

Movilidad urbana sostenible, una alternativa para la contaminación atmosférica en el Área Metropolitana de Guadalajara

Sustainable urban mobility: An alternative for air pollution in the Guadalajara Metropolitan Area

José Antonio Olivares Mendoza¹, Clemente Hernández Rodríguez², Luz Alicia Jiménez Portugal³

Fecha de recepción: 29 de julio del 2022

Fecha de aceptación: 30 de septiembre del 2022

1 Nacionalidad: mexicana. Adscripción: Universidad Autónoma del Estado de Quintana Roo  ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5440-5375> Correo: anespi@gmail.com

2 Nacionalidad: mexicana. Adscripción: Universidad de Guadalajara  ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3023-9090>
Correo: clemente@academicos.udg.mx

3 Nacionalidad: mexicana. Adscripción: Universidad de Guadalajara  ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4261-7829>
Correo: luz.jportugal@academicos.udg.mx



Clasificada como
competente internacional
por Conacyt



LICENCIA:
Esta obra está bajo una licencia de Creative
Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional.
<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Resumen

El objetivo de este artículo es evaluar si la estrategia en transporte bajo en carbono (metro, sistema de autobuses de tránsito rápido —Macrobus—, trolebús y bicicletas compartidas) implementada en el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) del 2000 al 2019 incide en la mejora de la calidad de aire. A la par se analiza tres acciones de intervención gubernamental en el mismo sentido. Este es el primer estudio para Guadalajara, la tercera ciudad más grande de México. Se usan estimadores robustos de Newey-West para modelar endógenamente las interrupciones en la contaminación de acuerdo con el enfoque de Bai y Perrón. Los resultados sugieren que este tipo de transporte público reduce las concentraciones de SO₂, NO₂, O₃ y CO. Y muestra un aumento en PM₁₀. También se identifica que la consolidación del servicio de la primera línea del Macrobus disminuye el CO, O₃ y PM₁₀. Además, la mejora en la conectividad de la red de autobuses con el metro aminora el NO₂. Finalmente, la entrada en operaciones del programa de bicicletas compartidas reduce las PM₁₀ e incrementa el O₃ y SO₂. En definitiva, la movilidad urbana sostenible es una alternativa para hacer eficiente el tránsito de personas, al mismo tiempo que mitiga la contaminación del aire en el AMG.

Palabras clave: Contaminación del aire, Transporte urbano, Bicicletas compartidas, Autobuses de tránsito rápido, Metro.

Abstract

The objective of this paper is to evaluate whether the low-carbon transport strategy (subway, rapid transit bus system -Macrobus-, trolleybus, and shared bicycles) implemented in the Guadalajara Metropolitan Area (AMG) from 2000 to 2019 improves air quality. Sustainable urban mobility is the movement of people in cities in a way that generates the least impact on the environment. We analyze three actions of government intervention in the same sense. This is the first study for Guadalajara, the third-largest city in Mexico. We use robust Newey-West estimators and endogenously model pollution disruptions using the Bai Perron approach. Our results suggest that this type of public transport reduces SO₂, NO₂, O₃, and CO, though we find an increase in PM₁₀. We also identified that when the service of the first line of the Bus Rapid Transit was consolidated CO, O₃ and PM₁₀ decreased. In addition, the improvement in the connectivity of the bus network with the subway means that only NO₂ diminished. Finally, the entry into operation of the shared bicycle program reduced PM₁₀, while increasing O₃ and in SO₂. In short, sustainable urban mobility is an alternative to making the transit of people efficient, while mitigating air pollution in the AMG.

Keywords: Air pollution, Urban transport, Shared bicycles, Bus Rapid Transit, Subway.

Introducción

Esta investigación pretende evaluar si la estrategia en movilidad urbana sostenible implementada en el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) en el periodo del 2000 al 2019 incide en la mejora de la calidad de aire. La movilidad urbana sostenible es una forma de trasladarse dentro de las ciudades generando el menor impacto al ambiente. Para este fin se requiere de un sistema de transporte público de acceso universal, eficiente, seguro y bajo en carbono (Vandycke et al., 2019). Una de las ventajas de adoptar este tipo de transporte es la mejora en la calidad de aire.

En las grandes ciudades la contaminación del aire representa un riesgo de salud para sus habitantes. Algunas estimaciones confirman que causa el 11.6% de las muertes en el mundo. Es más letal que la desnutrición, el alcohol, la inactividad física o el consumo de drogas (Health Effects Institute, 2019). A esto se le suma que el 92% de las personas viven en lugares que superan los límites recomendados por organismos internacionales (WHO, 2016, 2018).

El AMG presenta el mismo problema, las personas respiran el 69% del año aire de mala calidad. Es la tercera ciudad más grande de México con 5.2 millones de habitantes (INEGI, 2022a). Y actualmente mantiene condiciones de contaminación similares al Valle de México (73%) y supera a las de Monterrey (49%) (INECC, 2020). Esto es de consideración porque la primera es tres veces más grande en población (21.8 millones) y la segunda tiene casi el mismo número de habitantes (5.3 millones).

Es una metrópoli donde el mayor desafío de gobernabilidad es el contraste entre la creciente motorización, la eficiencia del servicio de transporte público y sus aspiraciones. En el AMG el parque vehicular crece más que la población al año (un 4.1% y 1.6% respectivamente). En transporte público tiene inconvenientes en la provisión, tales como el traslape de trayectos, congestión de vías principales, camiones en mal estado y falta de organización entre la ruta de camiones colectivos y el transporte masivo (Estado de Jalisco, Acuerdo de 2016). En contraparte el gobierno de la metrópoli pretende tener un sistema eficiente y bajo en carbono (Gobierno de Guadalajara, 2020) y dispone de una ventaja al contar con parte de la infraestructura.

Es así como cobra especial sentido el estudio del vínculo de la movilidad urbana sostenible con la contaminación del aire para la toma de decisiones. Existen dos formas de abordar esta relación. Desde el punto de vista epidemiológico, se investiga la movilidad como factor de exposición. La cantidad de contaminantes que inhala una persona cuando viaja a sus actividades (Morales Betancourt et al., 2017; Rojas-Rueda et al., 2012). Desde la economía ambiental y del transporte, el interés es conocer los niveles de reducción de emisiones (Lalive et al., 2018; Salehi et al., 2016b). Este artículo está orientado en la segunda línea, en demostrar que la movilidad sostenible presenta beneficios ambientales.

De forma general, este estudio evalúa la estrategia de movilidad urbana en la calidad del aire y de manera particular analiza tres acciones específicas. La primera, la consolidación del Sistema de Autobuses de Transito Rápido (BRT, por sus siglas en inglés) o Macrobús en enero de 2011 (▲A1). La segunda, la mejora en conectividad implementando una red de autobuses como líneas alimentadoras al Tren Eléctrico (metro) en enero de 2013 (▲A2). Y la tercera, la entrada en funcionamiento de un nuevo sistema de bicicletas compartidas (▲A3). Esperando encontrar que la movilidad sostenible provoque una disrupción en la trayectoria de la contaminación del aire en general y en acciones específicas. De ser cierto, el gobierno de Jalisco estaría en el camino correcto para mejorar la calidad del aire en la metrópoli.

Los resultados de este estudio se fundamentan en un análisis econométrico en serie de tiempo, con datos mensuales para el período del 2000 al 2019 (229 observaciones), empleando estimadores robustos de Newey y West (1987) y pruebas optimizadas de Bai y Perrón (1998, 2003),

Cabe señalar que, en el ámbito de la economía ambiental, la literatura sobre el efecto de la movilidad sostenible en los niveles de contaminación es limitada. La razón principal es la disponibilidad de datos para abordar el análisis (Bel & Holst, 2018; Xiao et al., 2020). En el AMG existen pocos estudios, a pesar de que se realiza un seguimiento diario desde 1996 (Fonseca-Hernández et al., 2018). Algunos son recientes y miden el número de usuarios que están expuestos a episodios de mala calidad del aire (Ochoa-Covarrubias et al., 2021). Otros buscan encontrar alguna relación con el parque vehicular de forma descriptiva y limitada para un período corto (Quevedo García et al., 2017).

Este artículo presenta ciertas innovaciones. Es el primer estudio de este tipo para Guadalajara, la tercera ciudad más grande de México, basado en un enfoque de mitigación y probablemente el primero en cubrir la mayoría de las modalidades de transporte urbano de baja emisión. A diferencia de otros, este trabajo incorpora el efecto del parque vehicular sobre la contaminación del aire a partir de un proxy, las ventas de gasolina y diésel. Además se considera novedoso desde el punto de vista metodológico porque modela de forma endógena las interrupciones en la contaminación utilizando el enfoque de Bai y Perrón (1998, 2003). Se espera que este estudio contribuya al vacío de investigación sobre el tema en el AMG.

El trabajo está dividido en cinco secciones. La primera, contiene la revisión de literatura, aborda los efectos de la contaminación del aire en la salud, indaga sobre algunos factores diferentes al parque vehicular que limitan los beneficios de la movilidad sostenible y revisa los principales hallazgos de estudios específicos. La segunda, describe el área de estudio, en cuanto a las principales características fisiográficas, territoriales y meteorológicas; así como la situación de la calidad del aire y del sistema de transporte bajo en carbono presente en el AMG. La tercera sección describe la metodología y los datos que se utilizan en el modelo econométrico. La cuarta, informa los resultados. En la quinta discutimos los hallazgos. Y finalmente la conclusión del estudio.

1. Revisión de la literatura

1.1 La contaminación del aire y sus efectos en la salud.

Los estudios que relacionan la contaminación del aire y la salud son vastos y coinciden en los efectos adversos a la salud. Los daños se concentran en el sistema respiratorio, irritación de ojos, nariz, garganta y disminución de la función pulmonar (Amsalu et al., 2019; Shah et al., 2015). Otros hallazgos sugieren que también incide en el incremento de la mortalidad (Chen et al., 2017; Shah et al., 2015), en especial para población vulnerable como infantes y adultos mayores (Ji et al., 2011; Samoli et al., 2017).

Debido a esta situación es común encontrar que los países impongan límites máximos de contaminación con el fin de proteger la salud de la población. Por lo general regulan la emisión de ciertos parámetros denominados contaminantes criterio. Tales como el dióxido de nitrógeno (NO_2), dióxido de azufre (SO_2), monóxido de carbono (CO_2), partículas suspendidas menores a 10 y 2.5 micrómetros (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$) y Ozono (O_3).

Estos estudios analizan uno o dos parámetros como representativo del fenómeno de la contaminación del aire, cuando en realidad los individuos respiran una amplia mezcla de gases y partículas sin la posibilidad de elegir qué tipo de emisión respirar. En otras palabras, la población es un ente pasivo ante las posibles afectaciones a su salud por la contaminación del aire.

1.2 Factores subyacentes de contaminación en ciudades urbanas

En la literatura es inusual que se aborde la existencia de ciertos tipos de factores implícitos que condicionan la implementación de una política en movilidad sostenible. Los niveles de contaminación varían por múltiples razones. Por citar un ejemplo, en países como China se ha demostrado que a corto plazo la temperatura, precipitación, humedad y velocidad del viento pueden explicar la mayor parte de las variaciones de las emisiones (70%) (He et al., 2017). Otro elemento son las condiciones geográficas como la altitud; la eficiencia de un motor en regiones altas es menor a la que se observa a nivel de mar (Liu y Liu, 2022). A medida que aumenta la altura se reduce la temperatura, la densidad del aire y el oxígeno disponible, que provoca una combustión incompleta (Wang et al., 2013) y eleva las emisiones de los vehículos.

También hay investigaciones para explorar la relación entre el crecimiento de las ciudades y la transformación del espacio con la contaminación del aire. En ciudades con áreas más discontinuas hay concentraciones más altas de NO₂ y PM₁₀, mientras que aquellas con mayor densidad poblacional se vinculan con emisiones superiores de SO₂ (Cárdenas et al., 2016). Otros estudios revelan una asociación positiva entre la expansión urbana y el O₃ (Santamouris, 2020). *A priori*, puede deducirse que las ciudades continuas reducen el desplazamiento de las personas y mejoran la calidad del aire. En esta misma línea se ha estudiado el fenómeno de islas de calor, las ciudades presentan una temperatura más alta que la observada en áreas circundantes y algunos contaminantes como el ozono tienden a incrementarse (Santamouris, 2020; Ulpiani, 2021). Sin embargo en Corea se ha evidenciado que la relación con el ozono es negativa, mientras que para el resto de los contaminantes criterio es positiva (Ngarambe et al., 2021). Es decir, este factor subyacente va a incidir de forma diferente dependiendo de las condiciones meteorológicas, geográficas y urbanas específicas del lugar analizado.

1.3 Estudios de movilidad sostenible y disminución de la contaminación del aire.

La movilidad urbana sostenible es el desplazamiento de las personas en las ciudades de tal forma que genere el menor impacto al ambiente. Esto se logra teniendo un transporte de acceso universal, eficiente, seguro y bajo en carbono (Vandycke et al., 2019).

El planteamiento conceptual de la movilidad sostenible va más allá de disminuir la motorización de las ciudades. Banister (2008) indica que el enfoque requiere de cuatro acciones para implementarla: 1) reducir la necesidad de viajar (menos viajes), mediante el uso de tecnologías para trabajar en casa, hacer compras y definir rutas de traslado eficientes; 2) fomentar el cambio modal mediante los desplazamientos a pie y en bicicleta; 3) reducir los tiempos de viaje mediante el diseño urbano; y 4) promover una mayor eficiencia del transporte hacia alternativas bajas en carbono. Además de involucrar a las personas en la planificación para que entiendan la lógica detrás de estas decisiones e inducir un cambio en el comportamiento de viaje para minimizar sus emisiones.

Por lo general, las investigaciones pretenden mostrar que el metro o el tren eléctrico, el sistema de autobuses rápidos (BRT, por sus siglas en inglés) y las bicicletas compartidas reducen los niveles de contaminación en las ciudades. En el caso del metro, los estudios previos sugieren una modesta reducción en la contaminación. Gendron-Carrier et al. (2022) analizan 58 ciudades de diferentes países y sostienen que en general las concentraciones de partículas permanecen inalteradas cuando se inaugura una línea. Lalive et al. (2018) coinciden en encontrar en Alemania que un aumento de 10% en la frecuencia del servicio reduce el CO y NO_x entre 1% a 2%. En general se afirma que la disminución eventual de los contaminantes sucede porque el metro es un sustituto de los autos.

La escasa literatura sobre los autobuses de tránsito rápido (BRT) apunta a que es una intervención efectiva para reducir la contaminación del aire. El estudio de Bel y Holst (2018) ofrece el análisis empírico más completo para México y sostiene que la entrada en servicio de la primera línea en la Ciudad de México redujo las concentraciones del CO, NOX y PM10. Otros estudios como el de Salehi et al. (2016a) y Nguyen et al. (2021) the environmental efficiency of the bus rapid transit (BRT tienen resultados similares; coinciden en la reducción de los contaminantes atmosféricos (CO, SO2 y PM10) luego de la implementación del BRT.

Recientemente la implementación del uso de la bicicleta se ha popularizado y las investigaciones revelan que es un medio potencial para reducir la contaminación del aire. Yongping Zhang y Mi (2018) muestran que en Shanghai (China) optar por la bicicleta para el traslado disminuye el CO en 25, 240 toneladas y en menor medida los óxidos nitrosos (NOX). Estos resultados indican que las bicicletas en distancias cortas son una opción de transporte efectiva para reducir la contaminación del aire.

Una breve reflexión a partir de la literatura descrita indica que, a pesar de la relevancia del tema, prevalece un vacío de conocimiento en el campo de estudio. La razón principal es la disponibilidad de datos. La relación inversa entre movilidad sostenible y contaminación del aire es intuitiva. Además, también influye que algunas modalidades han caído en desuso en su implementación por los altos costos, como es el caso del metro. Esto puede reducir el interés en la investigación. Actualmente las bicicletas compartidas y BRT ofrecen un amplio campo de análisis. Nuestro estudio pretende contribuir a ampliar la investigación sobre el tema.

En el cuadro 1 se resumen los estudios recientes que analizan el impacto de la movilidad urbana sostenible en las concentraciones de contaminantes de diferentes regiones geográficas. Destaca que la evidencia disponible muestra que la contaminación del aire se reduce entre un 1% y un 12% implementando alguna forma de transporte bajo en carbono.

Cuadro 1. Resumen de los estudios que analizan el impacto de la movilidad urbana sostenible en las emisiones de contaminantes.

Modalidad	Autor	Lugar y fecha	Método	Hallazgos
Metro	(Gendron-Carrier et al., 2022)	58 ciudades 2001 a 2016	Panel de datos Efectos fijos Uso de imágenes de satélite para PM2.5	Sin cambios por la apertura del metro. En países con alta contaminación se reduce un 4% las PM2.5.
Metro	(Xiao et al., 2020)	China 160 ciudades 2014 a 2017	Panel de datos espacial Datos de estaciones de monitoreo ambiental Índice de calidad del Aire	Se reducen PM2.5 y PM10 por la apertura y por ampliar la extensión de las líneas PM2.5 Sin efecto en SO2, NO2, CO y O3.
Metro	(Lalive et al., 2018)	Alemania 1994 y 2004	Panel de datos Efectos fijos	Un aumento del 10% en la frecuencia de servicio reduce el CO y NOx entre 1 a 2%.
BRT	(Bel & Holst, 2018)	Ciudad de México 2003 a 2007	Diferencias en diferencias. Datos de estaciones de monitoreo ambiental	Reduce CO 5.5% y 7.2%. NOx 4.7% y 6.5% y PM10 7.3% y 9.2%. SO2 no significativo
BRT	(Salehi et al., 2016a)	Teherán, Irán 2011	Mediciones directas en estaciones del BRT	Reduce CO 6.7%, NOx 6.7%, PM10 5.8% y SO2 12.5%.
BRT	(Nguyen et al., 2021)	Hanoi, Vietnam 2018	Simulación con programas de movilidad urbana (Aimsun) y emisiones (IVE)	Reduce CO 22.4%, NO2 22.5, PM10 22.4% y SO2 22.3%.
Bicicletas	(Zhang y Mi, 2018)	Shanghai, China 2016	Análisis espacial (ARC-GIS) estimando los beneficios de sustituir el auto por recorridos en bicicleta (ponderación)	El uso compartido de bicicletas ahorró 8358 toneladas de gasolina y disminuyó las emisiones de CO2 y NOX en 25.240 y 64 toneladas

Fuente: Elaboración propia a partir de la revisión de literatura.

2. El Área Metropolitana de Guadalajara

En la siguiente sección se describen las principales características del AMG que afectan la dispersión y concentración de contaminantes. En gran medida, condicionará la efectividad de cualquier estrategia de movilidad sostenible que pretenda influir en la calidad del aire.

2.1 Características territoriales, geográficas y meteorológicas (factor subyacente)

El AMG se ubica al occidente de México y es la tercera zona más poblada del país con 5, 268,642 habitantes y una extensión de 3,567.5 km² (1, 476 habs. / Km²). Para fines de esta investigación, se usa el criterio del estado de Jalisco que delimita el AMG con nueve municipios (Decreto 25400/LX/15 de 2015). Según su funcionalidad y morfología, seis municipios son centrales, tres exteriores y Guadalajara es el nodo o asentamiento principal. El AMG es monocéntrica y se encuentra en proceso de suburbanización. La ocupación del territorio es compacta hacia el interior y la población crece más hacia las periferias (cuadro 2). Este fenómeno hace que la mancha urbana sea discontinua y fragmentada; la población tiende a desplazarse hacia zonas más extensas y remotas y se dificulta la mejora ambiental porque no se privilegia el crecimiento urbano en áreas continuas (Cárdenas et al., 2016).

Cuadro 2. Área Metropolitana de Guadalajara: principales datos de los municipios que la conforman

No	Municipio	Población 2020 Habs.	Superficie 2020 Km ²	Densidad media urbana Habs./ Km ²			TMCA (%) población			Municipios		
				2010	2015	2020	10-15	15-20		centrales	exteriores	
									Conurbación Física	Integración funcional	Política Urbana	
1	Zapopan	1 476 491	1 158.7	1 073.4	1 149.8	1 274.3	1.5	2.1	▲	*		
2	Guadalajara	1 385 629	151.0	9 901.9	9 669.9	9 176.4	-0.5	-1.0	▽	*		
3	Tlajomulco	727 750	671.4	620.5	818.4	1 083.9	6.0	5.8	▲	*		
4	Tlaquepaque	687 127	116.8	5 206.5	5 686.6	5 882.9	1.9	0.7		*		
5	Tonalá	569 913	158.0	3 029.7	3 393.1	3 607.0	2.4	1.2	▲	*		
6	El Salto	232 852	92.8	1 489.5	1 976.7	2 509.2	6.1	4.9	▲	*		
7	Ixtlahuacán	67 969	201.2	204.1	263.6	337.8	5.5	5.1	▲		*	
8	Zapotlanejo	64 806	718.8	88.5	95.3	90.2	1.6	-1.1	▽		*	
9	Juanacatlán	30 855	138.1	95.7	130.0	223.4	6.6	11.4	▲		*	
10	Acatlán	25 250	160.7	144.6	138.5	157.1	-0.9	2.5	▲		*	
Total AMG		5 243 392	3 406.8	1 321.0	1 428.7	1 539.1	1.7	1.5	9+	6	3 0	
ZMG ¹		5 268 642	3 567.5	1 267.5	1 370.0	1 476.8	1.6	1.5	10+	6	3 1	
ZM V. de México		22 828 011	5 954.0	3 378.7	3 509.0	3 834.1	0.8	1.8	76+	52	9 15	
ZM Monterrey		5 341 171	7 657.5	551.9	612.4	697.5	2.2	2.6	18+	12	3 3	

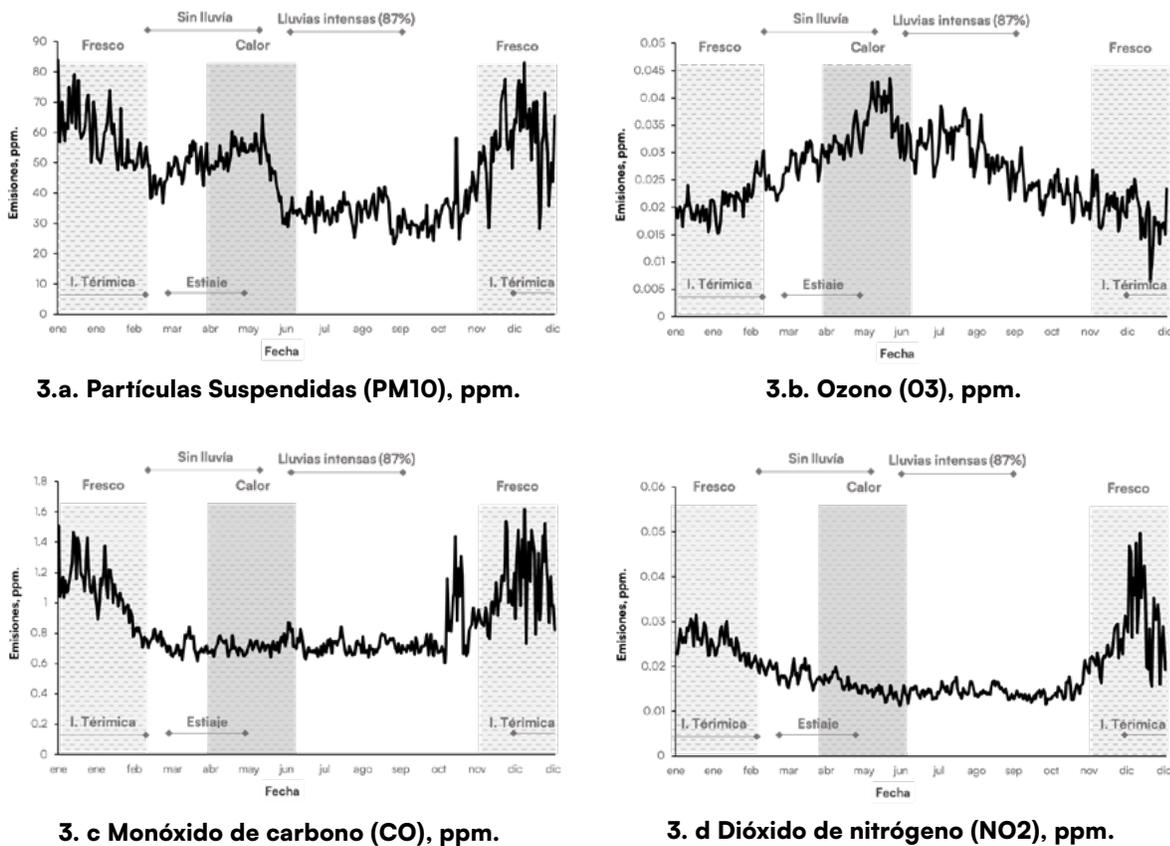
Notas: ▲ En la última década estos municipios muestran una tendencia creciente en población o en densidad. ▽ Municipios que presentan tasas negativas en población y disminuyen en densidad. + Total de municipios que integran las metrópolis. ¹ Para la Federación la ZMG está integrada por 10 municipios, incluye a Acatlán.

Fuente: elaboración propia con base en datos del INEGI (2022a) y SEDATU (2018).

En cuanto a las características geográficas, el AMG está en un valle semicerrado entre el Valle de Atemajac y la llanura de Tonalá. Las formaciones montañosas alrededor son una barrera natural que limita la circulación del aire (Davydova-Belitskaya et al., 1999; Gobierno del Estado de Jalisco et al., 1997). Los vientos dominantes provienen del oeste en invierno-primavera y del este en verano-otoño y son de intensidad moderada (García et al., 2014). Su altitud de 1,540 m s. n. m. también la hace más propensa a la contaminación por el proceso de combustión interna de los vehículos que se mencionó en la sección anterior.

Además, presenta un microclima propio de las grandes concentraciones urbanas. La temperatura promedio es 3 °C más alta hacia el interior (24.1) que en el resto del estado de Jalisco (21.8). En los meses calurosos de abril a junio aumenta (27.2°C) y en la temporada fría de diciembre a enero desciende (19.8 °C⁴). La época de lluvia es extensa y dura nueve meses (mediados de mayo a febrero); los meses de junio a septiembre concentran el 87% de la precipitación anual (931 mm) y la época de estiaje dura 2.5 meses (marzo a mayo). El ozono y partículas suspendidas reaccionan más a las variables climáticas de temperatura y precipitación. De facto, se relacionan de manera inversa con la cantidad de lluvia, mientras que el monóxido, el dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre tienen sus mayores variaciones al inicio y final del año (Figura 1).

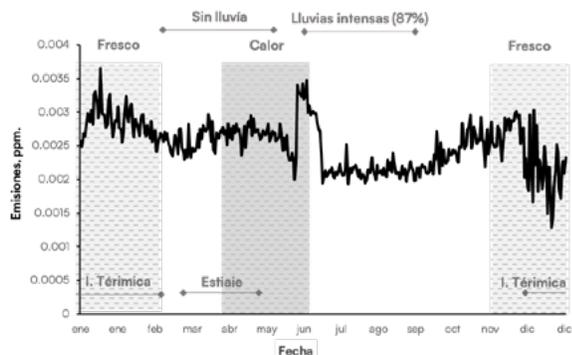
Figura 1. Serie de tiempo con los promedios diarios de los últimos cinco años (2015 al 2019) de las emisiones de contaminante criterio en el AMG y tendencia del porcentaje de días, por año, que se incumple la NOM.



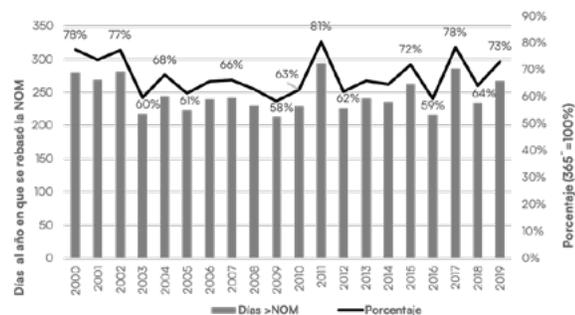
(continúa...)

4 El dato de temperatura y precipitación corresponde al año 2019, al promedio de 13 estaciones climatológicas que operan en el AMG, Información actualizada por los Organismos de Cuenca y Direcciones Locales de la CONAGUA (<https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>)

Figura 1. Serie de tiempo con los promedios diarios de los últimos cinco años (2015 al 2019) de las emisiones de contaminante criterio en el AMG y tendencia del porcentaje de días, por año, que se incumple la NOM.



3. e. Dióxido de azufre (SO₂), ppm.



3. f. Tendencia del porcentaje de días, por año, que se incumple la NOM.

Nota: La línea negra indica el promedio aritmético en todas las estaciones, la región sombreada en gris corresponde a la época de calor y fresco. Se indica la temporada de lluvias, inversión térmica y estiaje.

Fuente: elaboración propia con base en datos de la SEMADET Jalisco. Dirección de Gestión de la Calidad del Aire e INECC (2020)

2.2 La calidad del aire y el parque vehicular

Un rasgo distintivo del AMG es que el problema de la mala calidad del aire está determinado por la exposición a partículas suspendidas (PM₁₀) y ozono (O₃) y no por el parque vehicular. Por ejemplo, para 2019 en el 73% del año se incumple al menos uno de los límites establecidos por las Normas Oficiales Mexicanas (NOM's), el 32% fue por O₃ y el 29% por PM₁₀. En el 12% restante del año, ambos contaminantes sobrepasaron los valores recomendados para salvaguardar la salud pública (INECC, 2020). Mientras tanto, el CO y el No₂ que tienen como principal fuente de emisión a los vehículos automotores se mantienen en niveles permisibles. En cierta medida esto sucede porque las normas mexicanas eran más tolerantes que en otras partes del mundo⁵.

La preocupación con respecto al parque vehicular es la contribución que tiene al nivel de contaminación y su crecimiento acelerado. Es una de las principales fuente del deterioro del aire, emite el 98% del monóxido de carbono (CO) y el 58% de los óxidos de nitrógeno (NO_x) de la metrópoli (SEMADET, 2014). Estos gases representan el 81% del total de las emisiones monitoreadas en el AMG (SEMADET, 2014). Y en la última década los vehículos a motor han aumentado considerablemente (40.9%), a una tasa de 4.1% anual que supera con creces el crecimiento demográfico del 1.6%. Y se concentra en la demanda de automóviles particulares representando el 66.0% del inventario registrado, el 20.5% son camiones y camionetas de carga, 13.2% motocicletas y 0.3% son utilizados como camiones de pasajeros (INEGI, 2022c). Se destaca el repunte del transporte en motocicletas, que pasó del 6.5% en 2010 al 13.2% en 2020 (INEGI, 2022c).

Así, puede afirmarse que el 79.2% del transporte del AMG se orienta al traslado de una o dos personas con motores de alta emisión, Empero, una ventaja de la metrópoli es contar con un sistema de transporte urbano sostenible.

⁵ Por ejemplo, la OMS y la Unión Europea señalan que para el CO el parámetro máximo de exposición en ocho horas debería ser de 10 µg/m³ (WHO, 2021). En cambio, en este estudio, la información es referida a la NOM-021-SSA1-1993 con un límite de 12.595 µg/m³ (11.00 ppm). Actualmente ha cambiado y la NOM-021-SSA1-2021 señala que el valor es de 10.3mg/m³ (9.0 ppm). Esta misma situación pasa con el resto de los contaminantes criterios. Es posible que tomando como referencia estándares internacionales se incremente la incidencia de días de mala calidad de aire y se evidencie claramente la relación con el parque vehicular.

2.3 Movilidad urbana sostenible

El sistema de transporte urbano sostenible forma parte de la reciente política de movilidad en el AMG y consiste en la conversión de un servicio ineficiente a un modelo multimodal e integrado, que fomente la reducción en el uso de los vehículos privado. Está conformado por cuatro tipos de servicios. 1) El Tren Eléctrico o metro, servicio ferroviario que opera con tres líneas, la primera desde 1989 y la tercera desde 2020; 2) El sistema de autobuses de tránsito rápido o Macrobus, con carriles confinados de uso exclusivo, existe una línea desde el 2009 que cruza la mayor parte del AMG de norte a sur; 3) El Sistema Integral del Tren Ligero (SITREN), una red de autobuses semiarticulados y eléctricos (trolebús) que comienza como proyecto en el año de 1976, tiene cuatro líneas y sirven de alimentadoras al tren eléctrico; y 4) MIBICI, un proyecto de alquiler de bicicletas compartidas implementado desde el 2014 con 300 estaciones disponibles en los municipios centrales más importantes.

Destaca que el número de pasajeros que hacen uso de la movilidad sostenible ha ido en aumento. Para el año de 2019 se trasladan en esta modalidad a 158 millones 280 mil 808 usuarios; el 63.5% opta por el Tren Eléctrico; el 27.6% usa las rutas alimentadoras y troncales del Macrobus; el 6.0% el SITREN; y el 2.9% a través del servicio de bicicletas. Esta cifra es superior a la del año 2014 cuando el servicio empezó a funcionar simultáneamente en las cuatro modalidades (cuadro 3).

Al respecto, el Gobierno de Jalisco realiza esfuerzos para consolidar su infraestructura y su política de movilidad sostenible. Es específico ha puesto en marcha tres acciones relevantes. La primera, es la consolidación del Sistema de Autobuses de Transito Rápido (BRT, por sus siglas en inglés) o Macrobus en enero de 2011 (▲A1). La segunda, es integrar una red de autobuses como líneas alimentadoras al Tren Eléctrico en enero de 2013 (▲A2). Y la tercera, la entrada en funcionamiento de un nuevo sistema de bicicletas compartidas (▲A3).

Cuadro 3. Movilidad urbana sostenible en el AMG (usuarios)

Año	Total	Tren eléctrico ¹	Macrobus (BRT) ²	SITREN ³		Bicicletas compartidas	Acciones relevantes ⁴
				Trolebús	Autobús semiarticulado		
2000	61,082,000	48,488,000		12,594,000			
2005	66,373,000	58,769,000		7,604,000			
2010	78,804,000	73,686,000		5,118,000			
2011	103,286,023	76,110,812	22,168,372	5,006,839			▲A1
2012	118,568,432	81,354,485	32,498,438	4,715,509			
2013	133,287,200	87,926,831	39,109,075	4,326,705	1,924,589		▲A2
2014	135,657,084	89,244,119	41,198,146	3,678,650	1,512,176	23,993	▲A3
2015	145,378,948	94,626,133	43,052,449	3,731,559	3,498,342	470,465	
2016	155,384,749	98,268,017	46,235,543	4,989,491	4,960,609	931,089	
2017	159,556,503	98,445,173	48,376,993	5,373,711	4,901,737	2,458,889	
2018	164,968,584	103,648,621	48,936,160	3,517,796	5,456,086	3,409,921	
2019	158,280,808	100,433,095	43,644,370	3,362,812	6,193,953	4,646,578	
2019	100%	63.5%	27.6%	2.1%	3.9%	2.9%	

Notas: ¹Metro. L1 desde 1989 (16.5 km) y L2 a partir de 1994 (8.5 km). ²Autobuses de tránsito rápido. L1 inicio en el 2009 (16.5 km). Datos disponibles hasta el 2011. ³Sistema del Tren Eléctrico. L1, entra en función en el 2007 (26.5km). L1-B, 2018 (28 km). L2, 2015 (18 km). L3, Trolebús, opera con autobuses eléctricos, 1976 (18 km). ⁴▲A1, Enero de 2011, se consolida el sistema de autobuses de tránsito rápido, Macrobus. ▲A2, Enero de 2013, se integra una red de autobuses con las líneas del metro existente (SITREN). ▲A3, diciembre de 2014, entra en función nuevo proyecto de renta de bicicletas compartidas denominado MIBICI.

Fuente: elaboración propia con base en datos de INEGI(2022b) y Mi Bici (2022)

Por la temporalidad del estudio se excluyen del análisis algunos planes para ampliar la red de este tipo de transporte. Es el caso de la línea tres del Tren Eléctrico que comunica de Zapopan a Tlaquepaque (21.5 km) y mi Macro Periférico, la segunda línea del sistema de autobuses de tránsito rápido (41.5 km). Las cuales van a intensificar el esfuerzo en transporte bajo en carbono.

Hasta este punto, se ha mostrado que el AMG presenta mala calidad del aire en la mayor parte del año por sus características territoriales, geográficas y climáticas, así como es evidente el acelerado crecimiento del parque vehicular con altas emisiones de carbono.

3. Metodología

Para determinar si la estrategia de movilidad en transporte urbano sostenible incide en la mejora de la calidad de aire se analiza la relación entre la contaminación del aire, la movilidad urbana baja en carbono, el parque vehicular y las acciones puntuales de mitigación del Gobierno de Jalisco, que se expresa en la siguiente ecuación:

$$CC=f(Msost,PV_{CFOS},Temp,A_{1-3}) \quad [1]$$

La variable dependiente son los cinco contaminantes criterios (CC), dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre, monóxido de carbono, partículas suspendidas y ozono expresados en partículas por millón y microgramos por metro cúbico. Las variables explicativas son la movilidad de pasajeros en transporte urbano sostenible ($MSost$), las ventas de gasolina y diésel en metros cúbicos como proxy del parque vehicular (PV_{CFOS}), la temperatura en grados Celsius ($Temp$) como variable de las condiciones climáticas, y las tres acciones de intervención en movilidad sostenible, Macrobus, Sitren y Mibici (A_{1-3}). Para el propósito de este estudio se usa un análisis de serie de tiempo para veinte años (2000 al 2019), con una frecuencia de datos mensuales (229 observaciones), estimadores robustos de Newey y West (1987) y pruebas optimizadas de Bai y Perrón (1998, 2003) para modelar de manera endógena los quiebres estructurales y el efecto de la intervención.

3.1 Estrategia empírica: elección de la técnica y especificación del modelo econométrico.

Uno de los instrumentos más conocidos para evaluar el impacto de una política para mejorar la calidad del aire en una región es mediante la técnica de diferencias en diferencias (Bel y Holst, 2018; Mullins y Bharadwaj, 2015) Metrobus, was introduced in an attempt to reduce congestion, increase city transport efficiency and cut air polluting emissions. In June 2005, the first BRT line in the metropolitan area began service. We use the differences-in-differences technique to make the first quantitative assessment of the policy impact of a BRT system on air polluting emissions. The air pollutants considered are carbon monoxide (CO. Y consiste básicamente en tener datos antes y después de una población intervenida, comparando los cambios en el tiempo de la contaminación, entre un grupo de tratamiento (afectado) y uno de control (sin afectar). Este método es muy común y requiere que las tendencias entre los grupos sea la misma en ausencia de intervención, es decir, tendencias paralelas (Gertler et al., 2017).

Una limitación del estudio es que, aunque los datos se encuentran georreferenciados casi en su totalidad, resultaron insuficientes para regionalizar por áreas o grupos. Tanto para el sistema de autobuses de tránsito rápido ($\blacktriangle A1$) como para las rutas de las bicicletas compartidas ($\blacktriangle A3$) existe una sola

estación de monitoreo meteorológico que cubre parcialmente sus recorridos. Además, podría haber un problema de variable omitida en la zonificación de la flota de vehículos. Por esta razón se optó por un modelo sencillo y parsimonioso en serie de tiempo.

A partir de la ecuación [1] se especifica un modelo econométrico general para estimar las cinco regresiones que componen el análisis:

$$\ln CC_t = \alpha_0 + \alpha_1 \ln Msost_t + \alpha_2 \ln PV_{CFOSI-1} + \alpha_3 \ln Temp_t + DumA_{1-3} + e_t \quad [2]$$

La única variable rezagada en el tiempo es la proxy del parque vehicular, el consumo de gasolina y diésel de los vehículos es lento y tiene un efecto en el tiempo. Los datos de contaminación del aire están referidos en términos de emisiones en partículas y gases (ppm y mg/m³) en lugar de utilizar un índice de calidad de aire como hacen otros estudios (Jato-Espino et al., 2018; Xiao et al., 2020). Para el caso mexicano el uso de este índice subestima el efecto de la contaminación. En una primera etapa el modelo se estima por Mínimos Cuadrados Ordinarios y, posteriormente debido a los problemas de heterocedasticidad y autocorrelación se opta por corregir mediante los estimadores robustos de Newey-West (1987) que hace uso de Máxima Verosimilitud. Esto es posible dada la muestra de 239 observaciones que permite la adopción del método. Además, cabe señalar que las series originales fueron ajustadas estacionalmente (X-13ARIMA-SEATS).

3.2 Modelando la intervención (DumA₁₋₃)

Para adaptar endógenamente los posibles cambios en la senda de contaminación por las acciones en movilidad sostenible se siguió el método propuesto por Bai y Perrón (1998, 2003) en estudios similares (Adedoyin et al., 2020). La ventaja del método es que estima sucesivamente cada punto de quiebre sin necesidad de conocer previamente las fechas (Bai y Perrón, 1998). Puede identificar automáticamente hasta cinco rupturas en la serie, a diferencia de pruebas semejantes, como la de Zivot y Andrews (Zivot y Andrews, 1992) que solo distingue una.

La intervención se modeló con tres pasos. Primero se realizan las pruebas de raíces unitarias de segunda generación de Zivot y Andrews (1992). En caso de ser no estacionarias en niveles, se comprueba con el test de Clemente, Montañés y Reyes (1998) para determinar el grado de integración. En segundo lugar, se verifica la existencia de puntos de quiebre con las pruebas de Bai y Perrón (1998, 2003). En tercer lugar, se crean variables ficticias y se incluyen en el modelo aquellas que son significativas o mejoran las estimaciones de la ecuación [2]. Para comprobar el efecto de la intervención se espera que las fechas de ruptura estén próximas a las de las acciones en movilidad sostenible. En el contexto del AMG, el supuesto es que los cambios que tienen un impacto de la contaminación provienen de la modificación en las emisiones del parque vehicular afectado por la movilidad sostenible.

3.3 Datos y fuentes

El cuadro 4 muestra los datos que se usan para la estimación del modelo econométrico y las fuentes de procedencia. La información de contaminantes criterios provienen de la Dirección de Gestión de la Calidad del Aire de la Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (SEMADET) de Jalisco. El AMG cuenta con un sistema de monitoreo de 10 estaciones, ubicadas en los siguientes lugares: dos estaciones en Guadalajara (Centro, Miravalle y Oblatos), tres en Zapopan (Atemajac, Las Águilas y Vallarta), una en El Salto (Las pintas), una en Tonalá (Loma Dorada), otra en Tlajomulco de Zúñiga (Santa Fe) y una más en Tlaquepaque (Tlaquepaque). La información está disponible de manera diaria y por horas desde 1996; el indicador de contaminación del aire es la media de las diez estaciones.

Una limitante del estudio es incluir únicamente a la temperatura como representativa de las variables meteorológicas. Esto obedece a la disponibilidad de los datos. Las estaciones que monitorean la contaminación obtienen parámetros atmosféricos como velocidad y dirección de viento, humedad, temperatura, presión atmosférica, precipitación y radiación solar. Desafortunadamente existen periodos con ausencia de información, en algunos casos por mantenimiento o calibración (p. ej. todo el año 2015). En lugar de interpolar o suponer comportamientos con años previos, se decide usar otro tipo de fuente como el del CONAGUA que reporta menos variables (básicamente precipitación y temperatura).

Cuadro 4. Variables utilizadas en los modelos econométricos, la fuente de los datos, el tratamiento y la relación esperada

Variable	Significado	Fuente	Frecuencia		Signo esperado
			Original	Convertida	
O ₃	Concentraciones de ozono (ppm)				
NO ₂	Concentraciones de bióxido de nitrógeno (ppm)				
SO ₂	Concentraciones de dióxido de azufre (ppm)	SEMADET Jalisco 10 estaciones	Diaria Horas	Mensual (promedio)	
CO	Concentraciones de monóxido de carbono (ppm)				
PM ₁₀	Partículas suspendidas con diámetros aerodinámicos menores de 10 (µg/m ³)				
M _{sost}	Total de pasajeros en movilidad urbana sostenible	INEGI (2022b) MI Bici (2022)	Mensual Diarias	Mensual (suma)	Negativo
PV _{CFOS}	Volumen de ventas internas de Petrolíferos, gasolinas y diésel (m ³)	SENER (2022) ²	Mensual	Mensual (suma)	Negativo
Temp	Temperatura promedio del AMG (grados Celsius)	CONAGUA(2022) ¹	Mensual	Mensual (promedio)	Positivo
DumA ₁₋₃	Cambios endógenos. Variables ficticias significativas.	Bai y Perrón (1998, 2003)			Negativo

Notas:¹13 estaciones en operación, con las siguientes claves: 14016, 14065, 14066, 14072, 14104, 14132, 14169, 14200, 14294, 14329, 14386, 14388, 14397. ² Estaciones de almacenamiento. Terminal Satélite Guadalajara y Superintendencia de Ventas El Castillo.

Fuente: Elaboración propia.

4. Resultados

El análisis estadístico se concentra en determinar si la movilidad sostenible contribuye a reducir la contaminación en el AMG. Al mismo tiempo se analizan los esfuerzos del gobierno metropolitano para consolidar su sistema de transporte bajo en carbono. El cuadro 5 proporciona los resultados de las pruebas de raíces unitarias de Zivot y Andrews y Clemente, Montañés y Reyes que muestran que todas las series son estacionarias a nivel. También dan evidencia de que las series muestran la existencia de múltiples quiebres. Realizar pruebas tradicionales daría lugar a sesgos en la identificación de la integración (Baum y Hurn, 2021).

Cuadro 5. Resultado de las pruebas de raíces unitarias de segunda generación

Variable	Zivot-Andrews			Clemente-Montañés-Reyes		
	t estadístico	Punto de quiebre	Decisión	t estadístico	Punto de quiebre	Decisión
CO	-7.492 (0)	2012 M2	I(0)			
NO2	-6.522 (2)	2010 M10	I(0)			
SO2	-6.875 (0)	2008 M3	I(0)			
PM10	-10.176(0)	2010 M10	I(0)			
O3	-6.080 (1)	2013 M7	I(0)			
lnTemp	-7.240 (1)	2016 M1	I(0)			
lnPV _{CFOS}	-2.609 (1)	2015 M7	I(1)	IO= -2.321 (1) AO= -2.493 (1)	2004 M8, 2009 M8 2004 M6, 2009 M7	I(0) I(0)
lnMsost	-4.51 (2)	2011 M1	I(1)	IO= -5.544 (1) AO= -3-215 (2) Por partes IO _{<119} = -3.692 (12) IO _{>119} = -5.457 (12)	2006 M9, 2010 M1 2010 M10, 2015 M1 2004 M11, 2007 M1 2010 M1, 2015 M2	I(1) I(0) I(0) I(0)

Notas: El orden de retraso está entre paréntesis. Zivot-Andrews contempla un quiebre estructural en la serie. La hipótesis nula (H0) es la presencia de raíz unitaria. La serie es estacionaria si el valor absoluto del t estadístico > el valor crítico de 5.08 (al 5% de significancia) rechazando la H0. Las pruebas incluyen tendencia e intercepto. El número de retardos se estimó usando el criterio de información bayesiano (BIC). Clemente-Montañés-Reyes considera dos quiebres estructurales. La H0 es que (rho - 1) es diferente de cero. La serie es estacionaria si el valor absoluto del t estadístico < el valor crítico de -5.490 (al 5%), si esto sucede no se puede rechazar la H0. IO= valores atípicos innovadores, cambio gradual en la media de la serie. AO= valores atípicos, cambio repentino en la serie

Fuente: Elaboración propia.

El cuadro 6 presenta las regresiones econométricas utilizando el método de Newey-West para cada uno de los contaminantes criterios expresados en elasticidades. Los modelos varían en precisión, siendo los más significativos aquellos que incluyen emisiones directas del parque vehicular como CO (F=18.592), SO2 (F=170.33) y NO2 (F=53.67). Y los de menor poder explicativo son el O3 (F=23.86) y las PM10 (F=8.41).

4.1 Movilidad urbana sostenible en general

Para la mayoría de los indicadores, hay evidencia sólida de que la movilidad sostenible aumenta la calidad del aire en el AMG. Un aumento del 10% en el número de usuarios que se desplazan en opciones bajas en carbono reduce la contaminación del aire: en CO en un 2.6%, NO2 en un 4.4%, SO2 en un 9.8% y O3 en un 2.5%. En el caso de PM10 hay un aumento de 3.8%. La reducción de CO, NO2 y SO2 es un resultado esperado por tratarse de un servicio sustituto. Es interesante notar que el mayor impacto está en el SO2 (-9.8%), porque es un gas asociado a la industria y al uso de vehículos que utilizan diésel como combustible.

Otro hallazgo interesante es la relación positiva entre el parque vehicular y los contaminantes criterios. Reforzando la idea de que los vehículos a motor son un factor de presión para disminuir la calidad del aire. El NO2 aumenta un 10.1%, las PM10 7.9%, el SO2 6.8%, el O3 en 6.2% y CO en 3.8%.

En cuanto a la temperatura, las estimaciones señalan que influye de manera diferente en los contaminantes. El modelo confirma la premisa de que PM10 y O3 aumentan en climas cálidos; ante un incremento del 10%, las emisiones varían casi en la misma proporción, 11.5% y 9.6%. Solo para el NO2 se detecta una relación negativa en el tiempo, el efecto térmico de meses anteriores disminuye la emisión en un 7.1%. En los gases CO y SO2 no se encontró evidencia de asociaciones significativas.

Cuadro 6. Resultados de las regresiones por Newey-West demostrando que la movilidad sostenible reduce la contaminación del aire en el AMG.

Variable	lnCO	lnNO2	lnSO2	lnPM10	lnO3
<i>ln Msost</i>	-.266*	-.441*	-.980***	.389**	-.259*
<i>ln PV_{CFOS}</i>					.621***
<i>ln PV_{CFOS} (1)</i>	.382**	1.014***	.683**	.790**	
<i>ln temp</i>	-.286		.786	1.159**	.964***
<i>ln Temp (3)</i>		-.713*			
<i>ln CO (3)</i>					-.079
<i>dum₍₂₀₀₃₋₀₁₎</i>				-.355***	-.129***
<i>dum₍₂₀₀₃₋₀₈₎</i>	-.164***				
<i>dum₍₂₀₀₄₋₀₁₎</i>		-.267***			
<i>dum₍₂₀₀₅₋₁₂₎</i>			-.601***	-.18**	.095*
<i>dum₍₂₀₀₆₋₀₇₎</i>	-.26***				
<i>dum₍₂₀₀₇₋₀₁₎</i>		-.683***			
<i>dum₍₂₀₀₉₋₀₆₎</i>	.115*				
<i>dum₍₂₀₁₀₋₀₁₎</i>				.121	.275***
<i>dum₍₂₀₁₀₋₁₁₎</i>		1.025***			
<i>dum₍₂₀₁₂₋₀₅₎</i>	-.258***				
<i>dum₍₂₀₁₂₋₁₂₎</i>			.111	-.109*	-.216**
<i>dum₍₂₀₁₃₋₁₀₎</i>		-.150*			
<i>dum₍₂₀₁₇₋₀₂₎</i>			.167*	-.138**	.289***
<i>dum₍₂₀₁₇₋₁₂₎</i>					
<i>dum₍₂₀₁₈₋₀₆₎</i>			.895***		
<i>Cons</i>	.823	-7.21		-15.384**	-10.385***
F-test	185.92 (0.00)	53.67 (0.00)	170.33 (0.00)	8.41 (0.00)	23.86 (0.00)
N	238	238	238	238	238

Leyenda: * p<.1; ** p<.05; *** p<.01. 12 retrasos.

Nota: El orden de retraso está entre paréntesis. En todos los modelos los residuos son estacionarios, confirmado mediante la prueba de Phillips-Perron rechazando la presencia de raíz unitaria. Las variables ficticias están modeladas endógenamente bajo el método propuesto por Bai y Perrón (1998, 2003) asumiendo cambios permanentes. A excepción de que da por sentado un cambio repentino en la serie tipo pulso y sirve para estabilizar la estimación.

Fuente: Elaboración propia

4.2 Intervención pública

Respecto a las acciones específicas que el gobierno de la metrópoli ha implementado para ampliar los servicios de movilidad urbana sostenible se identifica lo siguiente. La consolidación de las operaciones de la línea del sistema de autobuses rápidos (BRT, ▲A1, enero de 2011) tiene un efecto decreciente en el CO en un 2.5%, el O3 en un 2.1% y PM10 en un 1.09%. No se observaron interrupciones de NO2 y SO2. Se esperaba que al mitigar la emisión de monóxido de carbono como precursor eventualmente disminuiría el material particulado e incluso el ozono. La consolidación del BRT tiene efectos sobre la contaminación del aire casi dos años después de la intervención (cuadro 7). En cuanto a la integración de la red de buses (SITREN) a las líneas de metro (▲A2, enero 2013), solo impacta en la reducción de NO2 en un 1.5%. La mejora de la conectividad entre estos modos de transporte no genera impactos sobre el resto de los contaminantes. Esta es la intervención más efectiva en términos de temporalidad, los beneficios se perciben nueve meses después de implementarla (2013, M10; cuadro 7).

Los resultados para la entrada en operación de bicicletas compartidas (▲A3, diciembre 2014) indican que reduce las PM10 en un 1.3% y aumenta la emisión de O3 en un 2.8% y SO2 en un 1.6%. Para el monóxido de nitrógeno y el dióxido, el efecto es nulo. Es evidente que las interrupciones encontradas tres años después de la implementación (cuadro 7) tienen que ver con el aumento en el número de pasajeros; es una de las modalidades activas con mayor potencial de reducción de la contaminación, porque en poco tiempo ha alcanzado cifras sorprendentes. El cuadro 7 resume los efectos de la estrategia de movilidad sostenible y las acciones específicas implementadas por el gobierno de AMG.

Cuadro 7. Disrupciones en la senda de contaminación del aire, producto de la movilidad sostenible por Newey-West

General y acciones	Fechas de análisis	lnCO	lnNO2	lnSO2	lnPM10	lnO3
<i>In Msost</i>	2000 a 2019	-.266*	-.441*	-.980***	.389**	-.259*
BRT (▲A1)	2011 M1	-.258*** 2012 M5			-.109* 2012 M12	-.216** 2012 M12
SITREN (▲A2)	2013 M1		-.150* 2013 M10			
MIBICI (▲A3)	2014 M12			.167* 2017 M12	-.138** 2017 M2	.289*** 2017 M2
F-test		185.92 (0.00)	53.67 (0.00)	170.33 (0.00)	8.41 (0.00)	23.86 (0.00)
N		238	238	238	238	238

Nota: Leyenda: * p<.1; ** p<.05; *** p<.01. 12 retrasos.

Fuente: Elaboración propia.

Así, los hallazgos sugieren que hay una relación inversa entre la movilidad urbana sostenible y la contaminación atmosférica porque las acciones de intervención pública implementadas al respecto por el Gobierno de Jalisco producen una disrupción en la trayectoria de la contaminación.

5. Discusión

Los resultados muestran que la movilidad sostenible constituye una alternativa para mejorar la calidad del aire, porque generalmente reduce los niveles de contaminación entre un 1% y un 9.8%. Hay efectos notorios en la reducción de las emisiones generadas por los vehículos (CO, -2.66% y SO₂, -9.8%) y las asociadas al tráfico vehicular (NO₂, -4.41%). También incide favorablemente en uno de los dos contaminantes que determinan la mala calidad del aire en el AMG (O₃, -2.59%). Además es una medida efectiva que mitiga el deterioro ambiental al mismo tiempo que hace más eficiente el movimiento de personas.

La forma tradicional de resolver esta externalidad negativa sería a través de la posición neoclásica de un impuesto pigouviano, “el que contamina paga”. Para que el gravamen funcione, tendría que ser lo suficiente alto para compensar el daño ambiental y garantizar que los ingresos obtenidos se utilicen para mitigar la contaminación. En el caso de México lo habitual es que este tipo de impuestos a la producción y servicios sean meramente recaudatorios (p. ej., IEPS a las gasolinas). También el gobierno podría optar por programas que restringen la circulación vehicular — p. ej. “Hoy no circula” en la Ciudad de México - donde se ha demostrado que no hay evidencia que mejore la calidad del aire (Davis, 2008). Por el contrario, la movilidad sostenible tiene un impacto directo en la contaminación del aire sin necesidad de esperar a que se cumplan otras condiciones.

Los efectos de la movilidad sostenible encontrados en el AMG son modestos en comparación con otros estudios. En condiciones similares para la Ciudad de México, Bel y Holst (2018) observan valores más altos de reducción (CO, 5.5% y 7.2%; PM₁₀, 7.3% y 9.2%) a la entrada en operaciones de la primera línea de autobuses de tránsito rápido (BRT) que los estimados en este estudio (CO, 2.58% y PM₁₀, 1.09%). Una posible explicación podría ser que las preferencias de la población por viajar en automóvil (66.0%) y motocicleta (13.2%) inhiben en cierta medida los efectos del transporte bajo en carbono. El AMG es una metrópoli donde el 79.2% de los vehículos son de alta emisión; una política exitosa tendería por lo menos a reducir el número de vehículos, algo que aún no ha sucedido.

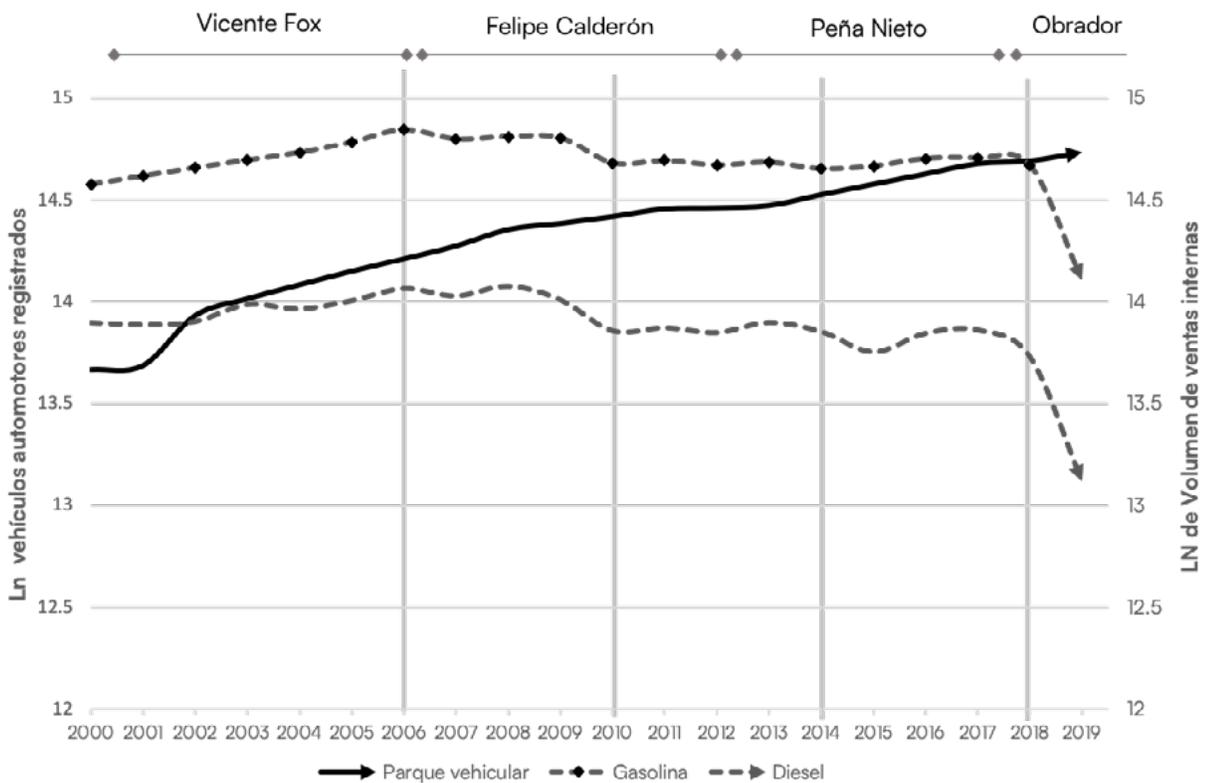
Por otra parte, el AMG se encuentra en un proceso de transformación hacia la sustentabilidad y la construcción de la infraestructura en sus etapas iniciales tiene un impacto desfavorable en la calidad del aire. Un ejemplo es el aumento en el SO₂ (1.67%) a los tres años del inicio del programa de bicicletas compartidas y puede derivar de la congestión vehicular por la disminución de carriles; en particular, en rutas de autobuses urbanos y de carga que utilicen diésel como combustible. Otro aspecto por considerar es el efecto subyacente; la metrópoli es propensa a la contaminación del aire por sus características. La altitud, al ser un valle semicerrado con poca ventilación, la discontinuidad y fragmentación de la mancha urbana, el fenómeno de las islas de calor y los cortos períodos de mayor precipitación influyen en la dispersión y concentración de los contaminantes criterio.

La incorporación del consumo de combustibles fósiles como proxy del parque vehicular permite conocer de manera adecuada la magnitud del impacto. Este recurso metodológico es novedoso porque otros estudios dejan la variable fuera del análisis por la falta de datos (Bel y Holst, 2018; Gendron-CARRIER et al., 2022; Xiao et al., 2020). Además, la elección de la técnica de Bai y Perrón (1998, 2003) permite conocer de forma endógena las perturbaciones en la senda de contaminación derivada de la intervención pública. Así, se considera de facto que los contaminantes reaccionan de manera diferente con el tiempo. Este procedimiento permitió modelar adecuadamente las fechas en que se produce el efecto de la intervención pública y permitió estabilizar las estimaciones.

También reconocemos ciertas limitaciones. La principal es la falta de cálculo de un contrafactual para evaluar el impacto. Desafortunadamente, la disponibilidad de datos modera nuestras intenciones. En segundo lugar, se considera que hay un cierto sesgo en las estimaciones por la posibilidad de un subregistro en la proxy del parque vehicular. La tendencia entre el volumen de ventas de combustibles y vehículos matriculados es diferente a partir del año 2006 y se separan más para 2010, 2014 y 2018 (figura 4). El periodo es corto para que existan innovaciones tecnológicas asequibles que reduzcan el consumo de combustibles. Además, el único cambio en la composición del inventario automotriz es el incremento del porcentaje de motos que paso de 6.5% en 2010 al 13.2% en 2020. En todos los modelos esta variable resulta significativa y con el signo esperado.

En futuras investigaciones podría ser posible utilizar una variable proxy diferente mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica que permita la regionalización de la afluencia vehicular dentro de la ciudad. Posiblemente el período de análisis sea más corto, pero se podría calcular un contrafactual preciso.

Figura 2. Tendencias entre la serie de datos del volumen de ventas internas de diésel y gasolina y el número de vehículos automotores registrados en el AMG mostrando que son diferentes.



Nota: Las líneas grises verticales indican los años donde la trayectoria de combustibles fósiles disminuye.
 Fuente: Elaboración propia con datos de SENER (2022) e INEGI (2022c).

Conclusiones

Los hallazgos sugieren que la movilidad urbana sostenible es una alternativa para mitigar la contaminación del aire en el AMG, en el período del 2000 al 2019. En general, hay una disminución en las emisiones (de -1.09% a -9.8%). Los estimadores robustos de Newey-West muestran que un aumento del 10 % en este tipo de transporte público reduce la contaminación por CO en un 2.6 %, NO₂ en un 4.4 %, SO₂ en un 9.8 % y O₃ en un 2.5 %. Con excepción del PM₁₀, que aumentó un 1.09%.

Por otro lado, el análisis de las acciones de intervención específicas muestra reducciones en la mayoría de los contaminantes. La consolidación del servicio de la primera línea del Macrobus (BRT) reduce CO en -2.5%, O₃ en -2.1% y PM₁₀ en -1.09%. La mejora de la conectividad con el SITREN modifica únicamente las emisiones de NO₂ en un -1.5%. Finalmente, la entrada en funcionamiento del sistema de bicicletas compartidas disminuye la PM₁₀ en un -1.3% y muestra incrementos en el O₃ del 2.6% y en el SO₂ del 1.6%.

El modelo econométrico propuesto ofrece ciertas ventajas metodológicas para futuras investigaciones: es sencillo, se mantiene la parsimonia en todo momento para replicar el estudio en otras metrópolis; incorpora el consumo de combustibles fósiles como proxy del parque vehicular y permite conocer la magnitud real en lugar de utilizar criterios convencionales derivados de inventarios de emisiones o registros administrativos. Además, la estimación mediante rupturas estructurales de Bai y Perrón permite conocer de forma endógena las perturbaciones en la contaminación por la intervención. Esto último es importante porque las emisiones reaccionan de manera diferente en el tiempo y de acuerdo a los hallazgos de las estimaciones econométricas (cuadro 7), los beneficios de adoptar este tipo de transporte se materializan en un período de entre nueve meses a tres años. Tiempo que corresponde a las disrupciones en la contaminación después de implementar las modalidades específicas de transporte bajo en carbono.

En suma, la movilidad urbana sostenible es una alternativa para mitigar la contaminación del aire en el AMG al mismo tiempo que hace más eficiente el movimiento de personas. Empero, por los costos elevados de su implementación, pocas metrópolis pueden optar por promover el transporte público bajo en carbono. Es destacable que sea parte de la agenda de gobierno en Guadalajara y que se emprendan acciones de largo plazo que favorecerán la salud de la población.

Referencias

- Adedoyin, F., Ozturk, I., Abubakar, I., Kumeka, T., Folarin, O. y Bekun, F. V. (2020). Structural breaks in CO₂ emissions: Are they caused by climate change protests or other factors? *Journal of Environmental Management*, 266, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110628>
- Amsalu, E., Guo, Y., Li, H., Wang, T., Liu, Y., Wang, A., Liu, X., Tao, L., Luo, Y., Zhang, F., Yang, X., Li, X., Wang, W. y Guo, X. (2019). Short-term effect of ambient sulfur dioxide (SO₂) on cause-specific cardiovascular hospital admission in Beijing, China: A time series study. *Atmospheric Environment*, 208(10), 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.03.015>
- Bai, J. y Perron, P. (1998). Estimating and Testing Linear Models with Multiple Structural Changes. *Econometrica*, 66(1), 47-78. <https://doi.org/10.2307/2998540>
- Bai, J. y Perron, P. (2003). Computation and analysis of multiple structural change models. *Journal of Applied Econometrics*, 18(1), 1–22. <https://doi.org/10.1002/jae.659>

- Banister, D. (2008). The sustainable mobility paradigm. *Transport Policy*, 15(2), 73—80. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2007.10.005>
- Baum, C. F. y Hurn, S. (2021). *Environmental Econometrics Using Stata* (1a ed.). Stata Press.
- Bel, G. y Holst, M. (2018). Evaluation of the impact of Bus Rapid Transit on air pollution in Mexico City. *Transport Policy*, 63, 209—220. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2018.01.001>
- Cárdenas, M., Dupont-courtade, L. y Oueslati, W. (2016). Air pollution and urban structure linkages : Evidence from European cities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 53, 1—9. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.190>
- Chen, R., Yin, P., Meng, X., Liu, C., Wang, L., Xu, X., Ross, J. A., Tse, L. A., Zhao, Z., Kan, H. y Zhou, M. (2017). Fine Particulate Air Pollution and Daily Mortality A Nationwide Analysis in 272 Chinese Cities. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 196, 73—81. <https://doi.org/10.1164/rccm.201609-1862OC>
- Clemente, J., Montañés, A., y Reyes, M. (1998). Testing for a unit root in variables with a double change in the mean. *Economics Letters*, 59(2), 175—182. [https://doi.org/10.1016/S0165-1765\(98\)00052-4](https://doi.org/10.1016/S0165-1765(98)00052-4)
- CONAGUA. (2022, 6 de mayo). *Información Climatológica por estado. Temperatura media mensual*. <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=jal>
- Davis, L. W. (2008). The Effect of Driving Restrictions on Air Quality in Mexico City. *Journal of Political Economy*, 116(1), 38—81. <https://doi.org/10.1086/529398>
- Davydova-Belitskaya, V., N.Skiba, Y., N.Bulgakov, S. y Martínez, A. (1999). Modelación matemática de los niveles de contaminación en la ciudad de Guadalajara, Jalisco, México. Parte I. Microclima y monitoreo de la contaminación. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 15(2), 103—111. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/32792>
- Estado de Jalisco. (2015, 22 de agosto). Decreto 25400/LX/15. *Por el cual se aprueba la declaratoria de AMG*. Periódico Oficial. http://sigat.semadet.jalisco.gob.mx/urbano/index_archivos/pdf/Decreto AMG.pdf
- Estado de Jalisco. (2016, 5 de noviembre). *Acuerdo mediante el cual se expide el Programa General de Transporte del Estado de Jalisco*. Periódico Oficial. https://transparencia.info.jalisco.gob.mx/sites/default/files/tmp_11160-05-11-16-iv-551873618.pdf
- Fonseca-Hernández, M., Tereshchenko, I., Mayor, Y., Figueroa-Montaño, A., Cuesta-Santos, O. y Monzón, C. (2018). Atmospheric Pollution by PM10 and O3 in the Guadalajara Metropolitan Area, Mexico. *Atmosphere*, 9(7), 243. <https://doi.org/10.3390/atmos9070243>
- García, M., Ulloa, H., Ramírez, H., Fuentes, M., Arias, S. y Espinosa, M. (2014). Comportamiento de los vientos dominantes y su influencia en la contaminación atmosférica en la zona metropolitana de Guadalajara, Jalisco, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(2), 97—116. <http://www.reibci.org/publicados/2014/julio/2200120.pdf>
- Gendron-Carrier, N., Gonzalez-Navarro, M., Polloni, S. y Turner, M. A. (2022). Subways and Urban Air Pollution. *American Economic Journal: Applied Economics*, 14(1), 164—196. <https://doi.org/10.1257/app.20180168>
- Gertler, P. J., Martinez, S., Premand, P., Rawlings, L. B. y Vermeersch, C. M. J. (2017). *La evaluación de impacto en la práctica* (2a ed.). Grupo Banco Mundial. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-0888-3>
- Gobierno de Guadalajara. (2020). *Plan de Acción Climática del Área Metropolitana de Guadalajara*. <https://transparencia.info.jalisco.gob.mx/sites/default/files/Plan de acción climática.pdf>
- Gobierno del Estado de Jalisco, Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca y Secretaría de Salud. (1997). *Programa para el Mejoramiento de la Calidad del Aire en la Zona Metropolitana de Guadalajara 1997-2001*. http://centro.paot.org.mx/documentos/ine/prog_mejora_guadalajara_97_01.pdf

- He, J., Gong, S., Yu, Y., Yu, L., Wu, L., Mao, H., Song, C., Zhao, S., Liu, H., Li, X. y Li, R. (2017). Air pollution characteristics and their relation to meteorological conditions during 2014–2015 in major Chinese cities. *Environmental Pollution*, 223, 484–496. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.050>
- Health Effects Institute. (2019). *State of global air/2019 a special report on global exposure to air pollution and its disease burden*. https://www.stateofglobalair.org/sites/default/files/soga_2019_report.pdf
- INECC. (2020). *Informe Nacional de la Calidad del Aire 2019, México*. Dirección de Investigación de Calidad del Aire y Contaminantes Climáticos. <https://sinaica.inecc.gob.mx/archivo/informes/Informe2019.pdf>
- INEGI. (2022a, 6 de mayo). *Sistema de consulta “México en cifras”*. <https://www.inegi.org.mx/app/areas-geograficas/default.aspx#collapse-Resumen>
- INEGI. (2022b, 6 de mayo). *Estadística de Transporte Urbano de Pasajeros*. https://www.inegi.org.mx/programas/transporteurbano/#Datos_abiertos
- INEGI. (2022c, 15 de enero). *Estadística de vehículos de motor registrados en circulación (VMRC)*. <https://www.inegi.org.mx/programas/vehiculosmotor/>
- Jato-Espino, D., Castillo-Lopez, E., Rodriguez-Hernandez, J. y Ballester-Muñoz, F. (2018). Air quality modelling in Catalonia from a combination of solar radiation, surface reflectance and elevation. *Science of The Total Environment*, 624, 189–200. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.12.139>
- Ji, M., Cohan, D. S. y Bell, M. L. (2011). Meta-analysis of the association between short-term exposure to ambient ozone and respiratory hospital admissions. *Environmental Research Letters*, 6(2), 1–11. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/2/O24006>
- Lalive, R., Luechinger, S. y Schmutzler, A. (2018). Does expanding regional train service reduce air pollution? *Journal of Environmental Economics and Management*, 92, 744–764. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.09.003>
- Liu, Z. y Liu, J. (2022). Effect of altitude conditions on combustion and performance of a turbocharged direct-injection diesel engine. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part D: Journal of Automobile Engineering*, 236(4), 582–593. <https://doi.org/10.1177/09544070211026204>
- Mi Bici. Agencia Metropolitana de Servicios de Infraestructura. (2022). *MIBICI | Datos abiertos. Histórico de viajes*. <https://www.mibici.net/es/datos-abiertos/>
- Morales Betancourt, R., Galvis, B., Balachandran, S., Ramos-Bonilla, J. P., Sarmiento, O. L., Gallo-Murcia, S. M. y Contreras, Y. (2017). Exposure to fine particulate, black carbon, and particle number concentration in transportation microenvironments. *Atmospheric Environment*, 157(1), 135–145. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.006>
- Mullins, J. y Bharadwaj, P. (2015). Effects of Short-Term Measures to Curb Air Pollution: Evidence from Santiago, Chile. *American Journal of Agricultural Economics*, 97(4), 1107–1134. <https://doi.org/10.1093/ajae/aau081>
- Newey, W. K. y West, K. D. (1987). A Simple, Positive Semi-Definite, Heteroskedasticity and Autocorrelation Consistent Covariance Matrix. *Econometrica*, 55(3), 703-708. <https://doi.org/10.2307/1913610>
- Ngarambe, J., Joen, S. J., Han, C.-H. y Yun, G. Y. (2021). Exploring the relationship between particulate matter, CO, SO₂, NO₂, O₃ and urban heat island in Seoul, Korea. *Journal of Hazardous Materials*, 403(2), 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123615>
- Nguyen, Y.-L. T., Nghiem, T.-D., Le, A.-T., Duc, K. N. y Nguyen, D.-H. (2021). Emission characterization and co-benefits of bus rapid transit: A case study in Hanoi, Vietnam. *Atmospheric Pollution Research*, 12(8), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101148>

- Ochoa-Covarrubias, G., González-Figueredo, C., DeAlba-Martínez, H. y Grindlay, A. L. (2021). Air Quality and Active Transportation Modes: A Spatiotemporal Concurrence Analysis in Guadalajara, Mexico. *Sustainability*, 13(24), 1-15. <https://doi.org/10.3390/su132413904>
- Quevedo García, F. y Asprilla Lara, Y. y González Pérez, M. G. (2017). Entropías de la movilidad urbana en el espacio metropolitano de Guadalajara: Transporte privado y calidad del aire. *Tecnura*, 21(53), 138—149. <https://doi.org/10.14483/22487638.10725>
- Rojas-Rueda, D., de Nazelle, A., Teixidó, O. y Nieuwenhuijsen, M. J. (2012). Replacing car trips by increasing bike and public transport in the greater Barcelona metropolitan area: A health impact assessment study. *Environment International*, 49, 100—109. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.08.009>
- Salehi, F., Karbassi, A. R. y Khashaypoor, M. (2016a). Environmental impact assessment of bus rapid transit (BRT) in Tehran Metropolitan City. *Int. J. Hum. Capital Urban Manage*, 1(11), 47—56. <https://doi.org/10.7508/ijhcum.2016.01.006>
- Salehi, F., Karbassi, A. R. y Khashaypoor, M. (2016b). Environmental impact assessment of bus rapid transit (BRT) in the Metropolitan City of Tehran. *International Journal of Human Capital in Urban Management*, 1(1), 47—56. <https://doi.org/10.7508/IJHCUM.2016.01.006>
- Samoli, E., Dimakopoulou, K., Evangelopoulos, D., Rodopoulou, S., Karakatsani, A., Veneti, L., Sionidou, M., Tsolakoglou, I., Krasanaki, I., Grivas, G., Papakosta, D. y Katsouyanni, K. (2017). Is daily exposure to ozone associated with respiratory morbidity and lung function in a representative sample of schoolchildren? Results from a panel study in Greece. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 27(3), 346—351. <https://doi.org/10.1038/jes.2016.32>
- Santamouris, M. (2020). Recent progress on urban overheating and heat island research. Integrated assessment of the energy, environmental, vulnerability and health impact. Synergies with the global climate change. *Energy and Buildings*, 207, 1-28. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2019.109482>
- SEDATU, CONAPO y INEGI. (2018). *Delimitación de las zonas metropolitanas de México 2015*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825006792.pdf
- SEMADET. (2014). *ProAire Jalisco 2014 - 2020*. https://semadet.jalisco.gob.mx/sites/semadet.jalisco.gob.mx/files/proaire_jalisco_2014-2020.pdf
- SENER. (2022, 6 de mayo). *Volumen de ventas internas de Petrolíferos por entidad federativa. Sistema de Información Energética*. <https://sie.energia.gob.mx/bdiController.do?action=cuadroycve-cua=PMXE2C01>
- Shah, A. S. V., Lee, K. K., McAllister, D. A., Hunter, A., Nair, H., Whiteley, W., Langrish, J. P., Newby, D. E. y Mills, N. L. (2015). Short term exposure to air pollution and stroke: Systematic review and meta-analysis. *BMJ (Online)*, 350(January). <https://doi.org/10.1136/BMJ.h1295>
- Ulpiani, G. (2021). On the linkage between urban heat island and urban pollution island: Three-decade literature review towards a conceptual framework. *Science of The Total Environment*, 751, 1-31. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141727>
- Vandycke, N. L., Care Baptista Viegas, J. M. y Morales Sarriera, J. (2019). *Global Roadmap of Action Toward Sustainable Mobility (Sustainable Mobility for All (ed.))*. <https://www.sum4all.org/data/files/gra-globalroadmapofaction-press.pdf>
- Wang, X., Ge, Y., Yu, L. y Feng, X. (2013). Effects of altitude on the thermal efficiency of a heavy-duty diesel engine. *Energy*, 59, 543—548. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.06.050>
- WHO. (2016). *Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease*. <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/250141/9789241511353-eng.pdf?sequence=1>

- WHO. (2018). *Burden of disease from the joint effects of household and ambient Air pollution for 2016 Summary of results*. https://www.who.int/airpollution/data/AP_joint_effect_BoD_results_May2018.pdf?ua=1
- Xiao, D., Li, B. y Cheng, S. (2020). The effect of subway development on air pollution: Evidence from China. *Journal of Cleaner Production*, 275, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124149>
- Zhang, Y. y Mi, Z. (2018). Environmental benefits of bike sharing: A big data-based analysis. *Applied Energy*, 220(March), 296—301. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.03.101>
- Zivot, E. y Andrews, D. W. K. (1992). Further Evidence on the Great Crash, the Oil-Price Shock, and the Unit-Root Hypothesis. *Journal of Business y Economic Statistics*, 10(3), 251—270. <https://doi.org/10.2307/1391541>