8,1% del total de la población adulta. Para convertir el número de casos de asma a número de crisis asmáticas, se utilizó el promedio de las últimas por adulto asmático, para lo cual en la encuesta se preguntaba “¿Cuántas crisis asmáticas ha padecido en los últimos 12 meses?”, obteniendo un promedio de 1,4 crisis al año por adulto asmático. La prevalencia o número de casos de asma en niños procede del estudio transversal realizado en Barcelona, denominado Salud Respiratoria de la Infancia (SARI), el cual se basó en una población de 10.821 niños de entre 7 y 8 años de edad de centros de educación primaria de Barcelona y Sabadell; mientras que el promedio de crisis asmáticas por niño asmático proviene del estudio de SCARPOL. Con base a esos dos estudios, la prevalencia de asma utilizada es del 7,2% respecto al total de la población infantil con un promedio de 3 crisis asmáticas por niño asmático.

En cuanto a los efectos de la contaminación atmosférica sobre el uso de la asistencia sanitaria, se evaluó el número de ingresos hospitalarios por causas respiratorias y cardiovasculares a nivel de los distritos para toda la población en el 2011. La fuente información fue el Área de Estadística en Salud de la Caja Costarricense de Seguro Social (CCSS).

2. Funciones de concentración-respuesta (FCR) y el estado inicial de los efectos según la dimensión de salud

Una vez determinadas las dimensiones de la salud relevantes, se ha de determinar la relación entre la concentración de contaminantes del aire y la dimensión de la salud. Para determinar la relación entre el nivel de exposición a ciertos niveles de concentración del aire y diferentes aspectos de la salud se suelen emplear las FCR, que cuantifican la relación entre un cambio de concentración de contaminación atmosférica y su cambio en los efectos perjudiciales para la población (Künzli & Perez 2007). Existen tres aproximaciones epidemiológicas para medir el impacto de los contaminantes del aire sobre la salud (Rabl *et al.* 2014): i), a partir de la comparación de poblaciones humanas con diferentes niveles de exposición; ii) experimentos de laboratorio con humanos, donde se evita la incertidumbre derivada de la exposición (muy controversial desde el punto de vista ético), y iii) toxicológicos, a partir de la

exposición de animales o cultivos. En general, la literatura de IPA emplea FCR provenientes de este tipo de estudios. Lo ideal sería tener análisis específicos para el área de estudio de interés. Sin embargo, existen pocas referencias y todas emplean FCR de estudios epidemiológicos previos. Las fuentes de información para cada uno de ellos puede consultarse en Jalaludin *et al.* (2009), US EPA (2011), Künzli y Pérez (2007) y Banco Mundial (2012). En el 2013 el proyecto *Health Risk of Air Pollution in Europe* (HRPIE) de la oficina regional Europea de la OMS presentó recomendaciones de FCR para el análisis Costo-Beneficio respecto al material particulado, ozono, y dióxido de nitrógeno (OMS, 2013).

En general, se recomienda no considerar sólo un estudio, a no ser que su evidencia sea confirmada con información adicional (Rabl *et al.*, 2014). Las FCRs obtenidas a partir de diferentes poblaciones reflejan varios niveles de sensibilidad, aunque también pueden incluir cambios en las combinaciones de contaminantes locales, la forma en que la exposición ha sido medida o la metodología empleada.

Las FCRs utilizadas en este estudio tienen como referencia aquellas empleadas por Seethaler (1999), BTRE (2005), DEC (2005) y Künzli & Perez (2007) quienes a su vez utilizaron las FCRs descritas en otros estudios y en meta-análisis cuantitativos llevados a cabo principalmente en Estados Unidos y en varios países europeos. El cuadro 3 presenta las frecuencias iniciales de los efectos por cada dimensión de la salud en los distritos del área urbana de la GAM, así como las FCRs utilizadas para cada dimensión y grupo de edad con su respectiva fuente de información. Como se puede observar, todas las FCRs están diseñadas para medir los efectos por cambios de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} en el ambiente. Por ejemplo para la mortalidad infantil, la FCR indica que por cada cambio de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} existe un cambio del 4,8% en la mortalidad, con un intervalo de confianza (IC) de entre el 2,2 y el 7,5%. En el caso de la morbilidad, para la bronquitis crónica en adultos, la FCR representa un cambio del 9,8% (IC de entre el 0,9 y el 19,4%) más de casos por cada cambio de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} .

Cuadro 3
Frecuencia de efectos iniciales y funciones concentración-respuesta

Variable objetivo		Edad	Población		FCR para PM ₁₀	
			Nº o porcentaje	Fuente	Media 10 µg/m ³ (IC de 95%)	Fuente
Mortalidad						
Mortalidad Infantil (ICD10 A00-R99)		<1	240	INEC	1,048 (1,022-1,075)	Lacasaña <i>et al.</i> 2005
Efectos corto plazo						
Todas las causas (ICD10 A00-R99)		Todas	7 058	INEC	1,006 (1,004-1,008)	OMS 2004
Causas respiratorias (ICD10 J00-J99)		Todas	603	INEC	1,013 (1,005-1,021)	OMS 2004
Causas cardiovasculares (ICD10 I00-I52)		Todas	1 698	INEC	1,009 (1,005-1,013)	OMS 2004
Efectos largo plazo						
Todas las causas (ICD10 A00-R99)		≥30	6 631	INEC	1,043 (1,026-1,061)	Künzli <i>et al.</i> 2000
Morbilidad						
Bronquitis	Crónica en adultos	≥25	0,71%	ASHMOG Estados Unidos	1,098 (1,009-1,194)	Abbey <i>et al.</i> , 1993
	Aguda en niños	<15	12,2%	SCARPOL Suiza	1,306 (1,135-1,502)	Conjunto de cálculos Künzli <i>et al.</i> , 2000
Asma	Crisis asmáticas en adultos	≥15	Asmáticos:8,1% Media crisis/año: 1,4	ECHRS II Barcelona	1,039 (1,019-1,059)	Conjunto de cálculos Künzli <i>et al.</i> , 2000
	Crisis asmáticas en niños	<15	Asmáticos:7,2% Media crisis/año: 3	SARI Barcelona SCARPOL Suiza	1,041 (1,020-1,051)	Conjunto de cálculos de Ward y Ayres, 2004
Uso de la asistencia sanitaria						
Ingresos hospitalarios por causas respiratorias (ICD9 460-519)		Todas	6 150	INEC	1,011 (1,006-1,017)	APHEIS 2005
Ingresos hospitalarios por causas cardiovasculares (ICD9 390-429)		Todas	8 291	INEC	1,006 (1,003-1,009)	Le Tertre <i>et al.</i> , 2002

Fuente: Elaboración de los autores con base en datos del INEC, ASHMOG, SCARPOTL, ECHRS II y SARI.

3. Escenarios evaluados

Para realizar la valoración económica de los beneficios sobre la salud, es necesario establecer escenarios de reducción de la contaminación atmosférica. Por ello, se establecieron cuatro escenarios hipotéticos con base a diferentes estándares de calidad del aire. El primero calcula los beneficios económicos si se redujera la contaminación atmosférica actual a cero, es decir $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} promedio al año. Este escenario es el más drástico y casi imposible de cumplir, sin embargo es importante determinarlo ya que, revela cuáles serían los costos totales sobre la salud, atribuibles a la carga de contaminación actual en el aire. De este modo, puede ser interpretado sólo como un máximo de los beneficios plausibles derivados de una mejora en la calidad del aire. Sin embargo, no existe consenso en la literatura epidemiológica respecto al umbral inferior a partir del cual el PM_{10} comienza a representar un riesgo para la salud por lo que éste valor resulta en una sobreestimación. El segundo escenario calcula los beneficios en la salud si se redujera la contaminación atmosférica actual a un promedio anual de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , estándar propuesto por la OMS. El tercer escenario mide los beneficios de la reducción de la carga de contaminación atmosférica a un promedio anual de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , estándar establecido por la Unión Europea. El último, comprende una contaminación promedio anual de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , definido en el 2002 por el Ministerio de Salud de Costa Rica (MINSA). Como se observó en el mapa 3, para el 2011 los distritos del área urbana de la GAM cumplían con las normativas establecidas por el MINSA y las de la Unión Europea, por lo que es de esperar que los beneficios para éstos sean bajos.

4. Cargas atribuibles

Las cargas atribuibles se refieren al número de casos de cada dimensión de la salud bajo estudio que se relacionan con la contaminación atmosférica. Al realizar cambios en la contaminación del aire éstos casos representan los beneficios obtenidos. Las cargas atribuibles son obtenidas a partir de fracciones de la población con base en las FCRs, las cuales corresponden generalmente a un riesgo relativo (RR): son el resultado de estudios epidemiológicos y representan la proporción entre la cantidad de casos en un grupo expuesto y uno sin exposición, controlando por diferentes covariables (Künzli & Perez, 2007). La fórmula para estimar la fracción de población atribuible (FAP) es la siguiente:

$$FAP = \frac{P(RR - 1)}{P(RR - 1) + 1} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde P representa la fracción de la población expuesta a la contaminación atmosférica y RR corresponde a la función concentración-respuesta para el cambio considerado de la exposición. Ya que se considera que toda la población del sitio de estudio ha estado bajo exposición, P equivale a 1 por lo que ecuación anterior se puede reescribir como:

$$FAP = \frac{RR - 1}{RR} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Finalmente para obtener la carga atribuible anual para cada efecto en la salud, se utiliza:

$$CA_{ij} = \frac{FAP * PM_{10}}{10} * K_{ij} \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde CA_{ij} representa la carga atribuible expresada en el número de casos atribuibles a la contaminación para el efecto i y para el distrito j , FAP es la fracción de la población atribuible, equivalente a la FCR. El PM_{10} equivale la cantidad de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ reducido según el escenario correspondiente, y K_{ij} representa al número total de casos reportados para el efecto i y para el distrito j .

5. Expresión de incertidumbre

Puesto que los cálculos de las cargas atribuibles y de la valoración de los beneficios por la reducción de la contaminación atmosférica se basan en funciones hechas para otros países con diversas suposiciones, los resultados obtenidos son aproximaciones de la realidad. Es por ello que en todos los cálculos se presenta el término de incertidumbre, el cual representa los intervalos de confianza (al 95%) calculados en los estudios de las FCRs y que corresponde a un $\pm 1,96$ veces el error estándar. Con base en ello se presentan los límites inferiores y superiores para cada cálculo.

D. Valoración económica de los beneficios para la salud

Una vez determinado el efecto de la contaminación del aire sobre las diferentes dimensiones de la salud, se procede a estimar el valor monetario de ese efecto. A continuación se presenta la metodología utilizada para la valoración económica de los beneficios de reducir la contaminación del aire para cada una de las dimensiones de la salud evaluadas: mortalidad, morbilidad e ingresos hospitalarios.

1. Valoración económica de la mortalidad

El valorar los efectos en la salud es cuestionado desde la opinión pública, argumentando que la vida humana no puede ser valorada en términos monetarios. Esta crítica está basada en la no comprensión del concepto de valoración económica. Lo que se valora al realizar un ejercicio de este tipo no es una vida específica, sino una medida en términos monetarios del beneficio de reducir el riesgo de una muerte prematura, derivado de la disminución de las consecuencias en la salud asociadas a éste.

Se utilizarán dos métodos de valoración para calcular los beneficios de reducción de la contaminación atmosférica sobre la salud. El primero es el enfoque del Valor de una Vida Estadística (VSL, por sus siglas en inglés). Y el segundo es el Valor de un Año Vida (VOLY, por su sigla en inglés). A continuación se describe la metodología de cada uno de ellos.

a) Enfoque del VSL

La teoría económica del valor aplicado al riesgo de mortalidad analiza las decisiones de los individuos y gobiernos respecto a la compensación entre riesgo de mortalidad y el dinero. Al evaluar políticas que reducen el riesgo de muerte, resulta conveniente agregar la reducción en el riesgo experimentada por varios individuos en una sola medida: el Valor de una Vida Estadística (VSL, por sus siglas en inglés)³, la cual puede expresarse como la suma de suficientes reducciones en el riesgo tal que una muerte prematura es evitada. El valor estadístico de la vida es la disposición a pagar para alcanzar dicha reducción en el riesgo.

Ya que la mayoría de los estudios de VSL se han realizado en países de altos ingresos, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo socioeconómico (OCDE), en el 2012 realizó un extenso meta-análisis a partir de 937 estimaciones de la disposición a pagar por una reducción en el riesgo de mortalidad en los países de la OCDE. A su vez, OCDE (2012) realiza un análisis de las mejores técnicas para la transferencia de sus resultados a nuevos casos fuera de su muestra. Con base a ese estudio, se calculó el VSL en Costa Rica bajo dos métodos: El método naïve y el meta-análisis.

El método naïve calcula el VSL de países de altos ingresos a bajos, realizando ajustes de acuerdo a las diferencias en los niveles de ingresos, es decir, ajustando el PIB per cápita con la paridad del poder adquisitivo, a través de la siguiente ecuación:

$$VSL_{CR} = VSL_{OECD} \left(\frac{PIB_{CR}}{PIB_{OECD}} \right)^{\varepsilon} \quad \text{Ecuación (4)}$$

Donde VSL_{CR} es el VSL calculado para Costa Rica. El VSL_{OECD} es el VSL para los países miembros de la OECD. El PIB_{CR} se refiere al Producto Interno Bruto per cápita de Costa Rica ajustado por la paridad del poder adquisitivo (PPA). El PIB_{OECD} , es el Producto Interno Bruto per cápita ajustado a la PPA para los países miembros de la OECD y ε se refiere a la elasticidad de los ingresos para transferir el VSL.

³ El término Valor de una Vida Estadística (VSL) ha sido criticado por considerarse que no es posible poner precio a la vida humana. Ello surge una mala interpretación del concepto. A modo de evitar este conflicto, algunos autores han propuesto emplear el término Valor de Prevenir una Fatalidad (VPF), o “valor de una reducción” en el riesgo (de mortalidad)”. Durante el presente documento utilizaremos el término VSL, por ser el más popular, aunque los tres términos pueden emplearse indistintamente.

El valor del VSL_{OECD} utilizado para transferir el cálculo de VSL fue de 4.592.717 dólares. Mientras que el valor del PIB_{OECD} utilizado fue de 30 580,3 y de 9 624 para el PIB_{CR} , ambos referidos al 2005. La OCDE (2015) presenta la estimación de VSL a precios PPA de 2005 por ello, se emplean los indicadores de ingresos de la OECD y de Costa Rica para el mismo año. Por otro lado, la transferencia de VSL es muy sensible a la elección de la tasa de elasticidad. Hammit y Robinson (2011) propusieron utilizar elasticidades mayores a 1 para transferencias de países de altos ingresos a países de bajos ingresos. A modo de considerar la sensibilidad de la tasa de elasticidad, se calculó el VSL utilizando elasticidades de ingresos en un rango de 1 a 2, con intervalos de 0,25. Finalmente para decidir cuál seleccionar, se utilizó el criterio del ratio, el cual se calculó a partir de la ecuación 5. Según Miller (2000) el ratio para países de altos ingresos es de aproximadamente 140; mientras que para países de ingresos bajos-medios a altos-medios, como lo es Costa Rica, el ratio es de 80 aproximadamente (Robinson & Hammitt 2009), razón por la que se utilizó como valor central la elasticidad para todos los cálculos del VSL, con $\pm 0,25$ de elasticidad como sus límites inferior y superior.

$$RATIO = \frac{VSL_{CR}}{PIB_{CR}} \quad \text{Ecuación (5)}$$

En relación al cálculo del VSL, fue a partir del meta-análisis cuando se utilizó el modelo I recomendado por la OECD en 2012. Éste fue construido con base al análisis de 366 estudios y posee un coeficiente de determinación (R^2) de 0,719. Los valores de los coeficientes del modelo utilizado están dados en la siguiente ecuación:

$$\ln VSL_{CR} = 1,022(\ln PIB_{CR}) - 0,445(\ln risk) + 0,0433 \quad \text{Ecuación (6)}$$

Donde $\ln VSL_{CR}$ es el logaritmo natural del VSL calculado para Costa Rica. $\ln PIB_{CR}$ refiere al logaritmo natural del PIB per cápita de Costa Rica ajustado por a la PPA. $\ln risk$ es el logaritmo natural del factor de riesgo, el cual representa un cambio en el riesgo de mortalidad con una base anual. El cambio en el riesgo de mortalidad responde a cómo son formuladas las preguntas de disposición a pagar por una reducción del riesgo en los estudios considerados en OCDE (2012).

Para el cálculo del VSL se definió un rango de factores de riesgo, que comprendía valores de entre $5,00 \times 10^{-05}$ a $1,20 \times 10^{-01}$, considerado en todos los estudios de OCDE (2012). Para seleccionar el factor de riesgo utilizado, al igual que para el método de naïve, se seleccionó el que tenía un ratio cercano a 80.

Finalmente para calcular los beneficios económicos en salud por cada escenario de reducción de la contaminación atmosférica, se multiplicó la cantidad de muertes atribuibles a la concentración de PM_{10} por el VSL, tanto para el del método naïve como para el del meta-análisis, operación realizada para cada uno de los escenarios. Este procedimiento se aplicó para todos los efectos seleccionados en mortalidad, es decir, se utilizó el VSL para todos los grupos de edad, ya que se asume que el VSL es constante para cualquier edad de la población estudiada.

b) Enfoque del valor de un año de vida (VOLY)

Todos los estudios anteriores a 1996 calculaban el número de muertes prematuras, y aplicaban el VSL para obtener el valor monetario de esas muertes. Sin embargo, Rabl *et al.* (2014) argumentan que ha existido un creciente reconocimiento por considerar la pérdida en la esperanza de vida (EV). Si bien este concepto no es aceptado universalmente, Rabl *et al.* (2014) consideran que el VSL es una aproximación errónea debido a que: i) no es viable sumar solamente el número de muertes debido a diferentes causas (derivadas de la contaminación del aire, fumar, o falta de ejercicio) dado que se terminaría computando un número mayor que el total de muertes, ii) el número de muertes no considera la magnitud de la pérdida, el cual es un aspecto crucial en la valoración que puede variar considerablemente por ejemplo, entre muertes por contaminación del aire y muertes por accidentes, iii) el número total de muertes por contaminación del aire no es observable, y iv) el método empleado en los estudios de cohortes para calcular el número de muertes es incorrecto (Rabl 2003).

Vale la pena detenerse en el tercer punto, ya que es un elemento importante de cara a valorar pequeños cambios en la esperanza de vida, como el de los que se producen por la exposición a la contaminación del aire. En general, los VSL son derivados a partir de muertes por accidente, las cuales

se pueden atribuir directamente a esa causa. Eso no sucede con la contaminación del aire, ya que la muerte por esta causa no es observable directamente. Debido a que la contaminación del aire tiende a significar muchos menos Años de Vida Perdidos (YOLL, por sus siglas en inglés) por muerte prematura, considerar entonces la pérdida de EV es más apropiado (Rabl *et al.* 2014). Así, se ha recomendado utilizar el VOLY como aproximación al valor monetario de la pérdida de EV por contaminación del aire.

La base teórica del VOLY puede ser entendida como el valor presente neto de una serie de valores anuales descontados. La siguiente ecuación muestra esa base teórica:

$$VSL = VOLY \sum_{i=1}^N (1 + r_{dis})^{-i} \quad \text{Ecuación (7)}$$

Donde VSL es el valor estadístico de una vida, r_{dis} es la tasa de descuento utilizada e i es la esperanza de vida restante.

El este estudio se calculó el VOLY para un individuo de referencia: un hombre representativo de entre 30-34 años de edad el cual posee una esperanza de vida de 49 años, según la tabla de vida estándar para Costa Rica de la OMS. La tasa de descuento utilizada fue del 3%. Además, se reporta el VOLY calculado con el VSL obtenido con el método naïve según diferentes elasticidades, así como el VOLY utilizando el VSL obtenido con el meta-análisis.

Seguidamente se calcularon los años de vida perdidos (YLL), que para se denominarán años de vida ganados (YLG, por sus siglas en inglés) es decir, años de vida que se evitarían perder si se realizan las reducciones de la contaminación establecidos en los escenarios. Los YLG fueron calculados únicamente para los individuos con una edad igual o mayor a 30 años, debido a que el VOLY está referenciado para un individuo de ésta edad y no sería correcto utilizarlo para todos los grupos de edad. Es por ello que se reportan los beneficios económicos únicamente en la reducción total de muertes por todas las causas debido a la exposición a largo plazo, el cual es un efecto representativo ya que incluye los efectos a corto plazo.

Para calcular los años de vida ganados se utilizó la siguiente ecuación:

$$YLG = N_i E_i \quad \text{Ecuación (8)}$$

Donde YLG es el número total de años de vida ganados, N es el número de muertes atribuibles por cada categoría de sexo i y E es la esperanza de vida en años para cada categoría de sexo i .

Finalmente para obtener los beneficios económicos de la reducción de la contaminación sobre la salud con el enfoque del VOLY, se multiplicó YLG por el VOLY respectivo, para cada escenario de reducción de contaminación.

2. Valoración económica de la morbilidad

Morbilidad es un término que se refiere a casos de enfermedad o situación en el que el estado sanitario no es bueno. Se puede clasificar en base a diversos aspectos, como la duración de la condición (crónica o aguda), grado de impedimento en las actividades, o síntoma. Un episodio agudo durará solamente unos días, teniendo un final bien definido. Por otro lado, la morbilidad crónica refiere a los casos de enfermedades de larga o indefinida duración. El grado de impedimento se puede clasificar como el número de ‘días de actividad restringida’, durante los cuales una persona puede llevar a cabo algunas actividades, pero no todas, en término de ‘días en cama’ durante los cuales la persona debe permanecer en reposo ya sea en su casa o en un hospital durante la mayoría o todos los días perdidos, o en términos de ‘días de trabajo restringidos’ durante los cuales una persona no está disponible para desempeñar tareas retribuidas. Sin embargo, éstas medidas reflejan respuestas a problemas de salud, más que a la condición sanitaria. Aunque, si se manifiestan problemas de salud que desemboquen en alguna de las medidas anteriores, éstas pueden depender de variables socioeconómicas, como el empleo, el estado de la fuerza de trabajo, entre otras. La morbilidad también puede medirse en términos de ‘días de síntomas’, es decir, la ocurrencia de asma, dolores de cabeza, tos, irritación, etc.

La elección de los síntomas para definir y medir la morbilidad tiene implicaciones en la valoración de los efectos en la salud. La visión de la salud desde una perspectiva económica implica enfocar la atención en efectos que la gente conoce y desea evitar (es decir, efectos que reducen su utilidad). Este es un punto trascendental ya que, por lo regular, la investigación clínica se concentra en efectos de significancia cuestionable para los individuos, midiendo efectos que son muy difíciles de vincular con las percepciones y comportamiento de los individuos (Freeman III *et al.*, 2014).

La valoración de la reducción en la morbilidad suele tomar una de estas dos formas: i) la valoración basada en las preferencias individuales (disposición a pagar o compensación requerida), o ii) el costo de oportunidad asociado a la enfermedad (generalmente denominado como costo de enfermedad, o medida daño-costo). Los últimos buscan identificar los costos reales de la enfermedad en términos de pérdidas de productividad y producción, y el incremento de recursos destinados a cuidados médicos. El costo de los casos de enfermedad (o de enfermedad por día) es multiplicado por el número de casos (o días), a modo de alcanzar una medida agregada. Sin embargo, el enfoque de daño-costo alcanza una medida del cambio en el bienestar que no es correcta. Si bien pueden ser útiles para guiar ciertas políticas, no son sustitutos razonables de los valores provenientes de la disposición a pagar (DAP). Esto se puede ilustrar, con el hecho de que una persona que sufre un ataque de asma deberá asumir los costos de la atención de ese episodio, pero también sufrirá incomodidad por el simple hecho de haber padecido el episodio. Mientras que la primera dimensión es recogida por el enfoque de costo de enfermedad, la segunda sólo puede estimarse a través de la DAP.

Bajo este marco, el presente estudio se basó en las valoraciones económicas realizadas en otros países que utilizan el enfoque de la DAP (en individuos) para reducir el riesgo de contraer cierta enfermedad. A continuación se describen los métodos utilizados para cada una de las enfermedades evaluadas.

a) Valoración económica de la bronquitis

Para valorar económicamente los casos de bronquitis que podrían evitarse por la reducción de la contaminación de aire, se partió del estudio realizado por Viscusi *et al.* (1991), donde se determina que la DAP de un individuo para disminuir el riesgo de contraer bronquitis crónica severa es de 457.000 dólares por caso. Debido a que el estudio se realizó en EEUU a precios de 1989, se actualizó dicho valor a precios constantes del 2005 (año de referencia para éste estudio), obteniendo un valor actualizado de 719.937,8 dólares por caso. Puesto que Viscusi *et al.* (1991) calcularon la DAP para evitar un caso de bronquitis crónica ‘severa’, AEA Technology Environment (2005) y Rabl *et al.* (2014) recomiendan multiplicar dicho valor por 0,42 (factor de escala para conversión de casos de bronquitis crónica ‘severa’ a bronquitis crónica ‘leve’ propuesto en el estudio de Krupnick y Cropper (1992). Finalmente se obtuvo un valor actualizado a precios del 2005 de 302.373,9 por caso de bronquitis crónica ‘leve’.

Para transferir el valor de un caso de bronquitis crónica de EEUU a un caso de bronquitis crónica en Costa Rica, se utilizó el método naïve (en base a la cuarta ecuación). El valor transferido fue de 302.373,9 dólares por caso, ajustándolo al PIB per cápita (PPA) de EEUU para el año 2005 (44.236,6 dólares) con el PIB per cápita (PPA) de Costa Rica para ese mismo año (9.624,8 dólares). En cuanto a la elasticidad del ingreso, se utilizaron las mismas tasas que en el método naïve para la valoración de la mortalidad, con el objeto de tratar los valores transferidos de forma consistente a lo largo del estudio.

Finalmente para calcular los beneficios económicos, se multiplicó el número de casos de bronquitis crónica atribuible a la concentración de PM₁₀ por el valor monetario transferido en un caso crónico para cada escenario, con sus respectivos intervalos de confianza y para cada tasa de elasticidad seleccionada. Cabe mencionar que únicamente se valoraron los casos de bronquitis crónica en adultos.

b) Valoración económica del asma

Para valorar las crisis asmáticas se utilizaron los resultados del estudio realizado por Ready *et al.* (2004) en el que, a través de una encuesta de valoración contingente, se calcula el valor monetario de un caso de asma para cinco países de Europa (Holanda, Noruega, Inglaterra, Portugal y España). En dicho estudio se preguntó a los encuestados cuál era la DAP de los individuos por evitar “un día con tos persistente con flemas, algo de opresión en el pecho y algunas dificultades para respirar, en el que el

paciente no puede participar en actividades extenuantes, pero puede trabajar y hacer actividades cotidianas”. Se determina que el valor de un caso de asma es igual a 44,59 dólares a precios corrientes de 2003, lo que representa un valor de 47,34 dólares por crisis asmática a precios corrientes de 2005.

Para transferir el valor de los países de los europeos a una crisis asmática en Costa Rica, se utilizó el método naïve utilizando la ecuación 4. Para lo cual se calculó el PIB per cápita PPA 2005 de la OECD únicamente para los cinco países europeos donde se realizó el estudio, obteniendo un valor de 32.148,69 dólares. Para realizar el ajuste del valor a transferir, dicho PIB fue utilizado junto al valor del PIB per cápita PPA de 2005 de Costa Rica, el cual fue de 9.624. Las elasticidades de precios utilizadas fueron las mismas que se determinaron previamente para la valoración de la mortalidad.

Para calcular el valor monetario de los casos evitados por reducción de la contaminación del aire, se sumaron las crisis asmáticas en niños y adultos atribuibles a la concentración de PM_{10} y después el resultado se multiplicó por el valor monetario de una crisis asmática en Costa Rica. Este procedimiento se hizo para cada uno de los escenarios evaluados, con sus respectivos intervalos de confianza y para cada tasa de elasticidad de precios seleccionada.

3. Valoración económica de los ingresos hospitalarios

Las admisiones o ingresos hospitalarios están asociados a los impactos generados en la salud que se reflejan en el uso de los servicios de salud en un país. Los resultados de diversos estudios sugieren que el valor monetario de los impactos en esta dimensión no es alto en comparación con la mortalidad a largo plazo (Holland 2005). De esta forma, el valor de un ingreso hospitalario en Costa Rica, se estimó con base a tres componentes:

- i) La DAP de un individuo por evitar un ingreso hospitalario: Este valor se obtuvo del estudio de Ready *et al.* (2004), donde se estima la DAP de una persona por evitar un ingreso hospitalario que comprenda la admisión para el tratamiento por dificultad respiratoria. Los síntomas incluían tos persistente con flemas, con ocasionales ataques de tos, respiración jadeante, fiebre, dolor de cabeza y cansancio. El paciente debía estar en el hospital recibiendo tratamiento por tres días, seguido por cinco días de reposo en casa. El valor de un ingreso hospitalario fue de 499,35 dólares a precios de 2003 que actualizado a precios de 2005, equivale a 530,12 dólares, valor transferido para Costa Rica con el método Naïve, utilizando los mismos valores de ajuste que fueron usados para el caso de asma. La referencia es sugerida por Rabl *et al.* (2014) para su uso en evaluaciones de impacto en la salud de la calidad del aire.
- ii) Costo de hospitalización por 3 días en Costa Rica: La fuente del costo de hospitalización fue el estudio realizado por el Banco Mundial (2012), donde se determinaron los costos sobre la salud asociados a la contaminación del aire. Con base a consultas de proveedores de servicios médicos y las autoridades locales de salud, se estimó que el costo por un día de hospitalización en Costa Rica es de 731,71 dólares a precios de 2011. El valor fue actualizado a precios de 2005 y multiplicado por los 3 días de hospitalización, para obtener un costo de 1.905,81 dólares por hospitalización en Costa Rica, cifra consistente con la estimación de Ready *et al.* (2004).
- iii) Valor de tiempo perdido debido al ingreso hospitalario: Al igual que para el costo de hospitalización, este valor procede del estudio del Banco Mundial (2012). Se determinó que el valor de un día de trabajo en Costa Rica a precios de 2011 es de 39,55 dólares (en base a los salarios urbanos del país). Este valor fue actualizado a precios de 2005 y multiplicado por los 8 días perdidos por un ingreso hospitalario, calculando así, un valor de 274,71 dólares para Costa Rica.

Seguidamente, los tres valores fueron sumados para obtener el costo total que conlleva tener un ingreso hospitalario por causas respiratorias en Costa Rica. Finalmente, para determinar el valor monetario de los ingresos hospitalarios evitados, se multiplicaron los ingresos atribuibles a la concentración de PM_{10} por el costo de un ingreso hospitalario en Costa Rica, para cada escenario con sus respectivos intervalos de confianza y con las mismas tasas de elasticidad seleccionadas en las otras dimensiones de salud.

IV. Resultados

A. Casos atribuibles a la contaminación atmosférica por cada dimensión de salud

1. Muertes atribuibles

El cuadro 4 presenta la cantidad de muertes atribuibles a la contaminación atmosférica que se evitarían en los distritos del valle central de la zona urbana de la GAM si se realizaran mejoras en la calidad del aire, de acuerdo a los estándares establecidos en cada escenario. El cálculo fue realizado con base en la ecuación (3). Las muertes atribuibles son interpretadas como el número de casos evitados las cuales, representan los beneficios anuales en la salud.

Como era de esperar, el escenario de $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} de contaminación es el que presenta mayores beneficios ya que, si se lograra reducir toda la contaminación actual de la GAM, se reducirían 775,55 muertes al año (IC del 95%: 476,71-1.081,54) debido a la exposición a largo plazo. En ese cálculo está contenida la reducción de 119,48 muertes (IC del 95%: 9,84-158,99) por efectos a corto plazo, así como la reducción de 31,26 casos (IC del 95%: 14,69-47,62) por muerte infantil.

Si se cumpliría la norma establecida por el OMS, es decir, un escenario con una concentración media anual de hasta $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , se lograrían evitar 228,80 muertes anuales aproximadamente (IC del 95%: 140,64-319,07) lo que representa el 3,45% (IC del 95%: 2,12-4,81) de todas la muertes debido a la exposición a largo plazo. Este cálculo incluye 35,29 muertes (IC del 95%: 23,57-46,95) debido a efectos a corto plazo y 9,28 muertes infantiles (IC del 95%: 4,36-14,13). Este último es el más apegado a la realidad para la GAM puesto que es el escenario que la mayoría de los distritos no están cumpliendo en la actualidad.

En relación a los escenarios de 40 y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , que corresponden a las normas establecidas por la Unión Europea y Costa Rica respectivamente, los efectos sobre la salud son casi nulos. Por ejemplo bajo el primer escenario solo se reducirían 5,23 muertes anuales (IC del 95%: 3,22-7,30) por efectos a largo plazo, lo que representa únicamente el 0,08% (IC del 95%: 0,05-0,011) del total casos. Esto se debe a que casi todos los distritos de la GAM cumplen con los estándares establecidos por Costa Rica y la Unión Europea, a excepción de los distritos de la Ribera, Heredia y Río Segundo. Por lo que en éstos casi no existen reducciones significativas en las tasas de contaminación, ya que se están cumpliendo.

Cuadro 4
Beneficios anuales en salud debido a la reducción de la contaminación atmosférica de la GAM^a
(En número de muertes evitadas)

Efectos		Edad	Reducción total de la contaminación (0 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 20 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 40 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 50 µg/m³)	
Mortalidad	Causas		-	-	-	-	-	-	-	-
Muerte infantil	Todas	<1	31,26	13,03	9,28	3,87	0,05	0,02	0,00	0,00
			(14,69-47,62)	(6,12-19,84)	(4,36-14,13)	(1,82-5,89)	(0,03-0,08)	(0,01-0,03)	(0,00-0,00)	(0,00-0,00)
			119,48	1,69	35,29	0,50	0,77	0,01	0,10	0,00
Muerte debida a exposición a corto plazo	Todas	Todas	(79,81-158,99)	(1,13-2,25)	(23,57-46,95)	(0,33-0,67)	(0,52-1,03)	(0,01-0,01)	(0,07-0,13)	(0,00-0,00)
			42,72	2,52	12,43	0,73	0,22	0,01	0,03	0,00
			(23,83-61,46)	(1,40-3,62)	(6,93-17,88)	(0,41-1,05)	(0,13-0,32)	(0,01-0,02)	(0,02-0,04)	(0,00-0,00)
	Cardiovasculares	Todas	21,97	3,64	6,49	1,08	0,13	0,02	0,02	0,00
			(8,52-35,21)	(1,41-5,84)	(2,52-10,40)	(0,42-1,73)	(0,05-0,21)	(0,01-0,03)	(0,01-0,02)	(0,00-0,00)
			775,55	11,70	228,80	3,45	5,23	0,08	0,68	0,01
Total de muertes por exposición a CP (incluye efectos a CP)	Todas	≥30	(476,71-1 081,54)	(7,19-16,31)	(140,64-319,07)	(2,12-4,81)	(3,22-7,30)	(0,05-0,11)	(0,42-0,94)	(0,01-0,01)

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (3).

^a Beneficios estimados con un IC del 95%.

Cuadro 5
Beneficios anuales en la salud debido a la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM^a
(En número de casos evitados)

Efectos	Edad	Reducción total de la contaminación (0 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 20 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 40 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 50 µg/m³)		
Morbilidad										
Casos de bronquitis	Crónica en adultos	≥25	1 859,67	28,12	563,45	8,52	8,82	0,13	1,06	0,02
			(170,79- 3 681,38)	(2,58- 55,67)	(51,75- 1 115,41)	(0,78- 16,87)	(0,81- 17,46)	(0,01- 0,26)	(0,10- 2,09)	(0,00- 0,03)
			36 473,75	88,62	11 284,13	27,42	128,17	0,31	18,43	0,04
	Aguda en niños	<15	(16 091,36- 41 159,51)	(39,10- 100,00)	(4 978,29- 18 511,88)	(12,10- 44,98)	(56,54- 210,26)	(0,14- 0,51)	(8,13- 30,23)	(0,02- 0,07)
			14 845,80	10,78	4 507,55	3,27	68,65	0,05	8,18	0,01
			(7 374,5- 22 034,88)	(5,36- 16,00)	(2 239,09- 6 690,33)	(1,63- 4,86)	(34,10- 101,90)	(0,02- 0,07)	(4,06- 12,15)	(0,00- 0,01)
Síntomas relacionados con el asma	Crisis asmáticas en adultos	≥15	8 311,63	11,41	2 571,42	3,53	29,21	0,04	4,20	0,01
			(4 137,93- 10 240,48)	(5,68- 14,05)	(1 280,18- 3 168,17)	(1,76- 4,35)	(14,54- 35,98)	(0,02- 0,05)	(2,09- 5,17)	(0,00- 0,01)

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (3).

^a Beneficios estimados con un IC del 95%.

2. Casos de morbilidad atribuibles

a) Bronquitis

El cuadro 5 muestra los casos de bronquitis crónica en adultos y bronquitis aguda en niños atribuibles a la contaminación atmosférica, los cuales fueron calculados con base a la ecuación (3). Para el primer caso, si se asume un escenario de $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} de contaminación en la GAM, se reduciría un total de 1.859,57 casos al año (IC del 95%: 170,79-3.681,38), lo que representa un 28,12% del total de casos anuales (IC del 95%: 2,58-55,67). Si la contaminación atmosférica se redujera a un promedio anual de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se evitará un total de 563,45 casos de bronquitis crónica al año (IC del 95%: 51,75-1.115,41), es decir el 8,52% (IC del 95%: 0,78-16,87%) del total de los casos anuales. Para los escenarios de reducción de 40 y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, los casos atribuibles evitados son menores, puesto que la mayoría de distritos de la GAM ya cumplen con esos estándares de calidad.

En cuanto a la bronquitis aguda en niños, si se redujera toda la contaminación atmosférica de la GAM, se evitarían 36.473,75 casos al año (IC del 95%: 16.091,36-41.159,51), lo que equivale al 88,62% del total de casos (IC del 95%: 39,10-100,00). Mientras que, si se cumpliera con el escenario de un máximo de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de contaminación, se reducirían 11.284,13 casos al año (IC del 95%: 4.978,29-18.511,88), representando el 27,42% del total (IC del 95%: 12,10-44,98). Para el resto de escenarios los casos evitados serían mucho menores.

b) Asma

En el cuadro 5 se muestran los casos de crisis asmáticas en adultos y niños que se evitarían al reducir los niveles de contaminación atmosférica de la GAM, calculados a partir de la ecuación (3). En cuanto a las crisis en adultos y bajo un escenario de $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} , se evitarían 14 845,80 crisis al año (IC del 95%: 7.374,53-22.034,88), lo que equivale al 10,78% del total anual (IC del 95%: 5,36-16,00). Mientras que con el escenario de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ se reducirían 4.507,55 crisis al año (IC del 95%: 2.239,09-6.690,33), que representa el 3,27% del total anual (IC del 95%: 1,63-4,86).

En relación a las crisis asmáticas en niños, si se redujera por completo la contaminación atmosférica de la GAM, se evitaría un total de 8.311,63 (IC del 95%: 4.137,93-10.240,48) crisis al año, es decir el 11,41% del total de los casos anuales (IC del 95%: 5,68-14,05). Por otra parte, si se lograra reducir la contaminación atmosférica a un promedio máximo de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} al año, se evitarían 2.571,42 crisis por año (IC del 95%: 1.280,18-3.168,17), lo que representa el 3,53 del total anual de crisis asmáticas en niños (IC del 95%: 1,76-4,35). Para los escenarios de reducción de la contaminación a 40 y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, los beneficios son pequeños.

3. Ingresos hospitalarios atribuibles

El cuadro 6 muestra el número de ingresos hospitalarios por causas respiratorias y cardiovasculares atribuibles a la contaminación atmosférica de la GAM, calculados con base a la ecuación (3). Para el caso de los ingresos hospitalarios por causas respiratorias, si se asume un escenario de reducción de la contaminación a $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} promedio al año, se lograrían evitar 194,86 ingresos hospitalarios al año (IC del 95%: 106,82-299,38), lo que representa el 3,17% del total anual (IC del 95%: 1,74-4,87). Mientras que con el escenario de un máximo de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ promedio anual de PM_{10} , se reducirían 61,04 ingresos hospitalarios por causas respiratorias (IC del 95%: 33,46-93,77), equivalente al 0,99% del total de ingresos al año (IC del 95%: 0,54-1,52). Mientras que con los escenarios de 40 y $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, los ingresos hospitalarios evitados son casi nulos.

En cuanto a los ingresos hospitalarios por causas cardiovasculares y asumiendo un escenario de $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de contaminación atmosférica se evitarían un total de 140,83 ingresos por año (IC del 95%: 70,63-210,62), es decir el 1,70% del total anual (IC del 95%: 0,85-2,54). Si redujera la contaminación atmosférica a un promedio anual de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, se reducirían 41,93 de ingresos (IC del 95%: 21,03-62,71), lo que representa el 0,51% del total de ingresos anuales (IC del 95%: 0,25-0,76). Para el resto de escenarios los beneficios no son significativos.

Cuadro 6
Beneficios anuales en la salud debido a la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM^a
(En número de ingresos hospitalarios evitados)

Efecto	Edad	Reducción total de la contaminación (0 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 20 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 40 µg/m³)		Reducción de la concentración media anual (hasta 50 µg/m³)	
		Casos evitados	Total (en porcentajes)	Casos evitados	Total (en porcentajes)	Casos evitados	Total (en porcentajes)	Casos evitados	Total (en porcentajes)
Ingresos hospitalarios									
Causas respiratorias	Todas	194,86	3,17	61,04	0,99	1,22	0,02	0,10	0,00
		(106,82- 299,38)	(1,74- 4,87)	(33,46- 93,77)	(0,54- 1,52)	(0,67- 1,88)	(0,01- 0,03)	(0,05- 0,01)	(0,00- 0,00)
Causas cardio- vasculares	Todas	140,83	1,70	41,93	0,51	0,86	0,01	0,04	0,00
		(70,63- 210,62)	(0,85- 2,54)	(21,03- 62,71)	(0,25- 0,76)	(0,43- 1,28)	(0,01- 0,02)	(0,02- 0,06)	(0,00- 0,00)

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (3).

^a Beneficios estimados con un IC del 95%.

B. Valoración económica de los beneficios sobre la salud por reducción de la contaminación atmosférica en la GAM

1. Valoración económica de los beneficios por muertes evitadas

a) Enfoque del VSL

Con base a la ecuación (4) se presentan los resultados del VSL para Costa Rica calculados con el método naïve (véase el cuadro 7), para diferentes elasticidades de ingresos. Se seleccionó el VSL de 810.951 dólares calculado con una elasticidad de 1,5 y que presentó un ratio VSL/PIBCR cercano a 80. También se utilizaron las elasticidades de 1,25 y 1,75 como límites superiores e inferiores.

Cuadro 7
VSL calculado para distintas elasticidades de ingreso según el método naïve
(En dólares)

Elasticidad	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00
VSL de Costa Rica	1 445 505,2	1 082 697,5	810 951,1	607 410,3	454 956,2
Ratio VSL/PIBCR	150,2	112,5	84,3	63,1	47,3

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (4).

En el cuadro 8 se presentan los valores de VSL obtenidos con la ecuación (6) a partir del meta-análisis. El valor se calculó para distintos factores de riesgo en la mortalidad, y al igual que con el método naïve, se seleccionó aquel con un ratio VSL/PIBCR cercano a 80 con un valor de 776.593 dólares. Tal como se aprecia, el VSL calculado con el método naïve tiende a ser un poco más grande que el obtenido con el meta-análisis, es por ello que se realizaron los cálculos de valoración para ambos. Sin embargo, se solapan si consideramos un menor nivel de elasticidad o riesgo, según corresponda.

Cuadro 8
VSL calculado para distintos factores de riesgo según el meta-análisis
(En dólares)

Factor de riesgo	5,00x10 ⁻⁰⁵	6,00x10 ⁻⁰⁵	7,00x10 ⁻⁰⁵	9,00x10 ⁻⁰⁵	1,00x10 ⁻⁰⁴	1,10x10 ⁻⁰⁴	1,20x10 ⁻⁰⁴
VSL Costa Rica	1 008 764,1	930 152,1	868 485,67	776 592,8	741 022,31	710 250,5	31 593,45
Ratio	104,8	96,6	90,23	80,7	77,0	73,8	3,3

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (6).

Cuadro 9
Beneficios anuales para el número de muertes evitadas debido a la reducción de la contaminación atmosférica en el área de estudio^{a,b}
(En dólares)

Método de cálculo del VSL	Beneficios para la salud	Edad	Elasticidad precio	Reducción total de la contaminación ($0 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual de la contaminación ($hasta 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual de la contaminación ($hasta 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual de la contaminación ($hasta 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)
Mortalidad	Causa						
Naïve	Muerte por exposición a corto plazo	Todas	1,25	33 846 729,35 (15 907 742,01-51 557 227,27)	10 043 913,18 (4 720 573,67-15 299 449,14)	57 660,34 (27 099,98-87 831,45)	0,00 (0,00-0,00)
			1,50	25 351 531,57 (11 915 054,47-38 616 867,86)	7 522 989,28 (3 535 755,89-11 459 437,16)	43 188,16 (20 298,15-65 786,61)	0,00 (0,00-0,00)
			1,75	18 988 545,29 (8 924 492,42-28 924 412,01)	5 634 792,60 (2 648 315,77-8 583 230,59)	32 348,35 (15 203,51-49 274,82)	0,00 (0,00-0,00)
			1,25	129 356 363,45 (86 409 363,63-172 132 938,67)	38 203 131,89 (25 519 489,16-50 836 442,70)	837 610,64 (559 519,45-1 114 598,28)	105 902,03 (70 741,99-140 922,54)
			1,50	96 889 182,36 (64 721 459,13-128 929 255,89)	28 614 519,71 (19 114 347,17-38 076 993,17)	627 378,56 (419 085,55-834 845,02)	79 321,65 (52 986,44-105 552,36)
			1,75	72 570 945,94 (48 477 006,38-96 569 274,62)	21 432 555,34 (14 316 833,12-28 520 040,58)	469 912,69 (313 899,18-625 307,09)	59 412,70 (39 687,36-79 059,75)
			1,25	46 252 561,63 (25 798 139,68-66 545 448,17)	13 456 161,58 (7 505 399,14-19 359 928,87)	243 139,14 (135 614,92-349 814,21)	30 903,56 (17 236,98-44 462,21)
			1,50	34 643 621,38 (19 323 059,13-49 843 192,02)	10 078 796,74 (5 621 617,42-14 500 776,22)	182 113,60 (101 576,91-262 014,27)	23 147,07 (12 910,66-33 302,63)
			1,75	25 948 411,51 (14 473 160,43-37 333 038,69)	7 549 117,41 (4 210 646,47-10 861 223,32)	136 404,87 (76 082,10-196 251,25)	17 337,38 (9 670,21-24 944,00)
			1,25	23 785 314,92 (9 221 019,52-38 121 374,54)	7 028 619,90 (2 724 834,27-11 264 961,29)	141 560,45 (54 879,73-226 882,80)	16 673,33 (6 463,87-26 722,80)
Total de muertes por exposición a largo plazo	Todas	Todas	1,50	17 815 433,68 (6 906 633,88-28 553 282,66)	5 264 505,10 (2 040 927,54-8 437 566,26)	106 030,16 (41 105,45-169 937,44)	12 488,49 (4 841,50-20 015,64)
			1,75	13 343 934,21 (5 173 136,38-21 386 688,19)	3 943 165,85 (1 528 674,71-6 319 819,72)	79 417,63 (30 788,39-127 284,80)	9 354,00 (3 626,33-14 991,91)
			1,25	839 689 609,24 (516 131 801,61-1 170 978 936,25)	247 718 759,72 (152 265 227,93-345 453 184,78)	5 663 804,97 (3 481 369,58-7 898 390,36)	732 040,56 (449 963,19-1 020 858,27)
			1,50	628 935 736,17 (386 587 771,28-877 074 684,75)	185 543 775,69 (114 048 146,09-258 747 816,09)	4 242 245,36 (2 607 579,89-5 915 971,69)	548 305,55 (337 026,83-764 632,83)
			1,75	471 079 022,39 (289 558 024,60-656 937 523,65)	138 974 104,09 (85 423 177,72-193 804 647,31)	3 177 483,30 (1 953 102,86-4 431 120,70)	410 686,22 (252 436,40-572 717,48)

Cuadro 9 (conclusión)

Método de cálculo del VSL	Beneficios para la salud	Edad	Elasticidad precio	Reducción total de la contaminación ($0 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual de la contaminación ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (hasta $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual de la contaminación ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (hasta $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual de la contaminación ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (hasta $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)
Meta-análisis	Muerte infantil	Todas	-	24 277 441,93	7 204 256,47	41 358,37	0,00
		< 1	-	(11 410 239,34-36 980 754,57)	(3 385 953,55-10 973 925,55)	(19 438,16-62 999,38)	(0,00-0,00)
	Todas	Todas	-	92 784 196,95	27 402 184,31	600 797,89	75 960,97
	Muerte por exposición a corto plazo	Todas	-	(61 979 350,68-123 466 801,76)	(18 304 513,56-36 463 753,20)	(401 329,80-799 474,44)	(50 741,52-101 080,33)
Meta-análisis	Causas cardiovasculares	Todas	-	33 175 845,96	9 651 779,88	174 397,84	22 166,38
	Causas respiratorias	Todas	-	(18 504 382,85-47 731 443,62)	(5 383 441,63-13 886 409,65)	(97 273,31-250 913,29)	(12 363,67-31 891,67)
	Muertes totales por exposición a largo plazo	Todas	-	17 060 632,23	5 041 459,39	101 537,89	11 959,38
		>= 30	-	(6 614 014,72-27 343 541,74)	(1 954 457,85-8 080 084,80)	(39 363,91-162 737,56)	(4 636,37-19 167,62)
			-	602 289 087,28	177 682 686,61	4 062 510,58	525 075,02
			-	(370 208 882,29-839 914 924,48)	(109 216 172,44-247 785 230,48)	(2 497 102,36-5 665 324,75)	(322 747,73-732 236,99)

Fuente: Elaboración del autor con base en las ecuaciones (3), (4) y (6).

^a Los números en negrita indican el valor para la elasticidad ingreso 1,5 coincidente con el valor para el ratio VSL/PIB_{CR} es igual a 80.^b Beneficios monetizados con un IC del 95%.

El cuadro 9 presenta los beneficios anuales monetizados debido a la reducción de la mortalidad en la GAM para los distintos escenarios de reducción de la contaminación de aire. Se muestran los beneficios para los dos métodos de cálculo del VSL: naïve y meta-análisis, así como para diferentes tasas de elasticidad de ingreso para el primer método. Además, se presentan todos los valores con un intervalo de confianza del 95%.

Tal como se suponía, el escenario que establece una reducción total, es el que presenta mayores beneficios, los cuales pueden ser interpretados como los costos en la salud atribuibles a la contaminación atmosférica actual. Se recomienda que este escenario sea interpretado como el máximo beneficio de la mejora en la calidad del aire, el cual está sobre estimado. Bajo éste, los beneficios obtenidos por evitar las muertes debido a la exposición a largo plazo son de 628.935.736 dólares al año (IC del 95%: 386.587.771-877.074.685) para el método naïve y con una elasticidad de 1,5 mientras que, para meta-análisis el beneficio sería 26 millones de dólares menor. En relación a la muerte infantil, el beneficio anual de evitar esas muertes sería de 33.846.729 dólares (IC del 95%: 15.907.742-51.557.227). Está claro que reducir la contaminación a cero es utópico y que los valores de éste escenario sólo sirven para tener una idea de la dimensión económica que tienen los costos derivados de la contaminación del aire en la GAM.

En el escenario donde se plantea una reducción de la concentración del PM₁₀ a 20 µg/m³, el beneficio anual calculado con el método naïve y con una elasticidad de 1,5 por evitar la pérdida de vidas humanas debido a la exposición a largo plazo es de 185.543.776 dólares anuales (IC del 95%: 114.048.146-258.747.816) mientras que, con el meta-análisis el beneficio calculado es de 177.682.687 dólares al año (IC del 95%: 109.216.172-247.785.230). Es importante recordar que los beneficios de reducir el efecto debido a la exposición a largo plazo ya incluyen a los de corto plazo.

Los beneficios obtenidos con los escenarios de reducción a 40 y 50 µg/m³ de PM₁₀ promedio al año, son significativamente menores. Por ejemplo, el beneficio monetizado para los casos de exposición a largo plazo en el primer escenario con una elasticidad de 1,5 y con el método naïve, es 44 veces menor que su equivalente para el escenario de 20 µg/m³. Esto se debe a que en el 2011 muy pocos distritos no cumplían con las normas de calidad del aire. También se puede observar que los beneficios calculados con el método naïve son sensibles a la tasa de elasticidad utilizada, por lo que los beneficios monetizados van disminuyendo conforme ésta aumenta.

b) Enfoque del VOLY

El cuadro 10 muestra los VOLYs obtenidos a partir de la ecuación (7) para un hombre representativo de entre 30 a 34 años el cual posee una esperanza de vida de 49 años, para cada método de cálculo del VSL. Puesto que el VOLY es sensible a la elasticidad ingreso, también se reportan los VOLYs para cada una. Se observa que el VOLY obtenido mediante el VSL del método naïve y con una elasticidad de 1,5 es mayor a del meta-análisis, aunque la diferencia no es significativa.

El cuadro 11 presenta los años ganados (YLG) para cada escenario de reducción de la contaminación, calculados con base a la ecuación (8). Éstos fueron calculados solo para la población con edad igual o mayor a 30 años. Se observa que si la concentración de la contaminación se reduce a 0 µg/m³ promedio anual, se ganarían 12.745,68 vidas al año (IC del 95%: 7.834,39-17.774,34); mientras que si se cumpliría con el escenario de 20 µg/m³ promedio anual, la cantidad de años de vida ganados anualmente sería de 3.786,63 (IC del 95%: 2.327,52-5.280,59). Para los otros escenarios la cantidad de vidas ganadas se reduce significativamente.

Cuadro 10
Valor monetario de un año de vida (VOLY) para cada método de cálculo del VSL

Método	Elasticidad del ingreso	VOLY (en dólares)
Naïve	1,25	40 853,96
	1,50	30 600,01
	1,75	22 919,71
Meta-análisis	-	29 303,56

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (7).

Cuadro 11
Años de vida ganados en cada escenario

Efecto	Edad	Reducción media anual (de 0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción media anual (hasta 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción media anual (hasta 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción media anual (hasta 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Muertes por todas las causas de exposición a LP (incluye efectos a CP)	≥ 30	12 745,68 (7 834,39-17 774,34)	3 786,63 (2 327,52-5 280,59)	76,91 (47,28-107,26)	9,10 (5,59-12,69)

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (8).

El cuadro 12 muestra los resultados de la valoración monetaria de los beneficios anuales en la salud utilizando los años de vida ganados, calculados con la ecuación (8). Se presentan las estimaciones de cada escenario, con sus respectivos intervalos de confianza. Bajo el escenario de cero concentración de contaminación atmosférica, los beneficios monetizados por la cantidad años de vida ganados calculados con el VSL del método naïve a una elasticidad ingreso de 1,5 se situaron entre los 239.732.308 y 543.894.954 dólares con un promedio de 390.018.067. Por otro lado, los beneficios calculados con el meta-análisis fueron de entre 229.575.367 y 520.851.300 dólares con un promedio de 373.493.844.

El escenario de 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ promedio al año, es el único que presenta una disminución significativa de la contaminación en el área de estudio, los beneficios monetizados por la cantidad años de vida ganados calculados a través del VSL con el método naïve y con una elasticidad ingreso de 1,5 se situarían entre los 71.222.293 y 161.586.255 dólares con un promedio de 115.870.828. Por otro lado, los beneficios del VSL obtenido a partir del meta-análisis serían de entre 68.204.758 y 154.740.194 dólares, con un promedio de 110.961.632.

Cuadro 12
Beneficios anuales por la cantidad de años de vida ganados debido a la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM
(En dólares)

Efectos	Edad	Método	Elasticidad	Escenarios de reducción de contaminación			
				Reducción total de la concentración media anual (0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual (hasta 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual (hasta 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual (hasta 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Total de muertes por exposición a LP (incluye efectos a CP)	≥ 30	Naïve	1,25	520 711 576,19 (320 065 654,00-726 151 998,15)	154 698 683,90 (95 088 601,25-215 733 168,92)	3 142 232,43 (1 931 435,22-4 381 962,03)	371 757,69 (228 508,20-518 430,16)
				390 018 067,27 (239 732 307,63-543 894 954,16)	115 870 828,42 (71 222 293,06-161 586 255,11)	2 353 562,84 (1 446 663,88-3 282 132,45)	278 450,15 (171 154,88-388 309,27)
			1,75	292 127 349,86 (179 561 844,91-407 382 644,29)	86 788 384,63 (53 346 194,62-121 029 686,68)	1 762 841,61 (1 083 565,41-2 458 349,33)	208 561,89 (128 196,68-90 847,44)
				373 493 844,04 (229 575 367,48-520 851 299,55)	110 961 631,66 (68 204 758,31-154 740 194,44)	2 253 847,47 (1 385 371,86-3 143 075,59)	266 652,82 (163 093,42-371 857,44)
		Meta-análisis	-				

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (8).

c) Comparación entre el enfoque del VSL y el del VOLY

Al realizar una comparación de los enfoques de valoración utilizados se determina que el valor de los beneficios calculados con el enfoque del VSL es 1,60 veces más elevado que los calculados con el enfoque del VOLY. Esta diferencia se debe a que los efectos comparados entre los enfoques, son los efectos a largo plazo, y es de esperar que ambos difieran conforme pasan los años (Künzli & Perez 2007) ya que, al reducir un factor de riesgo, como la contaminación del aire, la cantidad de muertes atribuibles en una cohorte se pospone, pero a largo plazo todos los individuos de la cohorte tienen que morir, exista o no contaminación. El caso es distinto para los años de vida, ya que éstos se van acumulando independientemente de las muertes (Künzli & Perez 2007). Por ello, se recomienda que los beneficios monetarios en la reducción de la mortalidad se basen en los años de vida ganados y no en las muertes atribuibles, sobre todo si los efectos son acumulativos.

2. Valoración económica de los beneficios por reducción en la morbilidad

a) Valoración económica de los casos evitados de bronquitis crónica

El cuadro 13 muestra el valor de un caso de bronquitis crónica en adultos para Costa Rica calculado con el método naïve a partir de diferentes elasticidades de ingreso. Se estima que el valor de un caso de bronquitis crónica en adultos con una elasticidad ingreso de 1,5 como valor central es de 30.687,33 dólares. También se utilizaron las elasticidades de 1,25 y 1,75 como límites superiores e inferiores. Como se indicó, estas tasas son las mismas que las utilizadas para la valoración de la mortalidad.

Cuadro 13
Valor de un caso de bronquitis crónica en adultos para Costa Rica calculado con el método naïve para distintas elasticidades de ingreso

Elasticidad	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00
Valor de un caso de bronquitis crónica	65 789,14	44 932,09	30 687,33	20 958,57	14 314,10

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (4).

El cuadro 14 presenta los beneficios anuales monetizados sobre la salud en la GAM por evitar casos de bronquitis crónica en adultos para distintos escenarios de reducción de la contaminación atmosférica. Se estima que bajo el escenario de máximos beneficios posibles ($0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} promedio al año) y con una elasticidad ingreso de 1,5 se obtendría un beneficio anual de 57.068.180 dólares (IC del 95%: 5.240.955-112.971.703). Mientras que con el escenario de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} promedio al año (el más factible para la GAM), se obtendría un beneficio anual de 17.290.868 dólares por los casos evitados (IC del 95%: 1.587.937-34.228.861). Para el resto de escenarios los beneficios monetizados son menores.

Cuadro 14
Beneficios anuales para los casos de bronquitis crónica en adultos evitados debido a la reducción de la contaminación atmosférica en la GAM^a
(En dólares)

Efectos	Edad	Elasticidad	Reducción total de la contaminación ($0 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual (hasta $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual (hasta $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	Reducción de la concentración media anual (hasta $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)
Morbilidad						
Bronquitis crónica en adultos	≥ 25 años	1,25	83 558 675,4	25 317 120,7	396 202,0	47 495,9
			(7 673 755,9-165 412.071,6)	(2 325 041,7-50 117 565,5)	(36 385,9-784 318,2)	(4 361,9-94 022,5)
		1,5	57 068.180,1	17 290 867,7	270 594,6	32 438,3
			(5 240 955,3-112 971 703,4)	(1 587 936,8-34 228 860,6)	(24 850,5-535 666,8)	(2 979,0-64 214,7)
		1,75	38 975 931,1	11 809 167,0	184 808,3	22 154,5
			(3 579 422,2-77 156 435,1)	(1 084.515,3-23 377.330,6)	(16 972,2-365 845,1)	(2 034,6-43 856,8)

Fuente: Elaboración de los autores con base en las ecuaciones (3), (4) y (6).

^a Beneficios monetizados con un IC del 95%.

b) Valoración económica de las crisis asmáticas evitadas

A continuación se presentan los beneficios monetarios de evitar crisis asmáticas atribuibles a la contaminación atmosférica. El cuadro 15 muestra que el valor de una crisis asmática en Costa Rica calculado con el método naïve y con una elasticidad precio de 1,5 es de 7,75 dólares. También se presentan los valores con elasticidades de 1,25 y 1,75 como límites superiores e inferiores.

Cuadro 15
Valor de una crisis asmática en Costa Rica calculado con el método naïve
para distintas elasticidades de ingreso
(En dólares)

Elasticidad	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00
Valor de una crisis asmática en Costa Rica	14,17	10,48	7,75	5,74	4,24

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (4).

El cuadro 16 presenta los beneficios monetizados al año en relación a las crisis asmáticas en niños y adultos evitadas según los escenarios de reducción de la contaminación atmosférica en la GAM y con sus respectivos intervalos de confianza. Si se redujera la concentración del PM₁₀ a 0 µg/m³, el beneficio anual monetizado a una tasa de 1,5 se situaría entre los 89.271 y 250.273 dólares con un promedio de 179.569 por las crisis evitadas. Si se redujera la contaminación atmosférica a una de concentración anual promedio de 20 µg/m³, el beneficio monetizado al año por las crisis asmáticas reducidas estaría entre los 27.289 y 76.446 dólares, con un promedio de 54.892. Para los escenarios de reducción de la concentración de PM₁₀ a 40 y 50 µg/m³ los beneficios no son significativos.

Cuadro 16
Beneficios anuales monetizados para crisis asmáticas en adultos y niños evitadas
por la reducción de la contaminación atmosférica en el área de estudio^a

Efectos	Edad	Elasticidad	Reducción total de la contaminación (0 µg/m ³)	Reducción de la concentración media anual (hasta 20 µg/m ³)	Reducción de la concentración media anual (hasta 40 µg/m ³)	Reducción de la concentración media anual (hasta 50 µg/m ³)
Morbilidad						
Crisis asmáticas	Niños y adultos	1,25	242 759,0	74 208,8	1 025,8	129,8
			(120 684,8-338 342,1)	(36 892,4-103 346,5)	(509,9-1 445,4)	(64,5-181,6)
		1,50	179 569,4	54 892,4	758,8	96,0
			(89 270,9-250 272,5)	(27 289,4-76 445,7)	(377,2-1 069,2)	(47,7-134,3)
		1,75	132 828,0	40 604,1	561,3	71,0
			(66 033,9-185 127,2)	(20 186,0-56 547,1)	(279,0-790,9)	(35,3-99,3)

Fuente: Elaboración de los autores con base en las ecuaciones (3), (4) y (6).

^a Beneficios monetizados por año en dólares (IC del 95%)

3. Valoración económica de los beneficios por ingresos hospitalarios evitados

A continuación se presentan los beneficios anuales monetizados debido a ingresos hospitalarios por causas respiratorias y cardiovasculares evitados para cada escenario de reducción. El cuadro 17 muestra que la DAP de una persona por evitar un ingreso hospitalario en Costa Rica con una elasticidad ingreso de 1,5 es de 86,84 dólares.

El cuadro 18 muestra el valor total de un ingreso hospitalario en Costa Rica, es decir, la suma de la disposición a pagar presentada en el cuadro anterior, el costo de hospitalización por 3 días es de 1.905,81 y el costo del valor del tiempo perdido de los 8 días del ingreso es de 274,71. Con éstos se calculó que el costo total de un ingreso hospitalario con una elasticidad de 1,5 es de 2.267,36 de dólares.

Por último, el cuadro 19 muestra los beneficios anuales por los ingresos hospitalarios evitados al reducir la contaminación atmosférica en la GAM, en base a los valores del cuadro 18. Asumiendo el escenario del máximo beneficio posible (0 µg/m³ de PM₁₀) con una elasticidad precio de 1,5 se obtendría un beneficio al año de 761.143 dólares (IC del 95%: 402.330-1.156.345). Mientras que si se reduce el promedio anual a 20 µg/m³ de PM₁₀, se estima que el beneficio anual por los ingresos hospitalarios evitados sería de 233.469 dólares (IC del 95%: 123.542-354.808). Para el resto de los escenarios los beneficios estimados son menores.

Cuadro 17
Disposición a pagar para evitar un ingreso hospitalario transferido con el método naïve
para distintas elasticidades en Costa Rica
(En dólares)

Elasticidad	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00
Costo de un ingreso hospitalario	158,71	117,40	86,84	64,23	47,51

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (4).

Cuadro 18
Valor total de un ingreso hospitalario para distintas elasticidades en Costa Rica
(En dólares)

Elasticidad	1,25	1,5	1,75
Costo total de un ingreso hospitalario	2 297,92	2 267,36	2 244,76

Fuente: Elaboración de los autores con base en la ecuación (4).

Cuadro 19
Beneficios anuales para los ingresos hospitalarios evitados por la reducción
de la contaminación atmosférica en la GAM
(En dólares)

Efectos	Edad	Elasticidad	Reducción de la contaminación (hasta 0 µg/m³)	Reducción de la concentración media anual (hasta 20 µg/m³)	Reducción de la concentración media anual (hasta 40 µg/m³)	Reducción de la concentración media anual (hasta 50 µg/m³)
Ingresos						
			771 401,6	236 615,3	4 779,1	328,7
		1,25	(407 752,3- 1 171 930,0)	(125 207,2- 359 589,6)	(2 527,8- 7 261,9)	(175,6- 501,0)
Por causas respiratorias y cardiovasculares	Todas	1,50	761 143,3	233.468,8	4 715,6	324,3
			402 329,9- 1 156 345,4)	(123 542,2- 354 807,7)	(2 494,1- 7 165,4)	(173,2- 494,3)
			753 555,3	231 141,3	4 668,6	321,1
		1,75	(398 319,0- 1 144 817,5)	(122 310,5- 351 270,6)	(2 469,3- 7 093,9)	(171,5- 489,4)

Fuente: Elaboración de los autores con base en los datos del cuadro 18.

Conclusiones

Los distritos del valle central ubicados en la zona urbana de la GAM de Costa Rica poseen dinámicas socioeconómicas que suelen ser características de las grandes urbes, tales como el acelerado crecimiento poblacional, la alta concentración de actividades económicas intensivas en energía, cambio de uso del suelo para el establecimiento de nuevas urbanizaciones, y alta carga vehicular. A pesar de ello, se determinó que para el año 2011 casi todos de los distritos del área urbana de la provincia de San José cumplían con los estándares de calidad del aire establecidos por el Ministerio de Salud de Costa Rica y la Unión Europea (50 y 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} promedio al año respectivamente). Sin embargo, son muy pocos los distritos que cumplen con el estándar establecido por la OMS (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10}).

De implementarse un plan de mejora de la calidad del aire con el objetivo de cumplir con la normativa de la OMS en la GAM se evitarían, en el largo plazo, un total de 229 muertes anuales, lo que representa el 3,45% de todas las muertes para las personas mayores de 30 años. Lo que representa, en promedio, una mejora en el bienestar de entre 114.048.146 y 258.747.816 dólares al año (185.543.776 en promedio). Traducido a términos de esperanza de vida, equivale a un incremento de 3.786,6 años de vida para el total. Aplicando el valor de un año de vida para un individuo representativo (hombre de entre 30 y 34 años), el incremento en la esperanza de vida generaría un incremento del bienestar de entre 71.222.293 y 161.586.255 dólares al año, con un promedio de 115.870.828 anuales.

En cuanto a la morbilidad, el cumplimiento de la normativa de la OMS evitaría 563,45 casos de bronquitis crónica en adultos al año (IC del 95%: 51,75-1.115,41), lo que representa el 8,52% del total de casos anuales (IC del 95%: 0,78-16,87), obteniendo un beneficio anual de entre 1.587.937 y 34.228.861 con un promedio de 17.290.868 por los casos evitados. Para las crisis asmáticas, se evitarían 4.507,55 casos en adultos al año (IC del 95%: 2.239,09-6.690,33), que representa el 3,27% del total anual (IC del 95%: 1,63-4,86%) y 2.571,42 casos en niños (IC del 95%: 1.280,18-3.168,17), equivalentes al 3,53% del total anual (IC del 95%: 1,76-4,35%). El beneficio monetizado por las crisis asmáticas evitadas en niños y adultos se situaría entre los 27.289 y 76.446 dólares, con un promedio de 54.892 al año.

Para las admisiones hospitalarias, la reducción de la carga de contaminación atmosférica al estándar de la OMS evitaría 61,04 ingresos hospitalarios por causas respiratorias (IC del 95%: 33,46-93,77), equivalentes al 0,99% del total anual (IC del 95%: 0,54-1,52) y al 41,93% de ingresos hospitalarios por causas cardiovasculares (IC del 95%: 21,03-62,71), lo que representa el 0,51% del total al año (IC del 95%: 0,25-0,76). El beneficio anual por los ingresos hospitalarios evitados por causas respiratorias y cardiovasculares estaría entre los 123.542 y 354.808 dólares con un promedio de 233.469. Los beneficios de implementar una política que cumpla con la normativa nacional o la de la UE son muy bajos, ya que casi no se incumplen.

A pesar de que aún existen ciertas discordancias en la forma de realizar la evaluación y valoración económica de los efectos de la contaminación del aire sobre la salud, queda claro que independiente de las formas metodológicas, los beneficios económicos presentados aún pueden ser mayores, puesto que los impactos de la degradación de la calidad del aire son muy amplios y hasta ahora solo se mide una parte de ellos debido a la existencia de efectos heterogéneos, ya que variables como el tiempo de exposición, las condiciones socioeconómicas y el acceso a la atención médica son factores que cambian en la población.

Por otra parte, aunque la Gran Área Metropolitana de Costa Rica no posee niveles de contaminación tan elevados en comparación a otras ciudades de la región, se evidenció que existen beneficios importantes que podrían obtenerse si se realizan mejoras en la calidad del aire, sobre todo al cumplir con la normativa de la OMS. Por lo tanto, es importante el establecimiento de estrategias enfocadas en la reducción de las emisiones de contaminación, principalmente en el sector transporte. En lo que refiere a la recolección de información, existen acciones encaminadas a cumplir dicho objetivo, como la conformación de la Red de Monitoreo de la Calidad de Aire, los informes anuales de calidad del aire, el plan de mejora de la calidad de aire de la GAM y el VII Plan Nacional de Energía 2015-2030, que incluye regulaciones para el transporte público y privado. A su vez, la Dirección de Gestión de Calidad Ambiental (DIGECA) junto con el Instituto Meteorológico Nacional de Costa Rica (IMN) están realizando el primer mapa de dispersión de contaminantes del aire para la GAM⁴. Estas acciones serán vitales si se desea potenciar los beneficios en el bienestar como consecuencia de mejoras en la salud derivadas de la mejora en la calidad del aire, y así lograr un equilibrio entre el desarrollo humano y el crecimiento económico de la región.

El cuadro 20 muestra una matriz de políticas para abordar algunos aspectos ambientales relacionados al transporte, elaborada por Sterner y Coria (2011). Si el único objetivo deseado es la mejora en la calidad ambiental, los instrumentos que apuntan a desincentivar el uso de los combustibles más nocivos o la mejora en la tecnología de los vehículos pueden ser útiles.

Cuadro 20
Matriz de políticas para algunos aspectos ambientales del transporte

Política	Combustible	Vehículo	Tráfico	Integrado
Regulación	Regulación calidad combustible	Regulación emisiones (nuevos o inspección)	Zonificación	Planificación urbana
Prohibición	Prohibición ciertos tipos de combustibles o componentes	Retiro, reparación o remoción de los vehículos más contaminantes	Restricción tráfico en ciertas zonas, horarios, y/o días	
Precio (impuesto)	Impuestos en combustibles (puede que diferenciados)	Impuestos o subsidios a vehículos	Tarifas transporte público	Precio a la circulación diferenciado por daño ambiental
Información	Etiquetado verde de combustibles	Etiquetado verde vehículos	Etiquetado verde transporte público	
Depósito-devolución (o instrumentos de dos niveles)		Ej. Incentivar vehículos limpios a auto declararse, y que elijan de un menú de opciones de política		
Permisos de emisiones comercializables	Permisos transables			
Provisión pública			Estructura física (ej. Trenes)	

Fuente: Sterner y Coria (2011).

⁴ Comunicación personal con ambas instituciones.

Muchos instrumentos ya se están aplicando. El Ministerio de Obras Públicas y Transportes (MOPT) implementa un programa de restricción vehicular, donde los vehículos no pueden circular por el casco central de San José un día a la semana, según el número final de la matrícula. Aunque, esta medida no ha sido efectiva debido a los embotellamientos que a diario vive la ciudad⁵. Si bien, la efectividad no ha sido estudiada en Costa Rica, Sterner y Coria (2011) señalan que su fracaso en la ciudad de México se debió a que la reacción de la población frente a la prohibición de adquirir nuevos vehículos sólo generó la compra de aquellos menos costosos y con tecnologías poco amigables para el ambiente.

A su vez, el país cuenta con normativas de calidad para los combustibles evaluados por la Autoridad Reguladora de los Servicios Públicos (ARESEP) y con estándares de emisiones de gases controlados por la inspección técnico vehicular a la que todo vehículo debe someterse, de acuerdo a su antigüedad. Adicionalmente, algunas carreteras de circunvalación en la GAM cuentan con peajes. Aunque, su precio es muy bajo como para lograr desincentivar a los usuarios de vehículos privados.

Las tres medidas más recientes, implementadas o propuestas son: el Programa de Adquisición de Vehículos Ecoeficientes (PAVE), la eliminación de impuestos para los vehículos híbridos y eléctricos, y la Acción de Mitigación Apropiaada a la Nación (NAMA). El primero es una línea de crédito del Banco de Costa Rica en convenio con el Instituto Nacional de Seguros (INS) y el Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE) para incentivar la sustitución de automóviles por coches ecoeficientes. El segundo ofrece el 100% del financiamiento del vehículo nuevo si el carro antiguo es quitado del parque vehicular, o un 80% en otro caso. La iniciativa entró en operación a finales del año 2015, y ha financiado la compra de 468 vehículos (de los cuales solo 83 eliminaron el coche anterior)⁶. Por otro lado, está en discusión en la Asamblea Legislativa el proyecto de eliminación del impuesto selectivo de consumo para los vehículos híbridos recargables y eléctricos nuevos e importados. Este proyecto también exoneraría el 100% del impuesto de ventas y el impuesto sobre el valor aduanero. De aprobarse, la ley eximirá el pago del derecho de circulación durante sus primeros cinco años de uso tampoco tendrán restricción vehicular ni pagarán parquímetro. Por último, Costa Rica se encuentra diseñando una propuesta de NAMA urbana que busca tomar medidas para la disminución de emisiones de CO₂ para los sectores transporte, edificaciones, y energía en la capital.

Estos instrumentos se vuelven complejos en su aplicación, sobre todo en países en vías de desarrollo. Por ejemplo, los impuestos sobre los combustibles más nocivos pueden llevar a incrementar la demanda de vehículos con tecnologías más amigables. Este tema es complejo principalmente por razones políticas ya que, incrementar los impuestos sobre los combustibles no es una medida popular. A su vez, puede traer aparejado otros impactos a nivel social. Blackman *et al.* (2012) argumentan que si bien un impuesto sobre las gasolinas tendría efectos progresivos, debido a que la población más rica destina una mayor parte de su ingreso al consumo de este bien, el impacto de un impuesto sobre el diésel sería regresivo aunque es más nocivo, y es el que tiene mayor participación en el total de combustibles vendidos en el país, por lo que esta medida podría tener impactos no deseados desde la perspectiva de la redistribución del ingreso.

Por otro lado, la calidad de los combustibles en Costa Rica cumple con las normas de calidad vigentes (ARESEP 2015). A su vez, la normativa nacional de calidad del aire sólo es incumplida en muy pocos distritos de la ciudad, principalmente por problemas en el tránsito vehicular. Dado lo anterior, las políticas para mejorar la calidad del aire en la GAM deberían estar anidadas en un programa más amplio, que apunte no sólo a ese objetivo, sino principalmente al descongestionamiento del tránsito.

Sterner y Coria (2011) argumentan que la medida más eficiente es la implementación de un impuesto a la circulación ya que, permite considerar información de las preferencias de los individuos no observable para los tomadores de decisiones a través de los precios. Además, los avances tecnológicos han permitido la implementación de esquemas de impuestos muy modernos, a través de la tecnología

⁵ Costa Rica Hoy, (2014) y Conozca su cantón, (2016).

⁶ El Financiero, (2016).

GPS. Esto permite establecer el monto del impuesto para los vehículos en función de su tecnología, la distancia recorrida dentro de las áreas a descongestionar, la hora a la que lo realizan, así como al tiempo de entrada y salida de vehículos del área sujeta a pago. Si bien existen experiencias exitosas de este tipo de modelos como en Singapur, Londres y Estocolmo, su implementación en países en desarrollo sería difícil dado el alto costo. Por ende, esquemas más sencillos, como la compra de una etiqueta que habilita la circulación, como en Suiza, deberían de pensarse. Este último tiene la desventaja de no discriminar el tiempo que los individuos circulan dentro del área sujeta a costo, ni la tecnología del vehículo (aunque esto podría abordarse a través de etiquetas diferenciadas, pero agregando complejidad al mecanismo). A su vez, el pago de los permisos de circulación podría realizarse a través de agentes de tránsito, del mismo modo que hoy se controla el programa de restricción vehicular.

Si bien un esquema de precios de circulación puede llegar a ayudar, la primera intuición es que no sería una solución al problema del congestionamiento vehicular. Esto se debe a que la oferta de transporte público en la GAM y particularmente en San José, es escasa, lenta, y muy incómoda. Así que probablemente la parte de la población que puede afrontar el costo del precio de circulación, lo pagará. Por eso, es necesario abordar las políticas de mejora de calidad del aire y descongestionamiento vehicular en la GAM desde una perspectiva integral.

Sterner y Coria (2011) describen el exitoso plan de ordenamiento del tránsito vehicular en Curitiba (Brasil) a través de la implementación de autobuses con calles exclusivas para su circulación, complementadas por vías de entrada y salida para vehículos particulares. Los autores argumentan que la inversión en buenos esquemas de transporte colectivo con bajo costo de inversión, como lo son los autobuses exprés respecto al metro, son la mejor opción para los países en desarrollo. Otras alternativas complementarias pueden ser los sistemas de *Park&Go* implementados principalmente en algunas ciudades de Europa y EEUU que consisten en grandes plazas de estacionamiento de vehículos privados en la periferia de la ciudad, donde los individuos pueden dejar su vehículo y desde allí tomar un autobús que lo lleve a su destino, y cuyo precio está incluido en la tarifa del estacionamiento.

Alpízar y Carlsson (2003) demuestran que el cambio en la elección del transporte privado al público en Costa Rica está determinado principalmente por el costo del transporte privado y el tiempo de traslado en el transporte público. De esta manera, una reforma al tránsito en la GAM que refuerce las políticas que desalienten el uso del transporte privado junto con políticas que incrementen la eficiencia del transporte público ha de ser la forma correcta de ayudar a mejorar los problemas de congestionamiento del tránsito y la contaminación del aire.

Bibliografía

- Abbey, D. E., Petersen, F., Mills, P. K., & Beeson, W. L. (1993), Long-term ambient concentrations of total suspended particulates, ozone, and sulfur dioxide and respiratory symptoms in a nonsmoking population. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 48(1), 33-46.
- AEA Technology Environment (2005) Service contract for carrying out cost-Benefit analysis of air quality related issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) programme. Oxon, UK, AEA Technology Environment.
- Alfaro, R. (2001), Contaminación del aire en la capital. *Ambientico* 93. Disponible en: <http://www.una.ac.cr/ambi/Ambien-Tico/93/alfaro.htm>.
- Alpizar, F. and Carlsson, F. (2003), Policy implications and analysis of the determinants of travel mode choice: an application of choice experiments to metropolitan Costa Rica, *Environment and Development Economics*, Issue 04, pp. 603-61.
- APHEIS group (2005), Health impact assessment of air pollution communication strategy. Third year report. Disponible en: <http://www.apheis.net>.
- ARESEP (2015), "Informe de calidad de los combustibles año 2015", Programa de evaluación de calidad de los combustibles en planteles de RECOPE, Autoridad Reguladora de los Servicios Públicos (ARESEP), Intendencia de Energía, San José, Costa Rica.
- Banco Mundial (2012), "The health cost of urban air pollution in Costa Rica", WB report.
- Blackman, A., Osakwe, R. and Alpizar, F. (2012), Fuel tax incidence in Costa Rica, Gasoline versus Diesel, en Sterner, T. (ed.) (2012) *Fuel taxes and the poor. The distributional effects of gasoline taxation and their implications for climate policy*, RFF Press, New York-London.
- Braun-Fahrlaender, C., et al. (1997), Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in swiss schoolchildren. SCARPOL Team. Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution, Climate and Pollen. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 155(3), 1042-1049.
- BTRE (2005), Health impacts of transport emissions in Australia: economic costs. Canberra, Australian Government, Department of Transport and Regional Services.
- Costa Rica Hoy (2014), "Red vial saturada: A San José no le cabe un carro más", <http://www.crhoy.com/red-vial-saturada-a-san-jose-ya-no-le-cabe-un-carro-mas/nacionales/>.
- Conozca su cantón (2016), "¿Cuánto tiempo pasa un tico en las presas?", <http://conozcasucanton.com/noticias/economia/cuanto-tiempo-pasa-un-tico-en-las-presas-486/>.
- Cropper, M. L., Sahin, S. (2009), Valuing mortality and morbidity in the context of disaster risks, The World Bank. Development Research Group, Sustainable Rural and Urban Development Team.
- DEC (2005), Air pollution economics: health costs of air pollution in the Greater Sydney Metropolitan Region. Sydney, Department of Environment and Conservation, NSW.

- DEFRA (2006), An economic analysis to inform the air quality strategy review consultation. London, UK, Department for Environment, Food and Rural Affairs. Effects of Air Pollutants. Department of Health.
- El Financiero (2016), “Tres motivos para cambiarse a un vehículo más eficiente en el 2016”, http://www.elfinanciero.com/economia-y-politica/motivos-cambiarse-vehiculo-eficiente_0_904109593.html.
- EU (2001), Recommended interim values for the value of preventing a fatality in the DG environment cost benefit analysis. European Union.
- Fisher, G., *et al.* (2005), Health and Air Pollution in New Zealand: Christchurch Pilot Study. Health Research Council, Ministry for the Environment, Ministry of Transport, New Zealand.
- GIZ (2011), “Gestión de calidad del aire módulo 5a transporte sostenible: texto de referencia para formuladores de políticas públicas de ciudades en desarrollo,” GIZ.
- Hammit, J. K., Robinson, L. A. (2011), The income elasticity of the value per statistical life: transferring estimates between high and low income populations. *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 2(1).
- Herrera, J; Rodríguez, S; Rojas, J. (2011), “Determinación de las emisiones de contaminantes del aire generadas por fuentes móviles en carreteras de Costa Rica”, *Tecnología en Marcha*. Vol. 25, N° 1. Enero-Marzo.
- Herrera, J. (2014), Inventario de emisiones de contaminantes criterio de Costa Rica en 2011, *Ciencias ambientales*, N° 48, pp. 5-19.
- Holland, M., Hunt, A., Hurley, F., Navrud, S., & Watkiss, P. (2005), Service contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) programme. *AEA Technology*. Disponible en: <http://www.cafe-cba.org>.
- INEC (2011), Censo de población y vivienda de Costa Rica. Instituto Nacional de Estadística y Censos. Disponible en: <http://www.inec.go.cr/Web/Home/pagPrincipal.aspx>.
- INE (2014), “El parque vehicular en Honduras 2009-2013”, Instituto Nacional de Estadísticas, Honduras. <http://www.ine.gob.hn/images/Productos%20ine/Boletines/servicios%20publicos/Parque%20Vehicular%202009%202013.pdf>.
- INIDE (2012) “Anuario estadístico INIDE 2011”, Instituto Nacional de Información de Desarrollo, Nicaragua. <http://ip-190-53-36-50.ni.amnetdatos.net/bibliovirtual/Anuarios/ANUARIO10/anuario10.html>.
- Jalaludin, B. *et al.*, (2009), A methodology for cost-benefit analysis of ambient air pollution health impacts, (January 2009), p.291.
- Künzli, N., *et al.* (2000), Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *The Lancet*, 356(9232), 795-801.
- Künzli, N. & Perez, L., 2007. The public health benefits of reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area. Barcelona: Centre Recerca en Epidemiologia ambiental. Barcelona, Spain. (September). Available at: <http://intranet.imim.es/files/news/BCNHIAeng19-09-07.pdf>.
- Krupnick, A. J., & Cropper, M. L. (1992), The effect of information on health risk valuations. *Journal of Risk and Uncertainty*, 5(1), 29-48.
- Lacasana, M., Esplugues, A., & Ballester, F. (2005), Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. *European journal of epidemiology*, 20(2), 183-199.
- Lelieveld, J. *et al.* (2015), The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525(7569), pp.367–371. Available at: <http://dx.doi.org/10.1038/nature15371>.
- Le Tertre, A., *et al.* (2002), Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *Journal of epidemiology and community health*, 56(10), 773-779.
- Liao A. (2008), Monitoreo de la contaminación ambiental en Costa Rica. Simposio internacional sobre monitoreo atmosférico. México, D.F. Septiembre 2008.
- Martínez, T. (2011), Plan regional urbano de la Gran Área Metropolitana de Costa Rica: avances y desafíos. Cuadernos de vivienda y urbanismo. Costa Rica.
- Mesalles, R. P., Hernández, L. S., & Molina, E. P. (2011), Patrones de crecimiento y concentración de actividades urbanas en la gran área metropolitana de Costa Rica, 1993-2010. *Reflexiones*, 90(1), 9.
- Miller, T. R. (2000), Variations between countries in values of statistical life. *Journal of Transport Economics and Policy*, 169-188.
- MOPT (2013), “Anuario estadístico del sector transporte e infraestructura 2013”, Ministerio de Obras Públicas y Transporte, Costa Rica. <http://srvinternet.mopt.go.cr/estadisticas/Anuario2013.pdf>.
- NU (2014), “World urbanization prospects: the 2014 revision, CD-ROM edition”, Naciones Unidas.
- OECD (2012), Meta-analysis of stated preference VSL studies: Further model sensitivity and benefit transfers issues. Organization for Economic Cooperation and Development, Working Party on National Environmental Policies.

- OMS (2004), Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and ozone (O₃). EUR/04/5042688.
- OMS (2011), "Urban outdoor air pollution database", Department of Public Health and Environment, World Health Organization, Geneva, Switzerland, September 2011.
- OMS (2013), "Health risks of air pollution in Europe–HRAPIE project Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide" Organización Mundial de la Salud, Oficina Regional Europea.
- OMS (2014), "Ambient Air Pollution Database", WHO, May 2014.
- OUGAM (2016), Observatorio Urbano de la Gran Area Metropolitana (en línea). Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica. Disponible en: <http://ougam.ucr.ac.cr/>.
- Perez, L. *et al.* (2009), Size fractionate particulate matter, vehicle traffic, and case-specific daily mortality in Barcelona, Spain. *Environmental Science and Technology*, 43(13), pp.4707-4714.
- Rabl, A. (2003), Interpretation of air pollution mortality: number of deaths or years of life lost? *Journal of the Air & Waste Management Association* (1995), 53(1), pp.41-50.
- Rabl, A., Spadaro, J.V., and Holland, M. (2014), *How much is clean air worth? Calculating the benefits of pollution control*, Cambridge University Press.
- Robinson, L.A., J.K. Hammit. (2009), *The value of reducing air pollution risks in Sub-Saharan Africa*. Preparado por el Banco Mundial a través de ICF International.
- SAT (2015), "Boletín estadístico" Superintendencia de Administración Tributaria de Guatemala, <http://portal.sat.gob.gt/sitio/index.php/estadisticas/47-estadisticas-tributarias/7880-boletin-estadistico.html>
- Seethaler, R. (1999a), Health costs due to road traffic-related air pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland. Studie im Auftrag der World Health Organization (WHO). Herausgeber Eidg. Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK). Bestellnr, 801. Available at: http://www.airimpacts.org/documents/local/traffic_health_cost.pdf.
- _____. (1999b), Health costs due to road traffic-related air pollution. *Health London*, 9(june), pp.16–18. Disponible en: http://www.ecoplan.ch/download/ges2_ber_en.pdf.
- Sterner, T. and Coria, J. (2011), *Policy instruments for environmental and natural resource management*, RFF Press, New York-London.
- UNA (2015), VI informe de calidad del aire de la Gran Area Metropolitana de Costa Rica. Universidad Nacional de Costa Rica.
- _____. (2011), IV informe de calidad del aire de la Gran Area Metropolitana de Costa Rica. Universidad Nacional de Costa Rica.
- UNEP (2002), *Una perspectiva sobre el medio ambiente. atmósfera y ozono*. Costa Rica. United Nations Environment Programme. Disponible en: <http://www.centrogeo.org.mx/unep/documentos/CostaRica/CRAire.pdf>.
- US EPA (2011), *The benefits and costs of the clean air act from 1990 to 2020*, (march), pp.5-10.
- _____. (2004), *Final regulatory analysis: control of emissions from nonroad diesel engines*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency.
- _____. (1999), *The benefits and costs of the clean air act 1990 to 2010*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency.
- Viscusi, W. K., Magat, W. A., & Huber, J. (1991), Pricing environmental health risks: survey assessments of risk-risk and risk-dollar trade-offs for chronic bronchitis. *Journal of environmental economics and management*, 21(1), 32-51.
- Ward, D. J., & Ayres, J. G. (2004), Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic review. *Occupational and Environmental Medicine*, 61(4), e13-e13.
- Watson, D. F. y G. M. Philip (1985), "A refinement of inverse distance weighted interpolation". *Geoprocessing* 2:315-327.
- WHO (2006), "Air quality guidelines. global update" World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- _____. (2004), *Health aspects of air pollution. Results from the WHO project "Systematic review of health aspects of air pollution in Europe"*. World Health Organization. Report E083080.

Anexos

Anexo 1

Área y densidad poblacional de los distritos del área urbana de la GAM

Distrito	Código de distrito	Área (en km ²)	Población total (en individuos)	Población respecto al total (en porcentajes)	Densidad de población (en habitantes/km ²)
Carmen	10101	1,48	2 702	0,17	1 830,04
Merced	10102	2,11	12 257	0,79	5 802,73
Hospital	10103	3,33	19 270	1,24	5 793,12
Catedral	10104	2,39	12 936	0,83	5 413,98
Zapote	10105	2,82	18 679	1,20	6 616,93
San Fco. de Dos Ríos	10106	2,66	20 209	1,30	7 609,70
Uruca	10107	8,39	31 728	2,04	3 783,80
Mata Redonda	10108	3,79	8 313	0,54	2 194,18
Pavas	10109	9,40	71 384	4,60	7 597,82
Hatillo	10110	4,41	50 511	3,26	11 460,06
San Sebastián	10111	3,99	40 065	2,58	10 034,41
Escazú	10201	4,51	11 984	0,77	2 654,65
San Antonio	10202	17,08	22 554	1,45	1 320,27
San Rafael	10203	12,95	21 971	1,42	1 696,12
Desamparados	10301	3,31	33 866	2,18	10 232,47
San Miguel	10302	21,42	31 805	2,05	1 484,74
San Juan de Dios	10303	2,97	19 481	1,26	6 558,07
San Rafael Arriba	10304	3,23	15 262	0,98	4 719,50
San Antonio	10305	2,06	9 727	0,63	4 717,22
Patarra	10307	16,00	11 921	0,77	745,26
Damas	10310	2,57	13 175	0,85	5 132,79
San Rafael Abajo	10311	2,00	23 283	1,50	11 655,54
Gravilias	10312	2,94	15 024	0,97	5 102,39
Los Guido	10313	3,09	24 102	1,55	7 806,92
Aserri	10601	14,49	28 191	1,82	1 945,38
Colon	10701	57,64	16 088	1,04	279,12
Guadalupe	10801	2,39	20 663	1,33	8 637,29
San Francisco	10802	0,55	2 032	0,13	3 708,50
Calle Blancos	10803	2,33	18 984	1,22	8 154,15
Mata de Plátano	10804	7,77	17 370	1,12	2 234,35
Ipis	10805	2,37	26 033	1,68	10 975,64
Purral	10807	3,25	27 464	1,77	8 448,30
Santa Ana	10901	5,39	11 320	0,73	2 101,27
Pozos	10903	13,42	15 585	1,00	1 161,72
Uruca	10904	7,14	7 200	0,46	1 009,09
Piedades	10905	12,03	8 128	0,52	675,68
Brasil	10906	3,24	2 586	0,17	797,91
Alajuelita	11001	1,29	11 988	0,77	9 305,07
San Jocesito	11002	2,14	10 506	0,68	4 900,90
Concepción	11004	2,67	18 721	1,21	7 016,34
San Felipe	11005	5,10	31 649	2,04	6 210,67
San Isidro	11101	5,17	16 625	1,07	3 216,61
Patalillo	11104	1,94	20 349	1,31	10 462,80
San Juan	11301	3,53	21 745	1,40	6 162,17
Cinco Esquinas	11302	0,71	5 925	0,38	8 374,56
Anselmo llorente	11303	1,32	9 986	0,64	7 592,30
Leon XIII	11304	0,78	13 661	0,88	17 583,31
Colima	11305	2,01	13 525	0,87	6 735,05

Anexo 1 (conclusión)

Distrito	Código de distrito	Área (en km ²)	Población total (en individuos)	Población respecto al total (en porcentajes)	Densidad de población (en habitantes/km ²)
San Vicente	11401	5,45	30 998	2,00	5 682,91
Trinidad	11403	4,94	19 767	1,27	4 003,51
San Pedro	11501	4,72	23 977	1,55	5 081,16
Sabanilla	11502	1,76	10 775	0,69	6 106,96
Mercedes	11503	1,44	4 688	0,30	3 260,42
Curridabat	11801	6,14	28 817	1,86	4 694,09
Granadilla	11802	3,61	14 778	0,95	4 097,06
Sánchez	11803	4,57	5 364	0,35	1 173,42
Tirrases	11804	1,88	16 247	1,05	8 656,06
Alajuela	20101	9,02	42 975	2,77	4 764,49
San José	20102	14,65	41 656	2,68	2 843,14
San Antonio	20104	8,81	24 971	1,61	2 834,28
Guácima	20105	28,17	20 183	1,30	716,47
San Rafael	20108	19,34	26 248	1,69	1 356,86
Rio Segundo	20109	5,41	10 794	0,70	1 995,40
Desamparados	20110	13,07	26 109	1,68	1 997,11
Turrucares	20111	35,91	7 630	0,49	212,45
Garita	20113	33,68	7 277	0,47	216,07
Heredia	40101	2,96	18 697	1,20	6 325,57
Mercedes	40102	4,25	25 744	1,66	6 062,98
San Francisco	40103	6,28	49 209	3,17	7 841,27
Ulloa	40104	11,62	29 266	1,89	2 518,61
Barva	40201	0,82	4 997	0,32	6 081,89
San Roque	40204	1,26	4 622	0,30	3 680,55
Santa Lucía	40205	2,90	7 413	0,48	2 560,44
Santo Domingo	40301	0,79	4 730	0,30	5 990,22
San Vicente	40302	2,95	6 427	0,41	2 178,55
San Miguel	40303	5,89	6 363	0,41	1 080,69
Santo Tomás	40305	3,52	6 267	0,40	1 782,36
Santa Rosa	40306	4,26	7 269	0,47	1 706,83
San Rafael	40501	1,31	9 668	0,62	7 353,10
San Josecito	40502	1,30	11 579	0,75	8 876,54
Santiago	40503	1,53	8 409	0,54	5 499,46
San Antonio	40701	3,55	9 942	0,64	2 799,32
La Ribera	40702	4,33	6 040	0,39	1 396,11
Asunción	40703	4,58	5 651	0,36	1 233,54
San Joaquín	40801	2,71	7 173	0,46	2 649,36
Barrantes	40802	2,14	4 091	0,26	1 912,68
Llorente	40803	1,89	8 773	0,57	4 637,19
San Pablo	40901	6,00	19 412	1,25	3 236,18
Rincón de Sabanilla	40902	2,40	8 259	0,53	3 436,75
Total		579,34	1 551 788	100,00	4 721,16

Fuente: Elaboración de los autores con base en datos del INEC, (2011).

Anexo 2

Efectos en la salud relevantes considerados para la evaluación de impacto de la contaminación del aire en los trabajos revisados respecto a cambios en PM^a

Lugar	DEFRA (2006)	Reino Unido	Unión Europea	AEA Technology Environment (2005)	Fisher <i>et al.</i> (2005)	DEC (2005)	BTRE (2005)	US EPA(2004)	US EPA(1999)	US EPA(2011)	Seethaler (1999)	Künzli y Pérez (2007)	BM (2012)
					Christchurch, Nueva Zelanda	AM Sydney, Australia	Australia	Estados Unidos	Estados Unidos	Estados Unidos	Austria, Suiza y Francia	AM Barcelona, España	GAM, Costa Rica
Efectos agudos													
Mortalidad aguda	X		X							X			
Admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias	X		X			X	X	X	X	X	X	X	X
Admisiones hospitalarias por enfermedades cardiovasculares	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Visitas a la emergencia por problemas respiratorios y cardíacos			X		X			X	X	X	X		X
Atención primaria por condiciones respiratorias y cardíacas													
Uso de medicación respiratoria			X										
y cardiovascular													
Días de actividad restringida			X		X	X	X		X	X	X		X
Absentismo laboral			X					X	X	X			
Días de escuela perdidos													
Auto medicación													
Comportamiento defensivo (por ejemplo: quedarse en interiores, uso aire acondicionado)													
Síntomas agudos						X	X	X	X	X			X

Anexo 2 (conclusión)

Lugar	DEFRA (2006)	AEA Technology Environment (2005)	Fisher <i>et al.</i> (2005)	DEC (2005)	BTRE (2005)	US EPA(2004)	US EPA(1999)	US EPA(2011)	Seethaler (1999)	Künzli y Pérez (2007)	BM (2012)
	Reino Unido	Unión Europea	Christchurch, Nueva Zelanda	AM Sydney, Australia	Australia	Estados Unidos	Estados Unidos	Estados Unidos	Austria, Suiza y Francia	AM Barcelona, España	GAM, Costa Rica
Cambios fisiológicos (por ejemplo: en la función pulmonar)				X		X	X	X	X		
Efectos crónicos											
Mortalidad crónica	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Incidencia y prevalencia de enfermedades respiratorias crónicas (asma, EPOC)		X	X	X		X		X		X	X
Cambios en las funciones fisiológicas crónicas (por ejemplo: funciones pulmonares)		X				X	X		X		
Cáncer pulmonar											X
Enfermedades cardiovasculares crónicas											
Efectos reproductivos											
Complicaciones en el embarazo											
Bajo peso al nacer											
Nacimientos prematuros											
Desarrollo cognitivo en niños											

Fuente: Elaboración de los autores con base en Künzli & Pérez (2007), Jalaludin *et al.* (2009), US EPA (2011) y Banco Mundial (2012).

^a AM denota área metropolitana.

La Gran Área Metropolitana de Costa Rica presenta una dinámica poblacional particular que afecta directamente los niveles de contaminación, un problema que ha derivado en el descenso de la calidad del aire y en el deterioro de la salud pública. En este contexto, existe un creciente interés por determinar el valor de los costos económicos que ocasiona la contaminación derivada de las actividades antropogénicas, ya que, en la medida en que se comprenda la magnitud de los daños, será posible aplicar políticas efectivas y de incidencia sobre los responsables de la toma de decisiones.

En este trabajo se analiza el impacto de la degradación de la calidad del aire sobre la salud y se realiza una valoración económica de los beneficios que podrían obtenerse si se redujera la carga de contaminación atmosférica conforme a distintas normas de calidad del aire. Se concluye que, si bien existen esfuerzos por reducir las emisiones en la urbe, las estrategias deberían unirse a un programa más amplio que apunte a objetivos más altos que ayuden a mejorar los problemas de congestión vial.