



Papeles de Energía

Nº10

Octubre 2020

**Transporte y calidad del aire en las ciudades:
algunas propuestas**

Jordi Perdiguero y Àlex Sanz

**Mitigating congestion in urban areas:
Urban tolls versus low emission zones**

Valeria Bernardo, Xavier Fageda and Ricardo Flores-Fillol

***Eco-driving*: eficiencia energética y conducción
responsable**

Andrés Monzón y Alessandra Boggio-Marzet

Papeles de Energía

EDITOR

Pedro Linares

CONSEJO EDITORIAL

Claudio Aranzadi, Pablo Arocena, Laura Díaz Anadón,
Gonzalo Escribano, M.^a Paz Espinosa, Natalia Fabra,
Dolores Furió, Tomás Gómez San Román,
Xavier Labandeira, Juan Luis López Cardenete,
Mariano Marzo, Carlos Ocaña, Ignacio Pérez Arriaga,
Desiderio Romero, Gonzalo Sáenz de Miera, Antonio Soria.

Papeles de Energía no se solidariza necesariamente con las opiniones, juicios y previsiones expresadas por los autores de los artículos incluidos en la publicación, ni avala los datos que estos, bajo su responsabilidad, aportan.

Edita: **Funcas**

Caballero de Gracia, 28. 28013 Madrid

Diseño y maquetación: **Funcas**

Impresión: **Cecabank**

ISSN: 2530-0148

ISSN: 2445-2726

Depósito Legal: M-7537-2016

© Funcas

Todos los derechos reservados. Queda prohibida la reproducción total o parcial de esta publicación, así como la edición de su contenido por medio de cualquier proceso reprográfico o fónico, electrónico o mecánico, especialmente imprenta, fotocopia, microfilm, *offset* o mimeógrafo, sin la previa autorización escrita del editor.

PATRONATO

Isidro Fainé Casas (Presidente)

José María Méndez Álvarez-Cedrón (Vicepresidente)

Fernando Conlledo Lantero (Secretario)

Carlos Egea Krauel

Miguel Ángel Escotet Álvarez

Amado Franco Lahoz

Manuel Menéndez Menéndez

Pedro Antonio Merino García

Antonio Pulido Gutiérrez

Victorio Valle Sánchez

Gregorio Villalabeitia Galarraga



Índice

- 3 **Introduction: Policies for the decarbonization of urban transport**
- 8 **Introducción editorial: Políticas para la descarbonización del transporte urbano**
- 15 **Transporte y calidad del aire en las ciudades: algunas propuestas**
Jordi Perdiguero y Àlex Sanz
- 65 **Mitigating congestion in urban areas: Urban tolls versus low emission zones**
Valeria Bernardo, Xavier Fageda and Ricardo Flores-Fillol
- 93 ***Eco-driving*: eficiencia energética y conducción responsable**
Andrés Monzón y Alessandra Boggio-Marzet

INTRODUCTION

Policies for the decarbonization of urban transport

Transport is an essential sector for economic activity in Spain and the well-being of its citizens. Transport enables geographic specialization and economies of scale in industry, and facilitates greater competition in markets. Quality transport is also an essential condition to have tourist activity, an economic sector of great importance for Spain. Furthermore, the contribution that mobility makes to enjoying leisure is indisputable.

However, transport also generates numerous externalities: environmental impact (both due to the emission of atmospheric pollutants and its contribution to climate change), congestion, accidents, or noise.

In particular, and with respect to the first, the transport sector is the largest emitter of greenhouse gases in Spain, with 27% of the total in 2018. This is mainly due to the fact that this sector is also the largest consumer of energy, with 40% of the total final energy in 2018, energy that comes almost entirely from fossil fuels, derived from oil. This means that transport should be a priority sector in all the ecological transition strategies of the economy, and in particular, land transport, which represents 93% of emissions and more than 80% of energy consumed.

Within land transport, urban transport accounts for 35% of energy consumption and CO₂ emissions, in addition to an even higher percentage of the damage caused by air pollutants. Given that cities also have characteristics that can facilitate the application of a wider range of decarbonization policies compared to interurban transport, it is particularly interesting to dedicate a number of this journal, focused on the analysis of the energy transition, to this question.

In this case, we have the main Spanish experts in this field, who present three very complementary papers, which cover most of the options to reduce the environmental impact and congestion of urban transport.

In the first paper, **Jordi Perdigüero** and **Àlex Sanz**, from the Autonomous University of Barcelona, make a very broad review of a good number of decarbonisation and decongestion policies applicable in urban areas: electric vehicles, maximum speed control, low emissions, improvement of public transport, programs to help renew vehicles, pay to park, or promote bicycles. With good judgment, they point out that as long as electric vehicles do not represent a significant fraction of the fleet, all measures must be aimed at reducing the impact of conventional vehicles. And even as electric vehicles progress, they remind us that a not negligible part of urban pollution is caused by tire and tread wear, so electrification is not a panacea in this regard.

Its conclusions, which I summarize here very briefly, point to many lines of interest for public managers. For example, a very topical issue is the interest of deploying charging networks for electric vehicles. In this regard, they remind us that from a penetration of 3% it is already optimal for private companies to offer the service without the need for public support. They also warn of the low impact of aid programs for vehicle renewal in the medium term, both in the number of new vehicles and in pollution, as drivers strategically postpone or advance purchases.

Regarding restrictive measures such as low emission zones, they can be effective in the short term to reduce pollution, but they are ineffective, inefficient and even regressive in the medium and long term. For example, their analysis of superblocks finds that they reduce pollution in the area, but increase it in nearby areas. On the other hand, access tolls may not be regressive, even redistributive, if the income is used to improve public transport, and if the price of the toll does not prevent access.

In this regard, they recall that a greater quantity and quality of public transport helps to reduce the levels of air pollution, especially those that use electricity (subway and train) and that replace the private vehicle to a greater extent. In

this sense, improving quality, such as the redesign of public transport routes, is a measure that can contribute significantly without appreciable costs.

Other measures that reduce pollution levels are the reduction of the maximum speed in the access to cities, or the promotion of the bicycle (provided that it replaces the private vehicle). Also the payment for parking, in order to make the use of the private vehicle more expensive and therefore discourage its possession, can be a very effective measure, but as long as it really makes it more expensive for everyone: if it reduces it for residents, it can increase the possibility that these have a vehicle in property.

The authors conclude by reflecting on the importance of air and maritime transport for urban pollution in cities like Barcelona.

In the second paper, **Valeria Bernardo**, from the U. Pompeu Fabra, **Xavier Fageda**, from the U. de Barcelona, and **Ricardo Flores-Fillol**, from the U. Rovira i Virgili, present an exhaustive analysis of the experience of European cities in the implementation of low emission zones (LEZ) and access tolls, in terms of reducing emissions and congestion, the two main externalities of urban transport.

Their main conclusion is that tolls are more effective in reducing congestion, and they also reduce pollution, but they are less accepted by the population. For their part, LEZs, by promoting the renovation of the fleet, show positive effects on pollution, but only in the short term. Its effect is also greater in low-income cities (in which there is less capacity to renew the fleet), although, interestingly, LEZs tend to be predominantly deployed in high-income cities, and not so much in the most congested or polluted.

Regarding the different acceptance of the measures, the authors propose that there is a (erroneous) perception that quantity measures (such as LEZs) are more effective in reducing pollution, which in turn is perceived as the biggest problem. Furthermore, the LEZs affect only some drivers, and not all, like tolls; and they stimulate the renewal of the fleet, which means the support of vehicle manufacturers. Finally, LEZs are cheaper to implement, since they do not need to be associated with investments in public transport (unlike tolls). To try to

remove some of these barriers, the authors propose introducing tolls with trial periods, and combining them with LEZ.

Finally, **Alessandra Boggio-Marzet** and **Andrés Monzón**, from the Transport Research Center of the U. Politécnica de Madrid analyze the impact, more important than might be expected, of efficient driving.

The authors also begin by pointing to two phenomena that are aggravating urban transport problems. First, the process of suburbanization, that is, the growth of urban peripheries, more dependent on private vehicles, and requiring longer trips. This dispersion has reduced the efficiency of public transport in the main Spanish cities by 14% in a decade, and reminds us of the fundamental importance of urban design policies as a weapon to mitigate the negative impacts of transport. Second, they point to the significant increase in e-commerce, with many negative consequences.

In their work, the authors highlight the need for driver involvement as a fundamental element to increase transport efficiency, within the framework of the ASIF model: reduce the number of trips, shift to public transport and active modes, improve the design of vehicles, and invest. They remind us that supply measures have limits, and therefore it is essential to act from demand as well.

In this article they focus on eco-driving, that is, efficient driving, as a very low-cost efficient solution for transport management, and show us the results of two field experiments in the Madrid metropolitan area. The experiment with passengers achieved reductions in consumption between 4.7 and 7.6%. The greatest savings corresponded to urban arteries, while the savings were lowest on motorways. In contrast, the effects of efficient driving are almost undetectable when there is high congestion. In the commercial distribution experiment, the average reduction in consumption was 6%, somewhat lower than in the previous case. The reduction in the urban area was lower, since in these contexts, with greater congestion, it is more difficult to apply efficient driving.

Their conclusion is that eco-driving is more efficient on extra-urban roads, as the driving style turns out to be less affected by road geometry and network

operation. They also find that the reductions are more relevant in drivers with less experience. Therefore, they propose to establish training policies in efficient driving in driving schools and novice drivers, whose learning capacity is greater than in already experienced drivers. Likewise, changes in driving behavior are more pronounced in non-professional drivers, since they have a limitation of delivery schedules and work shifts.

So we can see that we have a lot of evidence in Spain to start applying policies that reduce pollution and congestion caused by transport in cities. And we can also observe how many of the proposed measures are of low net cost to society (even without counting the benefits associated with reducing externalities). I therefore encourage the managers of local entities to begin to apply scientific evidence to a problem of such complexity.

Now, it is important to point out that a large part of the research carried out (and in particular those described in this issue) is focused on Barcelona and Madrid. However, the unique characteristics of these two cities make it difficult to extrapolate the lessons learned to other Spanish cities, particularly medium-sized ones. As we showed in a previous work¹, the consequences on well-being, energy consumption or emissions of a decarbonisation policy can depend a lot on the configuration of the city, and above all, on the existence of alternatives to private transport. I therefore encourage researchers in this area to dedicate efforts to the design and evaluation of decarbonisation policies applicable to medium-sized cities, due to their evident interest in the Spanish energy transition.

1 Danesin, A. y Linares, P. (2018). The relevance of the local context for assessing the welfare effect of transport decarbonization policies. A study for 5 Spanish metropolitan areas. *Energy Policy*, 118, pp. 41-57.

INTRODUCCIÓN EDITORIAL

Políticas para la descarbonización del transporte urbano

El transporte es un sector esencial para la actividad económica en España y el bienestar de sus ciudadanos. El transporte permite la especialización geográfica y las economías de escala en la industria, y facilita una mayor competencia en los mercados. Un transporte de calidad también es condición imprescindible para poder contar con actividad turística, un sector económico de gran importancia para España. Además, es indiscutible la contribución que supone la movilidad para disfrutar del ocio.

Sin embargo, el transporte también genera numerosas externalidades: impacto ambiental (tanto por la emisión de contaminantes atmosféricos como por su contribución al cambio climático), congestión, accidentes, o ruido.

En particular, y respecto a la primera, el sector del transporte es el mayor emisor de gases de efecto invernadero en España, con un 27% del total en 2018. Esto se debe fundamentalmente a que este sector es también el mayor consumidor de energía, con un 40% del total de energía final en 2018, energía que procede en su casi totalidad de combustibles fósiles, derivados del petróleo. Ello hace que el transporte deba ser un sector prioritario en todas las estrategias de transición ecológica de la economía, y en particular, el transporte terrestre, que representa el 93% de las emisiones y más del 80% de la energía consumida.

Dentro del transporte terrestre, el transporte urbano supone un 35% del consumo de energía y de las emisiones de CO₂, además de un porcentaje aún mayor de los daños causados por los contaminantes atmosféricos. Dado que además las ciudades presentan unas características que pueden facilitar la aplicación de un

rango más variado de políticas de descarbonización al transporte comparado con el transporte interurbano, resulta particularmente interesante dedicar un número de esta revista, centrada en el análisis de la transición energética, a esta cuestión. En este caso, contamos con los principales expertos españoles en este ámbito, que presentan tres trabajos muy complementarios, que cubren todas las opciones para reducir el impacto ambiental del transporte urbano y la congestión.

En primer lugar, **Jordi Perdiguer** y **Àlex Sanz**, de la Universidad Autónoma de Barcelona, hacen un repaso muy amplio por un buen número de políticas de descarbonización y descongestión aplicables en el ámbito urbano: vehículos eléctricos, control de la velocidad máxima, zonas de bajas emisiones, mejora del transporte público, programas de ayuda a la renovación de vehículos, pago por aparcar, o promoción de la bicicleta. Con buen criterio, recuerdan que, en tanto los vehículos eléctricos no supongan una fracción significativa del parque, todas las medidas deben ir dirigidas a reducir el impacto de los vehículos convencionales. E incluso cuando los vehículos eléctricos progresen, nos recuerdan que una parte no despreciable de la contaminación de las ciudades se produce por el desgaste de los neumáticos y la superficie de rodadura, por lo que la electrificación no es una panacea a este respecto.

Sus conclusiones, que resumo aquí muy brevemente, apuntan muchas líneas de interés para los gestores públicos. Por ejemplo, un tema de gran actualidad es el interés de contar con redes de recarga para vehículos eléctricos. A este respecto, nos recuerdan que a partir de una penetración del 3% ya resulta óptimo para las empresas privadas ofrecer el servicio sin necesidad de apoyo público. También advierten del poco impacto de los programas de ayudas a la renovación de vehículos a medio plazo, tanto en el número de vehículos nuevos como en la contaminación, al posponer o adelantar estratégicamente las compras los conductores.

En cuanto a las medidas restrictivas como las zonas de bajas emisiones pueden ser efectivas a corto plazo para reducir la contaminación, pero son ineficaces, ineficientes e incluso regresivas en el medio y a largo plazo. Por ejemplo, su análisis sobre las supermanzanas encuentra que reducen la contaminación en la zona, pero la aumentan en zonas próximas. En cambio, los peajes de acceso pueden

no ser regresivos, incluso redistributivos, si los ingresos se destinan a mejorar el transporte público, y si el precio del peaje no impide acceder.

A este respecto, recuerdan que una mayor cantidad y calidad de transporte público ayuda a reducir los niveles de contaminación del aire, especialmente los que utilizan electricidad (metro y cercanías) y que sustituyen, en mayor medida, al vehículo privado. En este sentido, la mejora de la calidad, como el rediseño de las rutas de transporte público, es una medida que puede contribuir de forma significativa sin costes apreciables.

Otras medidas que reducen los niveles de contaminación son la reducción de la velocidad máxima en los accesos, o la promoción de la bicicleta (siempre que sustituya al vehículo privado). También el pago por aparcar, para encarecer el uso del vehículo privado y, por tanto, desincentivar su posesión, puede ser una medida muy efectiva, pero siempre que realmente lo encarezca para todos: si lo reduce para los residentes, puede aumentar la posibilidad de que estos tengan vehículo en propiedad.

Los autores concluyen reflexionando sobre la importancia del transporte aéreo y marítimo para la contaminación urbana en ciudades como Barcelona.

Por su parte, **Valeria Bernardo**, de la Universidad Pompeu Fabra, **Xavier Fageda**, de la Universidad de Barcelona, y **Ricardo Flores-Fillol**, de la Universidad Rovira i Virgili, presentan un análisis exhaustivo de la experiencia de las ciudades europeas en la implantación de las zonas de bajas emisiones (ZBE) y los peajes de acceso, en términos de reducción de emisiones y de congestión, las dos principales externalidades del transporte urbano.

Su principal conclusión es que los peajes son más efectivos para reducir la congestión, y también reducen la contaminación, pero son menos aceptados por la población. Por su parte, las ZBE, al impulsar la renovación del parque, muestran efectos positivos sobre la contaminación, pero únicamente en el corto plazo. Su efecto es, además, mayor en ciudades de renta baja (en las que hay menos capacidad para renovar el parque), aunque, curiosamente, las ZBE suelen desplegarse predominantemente en ciudades de renta alta, y no tanto en las más congestionadas o contaminadas.

En cuanto a la distinta aceptación de las medidas, los autores proponen que hay una percepción (errónea) de que las medidas de cantidad (como las ZBE) son más efectivas para reducir la contaminación, que a su vez se percibe como el mayor problema. Además, las ZBE afectan solo a algunos conductores, y no a todos, como los peajes; y estimulan la renovación del parque, lo que supone el apoyo de los fabricantes de vehículos. Finalmente, las ZBE son más baratas de implantar, ya que no necesitan asociarse a inversiones en el transporte público (al contrario que los peajes). Para tratar de eliminar algunas de estas barreras, los autores proponen introducir peajes con períodos de prueba, y combinarlos con ZBE.

Finalmente, **Alessandra Boggio-Marzet** y **Andrés Monzón**, del Centro de Investigación del Transporte de la Universidad Politécnica de Madrid analizan el impacto, más importante de lo que cabría esperar, de la conducción eficiente.

Los autores comienzan además apuntando a dos fenómenos que están agravando los problemas del transporte urbano. En primer lugar, el proceso de suburbanización, esto es, el crecimiento de las periferias urbanas, más dependientes del vehículo privado, y que requieren desplazamientos más largos. Esta dispersión ha reducido en un 14% la eficiencia del transporte público de las principales ciudades españolas en una década, y nos recuerda la importancia fundamental de las políticas urbanísticas como arma para mitigar los impactos negativos del transporte. En segundo lugar, señalan el importante aumento del *e-commerce*, con muchas consecuencias negativas.

En su trabajo, los autores subrayan la necesidad de la involucración del conductor como elemento fundamental para aumentar la eficiencia del transporte, en el marco del modelo ASIF: reducción del número de viajes, cambio modal al transporte público y los modos activos, mejora en el diseño de vehículos, e inversión. Nos recuerdan que las medidas de oferta tienen límites, y por tanto es imprescindible actuar también desde la demanda.

En este artículo se centran en el *eco-driving*, es decir, la conducción eficiente, como una solución eficiente de muy bajo coste para la gestión del transporte, y nos muestran los resultados de dos trabajos de campo en el área metropolitana

de Madrid. El experimento con pasajeros logró reducciones de consumo entre el 4,7 y el 7,6%. El mayor ahorro correspondió a las arterias urbanas, mientras que en las autovías el ahorro era el menor. En cambio, los efectos de la conducción eficiente son casi indetectables cuando hay alta congestión. En el experimento de reparto comercial la reducción media de consumos fue del 6%, algo inferior a la del caso anterior. La reducción en el área urbana fue inferior, ya que en estos contextos, con mayor congestión, resulta más difícil aplicar la conducción eficiente.

Su conclusión es que la conducción ecológica es más eficiente en vías extraurbanas, ya que el estilo de conducción resulta ser menos afectado por la geometría de las carreteras y el funcionamiento de la red. También encuentran que las reducciones son más relevantes en conductores con menor experiencia. Por tanto, proponen establecer políticas de formación en conducción eficiente en las autoescuelas y conductores noveles, cuya capacidad de aprendizaje es mayor que en conductores ya experimentados. Así mismo, los cambios en el comportamiento de conducción son más acusados en conductores no profesionales, ya que estos tienen una limitación de horarios de reparto y turnos de trabajo.

Podemos ver, pues, que contamos con mucha evidencia en España para comenzar a aplicar ya políticas que reduzcan la contaminación y la congestión causadas por el transporte en las ciudades. Y también podemos observar cómo muchas de las medidas propuestas son de bajo coste neto para la sociedad (incluso sin contar con los beneficios asociados a la reducción de externalidades). Animo pues a los gestores de entidades locales a comenzar ya a aplicar la evidencia científica a un problema de tanta complejidad.

Ahora bien, es importante señalar que gran parte de las investigaciones realizadas (y, en particular, las descritas en este número) se centran en Barcelona y en Madrid. Sin embargo, las características singulares de estas dos ciudades hacen difícil extrapolar las lecciones aprendidas a otras ciudades españolas, en particular las de tamaño mediano. Como mostrábamos en un trabajo previo¹, las consecuencias sobre el bienestar, el consumo de energía o las emisiones de una política

1 Danesin, A. y Linares, P. (2018). The relevance of the local context for assessing the welfare effect of transport decarbonization policies. A study for 5 Spanish metropolitan areas. *Energy Policy*, 118, pp. 41-57.

de descarbonización pueden depender mucho de la configuración de la ciudad, y sobre todo, de la existencia de alternativas al transporte privado. Animo, pues, a los investigadores de esta área a dedicar esfuerzos al diseño y evaluación de políticas de descarbonización aplicables a las ciudades medianas, por su evidente interés para la transición energética española.

Transporte y calidad del aire en las ciudades: algunas propuestas

Jordi Perdigueró y Àlex Sanz***

Resumen

Una de las principales causas de mortalidad a nivel mundial es la contaminación del aire. En las zonas urbanas y su periferia, esta contaminación está asociada al volumen de tráfico, como sucede en Madrid y Barcelona. Para abordar este problema, los gobiernos locales, regionales y nacionales han implementado políticas para reducir las emisiones del tráfico. En este artículo analizamos diversas políticas destinadas a la mejora de la calidad del aire en zonas urbanas. Primero analizamos políticas destinadas a influir en los hábitos de los usuarios de vehículos privados, posteriormente las políticas destinadas a la mejora del transporte público, y a continuación el impacto del uso de transportes alternativos. Para finalizar analizamos el impacto que las actividades portuarias y aeroportuarias tienen sobre la calidad del aire en zonas urbanas. Destacar que en el estudio mostramos que las políticas no son neutrales y pueden provocar tanto efectos positivos, como es el caso de la reducción del límite máximo de velocidad, el pago por aparcar o los peajes de acceso, como efectos mixtos, como ha sido la creación de la supermanzana. Además, destacar que algunas de estas políticas podrían dejar de tener efecto en el medio o largo plazo. En general, aquellas políticas basadas en el concepto de pagar por contaminar suelen ser más eficientes, y generar efectos a largo plazo. Estos resultados demuestran que, a la hora de planificar una política, se deben evaluar correctamente los futuros escenarios para evitar resultados no deseados.

Palabras clave: Calidad del aire, zonas urbanas, transporte público, transporte no contaminante, contaminación.

1. INTRODUCCIÓN

La contaminación es una de las principales causas de mortalidad en el mundo. La Organización Mundial de la Salud (OMS), estimó en el año 2016 que

* Universitat Autònoma de Barcelona, GEAP e IEB.

** Universitat Autònoma de Barcelona y Barcelona GSE Post-Doc.

la contaminación atmosférica de ciudades y de zonas rurales provoca 4,2 millones de decesos prematuros al año¹, además de causar “morbilidad derivada de accidentes cerebrovasculares, cánceres de pulmón y neumopatías crónicas y agudas, entre ellas el asma”². Teniendo en cuenta que la contaminación atmosférica ocasiona decesos prematuros y trastornos sobre la salud de los individuos, se han implementado una serie de normativas para reducir los niveles de polución ambiental tanto a nivel global, como en el ámbito europeo, nacional y local. Estas medidas fijan los estándares de calidad del aire a partir del análisis de la morbilidad atribuible a la contaminación atmosférica con el objetivo de evitar, reducir o prevenir los efectos perjudiciales que tiene la polución sobre la salud humana³. A nivel internacional, por un lado, están en vigor la guías de calidad del aire de la OMS del año 2005 que aconsejan las concentraciones máximas de una variedad de contaminantes atmosféricos, en concreto el material particulado de 10 (PM₁₀) y de 2.5 micras (PM_{2.5}), el dióxido de nitrógeno (NO₂), el dióxido de azufre (SO₂) y el nivel de ozono (O₃). Mientras que, por otro lado, la Unión Europea establece los niveles de polución del aire recomendados de promedio horario, octohorario y diario mediante las Directivas Europeas 2004/107/CE, 2008/50/CE, 2011/850/UE y 2015/1480/CE. En lo referente al ámbito español la legislación se adapta a las Directivas Europeas mediante la Ley 34/2007 y los Reales Decretos 102/2011, 678/2014 y 39/2017 que tienen como objetivo mejorar la calidad del aire a través de límites para los principales contaminantes.

Si bien la contaminación es un problema global, resulta especialmente importante en los núcleos urbanos, donde la gran densidad de población y una elevada movilidad provocan que muchas ciudades europeas superen los niveles máximos de contaminación recomendados por los organismos europeos. Las ciudades españolas no son una excepción, donde principalmente Madrid y Barcelona muestran niveles de contaminación por encima de los deseables.

1 OMS: [https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/es/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)

2 OMS: https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/es/

3 OMS (https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_aqg/es/) y Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (<https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/atmosfera-y-calidad-del-aire/calidad-del-aire/normativa/normativa-europea.aspx>).

Son muchos los factores que pueden influir en los niveles de contaminación: la industria, la agricultura, o incluso la calefacción afectan de forma significativa a dichos niveles. Sin embargo, el tráfico es, sin lugar a dudas, el principal contribuyente a la contaminación del aire urbano (Holman, 1999; Raaschou-Nielsen *et al.*, 2013). Aproximadamente el 70% de la contaminación del aire en las ciudades europeas proviene del transporte motorizado (Rojas-Rueda *et al.*, 2012). En este sentido, destacar que no solo las emisiones de gases contaminantes a través del tubo de escape son las causantes de la contaminación del aire sino también el desgaste de los neumáticos, y del asfalto, debido al movimiento de los distintos métodos de transporte por carretera.

La problemática de la contaminación ambiental ha llevado a las autoridades públicas a realizar importantes esfuerzos para mejorar la calidad del aire, principalmente reduciendo las emisiones que provienen de fuentes industriales y del tráfico por carretera.

El objetivo del este artículo es realizar un repaso de las principales medidas implementadas en diferentes ciudades del mundo para reducir la utilización del vehículo privado, reducir la congestión y mejorar la calidad del aire. Dentro de estas medidas destacan dos grandes bloques: por un lado, las que pretenden regular el número de vehículos en circulación; y por otro lado, las que utilizan el mecanismo de precios como una señal para que los usuarios del transporte modifiquen su comportamiento. Además de las medidas para reducir la utilización del vehículo privado, también se analiza como pueden ayudar a reducir la contaminación del aire las dos grandes alternativas actuales al vehículo privado, como son el transporte público y la utilización de modos de transporte no contaminantes (la bicicleta y el patinete eléctrico principalmente). Por último, realizamos un repaso a la contribución que pueden estar realizando otras infraestructuras de transporte como son el puerto y el aeropuerto, que a pesar de generar un volumen de contaminación menor que el tráfico rodado, impactan igualmente de forma significativa sobre la calidad del aire.

Como veremos a lo largo del artículo las medidas que intentan controlar la cantidad de vehículos, principalmente las zonas de bajas emisiones (ZBE), son menos eficientes (y equitativas), que las medidas basadas en señales de precios (pago por

el aparcamiento y peajes de acceso a la ciudad). Además, podemos ver que una mayor cantidad y calidad de transporte público ayuda a reducir los niveles de contaminación del aire. Otro elemento que puede ayudar a mejorar la calidad del aire es la promoción de modos de transporte no contaminantes, principalmente para viajes dentro de la ciudad. Por último, señalamos los efectos que pueden estar generando otros medios de transporte menos importantes en términos de contaminación, pero igualmente relevantes, como el transporte aéreo y el marítimo.

Tras esta introducción, en el apartado 2 se repasan las diferentes medidas implementadas para reducir el uso del vehículo privado. En el apartado 3 presentamos el papel del transporte público en la reducción de la contaminación, mientras que en el apartado 4 se presentan los efectos de promocionar los modos de transporte no contaminantes. En el apartado 5 mostramos la relación entre la actividad portuaria y aeroportuaria y los niveles de contaminación, para finalizar con las conclusiones.

2. EL USO DEL VEHÍCULO PRIVADO

Parece evidente que la mejora de la calidad del aire en las ciudades pasa indiscutiblemente por reducir el uso del vehículo privado, al menos de los vehículos tradicionales de combustión interna, que forman la inmensa mayoría del parque de vehículos actualmente. En el presente apartado vamos a exponer todo un conjunto de medidas que los gobiernos locales y regionales pueden implementar con el objetivo de reducir el flujo de vehículos, la congestión y el volumen de emisiones.

2.1. La electrificación del transporte privado

Una de las primeras opciones para reducir la contaminación generada por los medios de transporte es intentar que sean más eficientes, es decir que puedan realizar los mismos desplazamientos consumiendo una menor cantidad de energía, o energías alternativas a los combustibles fósiles y que sean menos contaminantes. Dentro de

estas energías alternativas, la electrificación del transporte parece estar imponiéndose por delante del gas, aunque todavía debe superar numerosas barreras para convertirse en la tecnología predominante en el mercado, por lo menos en España.

Entre las principales barreras para la adopción del vehículo eléctrico, y siguiendo el artículo de Perdiguero y Jiménez (2012), se encuentran las siguientes:

- El elevado coste de adquisición. A pesar de que los precios de los vehículos eléctricos se han reducido en los últimos años, continúan estando significativamente por encima de los vehículos de combustión interna tradicionales. De hecho, el coste total a lo largo de toda la vida útil del vehículo es inferior en el caso del eléctrico, debido a su menor coste de mantenimiento y reparación. Sin embargo, el elevado coste de las baterías hace que el precio de compra pueda ser un obstáculo para la compra, especialmente por parte de los ciudadanos más sensibles al precio. La posibilidad de separar la parte más cara del vehículo eléctrico (las baterías) y ofrecerlas en régimen de alquiler podría facilitar la venta de este tipo de vehículos. Otra alternativa es incrementar los impuestos (matriculación y circulación) de los vehículos de combustión interna, especialmente de aquellos más contaminantes, lo que disminuiría la diferencia de coste entre ambos. En España se ha optado sin embargo por subvencionar la compra de vehículos eléctricos. Aunque cumple igualmente con el objetivo de reducir la diferencia de coste entre ambas tecnologías y puede ayudar a promocionar la venta del vehículo eléctrico, en nuestra opinión resulta una opción menos eficiente y menos equitativa. Menos eficiente porque los recursos públicos son reducidos, por lo que la cantidad de vehículos que se pueden subvencionar es pequeña, o la cantidad de la subvención debe ser baja si se pretende llegar a un gran número de usuarios, por lo que el impacto sobre las ventas puede ser pequeño. Y menos equitativo porque en lugar de implementar una medida en la que quien contamina paga (como es un incremento de los impuestos a los vehículos más contaminantes), pasamos a una medida donde se paga por dejar de contaminar.
- La existencia de una red de recarga. La inmensa mayoría de los desplazamientos que se realizan, más en las grandes ciudades, entran dentro del rango de

desplazamiento de los vehículos eléctricos, por lo que se podrían realizar sin necesidad de recargar el vehículo fuera de casa. Sin embargo, la posibilidad de quedarse sin batería (lo que se conoce en la literatura como *range anxiety*) es uno de los elementos que más preocupan a los posibles compradores, y, por lo tanto, uno de los principales inconvenientes para que finalmente acaben decantándose por un vehículo eléctrico. El sector público ha intentado paliar este impedimento rompiendo el círculo vicioso del “huevo o la gallina” (no hay una red de recarga porque no hay vehículos eléctricos suficientes, pero no se adquieren más vehículos eléctricos porque no hay una red de recarga), instalando puntos de recarga públicos. Sin embargo, en muchos casos no están localizados de forma óptima y pretenden más hacer promoción del vehículo eléctrico que realmente servir como punto de recarga para usuarios reales. Sería más eficiente promocionar la adquisición de este tipo de vehículos, ya que como se mostraba en Bernardo, Borrell y Perdiguero (2016), tan solo con una penetración del vehículo eléctrico del 3%, ya resulta óptimo para las empresas privadas ofrecer el servicio de recargas.

- Mejoras de eficiencia de los vehículos tradicionales. Se debe tener en cuenta que los vehículos de combustión interna son cada vez más eficientes energéticamente por lo que el ahorro energético del vehículo eléctrico se va reduciendo. A medida que los vehículos tradicionales consiguen hacer un uso más eficiente del combustible fósil, los ahorros en energía de pasar a un vehículo eléctrico son menores, y por lo tanto el número de consumidores que deciden cambiar de tecnología es menor⁴.

Si bien es cierto que cada uno de estos escollos pueden ir reduciéndose en los próximos años, y que el vehículo eléctrico puede acabar teniendo un porcentaje relevante dentro del parque de vehículos, cabe tener en cuenta que el impacto sobre la calidad del aire dependerá del *mix* tecnológico con el que se produzca la electricidad. En países como España, con una participación muy importante de las energías renovables en la generación de electricidad, el impacto puede ser muy relevante. Sin embargo, en países donde el incremento del consumo de electrici-

⁴ Para ver un repaso de la evolución de la eficiencia energética de los vehículos de combustión interna ver Voltes-Dorta, Perdiguero y Jiménez (2013).

dad se cubra con centrales de carbón, gasoil o gas, el impacto puede ser mucho menor, o incluso generar un incremento de la contaminación.

Además, cabe advertir que no todos los contaminantes se producen por la combustión de combustibles fósiles, sino que algunos de ellos como las partículas de 2.5 y 10 micras ($PM_{2.5}$ y PM_{10}), que afectan de forma grave a la salud humana, se producen sobre todo por el desgaste de los neumáticos y el asfalto a consecuencia del rodamiento de los vehículos, y este se produce igualmente en el caso de los vehículos eléctricos.

Por todo ello, cabría no esperar únicamente a la electrificación del transporte para luchar contra la contaminación en las ciudades, e implementar al menos en el corto plazo, otras medidas que nos ayuden a mejorar la calidad del aire de nuestras ciudades.

2.2. Reducción de la velocidad

Los niveles de contaminación generados por los vehículos de combustión interna no solo dependen de la cantidad de trayectos que se realizan, sino que también dependen de las características de los vehículos y de la velocidad a la que circulan. Sin tener en cuenta las características del vehículo (antigüedad, tipo de combustible...) la influencia del transporte motorizado sobre los diferentes contaminantes producidos depende de dos factores, el primero es la velocidad media del vehículo, mientras que el segundo sería la variación de la velocidad del vehículo durante el trayecto. A mayor velocidad, mayores emisiones de óxidos de nitrógeno (NO_x), por el contrario, a menor velocidad mayores emisiones de partículas microscópicas de 10 microgramos de tamaño (PM_{10}). En este sentido, las emisiones de NO_x son máximas cuando los vehículos circulan a una velocidad superior a los 100 km/h mientras que las emisiones de PM_{10} son máximas cuando estos vehículos circulan a una velocidad inferior a 40 km/h (LAT, 2006). No solo la velocidad afecta: también el hecho que esta no sea constante puede afectar al nivel de contaminación del aire; trayectos en los que se acelere y se frene de manera constante (trayectos congestionados) incrementan el nivel de contaminación del aire (Negrenti, 1999; Int Panis, Broekx y Ronghui, 2006; Smith,

Brown y Chan, 2008). Aún así, cabe destacar que las emisiones de contaminantes no solo dependen de la velocidad sino que se ven afectadas por la antigüedad, peso y cilindrada del coche, por lo que no hay una correlación directa para las emisiones de contaminantes según la velocidad para todo el rango de vehículos existentes en zonas urbanas (Baldasano *et al.*, 2010).

Una política usada de manera habitual para reducir las emisiones derivadas del tráfico es el cambio en los patrones de velocidad de los conductores. Diversos países como Alemania, España, Holanda o Suiza han aplicado limitaciones de velocidad máxima en 80 km/h en las entradas a las ciudades. Keller *et al.* (2008) analizaron el impacto de la reducción del límite de velocidad de 120 a 80 km/h en diversas localizaciones de Suiza. Esta política redujo las emisiones de NO_x en un 4%, aunque la reducción de O₃ fue menor al 1%. Para Rotterdam y Amsterdam, Keuken *et al.* (2010) calcularon que la limitación de la velocidad redujo las emisiones de NO_x alrededor de un 5-30% mientras que las de PM₁₀ se redujeron alrededor del 5-25%. La variabilidad de estos valores se debía, según sus autores, a la proporción de tráfico congestionado antes y después de la política: a mayor este valor, mayores las reducciones de contaminación. Analizando el caso concreto de Amsterdam, Dijkema *et al.* (2008) encontraron que la reducción de velocidad máxima de 100 a 80 km/h redujo los PM₁₀ alrededor de un 7% y los PM_{2.5} alrededor de un 2,8%. Por el contrario estos autores no encontraron que la reducción de los niveles de NO_x fuera significativa.

Centrándonos en Barcelona, diversos investigadores han analizado los efectos de la reducción de velocidad máxima en las entradas de la ciudad a 80 km/h. Gonçalves *et al.* (2008) demuestran que la política redujo los niveles de contaminación de SO₂ en un 5,3%, un 5,7% para NO₂ y un 3% para PM₁₀ en el área afectada por la limitación de velocidad. Al contrario que los autores anteriores, que modelaban las estimaciones de contaminación a partir del tráfico rodado, Bel y Rosell (2013), realizan un análisis de diferencias en diferencias usando datos de contaminación e incluyendo variables climatológicas. Estos autores encuentran que esta política incrementó los niveles de NO_x entre un 1,7% y un 3,2% y los de PM_{2.5} entre un 5,3% y un 5,9%. Posteriormente, Gong (2017) realiza el mismo análisis que Bel y Rosell (2013) pero intenta crear un grupo de control lo más parecido posible a la ciudad de Barcelona a partir de datos de áreas de Barcelona

no afectadas por la política, y las ciudades de Tarragona y Madrid. Con la creación de este grupo de control (*synthetic control*) el autor llega a la conclusión que la política redujo los niveles de NO₂ entre un 7,6% y un 10,3%.

Resumiendo, la reducción de la velocidad máxima en autopistas y entradas de ciudades a 80 km/h parece reducir, en general, los niveles de contaminación en las ciudades colindantes. Esto es debido a que la reducción en la velocidad de los conductores provoca una reducción en las emisiones de NO_x, y debido también a la reducción en el número de coches en circulación, provocando menores atascos en horas punta, reducen las emisiones de PM₁₀ debidas a circular a baja velocidad con aceleraciones y desaceleraciones constantes.

En el cuadro 1 se presentan los resultados de los estudios anteriormente presentados.

Cuadro 1

Estudios que analizan la relación entre la reducción de la velocidad y los niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Keller <i>et al.</i> (2008)	Suiza	Reducción de la velocidad máxima de 120 km/h a 80 km/h	2003	Reducción NO _x : 4% Reducción O ₃ : <1%
Dijkema <i>et al.</i> (2008)	Amsterdam	Reducción de la velocidad máxima de 100 km/h a 80 km/h	2004-2005	No reducción NO _x Reducción PM ₁₀ : 7% Reducción PM ₁ : 1%
Gonçalves <i>et al.</i> (2008)	Barcelona	Limitación de la velocidad máxima a 80 km/h	2007-2008	Reducción NO ₂ : 5,7% Reducción PM ₁₀ : 3% Reducción SO ₂ : 5,3 %
Keuken <i>et al.</i> (2010)	Amsterdam y Rotterdam	Limitación de la velocidad máxima a 80 km/h	2005-2006	Reducción NO _x : (5-30%) Reducción PM ₁₀ : (5-25%)
Bel y Rosell (2013)	Barcelona	Limitación de la velocidad máxima a 80 km/h	2006-2010	Incremento NO _x : (1,7-3,2%) Incremento PM _{2,5} : (5,3-5,9%)
Gong (2017)	Barcelona	Limitación de la velocidad máxima a 80 km/h	2006-2010	Reducción NO ₂ : (7,6-10,3%)

Fuente: Elaboración propia.

2.3. Las zonas de bajas emisiones (ZBE)

Una segunda opción es reducir el número de vehículos y no la velocidad a la que circulan. Dentro de las medidas que intentan reducir el número de vehículos en circulación (restricciones por cantidad), probablemente la más popular son las zonas de bajas emisiones (ZBE). Son muchas las ciudades europeas que han implantado este tipo de restricciones, donde se prohíbe la entrada a una determinada zona geográfica a los vehículos que no cumplen con determinadas normas de contaminación. Podemos ver cómo varias pequeñas ciudades de Alemania, Italia o Grecia, o grandes ciudades como Lisboa, Londres o París han implementado este tipo de restricciones. En Asia también es una medida relativamente popular donde podemos encontrar la implementación de esta restricción en ciudades como Beijing, Tokio, Shanghai o Hong Kong.

Como señalan Fageda y Flores-Fillol (2018), el caso más analizado es el de Alemania, al ser uno de los primeros países en implementar esta medida, y cuya legislación se remonta a 2007. En el caso de Alemania, se permite definir un área geográfica como ZBE, y limitar el acceso a los vehículos con un determinado distintivo, ya que se clasifican según tres tipos de colores: verde, amarillo y rojo (los más contaminantes no tienen etiqueta). Alemania ha aplicado este tipo de restricciones de forma relativamente intensiva, llegando a tener 48 ZBE que involucraban a 76 ciudades. Malina y Scheffer (2015) analizan el impacto de esta medida en los niveles de PM_{10} . El resultado muestra que efectivamente logra reducir significativamente los niveles de este tipo de contaminante, siendo mayor el impacto a medida que el programa es más restrictivo, cuando solo se permite el acceso a los vehículos menos contaminantes. En promedio, este tipo de restricción logró reducir los niveles de PM_{10} en un 13%. Este resultado es similar al encontrado por Wolf (2014), donde sin embargo observa cómo el impacto de este tipo de medidas no es significativo en ciudades pequeñas, y alcanza niveles de reducción del 15% en ciudades grandes como Berlín. Por lo tanto, parece que el efecto no es homogéneo en todos los territorios y que su eficacia aumenta a medida que la ciudad tiene un mayor tamaño. Otro resultado interesante encontrado en este artículo es que no se observa ningún tipo de aumento de la contaminación en las zonas aledañas a la ZBE, por lo que no parece existir ningún tipo de externalidad negativa en las zonas limítrofes por la aplicación de este tipo de medidas.

Alemania no es el único país donde se han implementado y analizado estas restricciones. En Portugal también podemos observar trabajos empíricos que analizan el impacto en la calidad del aire de las ZBE. Así, Dias, Tchepel y Antunes (2016) observan cómo la implementación de la ZBE en la ciudad de Coímbra generó una disminución significativa en los niveles de PM_{10} y NO_2 emitidos por los vehículos, específicamente un 63% y un 52%, respectivamente. Sin embargo, el impacto en la calidad del aire de la ciudad es muy pequeño, principalmente debido al incre-

Cuadro 2

El impacto de las zonas de bajas emisiones sobre la calidad del aire

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Wolf (2014)	Alemania	Introducción de las ZBE en diferentes ciudades	2005–2008	No es significativo para las ciudades pequeñas Reducción del PM_{10} en un 15% en las ciudades grandes
Malina y Scheffer (2015)	25 ciudades de Alemania	Introducción de las ZBE en diferentes ciudades	2000–2009	Reducción del PM_{10} en un 13%
Dias, Tchepel y Antunes, (2016)	Coímbra (Portugal)	Introducción de la ZBE en la ciudad	2011	Reducción del PM_{10} en un 63% Reducción del NO_2 en un 52%
Santos, Gómez-Losada y Pires (2019)	Lisboa (Portugal)	Introducción de la ZBE en la ciudad	2009–2016	<i>Zona 1</i> Reducción del PM_{10} en un 30,5% Reducción del NO_2 en un 9,4% <i>Zona 2</i> Reducción del PM_{10} en un 22,5% Reducción del NO_2 en un 12,9%

Fuente: Elaboración propia.

mento de las emisiones de otras actividades. Estos resultados coinciden con los encontrados por Santos, Gómez-Losada y Pires (2019) para la ciudad de Lisboa. En este caso, los autores encuentran descensos del 30,5% en PM_{10} y del 9,4% en NO_2 , dentro de la zona 1 (básicamente el centro histórico de la ciudad), mientras que para la zona 2 (resto de la ciudad) los descensos son del 22,5% y 12,9% para ambos tipos de contaminantes. Este resultado se produce a pesar de que la restricción es más estricta en la zona 1, donde se requieren criterios de acceso Euro-3, que en la zona 2, donde se permite el acceso con tecnología Euro-2. Por el contrario, el artículo no encuentra ningún tipo de efecto sobre los niveles de $PM_{2,5}$, ni sobre los niveles de NO_x , aspecto que lleva a los autores a concluir que los criterios de acceso a la ZBE deberían ser más estrictos en Portugal.

En el cuadro 2 se presentan de forma resumida los principales resultados.

Recientemente se han implementado medidas similares en el Área Metropolitana de Barcelona, así como en determinadas zonas del centro de Madrid (Madrid Central). A pesar de que los primeros indicadores parecen indicar que los niveles de contaminación se han reducido significativamente, el corto periodo de tiempo transcurrido desde la introducción de estas medidas, así como la llegada de la pandemia del COVID-19, hacen difícil una evaluación cuantitativa robusta en este momento. Sin duda será un elemento a analizar en un futuro próximo.

Como hemos visto en trabajos anteriores, en general la implementación de las ZBE provoca una disminución significativa de la contaminación a corto plazo. Sin embargo, como señalan Fageda y Flores-Fillol (2018), estas medidas pueden dejar de ser eficientes en el medio y largo plazo a medida que más conductores reemplacen su viejo vehículo y puedan acceder a la ZBE. A medida que aumenta el tráfico (y en consecuencia en la mayoría de las ocasiones la congestión), los niveles de contaminación aumentan nuevamente. Además, se puede considerar una medida regresiva, ya que son los conductores de altos ingresos los que tienen menos dificultad para cambiar de coche y sortear la restricción.

Precisamente para facilitar la renovación del parque de vehículos, en muchos países se han puesto en marcha programas de ayudas públicas donde los propietarios reciben una subvención al cambiar sus vehículos antiguos por uno nuevo, menos

contaminante. Este tipo de programas, conocidos como *Cash for Clunkers* (dinero por chatarra), han generado una gran polémica sobre su eficiencia en la reducción de los niveles de contaminación, sobre todo si tenemos en cuenta el posible efecto rebote en el uso del vehículo privado (debido a que los coches consumen menos combustible, los conductores tienden a realizar un mayor número de desplazamientos en vehículo privado, por lo que acaban generando más contaminación). Si bien algunos estudios muestran que este tipo de programas generaría una disminución significativa en los niveles de contaminación al reemplazar los vehículos contaminantes por otros más eficientes (Diamond, 2009; Beresteanu y Li, 2011; o Gallagher y Muehlegger, 2011), otros muestran que en el medio plazo, no tienen un impacto significativo en la composición del parque de vehículos, por lo que los niveles de contaminación no se verían afectados (Huang, 2010; Mian y Sufi, 2010; o Li, Linn y Spiller, 2013). La clave, como muestran Adda y Cooper (2000) para el caso de Francia, es que los conductores posponen o adelantan estratégicamente la compra del nuevo vehículo para poder acogerse al plan, provocando una disminución en las ventas de automóviles antes y después de la aplicación del mismo. Por tanto, a medio plazo el número de vehículos nuevos menos contaminantes es el mismo y el impacto en la calidad del aire es cercano a cero. Licandro y Sampayo (2006) encuentran un resultado similar para el caso de España. De hecho, Lenski, Keoleian y Moore (2013) muestran cómo el valor de las toneladas de CO₂ ahorradas (90 millones de dólares) más el aumento del excedente del consumidor (alrededor de 2.000 millones) fue menor que el costo del programa en los Estados Unidos (3.000 millones de dólares), por lo que el programa generaría pérdidas de bienestar social.

España tiene una larga tradición en este tipo de iniciativas, denominadas planes Renove o PIVE, con resultados al menos controvertidos. Así, podemos ver cómo Cantos-Sánchez, Gutiérrez-i-Puigarnau y Mulalic (2018) observan que el plan PIVE aumenta la probabilidad de comprar un vehículo, aunque de forma muy limitada, de unos 10.400 vehículos únicamente. Laborda y Moral (2019), por su parte, encontraron un mayor impacto de este programa, estimando un incremento de 676.463 vehículos de 2012 a 2016. Este incremento en las ventas habría generado un ahorro de 6,03 toneladas de CO₂, en su conjunto. Por el contrario, Jiménez, Perdiguer y García (2016) no encontraron absolutamente ningún impacto en las ventas, sino en los precios. Los fabricantes aprovechan el plan

para aumentar los precios y obtener una parte de la subvención del programa. Este hecho provoca que el programa no sea eficiente reduciendo los niveles de CO₂, no alcanzando un aumento del 30% en la demanda de vehículos nuevos para que el programa sea eficiente.

Como podemos ver en su conjunto, las medidas restrictivas vía cantidades, como ya señalan Fageda y Flores-Fillol (2018), pueden ser efectivas a corto plazo para reducir la contaminación, pero son ineficaces, ineficientes e incluso regresivas en el medio y a largo plazo.

2.4. Las superislas

Una medida similar a la anterior pero más restrictiva sería cerrar toda o parte de la ciudad al tráfico rodado. Aunque no es una medida común, el Ajuntament de Barcelona la lleva aplicando desde 2016, bajo lo que se conoce como “superilles”⁵.

Esta política se basa en cerrar al tráfico (completa o parcialmente) las calles de una serie de manzanas, y fue concebida con el fin de mejorar la calidad de vida de los vecinos así como mejorar la calidad del aire en la ciudad. En diferentes barrios de la ciudad, distribuidos estratégicamente, algunas de las calles están cerradas al tráfico, quedando el espacio disponible para que los ciudadanos puedan aprovecharlo organizando actividades comunitarias o simplemente realizando desplazamientos de forma más segura. El 5 de septiembre de 2016 se inauguró la primera de las supermanzanas y se prevee la construcción de otras más a lo largo de los próximos años. Esta primera supermanzana se encuentra en el barrio de Poblenou de Sant Martí, uno de los diez distritos que componen la ciudad de Barcelona, una supermanzana que abarca un perímetro total de 1,61 km y un área de 0,16 km² (Perdiguero, Sanz y Talavera, 2020a).

Perdiguero, Sanz y Talavera (2020a) analizan el impacto que tuvo la creación de la superisla sobre la contaminación no solo en la zona implementada, sino también en toda la ciudad. A corto plazo los autores estiman que la creación de esta supermanzana redujo la contaminación en la zona implementada pero incrementó la contaminación en zonas próximas debido al efecto desplazamiento de coches que

⁵ Superislas o supermanzanas.

modifican su recorrido al no poder entrar en la supermanzana incrementando de esta manera la congestión en otras zonas de la ciudad. A medio o largo plazo los resultados podrían diferir si la política consigue el efecto de reducir el número de viajes en coche privado. Para realizar este análisis, los autores usando datos horarios para el período comprendido entre el 5 de septiembre de 2015 y el 5 de septiembre de 2017 (por lo que se recoge un período de un año antes y después de la implementación de la política), analizan, mediante un análisis de diferencias en diferencias, el impacto sobre la contaminación de dicha política. Para ello, los autores trazan dos anillos, con centro en la supermanzana creada, para diferenciar las estaciones de calidad del aire directamente afectadas (las incorporadas en la primera corona), de las indirectamente afectadas (segunda corona) de las que no se ven afectadas (en la zona exterior del segundo anillo). Es decir, las estaciones de calidad del aire de Barcelona se separan en dos anillos (tres categorías) dependiendo de la distancia de las mismas a la supermanzana creada. Los resultados demuestran que las estaciones ubicadas en la primera corona han visto reducido sus niveles de NO_x en $3,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mientras que las estaciones ubicadas en la segunda corona han visto sus niveles de NO_x incrementados en $2,89 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ⁶. Los resultados confirmarían la predicción inicial de los autores. Esta política, a corto plazo, únicamente ha conseguido desplazar la contaminación de una zona de la ciudad a otra.

La encuesta realizada por la aplicación Nextdoor para evaluar los cambios de hábitos de la población española debidos al COVID-19 indican que el 9,1% de los habitantes del área metropolitana, y el 7,5% de los habitantes de la ciudad, afirman haber aumentado el uso del coche privado, mientras que el uso de la moto ha aumentado para un 3,8% de los usuarios. Es decir, la pandemia ha generado un cambio en los hábitos de los usuarios del transporte público, reduciendo el número de usos del transporte público a costa de un incremento del uso de métodos alternativos.

Para concluir, Barcelona lleva años luchando contra la contaminación ambiental realizando diferentes políticas destinadas a reducir el número de viajes en coche privado. En este sentido se creó un área cerrada al tráfico conocida como

⁶ Este valor asciende hasta $5,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ si solo tenemos en cuenta las estaciones de la segunda corona que han podido ver su tráfico afectado por la creación de la supermanzana.

Superilla para reducir la contaminación. Esta política, a corto plazo, ha conseguido reducir la contaminación en la zona a costa de incrementarla en otras zonas de la ciudad, debido al aumento del tráfico (y con su aumento de congestión) en estas zonas. Una futura línea de investigación sería comprobar si a medio plazo se mantiene este trasvase de contaminación o, si por el contrario, esta política ha reducido el número de viajes en coche reduciendo, a su vez, la contaminación no solo en la zona donde se implementó la política si no en otras zonas de la ciudad.

2.5. Aparcamiento de pago

Frente a medidas que pretenden limitar el número de vehículos en circulación prohibiendo su uso, existen medidas que lo que pretenden es encarecer el uso del vehículo privado y que los usuarios soporten el total de costes que genera su uso, incluidos los costes medioambientales. Los precios pueden ser una señal muy potente para modificar los incentivos y el comportamiento de los ciudadanos. Un primer precio que se podría modificar para desincentivar el uso del vehículo privado es el precio de los aparcamientos en la vía pública.

Tal y como señalan Gragera y Albalade (2016), la regulación del aparcamiento en la vía pública puede ser un mecanismo eficiente para facilitar el cambio de modo de transporte y ayudar así a la reducción de la congestión y de los niveles de contaminación. Chatman (2013) muestra cómo la disponibilidad de aparcamiento en la vía pública incrementa la posibilidad de tener vehículo privado, así como de realizar más trayectos en este tipo de transporte en el caso de los barrios de la periferia de Nueva Jersey. Un resultado similar encuentra Guo (2013) para la región de Nueva York, donde de nuevo son los hogares con estacionamiento en la vía pública los que hacen un uso más intensivo del vehículo privado. De hecho, Weinberger (2012) ya observó este efecto positivo sobre el uso del vehículo privado y disponer de aparcamiento garantizado en el hogar. El autor observa un incremento del uso de coche incluso para trasladarse al trabajo de forma diaria, aunque el recorrido esté bien cubierto por transporte público. Esta relación positiva entre disponibilidad de aparcamiento cerca de casa y uso del vehículo privado no sólo se observa en Estados Unidos: Christiansen *et al.* (2017a, 2017b) muestran cómo en Noruega el comportamiento es muy similar.

Por lo tanto, medidas que vayan encaminadas a reducir la posibilidad de aparcar en la vía pública, o hacerlo de forma gratuita, ayudaría a reducir el número de ciudadanos con vehículo propio y así reducir el uso del mismo para realizar trayectos que pueden ser realizados mediante transporte público o medios no contaminantes (bicicletas o patinetes). La introducción de zonas de pago para aparcar en la vía pública en las principales ciudades españolas encarecería la opción de tener vehículo propio y reduciría el número de trayectos realizado con este medio de transporte.

Sin embargo, se debe ser cuidadoso con la implementación de este tipo de medidas. Como bien señalan Albalade y Gragera (2020) la introducción de la zona verde en la ciudad de Barcelona acabó generando una mayor cantidad de vehículos privados en propiedad, potenciando la movilidad privada. La razón es que la zona verde implementada supone un precio elevado para los visitantes, pero es prácticamente cero para los vecinos de la zona (en promedio menos de un euro a la semana). Esto provoca que se reduzca la utilización del vehículo privado por parte de los no-residentes, pero se incremente de forma significativa la probabilidad de tener vehículo privado (y utilizarlo) por parte de los residentes de las zonas verdes. El resultado final es que el efecto de los residentes es mayor que el de los visitantes de fuera de la zona verde por lo que la medida podría ser contraproducente. Los autores consideran que este es un ejemplo del *trade-off* existente entre eficiencia y aceptabilidad en este tipo de medidas.

2.6. Los peajes de acceso

Ya hemos visto algunas de las medidas vía precios, como el pago por el aparcamiento, pero probablemente la medida más extendida y más eficiente es la aplicación de peajes de entrada a las ciudades. Esta medida supone la introducción de un precio que los usuarios tienen que pagar una cantidad (fija o variable) para poder entrar a la ciudad.

A diferencia de las medidas orientadas a reducir la cantidad de vehículos (como pueden ser la zonas de bajas emisiones), esta medida permite el acceso a aquellos consumidores con mayor disposición a pagar, haciéndolo eficiente. Aquellos que más valoran el bien son aquellos que acaban consumiéndolo. Al reducir el número de

vehículos, reducen la congestión y facilitan la reducción de la contaminación, siendo por tanto una medida eficaz; y en la medida en que el precio del peaje sea bajo, no será regresivo. Este es quizás el punto más controvertido de la iniciativa, ya que se podría considerar regresivo hacer pagar el mismo precio a todos los usuarios sin tener en cuenta el nivel de renta. Incluso se podría considerar que el hecho de cobrar un precio por entrar a la ciudad en vehículo privado excluye a los ciudadanos de menor renta de poder moverse de forma libre en el territorio. Cabe señalar, sin embargo, que las ciudades que han implementado la medida han fijado precios de entrada que no resultan excluyentes (el precio no es tan elevado como para no poder acceder) y además pueden destinar el dinero recaudado a gasto redistributivo como puede ser una mejora del transporte público. Por lo tanto, la implementación de un peaje de acceso podría no ser una medida especialmente regresiva, o incluso podría llegar a ser redistributiva, dependiendo de donde se destinen los ingresos generados por el peaje.

Existe una notable evidencia empírica relativamente reciente sobre el efecto de los peajes de acceso. En Singapur, Phang y Toh (1997) observaron como la introducción de un peaje de acceso aumentaba la velocidad de circulación entre 19 y 36 kilómetros por hora. Este incremento en la velocidad de circulación se debía a la disminución en el número de vehículos, aspecto que redujo de forma significativa la congestión, tal y como mostró Willoughby (2000). El número de vehículos en hora punta se redujo un 45%, mientras que el número total de vehículos que accedieron a la ciudad fue un 70% inferior.

En el caso de Londres, existe consenso sobre el buen funcionamiento del peaje, aunque los diferentes estudios varían en el cálculo del beneficio social que genera. Así Prud'homme y Bocarejo (2005), estiman las funciones de demanda y costes del uso de la vía, tanto antes como después de la imposición del peaje de acceso. Los autores muestran que los costes de congestión antes de la imposición del peaje eran reducidos (aproximadamente del 0,1% del PIB de la región), coste que es eliminado una vez introducido el peaje (la reducción del coste de congestión es del 90%). De hecho, los ingresos por el peaje son el triple del coste de congestión que existía antes de la implementación del mismo. Por lo tanto, los autores consideran que es un instrumento eficaz para reducir la congestión y mejorar la calidad del aire. Sin embargo, los autores también observan que los costes del sistema

de cobros del peaje son mayores que los beneficios económicos generados, por lo que no parece una medida eficiente. Por ello, los autores lo consideran un fracaso económico y lo bautizan como un mini-Concorde. Mackie (2005) considera que los autores estiman a la baja el ahorro en el tiempo de desplazamiento, por lo que los beneficios económicos del peaje de acceso serían significativamente mayores y sobrepasarían los costes de gestión, generando un incremento del bienestar social.

Un resultado similar al anterior encuentra Eliasson (2009) para el caso de Estocolmo. El autor analiza los cambios en los tiempos de desplazamiento y en los flujos de tráfico cuatro meses después de la introducción del peaje de acceso. Estos datos le permiten realizar un cálculo del valor social de la medida, teniendo en cuenta la reducción en el tiempo de desplazamiento, la reducción en la siniestralidad y la reducción de las emisiones de gases contaminantes. Los resultados obtenidos muestran como la medida genera un incremento significativo en el bienestar social (los beneficios son mayores a los costes de implementación y gestión), permitiendo recuperar la inversión inicial en tan solo cuatro años.

Milán es otra de las grandes ciudades europeas donde se ha implementado el peaje de acceso a la ciudad con resultados positivos. Rotaris *et al.* (2010) muestran como la medida ha conseguido reducir de forma significativa los niveles de contaminación, así como los niveles de congestión, en la ciudad. Este resultado además es obtenido con unos costes de implementación bajos y sin prácticamente oposición política o ciudadana, a pesar de que sí se detectan efectos redistributivos. Los grandes ganadores son los usuarios del transporte público, mientras que los usuarios del vehículo privado, especialmente los vehículos de carga, ven reducida su utilidad, todo ello sin tener en cuenta el posible efecto de las multas por incumplir la medida. A pesar de estos efectos redistributivos, a nivel general la medida genera incrementos del bienestar social. Percoco (2013) también muestra que la implementación del peaje de acceso generó una reducción en los niveles de contaminación a corto plazo (especialmente en el monóxido de carbono y en las partículas de 2.5 y 10 micras). Sin embargo, estos efectos positivos sobre la calidad del aire duran apenas una semana, periodo tras el que no se observan efectos significativos. El autor achaca al hecho de que las motocicletas no pagaran peaje, y a la reducida extensión del área donde se aplicó el peaje, como razones que explican este reducido impacto sobre la calidad del aire del conjunto de la ciudad.

Para el caso de Gotemburgo, Andersson y Nässén (2016) a través de una encuesta a 3.500 propietarios de vehículos muestran como la adopción del peaje de acceso hace disminuir de forma significativa el número de viajes en vehículo privado en favor del transporte público. Este trasvase de viajes desde el vehículo privado al transporte público era mayor (el doble) entre las mujeres que entre los hombres. En general, la introducción del peaje de acceso era valorada positivamente por parte del conjunto de la ciudadanía. La razón de este apoyo creciente al peaje de acceso, según Börjesson, Eliasson y Hamilton (2016), se debe al sesgo del *status quo* (la predilección por el estado actual, cierto miedo al cambio), y no a que los beneficios reales hayan sido superiores a los esperados.

Como hemos podido observar en el presente apartado, la introducción del peaje de acceso resulta en la inmensa mayoría de los casos eficaz en la reducción del número de viajes en vehículo privado, reduciendo la congestión y mejorando la calidad del aire. Estos efectos generarían incrementos en el bienestar social, siendo además aceptado por parte de los ciudadanos del territorio donde se implementa. En el cuadro 3 se pueden ver resumidos estos resultados.

Cuadro 3

El efecto de los peajes de acceso a las ciudades

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Phang y Toh (1997)	Singapour	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	1974–1995	Incremento la velocidad de circulación entre 19 y 35 km/h Disminución significativa de los niveles de congestión en la ciudad
Willoghby (2000)	Singapour	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	1957–1997	Disminución del número de vehículos de un 45% en hora punta Disminución del número de vehículos de un 70% en total

Cuadro 3 (continuación)

El efecto de los peajes de acceso a las ciudades

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Prud'homme y Bocarejo (2005)	Londres	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2001–2003	Disminución de un 90% de los costes de congestión Los beneficios del peaje son menores que los costes de implementación
Mackie (2005)	Londres	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2001–2003	Los ahorros en el tiempo de desplazamiento son mayores que los calculados por Prud'homme y Bocarejo (2005) Los beneficios del peaje serían mayores a los costes de la medida
Eliasson (2009)	Estocolmo	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2005–2006	Incremento del bienestar social
Rotaris <i>et al.</i> (2010)	Milán	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2003–2008	Disminución de los niveles de contaminación Disminución de los niveles de congestión Los más beneficiados son los usuarios del transporte público Los más perjudicados son los usuarios del vehículo privado
Percoco (2013)	Milán	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2004–2011	Reducción de las partículas (PM ₁₀ y PM _{2,5}), pero solo en el corto plazo (únicamente una semana)

Cuadro 3 (continuación)

El efecto de los peajes de acceso a las ciudades

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Anderson y Næssén (2016)	Gotemburgo	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2012–2013	Disminución significativa de los viajes en vehículo privado Valoración positiva creciente por parte de los ciudadanos
Börjesson, Eliasson y Hamilton (2016)	Gotemburgo	Introducción del peaje de acceso a la ciudad	2012–2013	La mejora en la valoración de los ciudadanos se debe al sesgo del <i>status quo</i>

Fuente: Elaboración propia.

3. EL PAPEL DEL TRANSPORTE PÚBLICO

Junto a las medidas para reducir el número de vehículos privados, se deben implementar medidas que ayuden a la movilidad de estos ciudadanos a través del transporte público. En este apartado vamos a intentar analizar como la cantidad y la calidad del transporte público pueden ayudar a mejorar la calidad del aire, substituyendo trayectos que se realizarían en vehículo privado por trayectos en transporte público.

3.1. Las huelgas de transporte público y su efecto sobre la contaminación

Aunque puede parecer obvio que el transporte público genera menores niveles de contaminación, ahorrando movimientos en transporte privado y su substitución por transportes colectivos menos contaminantes, medir su impacto no resulta sencillo. Por ello, una forma de intentar aproximar el posible efecto que el transporte público tiene sobre la reducción de los gases contaminantes es ver como aumentan estos en los momentos de huelgas del transporte público (Meinardi *et al.*, 2008). De esta manera podemos ver como aumentaría (o no) la contaminación del aire si no existiera (o se redujeran de forma significativa sus niveles) el

transporte público (Tsapakis *et al.*, 2012). En términos generales se considera que la reducción del transporte público podría generar un incremento en los niveles de contaminación, ya que parte de los usuarios del transporte público pasarían a moverse en transporte privado, lo que generaría un incremento del tráfico, posiblemente de la congestión, y por último de los niveles de contaminación. El aumento de los flujos de tráfico privado, la congestión y los retrasos provocados por las huelgas del transporte público se ha evidenciado en muchos estudios, por ejemplo, en Los Ángeles el retraso promedio en la carretera aumenta un 47% cuando cesa el servicio de tránsito público debido a una huelga (Anderson, 2014), en Rotterdam el tiempo de viaje, el flujo de automóviles y las bicicletas aumentan durante las huelgas de transporte público (Adler y van Ommeren, 2016), mientras que en algunas ciudades alemanas el número total de horas de automóvil aumenta entre un 11 y un 13% durante las huelgas (Bauernschuster, Hener y Rainer, 2017). Sin embargo, este impacto dependerá del tipo de transporte público que realiza la huelga, y de la posibilidad de los ciudadanos de sustituir entre los diferentes tipos de medios de transporte.

Son diversos los estudios que analizan empíricamente el impacto sobre los niveles de contaminación de las huelgas de transporte público en diversos lugares del mundo en los últimos años. Chaloulakou *et al.* (2005) observan como la huelga de taxis diésel y autobuses muy contaminantes en la ciudad de Atenas provocó una reducción de los niveles de $PM_{2.5}$ en aproximadamente un 40%. Sin embargo, en la ciudad italiana de Milán, Meinardi *et al.* (2008) encuentran que las huelgas de transporte público provocan un incremento en los niveles de ozono de entre un 11 y un 33%. Resultados similares encuentran da Silva *et al.* (2012) para la ciudad brasileña de Sao Paulo respecto al contaminante PM_{10} . De forma más reciente Bauernschuster, Hener y Rainer (2017) analizan el impacto de las huelgas de transporte público sobre las cinco principales ciudades alemanas. El resultado muestra que los niveles de PM_{10} se incrementaron en un 14%, mientras que los niveles de NO_2 lo hicieron en un 4%.

En España tenemos evidencia empírica para la ciudad de Barcelona. Basagaña *et al.* (2018) analizan un conjunto amplio de huelgas en diferentes tipos de transporte público (autobuses, metro y diferentes tipos de ferrocarril) y aunque el efecto difiere entre ellos, y en muchas ocasiones resulta difícil encontrar efectos

significativos, sí parece que las huelgas de transporte público generan incrementos de los gases contaminantes. Mientras que las huelgas de autobuses no generan incrementos significativos en los niveles de contaminación, las huelgas de metro sí generan incrementos de NO (aproximadamente un 50%) y de PM_{2,5} (alrededor del 25%), así como las huelgas de tren, que impactan de forma positiva en los niveles de NO₂, aunque de forma mucho más modesta, ligeramente por encima del 5%. Una posible explicación para el reducido número de efectos significativos encontrados en este artículo es la ausencia de variables de control (actividad económica y condiciones meteorológicas principalmente) introducidos en el modelo. Por ello, González, Perdiguero y Sanz (2020) intentan solventar este problema y utilizando una base de datos más amplia analizan igualmente el impacto de las huelgas de transporte público en la ciudad de Barcelona. En este caso la estimación es más precisa y un mayor número de huelgas tienen impactos significativos sobre los gases contaminantes (en este caso las huelgas de autobuses generan incrementos significativos sobre los niveles de CO, concretamente un 11,9%). A pesar de ello, los resultados son similares, ya que son las huelgas de metro y de los trenes de cercanías los que provocan mayores impactos sobre la contaminación. Para el NO_x (la suma de NO y NO₂) las huelgas de metro generan un incremento del 9,2%, mientras que en el caso de los trenes de cercanías el impacto es del 6,6%. Respecto al contaminante CO, el impacto de las huelgas de metro es del 11%, mientras que en el caso de cercanías es del 4%. Resultado similar se observa para el caso del PM₁₀, donde el impacto positivo es común a ambos tipos de huelgas y de forma similar (un incremento del 12,4% en el caso de las huelgas de metro, y un 9,4% en el caso de cercanías).

Los resultados anteriores muestran que el transporte público genera una reducción significativa de los niveles de contaminación y una mejora de la calidad del aire. Igualmente se puede apreciar como son los medios de transporte que utilizan en menor medida energías fósiles (metro y ferrocarril de cercanías) las que provocan un mayor impacto sobre el medio ambiente, mientras que los autobuses reducen de forma mucho más modesta los niveles de contaminación. Aparte de tener en cuenta que las huelgas de autobuses sacan de la circulación a un gran número de vehículos de combustión interna (los propios autobuses), es probable que muchos de los movimientos que se realizan en autobús pueden ser substituidos por otros medios de transporte públicos (metro principalmente) o por medios de

transporte alternativos no contaminantes (como por ejemplo la bicicleta, el patinete eléctrico o incluso a pie), lo que podría explicar este resultado. Sin embargo, muchos de los movimientos en metro, y especialmente en ferrocarril, son mucho más largos, lo que hace mucho más probable que ante una huelga de este tipo de transporte los usuarios opten por el vehículo privado para substituirlos.

Cabe concluir que el fomento del transporte público es una herramienta eficaz en la lucha contra la contaminación del aire en las ciudades, especialmente en aquellos tipos de transporte público con un menor uso de energías fósiles y que sustituye en mayor medida al vehículo privado, como pueden ser las entradas y salidas de la ciudad. Este impacto positivo sobre la calidad del aire justificaría la inversión y la subvención del transporte público por parte de los gobiernos. Lamentablemente, la situación sanitaria actual, en plena pandemia por el COVID-19, dificulta en parte el uso del transporte público, al ser un medio de transporte colectivo, y puede favorecer la utilización del vehículo privado, generando un retroceso en el uso del transporte público, provocando un impacto negativo sobre los niveles de calidad del aire.

3.2. La calidad del transporte público

No solo la cantidad del transporte público puede jugar un papel significativo en la contención de la contaminación en las ciudades, sino que la calidad del transporte público también puede ser relevante. Varios estudios muestran que la mejora de los sistemas de transporte público también puede reducir la contaminación del aire en zonas urbanas. En este sentido, Schiller, Bruun y Kenworthy (2010), Dobranskyte-Niskota, Perujo y Pregl (2007), Hangshenas y Vaziri (2011) y Jeon, Amekudzi y Guensler (2009) demuestran que el uso del transporte público reduce los niveles de contaminación. En Beijing, Li *et al.* (2019) analizan como la expansión del metro afectó a la calidad del aire. Usando el método de diferencias en diferencias demuestran que esta expansión mejoró la calidad del aire en la ciudad. En concreto, un aumento de la densidad del metro alrededor de una desviación estándar mejoró la calidad del aire en Beijing hasta en un 2%. Bel y Holst (2018) analizaron, mediante la técnica de diferencias en diferencias, el impacto de la red de autobuses rápidos de la ciudad de México.

Los autores demuestran que esta red redujo las emisiones de CO entre un 5,5 y un 7,2%, las de NO_x alrededor de un 4,7-6,5% y las de PM₁₀ alrededor de un 7,3-9,2%. Por el contrario, esta nueva red no redujo los niveles de SO₂. Teniendo en cuenta los resultados anteriores y, centrándonos en el caso español, Jiménez y Roman (2016) demuestran que la redistribución de la red de autobuses puede ser una manera eficiente para reducir la contaminación.

En este sentido, destacar que, en 2012, el Ayuntamiento de Barcelona, en colaboración con Transports Metropolitans de Barcelona (TMB), puso en marcha la implantación de la Nova Xarxa de bus de Barcelona con el objetivo de redefinir la red de autobuses siguiendo criterios de conectividad, eficiencia o racionalidad entre otros. La implementación se basa en la creación de 28 nuevas líneas de autobuses con rutas rectas más rápidas priorizando el bus sobre los automóviles privados. Desde 2012 hasta 2018 el principal objetivo fue redistribuir los recursos existentes (autobuses) de manera eficiente, reduciendo el tiempo que los autobuses están parados en las paradas y en los semáforos. Desde 2018 hasta ahora, la implementación incluyó la adquisición de 66 nuevos autobuses. 43 se destinaron a las nuevas rutas y el resto a las rutas tradicionales que no han sido cerradas.

El Ayuntamiento de Barcelona y TMB diseñaron la implementación de esta política en siete fases. La primera se inició el 1 de octubre de 2012 con la inclusión de cinco nuevas rutas, mientras que la última fase comenzó el 25 de noviembre de 2018 con la inclusión de las últimas cinco nuevas rutas. Es importante destacar que las nuevas rutas tienen en común que intentan ir en sentido recto y atravesar la ciudad de forma ortogonal. En la actualidad existen ocho rutas que atraviesan horizontalmente la ciudad (llamadas H), 17 que atraviesan la ciudad en forma vertical (llamadas V) y tres rutas que cruzan en diagonal la ciudad (llamadas D). Perdiguero y Sanz (2020b), mediante un análisis de diferencias en diferencias, analizan cómo esta nueva redistribución más eficiente de los autobuses ha impactado en la calidad del aire de Barcelona. En este sentido, usando una base de datos entre los años 2008-2016, antes del incremento de la flota de autobuses que se realizó en 2018, los autores demuestran que esta política ha sido eficiente a la hora de reducir la contaminación. En comparación a los valores medios anteriores a la creación de la nueva red de autobuses, la reducción de los niveles de

NO_x ha sido alrededor de entre un 5,1% y un 11,5%, los de PM₁₀ entre un 5,2% y un 25,7%, los de SO₂ entre un 9,7% y un 70,8%, y los de CO entre un 6,3% y un 37,5%.

A pesar que no hay estudios de cómo ha afectado el COVID-19 al número de usuarios del transporte público y, por consiguiente, el número de usuarios de la red de autobuses de Barcelona, es importante destacar que, a principios de mes de septiembre, TMB (Transports Metropolitans de Barcelona) estimó que el número de usuarios que se desplazaban en transporte público alcanzó el 56% del número de usuarios habitual⁷. La pandemia ha provocado un cambio en los hábitos de los usuarios del transporte público desplazando una gran cantidad de ellos a usar transportes alternativos, ya sean el uso de bicicletas o patinetes, el coche privado o trayectos a pie.

En resumen, una manera eficiente de reducir la contaminación en zonas urbanas es la promoción del uso del transporte público. En este sentido, se puede mejorar la calidad del aire mediante ampliaciones de la red de transporte público o de la frecuencia del mismo. Además, el ejemplo de Barcelona nos demuestra que también es posible mejorar la calidad del aire en ciudades mediante el diseño de una red de autobuses más eficiente. Este resultado puede ser de interés para los *policy makers* ya que es una política menos costosa que aumentar la flota de autobuses para aumentar la frecuencia.

En el cuadro 4 se resumen los principales resultados.

Cuadro 4

Efecto de la mejora de la calidad del transporte público sobre los niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Jimenez y Román (2016)	Madrid	Reasignación de la red de autobuses		Una reasignación eficiente puede reducir las emisiones de la mayoría de contaminantes analizados

⁷ Europa Press, 2020. (<https://www.lavanguardia.com/local/barcelona/20200905/483319104477/usuarios-transporte-barcelona-metro-bus-40-dos-semanas.html>).

Cuadro 4 (continuación)

Efecto de la mejora de la calidad del transporte público sobre los niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Bel y Holst (2018)	Mexico City	Creación de la red de autobuses rápidos	2003–2007	Reducción del CO: (6,3-37,5%) Reducción del NO _x : (4,7-6,5%) Reducción del PM ₁₀ : (7,3-9,2%)
Li <i>et al.</i> (2019)	Beijing	Expansión del metro	2008–2016	Mejora del indicador de calidad del aire en un 2% debido a un aumento de la densidad del metro de una desviación estándar
Perdiguero y Sanz (2020b)	Barcelona	Reasignación de la red de autobuses	2008–2016	Reducción del CO: (5,5-7,2%) Reducción NO _x : (5,1-11,5%) Reducción PM ₁₀ : (5,2-25,7%) Reducción SO ₂ : (9,7-70,8%)

Fuente: Elaboración propia.

4. EL USO DE MEDIOS ALTERNATIVOS EN LA CIUDAD: LA BICICLETA Y EL PATINETE ELÉCTRICO

A pesar de que el transporte público puede absorber una gran cantidad de viajeros, existen otros medios de transporte especialmente apropiados para los desplazamientos dentro de la ciudad, como pueden ser la bicicleta o el patinete eléctrico (Perdiguero, Sanz y Zarallo, 2020b). El propósito del fomento de estos transportes alternativos es facilitar que usuarios de coches privados dejen de usar estos vehículos y usen transportes menos contaminantes. En los últimos años, Barcelona ha incrementado el número de kilómetros destinados para carriles

exclusivos para bicicletas que también usan en la actualidad los patinetes. En total, a finales del 2018, se disponía de 195,2 km (Ajuntament de Barcelona, 2019). De esta manera se facilita el uso de estos transportes alternativos aumentando su atractivo de cara a los potenciales usuarios.

Es importante destacar que en Barcelona se implementó una política pionera para fomentar el uso de las bicicletas. El 22 de marzo de 2007 se estrena el Bicing en la ciudad de Barcelona, un sistema de bicicletas públicas con el objetivo de ser el principal medio de transporte para los trayectos de corta y media distancia. Actualmente el Bicing dispone tanto de bicicletas mecánicas como de bicicletas eléctricas a disposición de sus usuarios. Los usuarios deben darse de alta pagando la tarifa correspondiente según como prevean usar el servicio (tarifa plana para usuarios habituales y tarifa por uso para usuarios no habituales). Para los usuarios habituales el uso de las bicicletas mecánicas es gratuito la primera media hora y se paga un precio reducido por la siguiente hora y media (0,70€ cada media hora)⁸. A partir de las dos horas este precio aumenta hasta los 5€/hora⁹. Actualmente se disponen de 504 estaciones con un total de 6.700 bicicletas repartidas por toda la ciudad. El número de usuarios del servicio asciende a 125.095 y el tiempo medio de un viaje con bicicleta mecánica es de 13,26 minutos (Ajuntament de Barcelona, 2020).

En general existen pocos estudios que analicen el impacto del Bicing, la mayoría centrados en el impacto sobre la salud de la implementación de esta política. En este sentido, Otero, Nieuwenhuijsen y Rojas-Rueda (2018) analizaron el impacto del uso del Bicing sobre la salud de sus usuarios, teniendo en cuenta la variación en las muertes esperadas debido al incremento de la actividad física, los accidentes de tráfico y la contaminación ambiental (PM_{2,5}) debido a la substitución del coche por la bicicleta. En el peor de los escenarios (mínima sustitución de viajes en coche por bicicleta) la reducción en el número de muertes por cada 1.000 bicicletas se estima en 0,13 muertes anuales. Los autores también demuestran que el

8 Para los usuarios menos frecuentes la primera media hora asciende a 0,35€ el uso de la bicicleta mecánica y 0,55€ el uso de las eléctricas. Las otras tarificaciones son iguales a las tarifas de usuarios habituales.

9 El precio para el uso de bicicletas eléctricas es de 0,35€ la primera media hora, 0,90€ por fracción de media hora desde los 30 primeros minutos hasta los 120 minutos y 5€ la hora a partir de las dos horas de uso continuado.

impacto sobre la salud es menor para el caso de bicicletas eléctricas, ya que estas implican un menor esfuerzo físico junto a una mayor velocidad y un mayor número de accidentes de tráfico, pero, por otra parte, atraen a un nuevo usuario al servicio reduciendo, aún más, los viajes realizados en coche.

A pesar que uno de los objetivos del servicio es reducir el número de viajes en coche, no existen estudios que analicen el impacto del Bicing sobre la calidad del aire. En este sentido Perdiguero, Sanz y Zarallo, (2020b) analizan el impacto de esta política sobre la calidad del aire en Barcelona. Mediante una base de datos horaria para diferentes estaciones de calidad del aire localizadas en diferentes ciudades de Cataluña entre los años 2003 y 2011, a partir de una estimación mediante diferencias en diferencias, los autores concluyen que esta política redujo los niveles de contaminación para los diferentes contaminantes analizados. Una reducción de $5,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el caso del SO_2 , una reducción de $9,74 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para el caso del NO_x y una reducción de $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ para el caso del CO. Es importante destacar que estos estudios se han basado en la sustitución de viajes en coche por bicicletas y, tal y como Otero, Nieuwenhuijsen y Rojas-Rueda (2018) indican, la aparición de un nuevo grupo de usuarios gracias a las bicicletas eléctricas puede reducir aún más el número de viajes en coche. Además, el creciente uso de los patinetes eléctricos puede incrementar aún más los beneficios sobre la salud y la calidad del aire que los autores previos han encontrado.

A pesar que no hay estudios de cómo ha afectado el COVID-19 al número de usuarios del Bicing, una encuesta realizada por la aplicación Nextdoor sobre 5.000 personas en diferentes ciudades del país indicaría que existe una sustitución del transporte público (con una caída del 46% de usuarios a principios de septiembre) por bicicletas y patinetes. En este sentido, según la encuesta, un 18,9% de la población de Barcelona encuestada afirma utilizar más estos transportes durante la pandemia. Esto se ve corroborado con la noticia que en el mes de julio del 2020 el número de usos del Bicing fue superior al número de usos de julio del 2019¹⁰. Como podemos ver, la nueva normalidad ha provocado un cambio en los hábitos de los usuarios del transporte público, llevando a una reducción del uso del transporte público y un aumento del transporte alternativo.

10 *La Vanguardia*, 8-8-2020, <https://www.lavanguardia.com/local/barcelona/20200808/482704741064/bicing-barcelonacovid.html>

En resumen, la sustitución de viajes realizados en coche por viajes realizados en bicicletas no solo mejora la calidad del aire en las ciudades sino que, a su vez, también mejoran la salud de los usuarios que realizan esta sustitución. Por este motivo diversas ciudades han imitado o implantado sistemas similares al implantado en la ciudad de Barcelona con el Bicing (Paris, Lyon, Copenhague...). Destacar que la proliferación de otros métodos de transporte alternativos como la bicicleta eléctrica y los patinetes eléctricos facilitaría la reducción de viajes mediante coche por lo que se espera que mejoren la calidad del aire en estas ciudades. Lamentablemente la introducción de estos nuevos modos de transporte es demasiado reciente para tener una evaluación robusta de sus efectos, aunque todo hace pensar que serán muy útiles en los desplazamientos dentro de la ciudad.

5. EL IMPACTO DE OTROS MEDIOS DE TRANSPORTE: EL PAPEL DEL PUERTO Y EL AEROPUERTO

A pesar de que el transporte por carretera es, sin duda, el que representa un mayor porcentaje de las emisiones de gases contaminantes, no se deben obviar los efectos que otras actividades de transporte pueden estar generando en las grandes ciudades. Nos referimos a la actividad portuaria y aeroportuaria.

El transporte marítimo representa un recurso económico importante para las ciudades marítimas. CLIA 2017 muestra que las actividades marítimas generaron 117.000 millones de euros en la Unión Europea en 2013. Esta actividad no solo genera riqueza sino también empleos directos e indirectos. Se estima que 615.000 personas están empleadas directamente en el sector del transporte marítimo y más de un millón de personas en trabajos indirectos.

En este sentido, las actividades navieras y, en concreto, el sector de los cruceros, generan riqueza para sus ciudades de origen pero también generan una externalidad negativa en términos de aumento de la contaminación que puede provocar problemas de salud entre la población de estas ciudades. Esto se debe a la proximidad de los puertos a las zonas urbanas. Las operaciones realizadas en los puertos pueden influir en la salud humana e inducir graves problemas de salud como mortalidad prematura, asma, bronquitis e insuficiencia cardíaca (IAPH, 2007).

En este sentido, las emisiones de material particulado (PM) del transporte marítimo provocan aproximadamente 60.000 muertes prematuras cada año (Corbett *et al.*, 2007). En términos de externalidades generadas, Tzannatos (2010) estimó que las emisiones de los buques en el puerto de pasajeros del Pireo alcanzaron las 2.600 toneladas anuales y sus externalidades estimadas rondaron los 51 millones de euros. Para el caso del transporte de pasajeros, Chatzinikolaou, Oikonomou y Ventikos (2015) estimaron que la valoración económica de los problemas de salud provocados por los barcos de pasajeros y cruceros que llegaban al Pireo ascendía a 26,3 millones de euros anuales. Para el caso de Bergen, McArthur y Osland (2013) estimaron que los costes de las emisiones de los buques en el puerto se situaban entre 10 y 21,5 millones de euros anuales.

Es importante destacar que en el caso del Mediterráneo, se estima que las emisiones de CO₂ de los cruceros y los buques de pasajeros representan aproximadamente el 10% de todas las emisiones de los buques (Faber *et al.*, 2009). En el caso de los cruceros, Eckhardt *et al.* (2013) muestran que las concentraciones medias de SO₂ son un 45% más altas en los períodos en los que los cruceros están presentes en el puerto de Svalbard. En Bergen, McArthur y Osland (2013) demostraron que los cruceros eran el segundo tipo de contaminación más alta de NO_x, SO₂, PM₁₀, PM_{2.5} y CO₂. Para el caso de Las Palmas, Tichavska y Tovar (2015) demuestran que los buques de pasaje fueron la principal fuente de emisiones contaminantes, a excepción del CO. Para el caso de Barcelona, Pey *et al.* (2013) mostraron que el 19% de la concentración de PM₁₀ cerca del puerto estaba exclusivamente relacionada con las emisiones que se producían por las actividades realizadas en el puerto. Adicionalmente, en un estudio realizado por la Generalitat de Catalunya (Generalitat de Catalunya, 2007) se mostró que, aunque la principal fuente de contaminación atmosférica en Barcelona se debe al transporte por carretera (52% para PM₁₀ y 40% para NO_x), las emisiones de la zona del puerto también son importantes (8% para PM₁₀ y 9% para NO_x).

Siguiendo estos estudios, Perdiguero y Sanz (2020a) analizaron el impacto de los cruceros que llegaban al puerto de Barcelona entre los años 2012 y 2016 mediante un modelo econométrico de efectos fijos. Los autores demuestran que la actividad de los cruceros en las dos terminales genera un impacto en el nivel de contaminación. Además, los cruceros que llegan a la terminal moderna tienen

un mayor impacto en la contaminación que los cruceros que llegan a la terminal antigua. No solo eso, sino que cuanto mayor sea el crucero, mayor será su impacto en el nivel de contaminación. Teniendo en cuenta la terminal moderna, los cruceros alojados en el puerto aumentan el nivel de NO_x , PM_{10} y SO_2 en $12,54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (22,1% de incremento sobre la media), $4,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (17,3% de incremento sobre la media) y $0,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (97,5% de incremento sobre la media) respectivamente. Los cruceros que ingresan al puerto aumentan la contaminación por CO en $0,21 \text{ mg}/\text{m}^3$ (48,7% de aumento sobre el promedio). Finalmente, cuando los cruceros salen del puerto los niveles de NO_x y SO_2 se reducen en $6,79 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $0,78 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Sorprendentemente, cuanto más antiguo es el crucero, menor es el impacto sobre los NO_x y el CO durante su estancia en el puerto. Por el contrario, estos cruceros más antiguos aumentan el nivel de SO_2 en comparación con los modernos cuando están parados en el puerto, o cuando lo abandonan. Estos resultados muestran que el principal impacto de la actividad de los cruceros en la contaminación se debe a los cruceros parados en la nueva terminal. Cuando los cruceros están en fase *hotelling*, suelen mantener los motores encendidos para producir energía para todas las actividades que realizan. Estos resultados coinciden con los de Habibi y Rehmatulla, (2009) donde demuestran que una parte importante de las emisiones de CO_2 emitidas por los barcos se produce cuando estos permanecen parados en el puerto, y también con los de CAIMANS (2015) y Villalba y Gemechu (2011).

Destacar que la relación entre la contaminación de la actividad de cruceros y la distancia al puerto es decreciente pero en general no lineal. Estos resultados están en línea con Pérez y Pey (2011) y Pérez *et al.* (2016) donde los autores mostraron que el impacto de la actividad naviera en PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ afecta cerca del puerto pero también, en menor medida, en toda el área urbana.

En el caso de los cruceros, la pandemia generada por el COVID-19 ha provocado que la Dirección General de la Marina Mercante haya resuelto prohibir la entrada de todos los cruceros que realicen viajes internacionales, independientemente del origen de los mismos¹¹. En este sentido, el COVID-19 está generando tensiones en los diferentes puertos del estado. En el caso de Barcelona, el Puerto ha visto reducido sus ingresos durante el primer semestre del 2020 en un 39%. Es

11 BOE núm. 178, de 27/06/2020.

importante destacar que la prohibición de entrada de los cruceros ha provocado una caída del 88% de los ingresos por esta actividad.

Resumiendo, la actividad portuaria genera contaminación que afecta tanto al puerto como a las ciudades portuarias. Para el caso de los cruceros, Perdiguer y Sanz (2020a) demuestran que cuanto mayores son los cruceros que se encuentren en la nueva terminal, mayor será el impacto sobre NO_x , CO y SO_2 independientemente de si los cruceros entren, permanezcan parados o salgan del puerto, siendo mayor el impacto generado cuando están parados en el puerto.

En el cuadro 5 presentamos un resumen de los principales resultados sobre la actividad portuaria.

Cuadro 5

Actividad portuaria y niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Generalitat de Catalunya (2007)	Barcelona	Genérico	2006	Las emisiones del puerto equivalen al 8% (para PM_{10}) y el 9% (para NO_x) del total de contaminación atmosférica en la ciudad
Faber <i>et al.</i> (2009)	Mediterráneo	Estimaciones de emisiones junto con costes marginales y potenciales de abatimiento de las medidas de reducción de emisiones del sector del transporte marítimo	Diferentes años	El 10% de las emisiones totales de CO_2 se deben a los cruceros y buques de pasajeros

Cuadro 5 (continuación)

Actividad portuaria y niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Tzannatos (2010)	Atenas	Emisiones de buques y sus externalidades asociadas	2008–2009	2.600 toneladas anuales de emisiones contaminantes Externalidad valorada en 51 millones de euros anuales
Villalba y Gemechu (2011)	Barcelona	Estimación de las emisiones debidas a las actividades portuarias	2007–2008	Una parte importante de las emisiones de CO ₂ emitidas por los barcos se produce cuando estos permanecen parados en el puerto
McArthur y Osland (2013)	Bergen	Emisiones de buques en el puerto	2010	Coste monetario de las emisiones contaminantes externalidad entre 10 y 21,5 millones de euros anualmente Los cruceros son el segundo tipo de barco que más contaminantes emite
Eckhardt <i>et al.</i> (2013)	Svalbarg	Emisiones de SO ₂ y O ₃ debido a cruceros	2008-2010	Las emisiones de SO ₂ en el puerto son un 45% mayor cuando hay cruceros en él
Pey <i>et al.</i> (2013)	Barcelona	Analiza la contribución de las emisiones del transporte marítimo	2011-2012	El 19% de la concentración de PM ₁₀ cerca del puerto es debido a las actividades realizadas en el puerto

Cuadro 5 (continuación)

Actividad portuaria y niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
CAIMANS (2015)	Diversas ciudades	Análisis del impacto sobre la calidad del aire de los cruceros y los buques de pasajeros	2013	Una parte importante de las emisiones de CO ₂ emitidas por los barcos se produce cuando estos permanecen parados en el puerto
Chatzinikolaou, Oikonomou y Ventikos <i>et al.</i> (2015)	Atenas	Costes sobre la salud humana de la actividad de los cruceros y barcos de pasajeros	2008-2009	Costes sanitarios y de salud ascienden a 26,3 millones de euros
Tichavska y Tovar (2015)	Las Palmas	Estimación de los costos externos y los parámetros de ecoeficiencia asociados a las emisiones del puerto	2011	Los buques de pasaje son la principal fuente de emisiones contaminantes (a excepción del CO)
Pey <i>et al.</i> (2013)	Barcelona	Estimación del impacto de las emisiones portuarias en PM ₁₀ y PM _{2,5} urbanos	2011	El impacto de la actividad naviera en PM ₁₀ y PM _{2,5} afecta a toda el área urbana

Cuadro 5 (continuación)

Actividad portuaria y niveles de contaminación

Estudio	Ciudad (país)	Análisis	Año	Resultados
Perdiguero y Sanz (2020a)	Barcelona	Estimación del impacto de la actividad de los cruceros en el puerto	2012-2016	Los cruceros alojados en el puerto aumentan el nivel de NO_x en un 22,1% sobre la media, el nivel de PM_{10} en un 17,3% sobre la media y el nivel de SO_2 en un 97,5% sobre la media Los cruceros que ingresan al puerto aumentan la contaminación por CO en un 48,7% sobre el promedio Cuanto más antiguo es el crucero, menor es el impacto sobre NO_x y CO durante su estancia en el puerto Cuanto más antiguo el crucero, mayor es el aumento del nivel de SO_2 cuando están parados en el puerto, o cuando lo abandonan El impacto de los cruceros afecta a toda el área urbana

Fuente: Elaboración propia.

Al igual que en el caso de la actividad portuaria, son numerosos los estudios que analizan el impacto que tiene el tráfico aéreo sobre diversos contaminantes atmosféricos. Un ejemplo es el artículo de Unal *et al.* (2005) para la ciudad de Atlanta, donde los autores observan incrementos muy significativos en los niveles de ozono, incrementos de 20 partes por billón (ppb). Resultados similares son

encontrados por Dobson *et al.*, (2009) en este caso en el aeropuerto de Warwick, en el Reino Unido. Los autores muestran una relación positiva entre las actividades de despegue y aterrizaje y los niveles de partículas de 2.5 micras. De hecho, Peace *et al.* (2006) muestran que los niveles de contaminación superan los límites deseables dentro de los aeropuertos del Reino Unido, especialmente para el caso del NO_x. Lopes *et al.*, (2019) muestran incrementos similares en las partículas respecto a la actividad del aeropuerto de Lisboa, observando como el efecto decae a medida que nos alejamos del mismo.

En España son varios los estudios que han aproximado a través del número de turistas que llegaban a la isla de Mallorca, la actividad aeroportuaria. Es apropiado en el caso de la isla de Mallorca, ya que la práctica totalidad de los turistas entran a través del aeropuerto. Sáenz-de-Miera y Rosselló-Nadal (2010), muestran como la presión turística influye de forma significativa en la evolución de los niveles de contaminación, especialmente del número de partículas de menos de 10 micras (PM₁₀).

Por lo tanto, aunque la mayor parte de la contaminación del aire proviene del transporte por carretera, no cabría obviar el efecto que los puertos y los aeropuertos pueden tener sobre la calidad del aire, especialmente de las grandes ciudades. Este impacto, además, puede ser creciente a medida que el número de operaciones en puertos y aeropuertos no ha dejado de crecer en los últimos años.

6. CONCLUSIONES

La contaminación es uno de los principales problemas actuales, provocando un gran número de muertes prematuras, así como enfermedades graves, como cáncer, problemas respiratorios o cardíacos. Si bien el problema de la contaminación es global, resulta especialmente preocupante en las grandes ciudades, donde la densidad de la población y la mayor movilidad provoca que en muchas ocasiones los niveles de contaminación se sitúen por encima de los valores máximos recomendados.

Por todo ello, son muchos los gobiernos locales y regionales que han implementado medidas para intentar mejorar la calidad del aire en sus ciudades. En el

presente artículo hemos realizado un repaso de las principales medidas implementadas en diferentes ciudades del mundo y el impacto que han tenido en los niveles de contaminación.

Como hemos podido observar, las medidas centradas en modificar la estructura del parque de vehículos, así como las que tienen como objetivo limitar la cantidad de vehículos en circulación, pueden generar reducciones de la contaminación en el corto plazo, pero pierden eficiencia en el largo plazo, y además pueden tener un carácter regresivo. Sin embargo, las medidas basadas en las señales de precios (pagar por aparcar y peajes de acceso a la ciudad) no solo son eficientes, generando una disminución del número de vehículos, de los niveles de congestión y, por lo tanto, de los niveles de contaminación, sino que además generan recursos que pueden ser aprovechados para mejorar el transporte público.

Precisamente el fomento de un mayor y mejor transporte público, junto a la promoción de la movilidad sostenible (bicicleta y patinete eléctrico) es el complemento ideal para combatir los elevados niveles de contaminación existentes en muchas ciudades españolas.

Aunque el transporte por carretera, es sin duda, el principal generador de contaminación en las ciudades no debemos olvidar otros modos de transporte que han crecido de forma rápida en las últimas décadas y que contribuyen cada vez de forma más importante en los niveles de contaminación. Los gobiernos locales deberían plantearse seriamente la introducción de impuesto pigouvianos tanto en el transporte marítimo como en el aéreo para internalizar los costes medioambientales generados por esta actividad.

REFERENCIAS

ADDA, J. y COOPER, R. (2000). Balladurette and Juppette: A discrete analysis of scrapping subsidies. *Journal of Political Economy*, Vol. 108(4), pp. 778-806.

ADLER, M. W. y VAN OMMEREN, J. N. (2016). Does public transit reduce car travel externalities? Quasi-natural experiments' evidence from transit strikes. *Journal of Urban Economics*, 92, pp. 106-119.

AJUNTAMENT DE BARCELONA. DIRECCIÓ DE SERVEIS DE MOBILITAT. (2019). Disponible en: <https://www.bcn.cat/estadistica/catala/dades/anuari/cap15/C1505030.htm>

— BICING (2020). Disponible en: <https://www.bicing.barcelona/dades-bicing/##reference-1>

ALBALATE, D. y GRAGERA, A. (2020). The impact of curbside parking regulations on car ownership. *Regional Science and Urban Economics*, 81, p. 103518.

ANDERSON, M. L. (2014). Subways, Strikes, and Slowdowns: The Impacts of Public Transit on Traffic Congestion. *American Economic Review*, 104(9), pp. 2763-2796.

ANDERSSON, D. y NÄSSÉN, J. (2016). The Gothenburg congestion charge scheme: A pre-post analysis of commuting behavior and travel satisfaction. *Journal of Transport Geography*, 52, pp. 82-89.

BALDASANO, J. M., GONÇALVES, M., SORET, A. y JIMÉNEZ-GUERRERO, P. (2010). Air pollution impacts of speed limitation measures in large cities: The need for improving traffic data in a metropolitan area. *Atmospheric Environment*, 44(25), pp. 2997-3006.

BASAGAÑA, X., TRIGUERO-MAS, M., AGIS, D., PÉREZ, N., RECHE, C., ALASTUEY, A. y QUEROL, X. (2018). Effect of public transport strikes on air pollution levels in Barcelona (Spain). *Science of the Total Environment*, 610–611, pp. 1076-1082.

BAUERNSCHUSTER, S., HENER, T. y RAINER, H. (2017). When Labor Disputes Bring Cities to a Standstill: The Impact of Public Transit Strikes on Traffic, Accidents, Air Pollution, and Health. *American Economic Journal: Economic Policy*, 9(1), pp. 1–37.

BEL, G. y HOLST, M. (2018). Evaluation of the impact of bus rapid transit on air pollution in Mexico City. *Transport Policy*, 63, pp. 209-220.

- BEL, G. y ROSELL, J. (2013). Effects of the 80 km/h and variable speed limits on air pollution in the metropolitan area of Barcelona. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 23, pp. 90-97.
- BERESTEANU, A. y LI, S. (2011). Gasoline prices, government support, and the demand for hybrid vehicles in the United States. *International Economic Review*, 52(1), pp. 161-182.
- BERNARDO, V., BORRELL, J. R. y PERDIGUERO, J. (2016). Fast Charging Stations: Simulating Entry and Location in a Game of Strategic Interaction. *Energy Economics*, 60, pp. 293-305
- BÖRJESSON, M., ELIASSON, J. y HAMILTON, C. (2016). Why experience changes attitudes to congestion pricing: The case of Gothenburg. *Transportation Research Part A*, 85, pp. 1-16.
- CAIMANS. (2015). *Air quality impact and green house gases assessment for cruise and passenger ships*. Disponible en: http://www.medmaritimeprojects.eu/download/ProjectCaimans/output/CAIMANs_Final_Report_partA.pdf
- CANTOS-SÁNCHEZ, P., GUTIÉRREZ-I-PUIGARNAU, E. y MULALIC, I. (2018). The impact of scrappage programmes on the demand for new vehicles: Evidence from Spain. *Research in Transportation Economics*, 70, pp. 83-96.
- CHALOULAKOU, A., KASSOMENOS, P., GRIVAS, G. y SPYRELLIS, N. (2005). Particulate matter and black smoke concentration levels in central Athens, Greece. *Environment International*, 31(5), pp. 651-659.
- CHATMAN, D. G. (2013). Does TOD need the T? *Journal of American Planning Association*, 79(1), pp. 17-31.
- CHATZINIKOLAOU, S. D., OIKONOMOU, S. D. y VENTIKOS, N.P. (2015). Health externalities of ship air pollution at port-Piraeus port case study. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 40, pp. 155-165.
- CHRISTIANSEN, P., ENGBRETSSEN, O., FEARNLEY N. y USTERUD-HANSEN, J. (2017a). Parking facilities and the built environment: Impacts on travel behaviour. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 95, pp. 198-206.

CHRISTIANSEN, P., FEARNLEY N., USTERUD-HANSEN, J. y SKOLLERUD, K. (2017b). Household parking facilities: relationship to travel behaviour and car ownership. *Transportation Research Procedia*, 25, pp. 4185-4195.

CORBETT, J. J., WINEBRAKE, J. J., GREEN, E. H., KASIBHATLA, P., EYRING, V. y LAUER, A. (2007). Mortality from ship emissions: a global assessment. *Environmental Science and Technology*, 41(24), pp. 8512–8518.

CLIA E CRUISE LINES INTERNATIONAL ASSOCIATION. (2017). *The Global Economic Contribution of Cruise Tourism 2016*. Informe publicado online y disponible en: https://cruising.org/docs/default-source/research/global_economic_contribution_2016.pdf?sfvrsn=2

DA SILVA, C., SALDIVA, P., AMATO-LOURENCO, L., RODRIGUES-SILVA, F. y MIRAGLIA, S. (2012). Evaluation of the air quality benefits of the subway system in Sao Paulo, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 101, pp. 191-196.

DIAMOND, D. (2009). The impact of government incentives for hybrid-electric vehicles: Evidence for US states. *Energy Policy*, 37(3), pp. 972-983.

DIAS, D., T'CHEPEL, O. y ANTUNES, A. P. (2016). Integrated modelling approach for the evaluation of low emission zones. *Journal of Environmental Management*, 177, pp. 253-263.

DIJKEMA, M. B., VAN DER ZEE, S. C., BRUNEKREEF, B. y VAN STRIEN, R. T. (2008). Air quality effects of an urban highway speed limit reduction. *Atmospheric Environment*, 42(40), pp. 9098-9105.

DOBRANSKYTE-NISKOTA, A., PERUJO, A. y PREGI, M. (2007). Indicators to assess sustainability of transportation activities. Ispra. European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability.

DODSON, R. E., HOUSEMAN E. A., MORIN, B. y LEVY, J. I. (2009). An analysis of continuous black carbon concentrations in proximity to an airport and major roadways. *Atmospheric Environment*, 43, pp. 3764-3773.

ECKHARDT, S., HERMANSEN, O., GRYTHE, H., FIEBIG, M., STEBEL, K., CASSIANI, M. y STOHL, A. (2013). The influence of cruise ship emissions on air pollution in Svalbard—a harbinger of a more polluted Arctic? *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(16), pp. 8401-8409.

ELIASSON, J. (2009). A cost-benefit analysis of the Stockholm congestion charging system. *Transportation Research Part A*, 43, pp. 468-480.

FABER, J., MARKOWSKA, A., NELISSEN, D., DAVIDSON, M., EYRING, V., CIONNI, I., SELSTAD, E., KÅGESON, P., LEE, D., BUHAUG, O., LINDTSAD, H., ROCHE, P., HUMPRIES, E., GRAICHEN, J., CAMES, J. y SCHWARZ, W. (2009). *Technical Support for European Action to Reducing GHG Emissions*. Commissioned by European Commission, CE Delft, Delft. Publicación número: 09.7731.78.

FAGEDA, X. y FLORES-FILLOL, R. (2018). Atascos y contaminación en grandes ciudades: Análisis y soluciones. *FEDEA Policy Papers*, 2018/04

GALLAGHER, K. S. y MUEHLEGGER, E. (2011). Giving green to get green? Incentives and consumer adoption of hybrid vehicles technology. *Journal of Environmental Economics and Management*, 61, pp. 1–15.

GENERALITAT DE CATALUNYA. (2007). *Pla per a la millora de la qualitat de l'aire a Barcelona 2007-2010*. Disponible en: <http://www20.gencat.cat/portal/site/mediambient/m.64be942b6641a1214e9cac3bb0c0e1a0/?vgnextoid=2a299c2751a27210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextchannel=2a299c2751a27210VgnVCM1000008d0c1e0aRCRD&vgnnextfmt=default>

GONÇALVES, M., JIMÉNEZ-GUERRERO, P., LÓPEZ, E. y BALDASANO, J. M. (2008). Air quality models sensitivity to on-road traffic speed representation: Effects on air quality of 80 km h⁻¹ speed limit in the Barcelona metropolitan area. *Atmospheric Environment*, 42(36), pp. 8389-8402.

GONG, Z. (2017). Traffic air pollution: Regulation and impact in Barcelona. Tesis de master. CEMFI.

GONZÁLEZ, L., PERDIGUERO, J. y SANZ, À. (2020). Impact of public transport strikes on air pollution and transport modes substitution in Barcelona. *Applied Economics Working Papers*. UAB (20.08).

GRAGERA, A. y ALBALATE, D. (2016). The impact of curbside parking regulation on garage demand. *Transport Policy*, 47, pp. 160-168.

GUO, Z. (2013). Home parking convenience, household car usage, and implications to residential parking policies. *Transport Policy*, 29, pp. 97-106.

HABIBI, M. y REHMATULLA, N. (2009). *Carbon Emission Policies in the Context of the Shipping Industry*. CASS Business School. London: City University.

HAGHSHENAS, H. y VAZIRI, M. (2012). Urban sustainable transportation indicators for global comparison. *Ecological Indicators*, 15(1), pp. 115-121.

HOLMAN, C. (1999). Sources of air pollution. In *Air pollution and health* (pp. 115-148). Academic Press.

HUANG E. (2010). Do public subsidies sell green cars? Evidence from the U.S. “Cash for Clunkers” program. *Energy Technology Innovation Policy Discussion Paper Series #2010-17*.

IAPH. (2007). *Tool Box for port Clean Air Programs. Improving Air Quality While Promoting Business Development*. Netherlands: International Association of Ports and Harbors.

INT PANIS, L., BROEKX, S. y RONGHUI, L. (2006). Modelling instantaneous traffic emission and the influence of traffic speed limits. *Science of the Total Environment*, 371, pp. 270–285.

JEON, C. M., AMEKUDZI, A. A. y GUENSLER, R. L. (2009). Evaluating plan alternatives for transportation system sustainability: Atlanta metropolitan region. *International Journal of Sustainable Transportation*, 4(4), pp. 227-247.

- JIMÉNEZ, J. L., PERDIGUERO, J. y GARCÍA, C. (2016). Evaluation of subsidies programs to sell green cars: Impact on prices, quantities and efficiency. *Transport Policy*, 47, pp. 105-118.
- JIMÉNEZ, F. y ROMÁN, A. (2016). Urban bus fleet-to-route assignment for pollutant emissions minimization. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 85, pp. 120-131.
- KELLER, J., ANDREANI-AKSOYOGLU, S., TINGUELY, M., FLEMMING, J., HELDSTAB, J., KELLER, M., ZBINDEN, R. y PREVOT, A. S. (2008). The impact of reducing the maximum speed limit on motorways in Switzerland to 80 km h⁻¹ on emissions and peak ozone. *Environmental Modelling & Software*, 23(3), pp. 322-332.
- KEUKEN, M. P., JONKERS, S., WILMINK, I. R. y WESSELING, J. (2010). Reduced NO_x and PM₁₀ emissions on urban motorways in The Netherlands by 80 km/h speed management. *Science of the Total Environment*, 408(12), pp. 2517-2526.
- LABORDA, J. y MORAL, M^a. J. (2019). Scrappage by age: Cash for Clunkers matters! *Transportation Research Part A*, 124, pp. 488-504.
- LAT. (2006). Emissions Inventory Guidebook. *Laboratory of Applied Thermodynamics (LAT), Report B710-1*. Greece: Thessaloniki.
- LENSKI, S. M., KEOLEIAN, G. A. y MOORE, M. R. (2013). An assessment of two environmental and economic benefits of Cash for Clunkers. *Ecological Economics*, 96, pp. 173-180.
- LI, S., LINN, J. y SPILLER, E. (2013). Evaluating “Cash for Clunkers”. Program effects on auto sales and the environment. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65, pp. 175-193.
- LI, S., LIU, Y., PUREVJAV, A. O. y YANG, L. (2019). Does subway expansion improve air quality? *Journal of Environmental Economics and Management*, 96, pp. 213-235.

LICANDRO, O. y SAMPAYO, A. R. (2006). The effects of replacement schemes on car sales: The Spanish case. *Investigaciones Economicas*, 30(2), pp. 239-282.

LOPES, M., RUSSO, A., MONJARDINO, J., GOUVEIA, C. y FERREIRA, F. (2019). Monitoring of ultrafine particles in the surrounding urban area of a civilian airport. *Atmospheric Pollution Research*, 10, pp. 1457-1463.

MACKIE, P. (2005). The London congestion charge: A tentative economic appraisal. A comment on the paper by Prud'homme and Bocajero. *Transport Policy*, 12, pp. 288-290.

MALINA, C. y SCHEFFLER, F. (2015). The impact of Low Emission Zones on particulate matter concentration and public health. *Transportation Research Part A*, 77, pp. 372-385.

MCARTHUR, D.P. y OSLAND, L. (2013). Ships in a city harbour: An economic valuation of atmospheric emissions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 21, pp. 47-52.

MEINARDI, S., NISSENSON, P., BARLETTA, B., DABDUB, D., SHERWOOD ROWLAND, F. y BLAKE, D. (2008). Influence of the public transportation system on the air quality of a major urban center. A case study: Milan, Italy. *Atmospheric Environment*, 42(34), pp. 7915-7923.

MIAN, A. y SUFI, A. (2010). The effects of fiscal stimulus: Evidence from the 2009 "Cash for Clunkers" program. *NBER Working Paper*, 16351.

NEGRENTI E. (1999). Corrected Average Speed' approach in ENEA's TEE model: an innovative solution for the evaluation of the energetic and environmental impacts of urban transport policies. *Science of the Total Environment*, 235, pp. 411-413.

NIEUWENHUIJSEN, M. J. y ROJAS-RUEDA, D. (2020). Bike-sharing systems and health. In *Advances in Transportation and Health*, pp. 239-250. Elsevier.

- OTERO, I., NIEUWENHUIJSEN, M. J. y ROJAS-RUEDA, D. (2018). Health impacts of bike sharing systems in Europe. *Environment international*, 115, pp. 387-394
- PEACE, H., MAUGHAN, J., OWEN, B. y RAPER, D. (2006). Identifying the contribution of different airport related sources to local urban air quality. *Environmental Modelling & Software*, 21, pp. 532-538.
- PERCOCO, M. (2013). Is road pricing effective in abating pollution? Evidence from Milan. *Transportation Research Part D*, 25, pp. 112-118.
- PERDIGUERO, J. y JIMÉNEZ, J. L. (2012). Policy options for the promotion of electric vehicles: a review. *IREA Working Paper*, 2012-2108.
- PERDIGUERO, J. y SANZ, A. (2020a). Cruise activity and pollution: The case of Barcelona. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 78, 102181.
- (2020b). *Does urban bus fleet-to-route assignment improve air quality?* Manuscrito no publicado.
- PERDIGUERO, J., SANZ, A. y TALAVERA, O. (2020a). *Measuring the impact of 'Superilles' on air quality in Barcelona: A Difference-in-Difference approach.* Manuscrito no publicado.
- PERDIGUERO, J., SANZ, A. y ZARALLO, C. (2020b). *Measuring the impact of the Bicing on air quality in Barcelona.* Manuscrito no publicado.
- PÉREZ, N. y PEY, J. (2011). APICE intensive air pollution monitoring campaign at the port of Barcelona. Disponible en: http://www.apice-project.eu/img_web/pagine/files/Publication/Final%20Publication.pdf (acceso octubre de 2019).
- PÉREZ, N., PEY, J., RECHE, C., CORTÉS, J., ALASTUEY, A. y QUEROL, X. (2016). Impact of harbour emissions on ambient PM₁₀ and PM_{2.5} in Barcelona (Spain): Evidences of secondary aerosol formation within the urban area. *Science of the Total Environment*, 571, pp. 237-250.

PEY, J., PÉREZ, N., CORTÉS, J., ALASTUEY, A. y QUEROL, X. (2013). Chemical fingerprint and impact of shipping emissions over a western Mediterranean metropolis: Primary and aged contributions. *Science of the Total Environment*, 463-464, pp. 497-507.

PHANG, S. Y. y TOH, R. S. (1997). From manual to electronic road congestion pricing: The Singapore experience and experiment. *Transportation Research Part E*, 33, pp. 97-106.

PRUD'HOMME, R. y BOCAREJO, J. P. (2005). The London congestion charge: A tentative economic appraisal. *Transport Policy*, 12(3), pp. 279-287.

RAASCHOU-NIELSEN, O., ANDERSEN, Z., BEELEN, R., SAMOLI, E., STAFOGGIA, M., WEINMAYR, G. y FISCHER, P. (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncology*, 14 (9), pp. 813-822.

ROJAS-RUEDA, D., DE NAZELLE, A., TEIXIDÓ, O. y NIEUWENHUIJSEN, M. (2012). Replacing car trips by increasing bike and public transport in the greater Barcelona metropolitan area: A health impact assessment study. *Environment International*, 49, pp. 100-109.

ROTARIS, L., DANIELIS, R., MARCUCCI, E. y MASSIANI, J. (2010). The urban road pricing scheme to curb pollution in Milan, Italy: Description, impacts and preliminary cost-benefit analysis assessment. *Transportation Research Part A*, 44, pp. 359-375.

SÁENZ-DE-MIERA, O. y ROSSELLÓ-NADAL, J. (2010). The influence of tourist activities on air pollution: the case of Mallorca. *Cuadernos de turismo*, 25, pp. 279-281.

SANTOS, F. M., GÓMEZ-LOSADA, A. y PIRES, J. C. M. (2019). Impact of the implementation of Lisbon low emission zone on air quality. *Journal of Hazardous Materials*, 365, pp. 632-641.

- SCHILLER, P. L., BRUUN, E. C. y KENWORTHY, J. R. (2010). *An Introduction to Sustainable Transportation: Policy, planning, and implementation*. Earthscan: Washington DC.
- SMIT, R., BROWN, A. L. y CHAN Y. C. (2008). Do air pollution emissions and fuel consumption models for roadways include the effects of congestion in the roadway traffic flow? *Environmental Modelling & Software*, 23, pp. 1262–1270.
- TICHAVSKA, M. y TOVAR, B. (2015). Environmental cost and eco-efficiency from vessel emissions in Las Palmas port. *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review*, 83, pp. 126-140.
- TSAPAKIS, I., HEYDECKER, B. G., CHENG, T. y ANBAROGLU, B. (2012). Effects of Tube Strikes on Journey Times in Transport Network of London. *Transportation Research Record*, 2274, pp. 89-92.
- TZANNATOS, E. (2010). Ship emissions and their externalities for the port of Piraeus–Greece. *Atmospheric Environment*, 44(3), pp. 400-407.
- UNAL, A., HU, Y., CHANG M. E., TALAT ODMAN, M. y RUSSELL, A. G. (2005). Airport related emissions and impacts on air quality: Application to the Atlanta International Airport. *Atmospheric Environment*, 39, pp. 5787-5798.
- VILLALBA, G. y GEMECHU, E. D. (2011). Estimating GHG emissions of marine ports—the case of Barcelona. *Energy Policy*, 39(3), pp. 1363-1368.
- VOLTES-DORTA, A., PERDIGUERO, J. y JIMÉNEZ, J. L. (2013). Are car manufacturers on the way to reduce CO2 emissions? A DEA approach. *Energy Economics*, 38, pp. 77-86.
- WEINBERGER, R. (2012). Death by a thousand curb-cuts: Evidence on the effect of minimum parking requirements on the choice to drive. *Transport Policy*, 20, pp. 93-102.

WILLOUGHBY, C. (2000). Singapore's experience in managing motorization and its relevance to other countries. *Discussion Paper TWU-43, TWU Series*. The World Bank April.

WOLFF, H. (2014). Keep your clunker in the suburb: Low-emission zones and adoption of green vehicles. *The Economic Journal*, 124, pp. 481-512.

Mitigating congestion in urban areas: Urban tolls versus low emission zones*

*Valeria Bernardo***, *Xavier Fageda**** and *Ricardo Flores-Fillol*****

Abstract

The intensive use of private transportation in urban areas generates congestion and pollution, two externalities that are clearly related as prolonged car circulation at reduced speeds has a notable effect on the emission of polluting substances. This paper compares the effectiveness of low emission zones (LEZ) and urban tolls in mitigating congestion for a sample of European urban areas over the period 2008-2019. Our main finding consists in showing that urban tolls are more effective than LEZ in reducing congestion. An explanation could come from the fact that tolls are usually accompanied by public transportation improvements. Furthermore, LEZ may spur the renewal of the car fleet, so that older and more polluting cars are replaced by new and cleaner cars. Hence, LEZ may only have a short-term effect in terms of reducing congestion. Finally, LEZ cities are relatively rich so that their inhabitants may be financially capable of renewing their vehicles to overcome the restriction imposed by this policy. Even though urban tolls are more effective in reducing congestion than LEZ, we observe that tolls are rarely implemented whereas LEZ are increasingly adopted in many European cities. The ultimate reason explaining this policy choice has to do with the fact that LEZ are much better accepted than urban tolls. We also provide some guidelines to better understand this phenomenon.

Keywords: Pollution, congestion, low emission zones, urban tolls, urban areas.

1. INTRODUCTION

The intensive use of private transportation in urban areas generates congestion and pollution, two externalities that are clearly related as prolonged car

* We acknowledge financial support from the Spanish Ministry of Science and Innovation and AEI/FEDER-EU (PID2019-105982GB-I00/AEI/10.13039/501100011033 and RTI2018-096155-B-I00), Generalitat de Catalunya (2017SGR770 and 2017SGR644), and RecerCaixa (2017ACUP00276).

** Escola Superior de Ciències Socials i de l'Empresa, TecnoCampus — UPF.

*** Department of Applied Economics and GIM-IREA, Universitat de Barcelona.

**** Serra Húnter Fellow. Departament d'Economia and CREIP, Universitat Rovira i Virgili.

circulation at reduced speeds has a notable effect on the emission of polluting substances (Barth and Boriboonsomsin, 2008; Beaudoin, Farzin and Lin Lawell, 2015; Parry, Walls and Harrington, 2007).

In particular, the problem of urban congestion is explained by the fact that supply (infrastructure) is unable to absorb demand, especially during peak hours. Urban congestion produces traffic jams producing high socio-economic costs. The consulting firms *INRIX* and *Centre for Economics and Business Research* carried out a study in 2013 to estimate the economic impact of the delays caused by traffic jams in the UK, France, Germany, and the US. In this study, three costs are identified: i) the reduction in labor productivity, ii) the effect on the price of goods caused by the additional transportation time, and iii) the derived CO₂ emissions. Altogether, these congestion costs represented \$200 billion in the four countries (around 0.8% of their joint GDP). In addition, given the observed trend, the study forecasts that this exhibit could reach \$300 billion by 2030.¹ Focusing on Spanish cities, TomTom has elaborated a report concluding that national firms lose more than €840 million per year due to traffic jams (data from 2016).² It is worth noting the size of the average per-commuter yearly loss in the two largest Spanish cities: 119 overtime hours behind the wheel in the case of Barcelona (equivalent to 14 working days) and 105 in the case of Madrid. This time translates into a huge economic loss of €175.5 million in Barcelona and €187.5 million in Madrid.

As for polluting emissions, they are the main cause of the death of 3.3 million people a year in the world (more than AIDS, malaria, and the flu together) and, no doubt, traffic is one of the main causes (Lelieveld *et al.*, 2015). The World Health Organization (WHO) warns that 92% of the population lives in places with a harmful air quality (2014 data) and that air pollution around the world causes 3 million premature deaths every year (2012 estimate).

Investments in capacity are extremely expensive, involve long gestation periods, and are not effective in urban areas with dense road networks.³ Therefore, two

1 Information from *The Economist* (2014).

2 https://telematics.tomtom.com/es_es/webfleet/blog/coste-los-atascos-las-empresas/

3 Duranton and Turner (2011) show that new road capacity generates a proportional increase in demand so that the increased provision of roads is unlikely to relieve congestion.

main types of measures can be applied depending on whether they are quantity-based or price-based. The most popular quantity-based measure in Europe are the low emission zones (LEZ), which are widespread in the continent.⁴ LEZ ban polluting vehicles (*i.e.*, those not complying with emission standards) from city centers. Thus, their primary goal is not to mitigate congestion but to reduce pollution. Price-based measures consist in charging urban tolls, typically to enter/exit to/from the city center during peak hours. Urban tolls increase drivers' travel cost and reduce traffic consequently.

In this paper, we compare the effectiveness of LEZ and urban tolls in mitigating congestion for a sample of European urban areas. More precisely, we explore the evolution of congestion in each city having implemented LEZ and/or tolls in comparison to cities that have not implemented any of these policies (*i.e.*, control cities). For each treated city, we compare the evolution of congestion from the year before implementation until the last year with available data.

Our sample contains information for 130 cities with a population exceeding 300,000 inhabitants from 19 different European countries over the period 2008-2019. There are 45 cities from 12 countries having implemented a LEZ in the considered period (LEZ are massively implemented in German and Italian cities). Instead, urban tolls have only been implemented in five European cities: London (2003), Stockholm (2007), Milan (2008), Gothenburg (2013), and Palermo (2016). Furthermore, urban tolls are combined with LEZ in Milan and Palermo. All in all, it is clear that LEZ are more widely applied than tolls: while there is an extensive use of LEZ across European cities, very few cities have applied urban tolls.

Focusing on European urban areas, some previous studies have studied the effectiveness of urban tolls in mitigating congestion in Stockholm (Eliasson, 2008; Börjesson *et al.*, 2012; Börjesson, Brundell-Freij and Eliasson, 2014), London (Santos and Fraser, 2006) Milan (Gibson and Carnovale, 2015; Rotaris *et al.*, 2010; Percoco, 2013), and Gothenburg (Andersson and Nässén, 2016). All

⁴ Another quantity-based measure is the one based on license plate numbers (even vs. odd). It has been applied in some European cities (such as Madrid or Lyon) during highly polluted periods. More systematically, it has been implemented in Latin American cities such as Buenos Aires, São Paulo or Mexico City (De Grange and Troncoso, 2011).

these studies conclude that urban tolls are effective in reducing congestion from the first year of implementation. As for LEZ, the only study that has examined their impact on congestion is Bernardo, Fageda and Flores-Fillol (2020) and they conclude that, on average, LEZ are ineffective in reducing congestion.

Our main finding consists in showing that urban tolls are more effective than LEZ in reducing congestion. An explanation could come from the fact that tolls are usually accompanied by public transportation improvements while this is not usually the case for LEZ. Furthermore, LEZ may spur the renewal of the car fleet, so that older and more polluting cars are replaced by new and cleaner cars. Hence, LEZ may have positive effects in terms of pollution but not in terms of congestion. In this regard, our data suggests that LEZ may have a short-term effect in terms of reducing congestion but we do not find evidence of positive effects in the long-term for most cities in our sample. Finally, LEZ cities are relatively rich so that their inhabitants may be financially capable of renewing their vehicles to overcome the restriction imposed by this policy. In this vein, we find a stronger impact of LEZ on congestion in cities that are relatively poor in the context of our data, such as Naples or Lisbon.

The rest of the paper is organized as follows. Section 2 describes the way congestion is measured in our analysis. In Section 3 we present the current application of LEZ and urban tolls in European cities. Section 4 studies the effectiveness of LEZ and urban tolls in mitigating congestion. Finally, Section 5 offers some final considerations based on the differences between LEZ and urban tolls in terms of acceptability.

2. MEASURE OF CONGESTION

Our sample contains information from urban areas in the European Union and United Kingdom with a population exceeding 300,000 inhabitants over the period 2008-2019. The sample of cities is determined by the availability of congestion data. Our sample has information for 130 cities from 19 different countries.

The indicator of congestion measures the additional travel time a vehicle needs to undertake a trip in a certain city as compared to a free-flow situation. Data

have been obtained from TomTom.⁵ Rather than relying on theoretical models or simulations, TomTom obtains real data from anonymous drivers' travel time from every city where it is active. Based on actual GPS-based measurements for each city, TomTom registers data from local roads, arterials, and highways. This is how the congestion index is built. First, a *baseline* of travel times is established under uncongested and free-flow conditions across each road segment in each city. Second, *actual* average travel times are calculated considering the entire year (24/7) and every vehicle in the city network.⁶ Finally, the *baseline* and the *actual* travel times are compared to compute the *extra travel time*. Hence, the congestion index represents the extra travel time experienced by drivers due to traffic conditions.

A 40% congestion level, for example, means that a 30-minute trip will take 40% more time that it would take during uncongested conditions. For this 30-minute trip, the extra travel time is about 12 minutes. Note here that our congestion data is an average of all trips across the whole day. In peak periods, the extra travel time may be close to 100% in the most congested cities.

Exhibits 1 and 2 provide information about the magnitude of the problem that congestion represents for cities in our sample. In terms of the congestion indicator that we use, a high proportion of cities in our sample lie in the range that goes from 20% to 40% excess travel time, although cities with congestion records higher than 50% can also be identified (Bucharest, Kraków, Dublin), as well as and cities with congestion records around 10% (Brescia, Karlsruhe, Tampere).

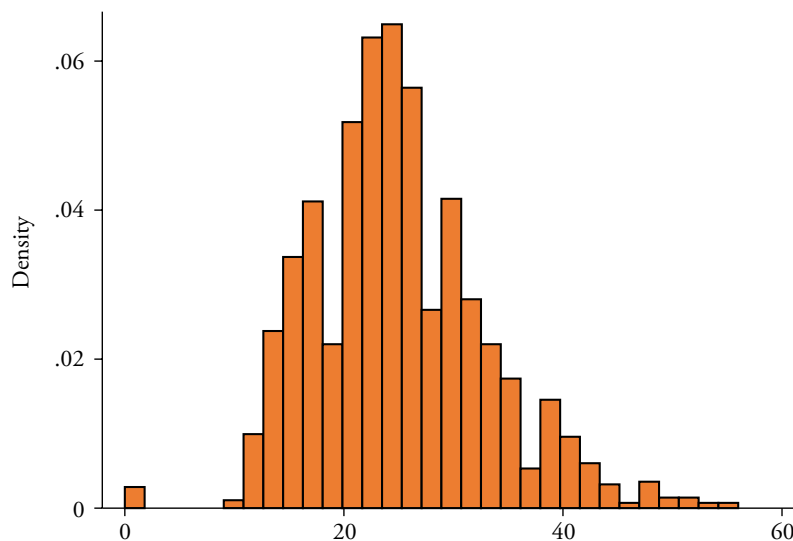
From a general perspective, the levels of congestion can be considered as relatively high for a large number of cities in our sample. Furthermore, Exhibit 2 reveals that congestion is worsening in the considered period. The mean level of congestion in cities of our sample was about 23% in 2008 while it reaches 27% in 2019. Although we can see some fluctuations in the annual evolution of congestion, there is a clear increasing trend in congestion records for cities in our sample.

⁵ https://www.tomtom.com/en_gb/trafficindex

⁶ Speed measurements are used to compute travel times on individual road segments and over the entire city network. A weight is then applied taking into account the number of measurements so that busier and more important roads in the network have a higher influence on the city's congestion level.

Exhibit 1

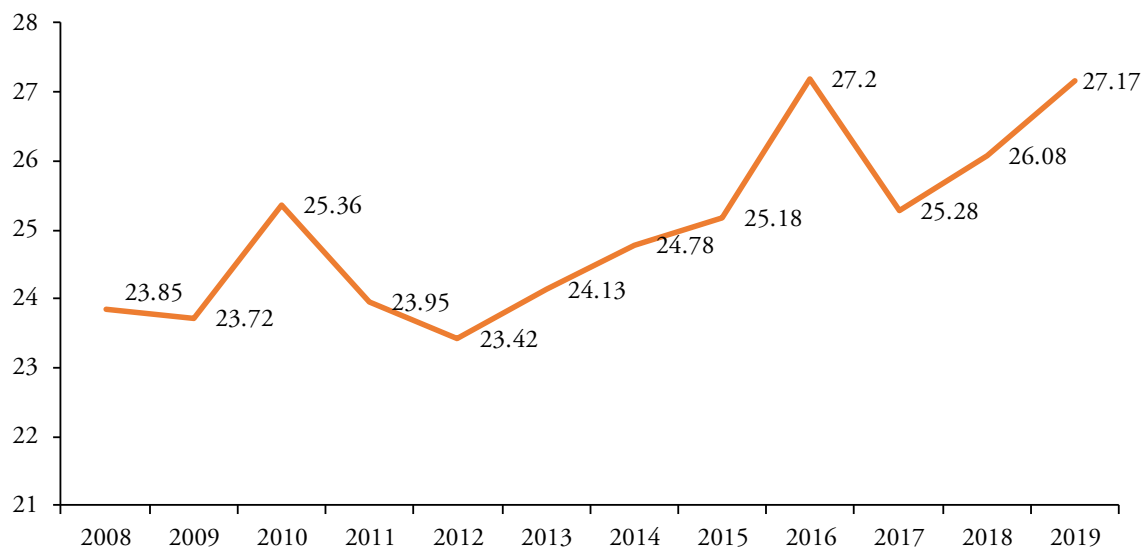
Histogram of the congestion variable



Source: Own elaboration.

Exhibit 2

Evolution of congestion for cities in our sample



Source: Own elaboration.

3. LEZ AND URBAN TOLLS IN EUROPEAN CITIES

Data about the implementation of LEZ and toll policies have been obtained from CLARS (Charging, Low Emission Zones, other Access Regulation Schemes), a website promoted by the European Commission and built by Sadler Consultants Ltd.⁷ These data are complemented with city regulations searched online.

Table 1 shows the cities in our sample having applied LEZ for all types of vehicles in the considered period: 45 cities from 12 countries. Most of large cities in Western and Northern Europe have implemented a LEZ in the considered period.⁸ The decision and implementation of LEZ corresponds ultimately to city councils (type of vehicles restricted, emission standards, boundaries, fines).⁹ However, some underlying national dynamics remain important, as LEZ are massively implemented in German and Italian cities, while they are occasionally implemented in French, British or Spanish cities (being the only cases Paris, London, Madrid, and Barcelona) and in Eastern Europe metropolises (Prague and Kraków).

There may be some heterogeneity in the application of LEZ. Some of the first LEZ in Germany and Italy only ban diesel cars but the emission standards in recent years for almost all cities affects diesel and petrol cars. The most common emission standard, particularly in German cities, is Euro 4 for Diesel cars and Euro 1 for petrol cars. However, several cities impose tighter requirements. Only few cities like Rotterdam, Utrecht or Athens ban just diesel cars. Furthermore, most of cities restrict the city center although obviously the size of the restricted area varies across cities. In this regard, a few cases restrict most of the city like Barcelona, Paris, Rome or Milan although it is usual to set tighter requirements in the city center.

⁷ <http://urbanaccessregulations.eu>

⁸ However, LEZ only applies to specific vehicles like trucks, vans and/or buses in some cases. Note that our focus here is on LEZ applied to all type of vehicles including passenger cars.

⁹ Although national frameworks may set some rules, such as the classification of vehicles used in environmental labels.

Table 1

LEZ cities in our sample

Country (# LEZ cities)	City	Starting year	# non-LEZ cities
Belgium (3)	Antwerp	2017	2
	Brussels	2019	
	Ghent	2020	
Czech Republic (1)	Prague	2016	1
Germany (19)	Berlin	2008	3
	Bochum	2013	
	Bonn	2010	
	Bremen	2010	
	Cologne	2013	
	Dortmund	2013	
	Düsseldorf	2009	
	Duisburg	2013	
	Essen	2013	
	Frankfurt	2010	
	Hamburg	2018	
	Hannover	2010	
	Karlsruhe	2013	
	Leipzig	2011	
	Mannheim	2013	
	Münster	2010	
	Munich	2012	
	Stuttgart	2010	
	Wuppertal	2011	
France (1)	Paris	2017	16
Greece (1)	Athens	2018	1

Table 1 (continued)

LEZ cities in our sample

Country (# LEZ cities)	City	Starting year	# non-LEZ cities
Italy (13)	Brescia	2019	6
	Bologna	2016	
	Florence	2008	
	Genoa	2016	
	Milan	2008	
	Modena	2016	
	Naples	2011	
	Palermo	2016	
	Parma	2016	
	Reggio Emilia	2016	
	Rome	2011	
	Turin	2010	
	Verona	2018	
The Netherlands (2)	Rotterdam	2016	3
	Utrecht	2015	
Poland (1)	Kraków	2019	9
Portugal (1)	Lisbon	2011	1
Spain (1)	Barcelona	2020	11
	Madrid	2018	
Sweden (1)	Stockholm	2020	1
United Kingdom (1)	London	2019	22

Notes: Other non-LEZ cities in our sample: Tampere and Helsinki (Finland), Budapest (Hungary), Bucharest (Romania), Bratislava (Slovakia), and Dublin (Ireland). LEZ for specific vehicles: Glasgow and Brighton (buses), Lyon and Grenoble (trucks and vans), Amsterdam, Copenhagen, Helsinki and Gothenburg (trucks and buses), Vienna, Eindhoven, and The Hague (trucks). Emergency-LEZ: Lille, Marseille, Strasbourg and Toulouse. Plans for LEZ for all vehicles in several cities in the UK and The Netherlands.

Source: Own elaboration.

Table 2

Toll cities in our sample

City	Starting year
London	2003
Stockholm	2006
Milan	2008
Göteborg	2013
Palermo	2016

Note: Unsuccessful plans for urban tolls have been observed in Copenhagen, Edinburgh, Manchester, and Helsinki.

Source: Own elaboration.

Table 2 shows the cities in our sample having applied a congestion charge scheme in the considered period. Only five cities have implemented it and, in two of them (Milan and Palermo), they are combined with LEZ.¹⁰ Out of our sample, tolls have only been applied in Singapore and some Norwegian cities (Oslo, Bergen, and Trondheim).

All in all, it is clear that LEZ are more widely applied than tolls: while there is an extensive use of LEZ across European cities, very few cities have applied urban tolls.

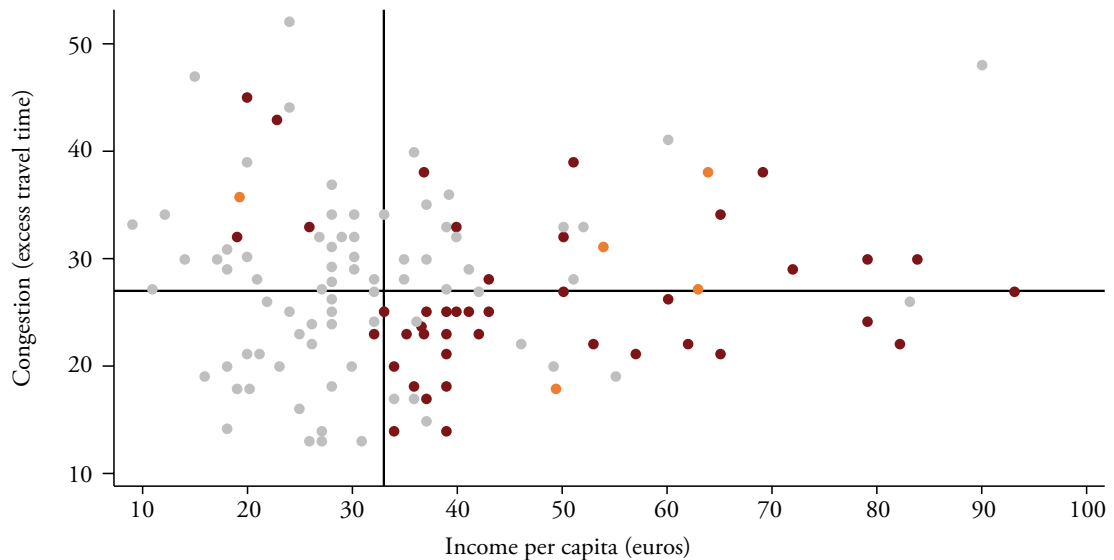
A priori, we should expect LEZ to be mainly applied in highly polluted cities, given that their main goal is to fight against the emission of local pollutants by cars. However, Fageda, Flores-Fillol and Theilen (2020) show that the main driver in the implementation of LEZ is urban income. Since our interest here is on the link between congestion and LEZ/toll policies, Exhibit 3 explores whether these policies are mostly applied in highly congested cities.

There are only four LEZ cities with an income clearly below the sample median (Athens, Kraków, Naples, and Lisbon) and two additional LEZ cities with an income slightly below the sample median (Bochum, Turin). Finally, Palermo (that

¹⁰ Urban tolls are also applied in Durham (2002) or Valletta (2007) but they affect a few streets in the historic center of these small cities. They are also applied in several cities in Norway but their primary purpose is to collect funds for road investments (Larsen and Østmoe, 2001). The only relevant case of urban tolls not included in our sample is Singapore (1975).

Exhibit 3

Range scatter plot of congestion vs. income in 2019



Note: Brown dots denote LEZ cities, orange dots toll cities, and grey dots cities with no LEZ or tolls.

Source: Own elaboration.

applies a combination of LEZ and tolls) has also an income below the median. All these *relatively poor* LEZ cities have congestion records higher than the median. The rest of cities with an income below the median (58 cities) are non-LEZ cities, regardless their congestion records. In fact, these non-LEZ cities include many highly congested cities in Eastern Europe. Instead, there are 38 LEZ cities (out of 65 cities) with urban incomes higher than the median. Only 11 of these 38 *relatively rich* LEZ cities have congestion records higher than the median, including cities such as Brussels, London, Milan (that applies a combination of LEZ and tolls), Paris, Rome, and several German cities. Therefore, we confirm the key role of urban income in the adoption of LEZ described in Fageda, Flores-Fillol and Theilen (2020).

Regarding toll cities, only Palermo has an income lower than the median. Thus, the acceptability of this policy seems also to be conditioned by urban income. However, the existing literature (see below) shows that an additional driver in

the implementation of this policy has been the magnitude of the car-related externalities (the only toll city with congestion records lower than the mean sample is Gothenburg). At this point, it is useful to briefly review the studies that analyze the origin of urban tolls in London, Stockholm, Milan, and Gothenburg.

- *London.* The average speed of trips across London was lower during the 1990s than at the beginning of the 20th century (when cars started to be used). Such speed in central London fell by more than 20% after the 1960s decade (Leape, 2006). An independent survey in 1999 identified public transportation and congestion as the two most serious problems for residents in London requiring action (ROCOL, 2000) and numerous studies since 1965 reported that a congestion pricing scheme in central London could ameliorate the traffic and improve the environment (Selmoune *et al.*, 2020). Hence, congestion costs and environmental damages explain the implementation of a licensing scheme area in the city center of London in 2003. The measure was decided by the mayor Ken Livingston (first elected as an independent before rejoining the Labor party) who won the election with a platform including congestion pricing in its program. Additionally, a substantial investment in the bus system was approved just before the implementation of the congestion scheme with the compromise of devoting most toll revenues to fund public transit (Santos and Fraser, 2006; Albalade and Bel, 2009).
- *Stockholm.* Public discussion about a congestion charging scheme had taken place in Stockholm since the 1970s. The congestion pricing initiative came about after the 2002 national elections that led to the formation of a new government by the Social Democrats party with the support of the Green Party. The new national government in cooperation with the local government in Stockholm (also ruled by the Social Democrats) promoted a seven-month trial in 2006 based on time-differentiated prices to enter into a restricted area comprising the city center. A referendum on the permanent implementation of the pricing system in Stockholm took place after the trial period was over. During the trial, an extensive monitoring and evaluation program was carried out. Many analyses based on these data sets reported substantial traffic reductions in the charged area (Eliasson, 2008). The environmental benefits associated to the trial increased the public and political acceptance of the congestion pricing

scheme (Eliasson and Johnson, 2011; Börjesson *et al.*, 2012). The permanent urban toll was approved by a majority of voters (52% support) and, therefore, it was re-introduced in August 2007. Hårsman and Quigley (2010) examined the variability in the votes across 339 zones of the city, finding a larger support in traffic zones where average time savings implied by the toll system were higher. Kottenhoff and Brundell Freij (2009) underlined the determinant role of public transportation (in particular, the introduction of new bus lines) in the acceptability of the toll. However, the toll revenues raised when the system was reintroduced on a permanent basis (by an alliance of right-wing parties) were allocated to Stockholm's motorway ring road (Börjesson *et al.*, 2012).

- *Milan.* Milan is one of the cities with the largest number of cars per inhabitant in the world. This intensive use of private transportation together with adverse climate conditions in the region lead to very high pollution records (Rotaris *et al.*, 2010). In fact, the city council of Milan has been applying a number of policy initiatives to curb pollution since the 1990s (Gibson and Carnovale, 2015). The mayor of the city (affiliated to the right-wing party Forza Italia) launched Ecopass in 2008, a program initially planned to last one year but finally extended until the end of 2011. It consisted in a package of policies including investments in public transportation, higher parking fees, and restrictions to enter into the city center. Such restrictions were a combination of a *pollution charge and a low emission zone*: the most polluting vehicles were banned and an emission-based charging scheme was applied to the allowed vehicles. In a public consultation held on mid-2011, 79% of voters approved the continuation of Ecopass (Percoco, 2013). Therefore, it was re-established in 2012 under the name of Area C, which started as an 18-month pilot program becoming permanent in 2013. The Area C program is a combination of *congestion charge combined with a low emission zone*: all vehicles meeting the emission standards must pay a fixed daily charge during office hours. The change from the *pollution charge* in Ecopass to the *congestion charge* in Area C can be explained by the fact that Ecopass had a modest effect on congestion as it promoted the purchase of less polluting vehicles.
- *Gothenburg.* Although Gothenburg was not particularly affected by high levels of congestion or pollution, a congestion charge scheme with time-differentiated

prices was introduced on 2013 (similar to the one in Stockholm). Looking at our data for 2012, congestion in Gothenburg was 21% (being our sample mean 23%) while pollution measured as PM_{2.5} emissions was 5.1 µg/m³ (being our sample mean 14.82 µg/m³). The main purpose of the urban toll in this case was to co-fund investments in transportation infrastructures (Andersson and Nässen, 2016; Börjesson and Kristoffersson, 2015). While the introduction of the congestion charge was accompanied by a significant improvement of public transportation and bike facilities, public support to the scheme was low: a consultative referendum was held in 2014 and 57% voted against. Although the scheme was launched by the local government (coalition of parties leaded by Social Democrats), all well-established parties in the city council supported the initiative. This wide political support is explained by the key role played by the urban toll in the negotiation of national funds for transportation investments. More precisely, projects benefiting from regional co-funding were prioritized and toll revenues were allocated to such co-funding.

- *Palermo*. The local government ruled by the right-wing party Forza Italia launched the urban toll in 2016 (similar to the one in Milan). The scheme is therefore a congestion charge combined with a low emission zone: all vehicles meeting the emission standards are allowed to enter into the restricted area, paying a fixed daily charge during office hours. Congestion was severe in Palermo at the time of implementing the policy, as it was 41% in 2015 (being our sample mean 25%). Only Bucharest and Lodz registered higher levels of congestion in that year. The introduction of the urban toll was accompanied by a new tram system (with four lines and 44 stations) that improved substantially the public transportation options for residents.

4. EFFECTIVENESS OF LEZ AND TOLLS IN MITIGATING CONGESTION

Previous studies for German cities suggest that LEZ can be effective in improving air quality (Malina and Scheffler, 2015; Wolff, 2014; Morfeld, Groneberg and Spallek, 2014). Studies for other specific European cities also find similar qualitative results: Amsterdam (Panteliadis *et al.*, 2014), London (Ellison,

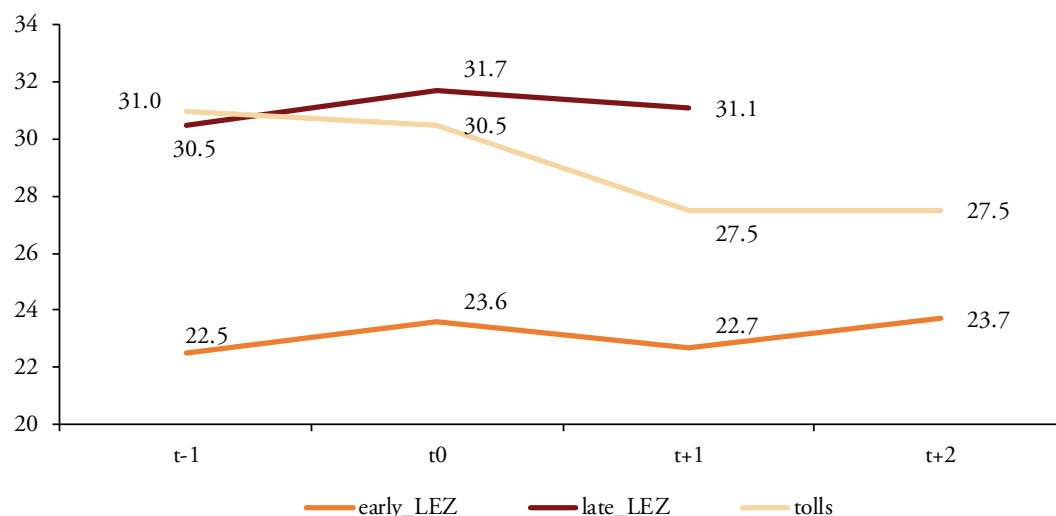
Greaves and Hensher, 2013), and Rome (Cesaroni *et al.*, 2012). However, the impacts vary according to the pollutant examined, with stronger effects for PM10 and more modest outcomes for NO, NO₂, and NO_x. The effectiveness of LEZ in mitigating congestion is less clear. The only study that has examined the impact of LEZ on congestion is Bernardo, Fageda and Flores-Fillol (2020) and they conclude that, on average, LEZ are ineffective in reducing congestion.

By contrast, there is extensive evidence on the effectiveness of urban tolls in mitigating congestion. Indeed, several previous studies have examined their impact on individual cities by comparing either traffic or congestion levels before and after their implementation. All of them find urban tolls to be effective in abating congestion from the first year of implementation. The analyses for London and Stockholm show that tolls reduce congestion by 20-30% (Eliasson, 2008; Santos and Fraser, 2006; Börjesson *et al.*, 2012; Börjesson, Brundell-Freij and Eliasson, 2014), while the impact is about 10-15% in Milan and Gothenburg (Andersson and Nässén, 2016; Gibson and Carnovale, 2015; Rotaris *et al.*, 2010; Percoco, 2013). In Singapore, their effectiveness has been shown to be even higher as compared to European cities (Phang and Toh, 1997; Willoughby, 2000; Olszewski and Xie, 2005). Furthermore, some studies provide evidence on the effectiveness of tolls in mitigating pollution. The reduction in pollution lies between 6% and 17% in Milan (Gibson and Carnovale, 2015) and between 5% and 15% in Stockholm (Simeonova *et al.*, 2019). Finally, additional positive effects associated with urban tolls have been also identified in the literature: in terms of traffic accidents in London (Green, Heywood and Navarro 2016), and in terms of children health in Stockholm (Simeonova *et al.*, 2019).

Focusing on every city in our sample having implemented either LEZ or urban tolls (or both of them), we explore the effectiveness of these policy measures in mitigating congestion.

Exhibit 4 shows the short-term evolution of congestion in treated cities (*i.e.*, cities that have applied LEZ and/or urban tolls). This exhibit is centered on the implementation year of the policy and shows the evolution of congestion one year before and two years after (one year after for late LEZ cities). Therefore, we build two different groups of LEZ cities based on the year of the implementation

Exhibit 4

Short-term evolution of congestion (% extra-travel time as compared to free-flow conditions) in cities applying LEZ and/or urban tolls

Source: Own elaboration.

of the policy: early LEZ cities (having implemented the policy before 2017) and late LEZ cities (having implemented it from 2017 onward). For both groups of LEZ cities, a slight decrease in congestion is observed during the year after the implementation of the policy (such effect is totally diluted during the second post-implementation year of the policy for early LEZ cities). For toll cities, we can only examine the effects over time for Gothenburg and Palermo, given that only these two cities applied their urban tolls after 2008. For these two toll cities, there is a strong decrease in congestion after the first post-implementation year. The lower levels of congestion are maintained during the second post-implementation year.

Data in this exhibit evoke that LEZ may not be effective in containing congestion. Instead, we confirm the results from previous studies suggesting a clear effect of tolls in mitigating congestion.

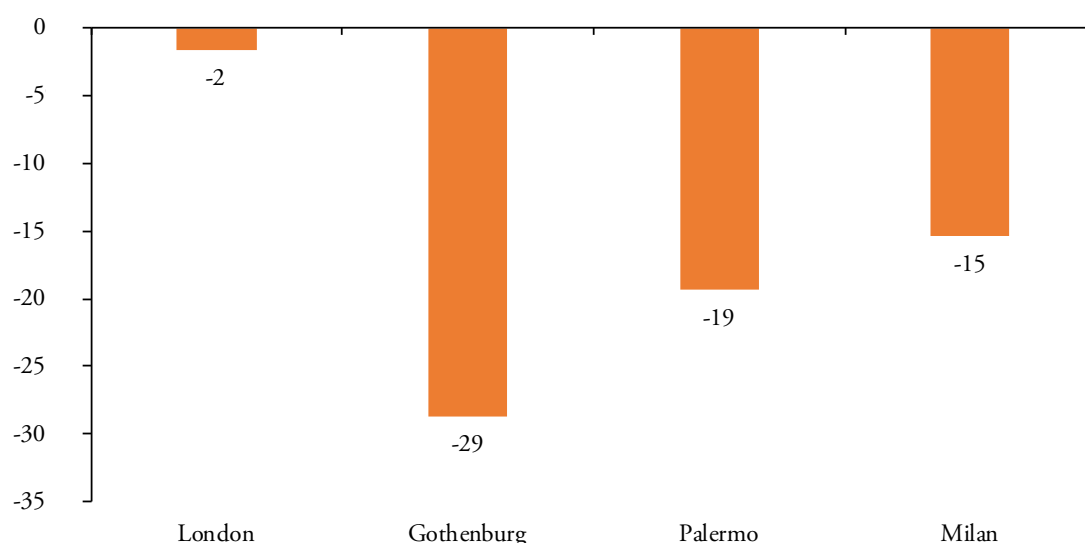
Taking this into account, the exhibits that follow explore the evolution of congestion in each city having implemented LEZ and/or tolls in comparison to cities that have not implemented any of these policies (*i.e.*, control cities).

For each treated city, we compare the evolution of congestion from the year before implementation until the last year with available data. For example, given that the year before implementation of urban tolls in Gothenburg was 2013, we therefore analyze the evolution of congestion in Gothenburg as compared to the group of control cities over the period 2012-2019. Similarly, given that the year before implementation of LEZ in Prague was 2016, we therefore analyze the evolution of congestion in Prague as compared to the group of control cities over the period 2015-2019.

Exhibit 5 provides these numbers for cities having applied either tolls or a combination of tolls and LEZ. Our considered period 2008-2019 implies some limitations: i) as London applied tolls in 2003, we can only examine the effect of LEZ implemented in 2018; ii) as tolls in Milan were applied in 2008, we can only examine the evolution of congestion since the implementation year (and not since the year before implementation); and iii) as tolls in Stockholm were applied in 2007, we need to exclude this city from our analysis.

Exhibit 5

Evolution of congestion in toll cities or combined tolls/LEZ versus control cities since the year before implementation



Source: Own elaboration.

A remarkable reduction in congestion as compared to control cities is observed in the two cities where we can properly identify the effects before and after the implementation of tolls (Gothenburg and Palermo). Such reduction is about 29% in Gothenburg and 19% in Palermo. There is a remarkable mitigation of congestion in Milan as well (15%), a number that may be underestimated due to the lack of information of the year before implementation. Finally, the application of LEZ in London, a city that had previously introduced an urban toll in 2003, does not seem to be successful in promoting further reductions in congestion.

With respect to the aforementioned effectiveness of urban tolls in mitigating congestion, a caveat needs to be made. As toll revenues are typically used to improve public transit, it is complicated to distinguish between the direct effects of tolls and the indirect effects derived from these improvements of public transit.

Exhibits 6, 7, and 8 replicate the analysis for LEZ. Given the high number of LEZ cities in our sample, we can classify them into three groups: i) German LEZ cities (Exhibit 6); ii) Italian LEZ cities (Exhibit 7); and iii) LEZ cities from other European countries (Exhibit 8).

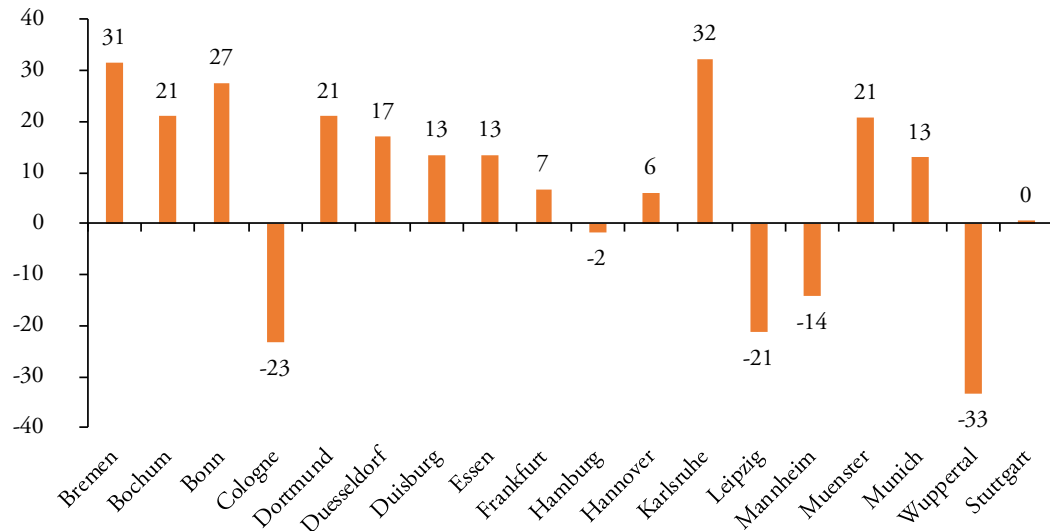
Exhibit 6 shows a high heterogeneity in the evolution of congestion in German LEZ cities as compared to control cities, with a prevalence of LEZ cities experiencing increased congestion records.

Cologne, Leipzig, Mannheim, Wuppertal and, to a lower extent, Hamburg, are the only German LEZ cities performing better than the group of control cities. We can provide some explanations for this observed fact. In Cologne and Leipzig, this differential effect could be related to having larger restricted areas (part of the city center affected by LEZ). In addition, Leipzig and Mannheim banned older and more polluting diesel vehicles (those with yellow and red stickers) before the rest of German cities (in 2011 and 2013, respectively). Furthermore, we need to take into account that the evolution of congestion in Exhibit 6 makes reference to a relatively long post-treatment period, as most German LEZ cities implemented the

Exhibit 6

Evolution of congestion in German LEZ cities versus control cities since the year before implementation

(Percentage)



Source: Own elaboration.

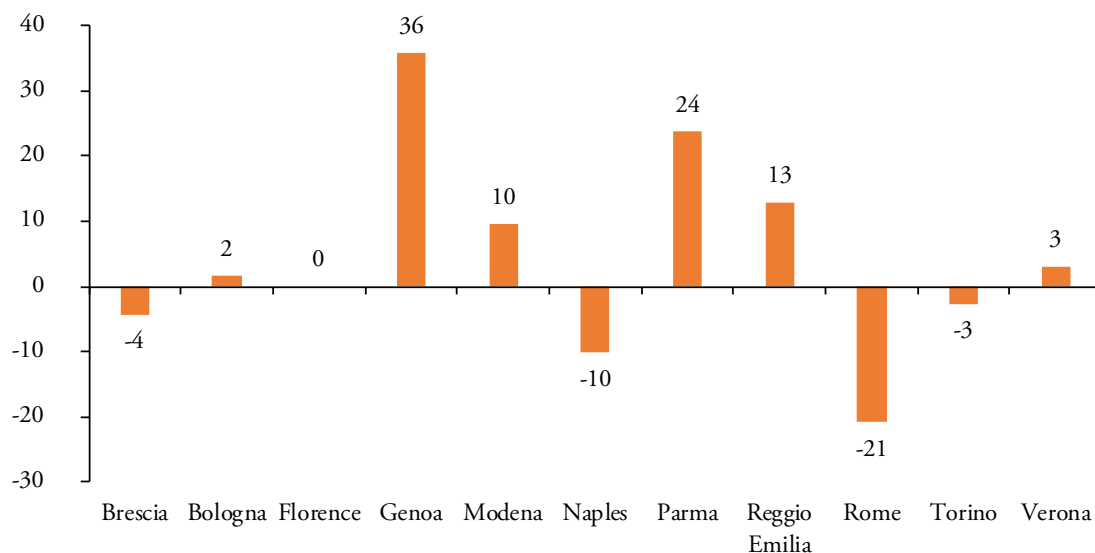
policy many years ago (being Hamburg the main exception). Finally, urban income in Cologne, Leipzig, and Wuppertal is lower than the average for German cities. In general, German cities are relatively rich and it is sensible to consider a lower effectiveness of LEZ in containing congestion in high-income urban areas.

Exhibit 7 shows a similar pattern for Italian LEZ cities, as most of them experienced increased congestion records. The exceptions are Naples and Rome and, to a lower extent, Brescia and Turin. We can provide some explanations for this observed fact. In the case of Brescia, only the short-term effects can be examined as it applied the policy in 2019. Naples is one of the few LEZ cities in our sample that is relatively poor and Turin is not particularly rich either. Rome is one of the few cities in our sample where LEZ being applied to the entire city. Besides, there is probably an effect coming from the relevant metro expansion carried out in Rome during 2014.

Exhibit 7

Evolution of congestion in Italian LEZ cities versus control cities since the year before implementation

(Percentage)



Source: Own elaboration.

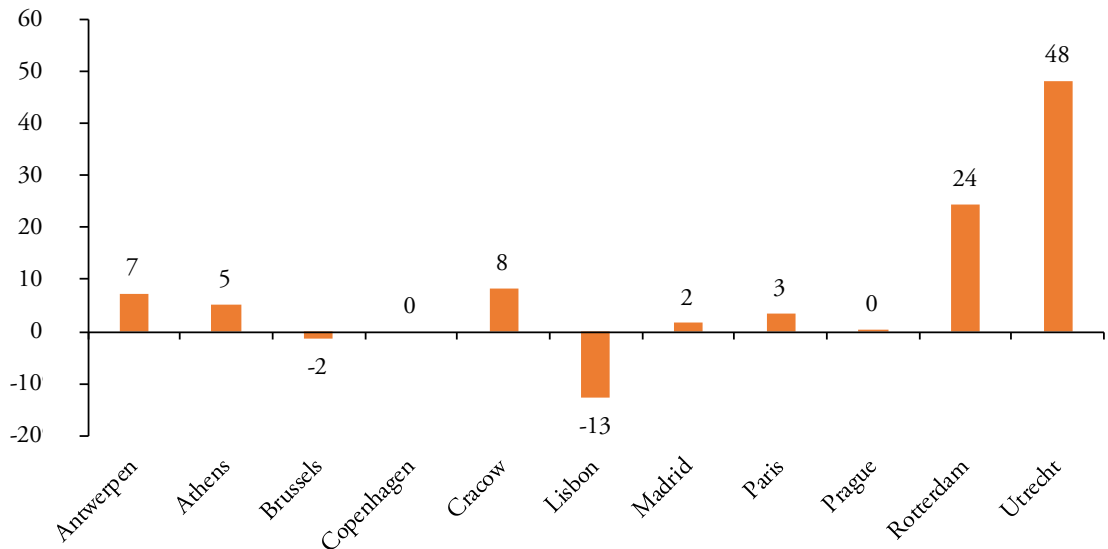
Finally, Exhibit 8 shows again a similar behavior in LEZ cities outside Germany and Italy, *i.e.*, a high heterogeneity and a general bad performance of LEZ. The only exceptions are: i) Brussels, where the policy was applied in 2019; and ii) Lisbon, which is one of the few relatively poor LEZ cities in the context of our data.

To sum up, we conclude that urban tolls are more effective than LEZ in reducing congestion. An explanation could come from the fact that tolls are usually accompanied by public transportation improvements while this is not usually the case for LEZ. Furthermore, LEZ may spur the renewal of the car fleet, so that older and more polluting cars are replaced by new and cleaner cars. Hence, LEZ may have positive effects in terms of pollution but not in terms of congestion. In this regard, our data suggests that LEZ may have a short-term effect in terms of reducing congestion but we do not find evidence of positive effects in the long-term for most cities in our sample. Finally, LEZ cities are relatively rich so that their inhabitants may be financially capable of renewing their vehicles to

Exhibit 8

Evolution of congestion in non-German and non-Italian LEZ cities versus control cities since the year before implementation

(Percentage)



Source: Own elaboration.

overcome the restriction imposed by this policy. In this vein, we find a stronger impact of LEZ on congestion in cities that are relatively poor in the context of our data, such as Naples or Lisbon.

5. DISCUSSION ON THE ACCEPTABILITY OF URBAN TOLLS AND LEZ

As pointed out above, the main lesson that can be derived from our analysis is that urban tolls are more effective in reducing congestion than LEZ. Instead, we observe that urban tolls are rarely implemented whereas LEZ are increasingly adopted in many European cities. The ultimate reason explaining this policy choice has to do with the fact that LEZ are much better accepted than urban tolls. In this section, we provide some guidelines to better understand this issue (for a thorough analysis on the acceptability of price and quantity restrictions, see Fageda, Flores-Fillol and Theilen, 2020).

There is a prevalence of quantity over price measures with quantity measures being applied in high-income cities. There are a number of reasons explaining this statement. First, even though both price measures (*i.e.*, urban tolls) and quantity measures (*i.e.*, LEZ) are potentially equivalent instruments to mitigate pollution and congestion simultaneously, there is a general perception that i) pollution is a more severe externality, and ii) quantity measures are more effective in curbing pollution.¹¹ Second, quantity restrictions only ban specific vehicles (the most polluting ones), thereby affecting a limited number of commuters (while tolls affect every commuter). As a consequence, the acceptability of quantity measures can be easily enhanced by relaxing their stringency. Third, quantity measures are very cheap to implement by city councils as they are not expected to be accompanied with investments in public transportation. Fourth, quantity measures spur the renewal of the car fleet as a fraction of older and more polluting cars are replaced by new and cleaner cars. These measures are naturally aligned with the corporate interests of the vehicle manufacturing industry, an influential and strategic industry that can spend significant resources in lobbying activities which, undoubtedly, have relevant effects on policy makers and public opinion.

Departing from these reasons, Fageda, Flores-Fillol and Theilen (2020) conclude that having a majority of commuters that remain commuting after the policy is implemented is the key element for the prevalence of quantity measures, which are easier to implement and benefit high-income commuters who own the newer and less polluting cars.

Trial periods are used to enhance the acceptability of urban tolls before their permanent implementation (Stockholm and Milan), but not in the case of quantity measures. The relevance of reducing individual uncertainty to overcome the resistance to urban tolls has been explained in De Borger and Proost (2012), who consider that initial drivers are uncertain about their situation after the implementation of urban tolls as they do not know exactly whether they will remain commuting (becoming remaining drivers) or stop driving (becoming ex-drivers). Therefore, *ex ante*, initial drivers are unsure about their willingness to pay. De Borger and Proost (2012) show that initial drivers underestimate the positive effects of urban

11 Posada *et al.* (2015) suggest that quantity instruments can be very effective in curbing pollution.

tolls, meaning that a larger fraction would oppose *ex ante* than *ex post* (once the uncertainty is resolved). This result would help explaining the small number of successful experiences in implementing urban tolls, along with the resistance and failure to apply them in many cities such as Copenhagen, Edinburgh, Manchester, Helsinki, New York or Hong Kong.

Fageda, Flores-Fillol and Theilen (2020) conclude that commuters are overoptimistic about the effects of quantity measures and overpessimistic about those of price measures. As a consequence, a successful introduction of urban tolls benefits from trial periods that help dispelling this uncertainty. By contrast, trials would undermine the acceptability of quantity-based measures.

Some cities use of a combination of price and quantity measures (Milan and Palermo) while others are embroiled in long-lasting discussions without applying any measure. More precisely, Milan and Palermo designed a combination of price and quantity measures while London, Stockholm, and Gothenburg started with a congestion charge scheme and adopted LEZ later on. In Gothenburg, the low emission zone is restricted to trucks and buses. Therefore, a combination of price and quantity measures can be deemed as a more popular policy as compared to a rise of existing tolls. On the long-lasting discussions on the most convenient measure to be applied, we could refer to the experience of Barcelona where a debate started around 2005 and lasted until the approval of a low emission zone in 2019. From this moment and despite the adopted decision, the issue is still far from being settled and there is an ongoing discussion on the possibility to modify the current low emission zone to combine it with an urban toll (as in the case of Milan and London). The resistance to any policy reform can give clues to these long-lasting discussions that delay the application of any measure in several cities.

Using a model with peak and off-peak periods, Fageda, Flores-Fillol and Theilen (2020) conclude that a majority of citizens prefers a combination of price and quantity measures over an exclusive implementation of either tolls or quantity restrictions under some realistic and mild conditions (having congestion concentrated in peak periods and a sufficiently large number of remaining peak drivers once the policy is implemented). They also show that having to choose among several traffic restrictions can result into voting cycles, *i.e.*, a lack of

consensus resulting into long-lasting policy discussions that end up delaying the actual implementation of any measure.

Policy makers commit to invest in public transit to enhance the acceptability of urban tolls (London, Stockholm, Milan, Gothenburg, and Palermo), but not in the case of quantity measures. Several authors have emphasized the importance of credible commitments in enhancing the acceptability of urban tolls. Their main conclusion is that, in order to receive social support, urban tolls require to be accompanied by important investments in public transportation and/or the reduction of other taxes (a detailed revision of this literature is provided in De Borger and Proost, 2012).

Fageda, Flores-Fillol and Theilen (2020) confirm that using toll revenues to subsidize public transit enhances the acceptability of tolls, but they also observe that high-income commuters (who own the newer and less polluting cars) still prefer quantity restrictions as they gain from pollution and congestion mitigation at no cost.

REFERENCES

ALBALATE, D. and BEL, G. (2009). What local policy makers should know about urban road charging: Lessons from worldwide experience. *Public Administration Review*, September/October, pp. 962-975.

ANDERSSON, D. and NÄSSÉN, J. (2016). The Gothenburg congestion charge scheme: A pre-post analysis of commuting behavior and travel satisfaction. *Journal of Transport Geography*, 52, pp. 82-89.

BARTH, M. and BORIBOONSOMSIN, K. (2008). Real-world carbon dioxide impacts of traffic congestion. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 2058, pp. 163-171.

BEAUDOIN, J., FARZIN, Y. H. and LIN LAWELL, C. Y. (2015). Public transit investment and sustainable transportation: A review of studies of transit's impact on traffic congestion and air quality. *Research in Transportation Economics*, 52, pp. 15-22.

BERNARDO, V., FAGEDA, X. and FLORES-FILLOL, R. (2020). Pollution and congestion in urban areas: The effects of low emission zones. *SSRN working paper*. Retrieval from: <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3289613>

BÖRJESSON, M., BRUNDELL-FREIJ, K. and ELIASSON, J. (2014). Not invented here: Transferability of congestion charges effects. *Transport Policy*, 36, pp. 263-271.

BÖRJESSON, M., ELIASSON, J., HUGOSSON, M. B. and BRUNDELL-FREIJ, K. (2012). The Stockholm congestion charges - 5 years on. Effects, acceptability and lessons learnt. *Transport Policy*, 20, pp. 1-12.

BÖRJESSON, M. and KRISTOFFERSSON, I. (2015). The Gothenburg congestion charge: Effects, design and politics. *Transportation Research Part A*, 75, pp. 134-146.

CESARONI, G., BOOGAARD, H., JONKERS, S., PORTA, D., BADALONI, C., CATTANI, G., FORASTIERE, F. and HOEK, G. (2012). Health benefits of traffic-related air pollution reduction in different socioeconomic groups: The effect of low-emission zoning in Rome. *Occupational and Environmental Medicine*, 69, pp. 133-139.

DE BORGER, B. and PROOST, S. (2012). The political economy of road pricing. *Journal of Urban Economics*, 71, pp. 79-92.

DE GRANGE, L. and TRONCOSO, R. (2011). Impacts of vehicle restrictions on urban transport flows: The case of Santiago, Chile. *Transport Policy*, 18, pp. 862-869.

DURANTON, G. and TURNER M. A. (2011). The fundamental law of road congestion: Evidence from US cities. *American Economic Review*, 101, pp. 2616-2652.

ELIASSON, J. (2008). Lessons from the Stockholm congestion charging trial. *Transport Policy*, 15, pp. 395-404.

ELIASSON, J. and JONSSON, L. (2011). The unexpected “yes”: Explanatory factors behind the positive attitudes to congestion charges in Stockholm. *Transport Policy*, 18, pp. 636-647.

ELLISON, R. B., GREAVES, S. P. and HENSHER, D. A. (2013). Five years of London's low emission zone: Effects on vehicle fleet composition and air quality. *Transportation Research Part D*, 23, pp. 25-33.

FAGEDA, X., FLORES-FILLOL, R. and THEILEN, B. (2020). Price versus quantity measures to deal with pollution and congestion in urban areas: A political economy approach. *SSRN working paper*. Retrievable from: https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=3688332

GIBSON, M. and CARNOVALE, M. (2015). The effects of road pricing on driver behavior and air pollution. *Journal of Urban Economics*, 89, pp. 62-73.

GREEN, C. P., HEYWOOD, J. S. and NAVARRO, M. (2016). Traffic accidents and the London congestion charge. *Journal of Public Economics*, 133, pp. 11-22.

HÅRSMAN, B. and QUIGLEY, J. M. (2010). Political and public acceptability of congestion pricing. *Journal of Policy Analysis and Management*, 29, pp. 854-874.

KOTTENHOFF, K. and BRUNDELL FREIJ, K. (2009). The role of public transport for feasibility and acceptability of congestion charging - The case of Stockholm. *Transportation Research Part A*, 43, pp. 297-305.

LARSEN, O.I. and ØSTMØE, K. (2001). The experience of urban toll cordons in Norway: Lessons for the future. *Journal of Transport Economics and Policy*, 35, pp. 457-471.

LELIEVELD, J., EVANS, J. S., FNAIS, M., GIANNADAKI, D. and POZZER, A. (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525, pp. 367-371.

LEAPE, J. (2006). The London congestion charge. *Journal of Economic Perspectives*, 20, pp. 157-176.

MALINA, C. and SCHEFFLER, F. (2015). The impact of Low Emission Zones on particulate matter concentration and public health. *Transportation Research Part A*, 77, pp. 372-385.

MORFELD, P., GRONEBERG, D. A. and SPALLEK, M. F. (2014). Effectiveness of low emission zones: Large scale analysis of changes in environmental NO₂, NO and NO_x concentrations in 17 German cities. *PLoS ONE*, 9, pp. 1-18.

OLSZEWSKI, P. and XIE, L. (2005). Modelling the effects of road pricing on traffic in Singapore. *Transportation Research Part A*, 39, pp. 755-772.

PHANG, S. Y. and TOH, R. S. (1997). From manual to electronic road congestion pricing: The Singapore experience and experiment. *Transportation Research Part E*, 33, pp. 97-106.

PANTELIADIS, P., STRAK, M., HOEK, G., WEIJERS, E., VAN DER ZEE, S. and DIJKEMA, M. (2014). Implementation of a low emission zone and evaluation of effects on air quality by long-term monitoring. *Atmospheric Environment*, 86, pp. 113-119.

PARRY, W. H., WALLS, M. and HARRINGTON, W. (2007). Automobile externalities and policies. *Journal of Economic Literature*, 45, pp. 373-399.

PERCOCO, M. (2013). Is road pricing effective in abating pollution? Evidence from Milan. *Transportation Research Part D*, 25, pp. 112-118.

POSADA, F., WAGNER, D.V., BASNAL, G. and FERNÁNDEZ, R. (2015). Survey of best practices in reducing emissions through vehicle replacement programs. *ICCT White Paper*. Washington DC: ICCT.

ROCOL. (2000). Road charging options for London: A technical assessment. London.

ROTARIS, L., DANIELIS, R., MARCUCCI, E. and MASSIANI, J. (2010). The urban road pricing scheme to curb pollution in Milan, Italy: Description, impacts and preliminary cost-benefit analysis assessment. *Transportation Research Part A*, 44, pp. 359-375.

SANTOS, G. and FRASER, G. (2006). Road pricing: Lesson from London. *Economic Policy*, 21, pp. 263-310.

SELMOUNE, A., CHENG, Q., WANG, L. and LIU, Z. (2020). Influencing factors in congestion pricing acceptability: A literature review. *Journal of Advanced Transportation*, article 4242964.

SIMEONOVA, E., CURRIE, J., NILSSON, P. and WALKER, R. (2019). Congestion pricing, air pollution and children's health. *Journal of Human Resources*, article 0218-9363R2.

THE ECONOMIST. (2014). The cost of traffic jams. November 3, 2014. Retrievable from: <https://www.economist.com/blogs/economist-explains/2014/11/economist-explains-1>

WILLOUGHBY, C. (2000). Singapore's experience in managing motorization and its relevance to other countries. *World Bank paper* TWU-43. Retrievable from: <https://trid.trb.org/view/672945>

WOLFF, H. (2014). Keep your clunker in the suburb: Low-emission zones and adoption of green vehicles. *Economic Journal*, 124, pp. 481-512.

Eco-driving: eficiencia energética y conducción responsable

Andrés Monzón* y Alessandra Boggio-Marzet**

Resumen

El crecimiento urbano y el *boom* del *e-commerce* hacen que la dependencia del transporte por carretera crezca, así como su ineficiencia y los impactos sobre la ciudad. Por ello, resulta indispensable involucrar al ciudadano en las políticas de reducción de consumos en el transporte urbano. Esta investigación presenta los resultados obtenidos de dos trabajos de campo en el Área Metropolitana de Madrid, y analiza el efecto de la conducción eficiente (*eco-driving*), tanto en coches particulares, como en vehículos comerciales. Los conductores realizaron un curso de conducción eco. Para evaluar su eficiencia y medir los ahorros energéticos, se tomaron datos reales de los parámetros de tipo de conducción y consumo de combustible en recorridos urbanos, antes y después del curso, a lo largo de 6.763 km y 7.262 km respectivamente. Los tramos seleccionados corresponden a diferentes tipos de vía y condiciones de tráfico. El ahorro de combustible llegó hasta un 6,5% en coches particulares, correspondiendo el mayor ahorro a las vías periurbanas (8%). Así mismo, la práctica de *eco-driving* en la distribución logística reduce las paradas innecesarias en un 5-6%, las aceleraciones y desaceleraciones hasta un 15%, correspondiendo los mayores ahorros energéticos también a vías de tipo suburbano, llegando hasta el 26%. Por tanto, se recomienda formar a los conductores en conducción eficiente, y promover la conciencia ciudadana sobre los beneficios ambientales de este tipo de conducción.

Palabras clave: Transporte, cambio climático, *eco-driving*, eficiencia energética, movilidad urbana, conducción sostenible.

1. EFICIENCIA ENERGÉTICA DEL TRANSPORTE: UN OBJETIVO INCUMPLIDO

En 1950 solamente un tercio de la población mundial habitaba en ciudades. Pero esta proporción ha ido cambiando aceleradamente; históricamente en 2007 se igualaron las proporciones de población urbana y rural y se espera que, en 2050, la población rural sea solo un tercio del total. Se habrá producido en el

* Catedrático de Ingeniería del Transporte – UPM.

** Investigadora de TRANSyT – Centro de Investigación del Transporte-UPM.

transcurso de un siglo un cambio de paradigma: el entorno de vida minoritario ha pasado a ser el dominante (United Nations, 2020). Este desequilibrio es más acusado aún en el caso de la Unión Europea (UE), con un 75% de población urbana (Banco Mundial, 2017). Por otra parte, las ciudades son motor de la actividad económica: en el caso de la UE el 85% del PIB comunitario se localiza en los núcleos urbanos. Pero dicha concentración compromete la calidad de la vida urbana, que a su vez es clave para la vitalidad económica y social. Aunque las ciudades ocupan solamente el 2% de la superficie terrestre del planeta, consumen más del 65% de la energía mundial y son responsables de más del 70% de las emisiones mundiales de CO₂ producidas por el hombre. Por lo tanto, las ciudades deben desempeñar un papel crucial para ayudar a alcanzar los objetivos de transformación sistémica, hacia la neutralidad climática, aprovechando soluciones de innovación y optimización (tecnológica y no tecnológica).

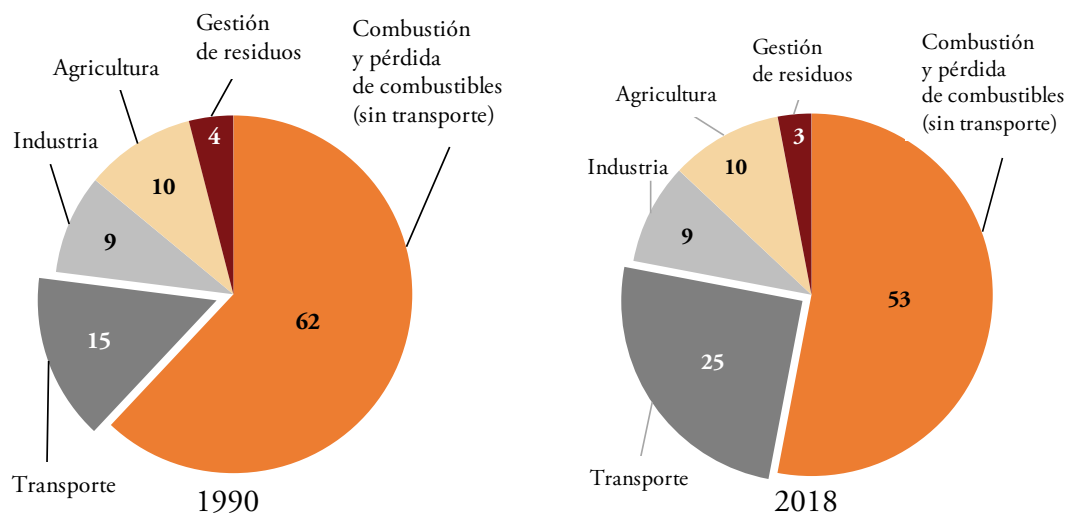
Este cambio de paradigma no podría haberse producido sin el desarrollo de sistemas de transporte, y en particular de las redes multimodales de los núcleos de población. Pero el transporte, al tiempo que facilita el desarrollo y la actividad urbana, es también causante de importantes externalidades, que comprometen la calidad de vida, y a la larga pueden suponer pérdida de actividad y población.

Según la Agencia Europea de Medio Ambiente, el sector del transporte es responsable de un cuarto de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (GEI) en la Unión Europea (UE) y contribuye significativamente al cambio climático (EEA, 2019). Mientras que otros sectores económicos, como la generación de energía y la industria, han reducido drásticamente sus emisiones respecto al nivel de 1990 (Protocolo de Kioto), las emisiones del transporte han aumentado, estando en 2018 un 29% por encima de los niveles de 1990. Y dentro del sector, el transporte por carretera es la principal responsable, al tener mayores crecimientos que el resto de modos, tanto para pasajeros como mercancías (gráfico 1).

Por tanto, se puede decir que los esfuerzos internacionales, y en particular la política europea, recogida en los sucesivos Libros Blancos¹, no han conseguido

1 Libro Blanco del Transporte de 2001: “La política europea de transportes de cara al 2010: la hora de la verdad”. 2006 Mid-Term Review: introduce el término “co-modalidad”. Libro Blanco de 2011: “Hoja de ruta hacia un espacio único europeo de transporte: por una política de transportes competitiva y sostenible”.

Gráfico 1

Emisiones GEI por sector UE-27, 1990 y 2018

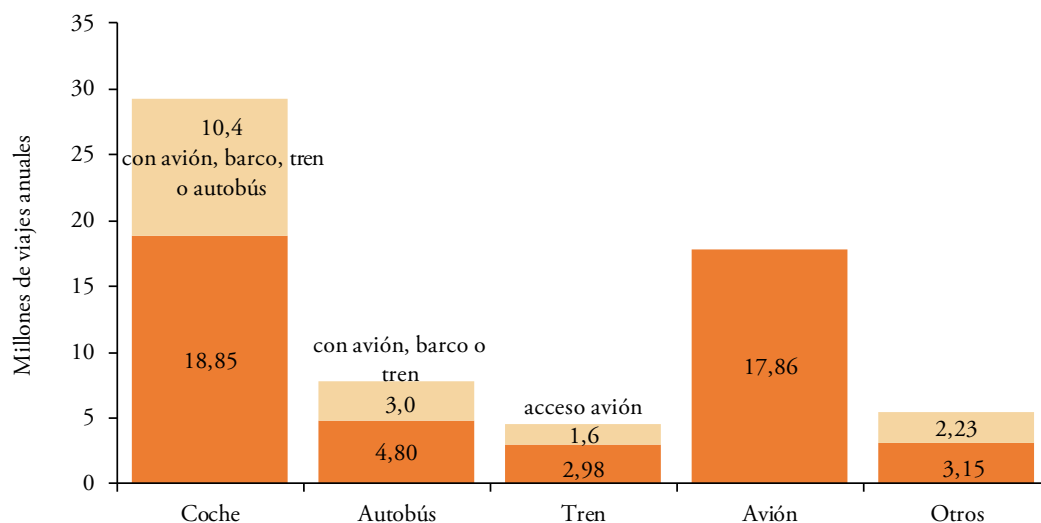
Fuente: Eurostat (2020).

ni el objetivo de equilibrar los modos, ni reducir las emisiones globales del transporte, a pesar de contar con tecnologías de propulsión más eficientes. El modo dominante sigue siendo la carretera, y el efecto de todas las mejoras –vehículos y combustibles– han sido compensadas por el crecimiento de la demanda y de los recorridos: más viajes y a más distancia han compensado ampliamente las limitadas mejoras. Solamente la crisis económica (2008-2013) y el COVID-19 en la actualidad, han producido una reducción de emisiones, pero por la disminución de la actividad económica, y no porque el transporte haya sido más eficiente. El gráfico 2 muestra como el coche y el autobús son los modos dominantes en el transporte de viajeros de larga distancia, siendo además los principales modos de acceso a otros modos.

En este contexto, la Unión Europea ha lanzado en 2019 el denominado *Green Deal*, que propone un pacto por el clima, aunando una estrategia de crecimiento con el objetivo de preservar el planeta para las generaciones futuras. Uno de los elementos de acción clave es “acelerar el cambio hacia una movilidad inteligente y sostenible”, cuyo objetivo es reducir en un 90% las emisiones actuales del transporte en el horizonte de 2050.

Gráfico 2

Modos de los viajes de más 500 km en España

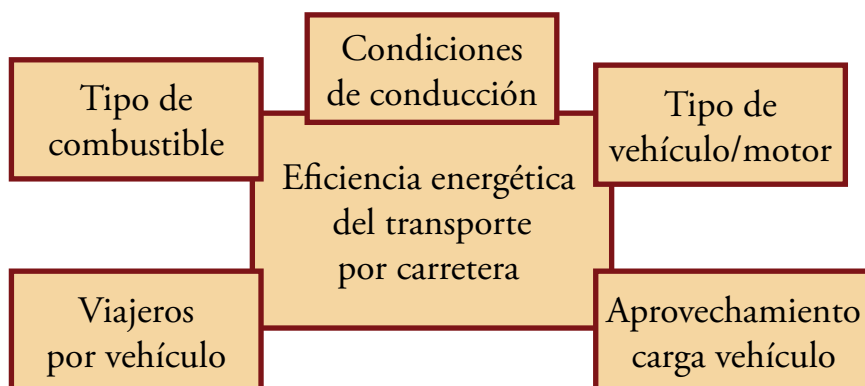


Fuente: Elaboración de los autores, a partir de datos de Movilia 2007 (Ministerio de Fomento).

En cualquier caso, el objetivo de la eficiencia energética del transporte por carretera, puede enfocarse desde diversos ámbitos de actuación, como muestra el gráfico 3: mejora de vehículos y combustibles, aumento de la ocupación, tanto en pasajeros como mercancías, y hacer que la conducción sea más eficiente.

Gráfico 3

Ámbitos de actuación para mejorar la eficiencia energética de la carretera



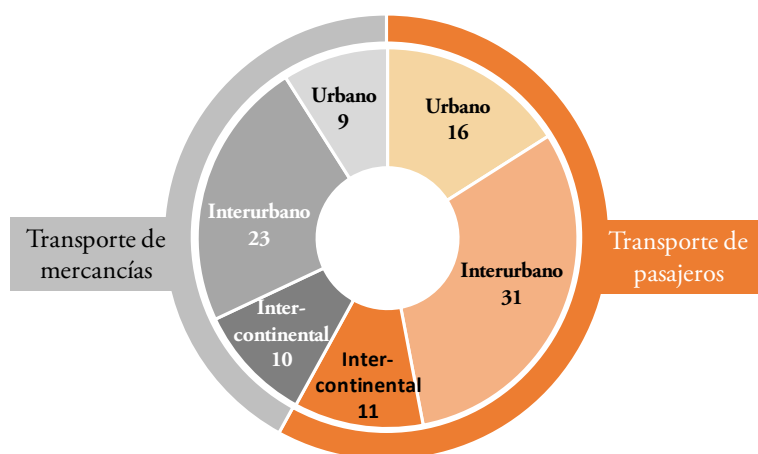
Fuente: Elaboración propia.

Por todo ello, se puede concluir que, para lograr los objetivos de reducción de emisiones y ahorro energético, además de las soluciones tecnológicas y las políticas globales, hay que movilizar a los usuarios del sistema de transporte por carretera.

Por otra parte, una buena proporción de las emisiones del transporte por carretera se concentra en los ámbitos urbanos, como se muestra en el gráfico 4: un 25% del total de emisiones son directamente urbanas, y buena parte de los movimientos interurbanos tienen como origen o destino las ciudades: movimiento de personas y su abastecimiento.

Gráfico 4

Distribución de emisiones de GEI en la Unión Europea



Fuente: EEA (2019).

Es una de las razones, por las que el antes citado *European Green Deal* (2019) propone una serie de acciones para reducir drásticamente las emisiones urbanas, reducir la congestión y mejorar el uso del transporte público.

2. LA EFICIENCIA ENERGÉTICA EN EL TRANSPORTE URBANO

El transporte urbano, incluyendo tanto la movilidad de pasajeros como el transporte de mercancías, es parte indispensable de la vida de las personas, apoyando

las actividades industriales y comerciales. Hoy en día ninguna zona urbana podría existir sin un sistema fiable de transporte. Un apropiado sistema de movilidad urbana debería permitir que todos ejerzan su derecho a desplazarse sin que ello suponga externalidades ambientales, sociales y económicas. El consumo energético afecta claramente a todas ellas, pues produce emisiones contaminantes y gases de efecto invernadero, tiene un coste económico, y afecta a la calidad de vida.

Pero hay algunos elementos externos al transporte que condicionan una estrategia energética eficiente. Primero, el citado crecimiento urbano y el fenómeno de la suburbanización. Las ciudades crecen en sus periferias metropolitanas, lo que produce formas de urbanización más dependientes del automóvil –menor uso del transporte público– y viajes más largos –dificulta los viajes a pie y en bicicleta. Según Alonso, Monzón y Cascajo (2018), el proceso de dispersión ha reducido en un 14% la eficiencia del transporte público de las principales ciudades españolas en una década.

El segundo aspecto importante a considerar, especialmente para la evolución de la movilidad en vehículos comerciales ligeros, es el *boom* del *e-commerce*. Ha ampliado las oportunidades de elegir entre una gran selección de productos, y está previsto que se duplique en cinco años. Este fenómeno se potencia con el aumento de la población en ciudades, donde la distribución es rápida, al darse frecuencias de reparto altas (Cárdenas *et al.*, 2017). Pero esta distribución es ineficiente, especialmente en ciudades: reparto de paquetes pequeños, más puntos de entrega (cualquier punto de la ciudad se convierte en un punto de entrega), tiempos reducidos de reparto, muy bajos factores de carga de los vehículos en una lógica *just-in-time* (Macharis y Lebeau, 2014; Macharis y Nocera, 2019). Estas características hacen que la dependencia de la carretera sea mayor y que la ineficiencia y los impactos sobre la ciudad crezcan. La distribución urbana de mercancías se realiza en zonas residenciales que no están diseñadas para acoger este tipo de operaciones de forma masiva, produciendo un ulterior aumento de las externalidades sobre la ciudad y el ciudadano debido a la movilidad urbana (Ragàs, 2018).

Los principales factores que afectan al consumo de combustible son las condiciones del tráfico y la buena práctica de los conductores, siendo la relación

entre estos factores objeto de varios trabajos de investigación (Guo *et al.*, 2019; Makridis *et al.*, 2020). La aplicación de políticas de bajas emisiones de carbono en el transporte urbano de pasajeros tiene beneficios directos para la salud y la mejora de la calidad del aire, por lo que involucrar al ciudadano, y en particular a los conductores, en estrategias de mitigación del cambio climático resulta indispensable. Por otra parte, la reducción de consumos supone ahorros importantes, que en el caso de los operadores de la distribución urbana de mercancías son un elemento clave para su competitividad empresarial.

3. ROL DEL CONDUCTOR EN LA GESTIÓN EFICIENTE DEL VIAJE

El Libro Verde sobre Movilidad Urbana de la Unión Europea (2007) tiene como título “Hacia una nueva cultura de la movilidad”. Ese cambio de cultura supone involucrar a los ciudadanos para que tomen sus decisiones cotidianas de modo sostenible y eficiente; es decir corresponsabilizarles en la gestión eficiente del viaje. Esto supone un enfoque desde el punto de vista de la demanda. Las medidas desde el lado de la oferta tienen un límite (vehículos, redes, sistemas de gestión, carburantes, etc.), por lo que el sistema solamente puede mejorar de modo consistente su eficiencia si el usuario del sistema de transportes contribuye a la solución.

Dalkmann y Branningam (2007) propusieron un marco para mejorar la eficiencia energética y reducir las emisiones de GEI del transporte desde el punto de vista de la demanda; es decir, involucrando al ciudadano; es lo que denominan marco ASIF de actuaciones: *Avoid-Shift-Improve-Finance*. *Avoid* se refiere a la reducción del número de viajes y de sus distancias, mediante la integración con los usos de suelo y elección de destinos más accesibles; *Shift* significa cambiar a modos de transporte de menor consumo energético individual; *Improve* se refiere a la creación de estrategias relativas al diseño de vehículos, a la eficiencia del combustible o a la gestión de las operaciones y redes del sistema de transporte; finalmente *Finance* está en línea con facilitar la inversión necesaria para un transporte eficiente. Estrategias para la aplicación de un marco de actuación ASIF la encontramos, entre otros, en Boriboonsomsin *et al.* (2012) y Pérez-Prada, Monzón y

Valdés (2017). Dichas estrategias incluyen la reducción del uso del automóvil y el aumento del transporte público y los modos activos, para mitigar el consumo energético asociado al uso del coche. En las últimas décadas, numerosos estudios se han centrado en investigar cómo reducir el impacto ambiental de la movilidad urbana individual, focalizándose mayormente en modos activos (bicicletas y caminar), vehículos de baja emisión y movilidad compartida (Pérez *et al.*, 2015).

Además del cambio modal y la reducción de viajes, existen otras estrategias de gestión de la demanda, que hacen que los viajes necesarios sean más eficientes. Son las siguientes:

- *Carpooling*– son programas orientados a aumentar el grado de ocupación de los vehículos. Pretenden poner en contacto de modo estable a usuarios con similares itinerarios cotidianos, para compartir voluntariamente su viaje habitual, normalmente al trabajo o por motivo de estudios. Los gestores de dichos programas –*Mobility Manager*– se responsabilizan de que el compañero de viaje sea seguro y, en algunos casos, de aportar un modo de retorno a casa, si hay alguna incidencia que lo impida. Cada agrupación reduce al menos a la mitad las emisiones, que al ser viajes recurrentes supone ahorros significativos.
- *Ride-share*– son programas con una finalidad similar, pero orientados a viajes ocasionales de larga distancia. En este caso el facilitador del contacto se responsabiliza de que se compartan gastos y se constituye en plataforma de pago. La eficiencia crece en función del número de usuarios de cada trayecto, con el incentivo de que se reducen más los costes cuanto mayor es la ocupación del vehículo.
- *Car-sharing*– consisten en flotas cooperativas de alquiler por minutos –con base fija o flotante– que es compartida por un número de usuarios registrados en la plataforma que las oferta. Suelen estar asociados a una marca de automóviles, que lo utiliza para promocionar alguno de sus modelos (Velázquez y Monzón, 2017). En este caso, no aumenta la ocupación de los vehículos, pero reduce la necesidad de su compra, y al tener que pagar por cada servicio, suponen una mayor racionalización de su uso, e indirectamente de las emisiones.

- *Eco-routing*– también conocido como *Green navigation* se refiere a la selección de rutas con menos consumos; supone elegir los tramos con menos congestión, con recorridos en tipos de carreteras con velocidades estables, que contribuyen a un uso eficiente de combustible, o carreteras sin pendientes pronunciadas. Se trata de obtener la ruta de mínimo consumo, en vez de la ruta más rápida, que es lo que habitualmente proporcionan los navegadores (Pérez-Prada, Monzón y Valdés, 2017). Este tipo de rutas pueden facilitar una reducción de emisiones de hasta un 10%, dependiendo del tipo de tráfico de las vías alternativas, pero suponen un mayor tiempo de viaje. Se ha investigado cómo facilitar –a través de GPS– la ruta de mínimo consumo o ecoruta, entre los diversos itinerarios alternativos entre origen y destino del viaje (Fiori, Ahn y Rakha, 2018).
- *Conducción Eficiente (Eco-driving)*– Supone un cambio en el estilo de conducción, siguiendo pautas de reducción de consumos, consistentes esencialmente en limitar aceleraciones/frenadas. Estas técnicas son de amplia aplicación en el transporte de mercancías de larga distancia, donde el combustible puede llegar a suponer el 30% de los costes directos. Los ahorros de consumos pueden llegar al 8%, dependiendo del tipo de vehículo, su carga y trazado del recorrido. Pero las técnicas de conducción eficiente están empezando a utilizarse en la distribución urbana de mercancías y en los coches particulares, por conductores sensibilizados con el medioambiente, y con interés en reducir consumos. A estos dos ámbitos de eficiencia energética se dedica el resto de este documento.

El proyecto europeo ICT-Emissions testó cómo los sistemas ICT (tecnologías de información y comunicación) pueden facilitar las prácticas antes indicadas y producir ahorros significativos de consumo en entornos urbanos. Así los sistemas de control de velocidad por tramos produjeron ahorros del 4%, control de velocidad variable según niveles de congestión del 3,7% y la aplicación de técnicas de conducción eficiente del 7,4% en autopistas y del 12,9% en trayectos urbanos.

4. ECO-DRIVING

Hasta los años 70, el comportamiento de los conductores se ha tratado como un error aleatorio en los modelos de ahorro de combustible de los vehículos de

motor y en la elaboración de políticas relacionadas (Sanguinetti, Kurani y Davies, 2017). Sin embargo, con el tiempo, la literatura ha demostrado que un estilo de conducción “eco” puede ahorrar grandes cantidades de combustible generando impactos positivos no solo en el medio ambiente sino también a nivel social y económico. Desde los años 90, la conducción ecológica surge como una de las principales estrategias para reducir el consumo de combustible y las emisiones de los vehículos.

Sivak y Schoettle (2012) definen la ecoconducción refiriéndose a tres niveles diferentes de toma de decisiones: la elección y mantenimiento del vehículo (nivel

Cuadro 1

Técnicas de conducción ecológica

Ecoconsejos para una conducción eficiente	
Empezar a circular con suavidad, no superando las 1.300 RPM.	Realizar el menor número de cambios de marchas posible.
Cambiar a marcha largas lo antes posible, teniendo en cuenta las circunstancias del tráfico y soltando en seguida el embrague.	En circulación urbana tener en cuenta la coordinación de los semáforos.
No dar acelerones en frío: el motor se calienta con vehículo en marcha a RPM moderadas.	Cuando hay una pendiente, si las revoluciones se mantienen dentro del par máximo, evitaremos cambiar.
Parar el motor en detenciones prolongadas (aprox 60 segundos). En paradas prolongadas, un motor a ralentí consume una media de entre 2 y 0.5 litros por hora.	Reducir, en general, la velocidad de cruce.
Reducir, en general, el uso del aire acondicionado.	Evitar aceleraciones y deceleraciones fuertes. No dar acelerones antes de parar el motor.
Conducir de forma anticipativa, manteniendo en lo posible la velocidad.	Soltar el acelerador anticipadamente, aprovechando lo más posible la inercia del vehículo.

estratégico), la elección de ruta y de carga del vehículo (nivel táctico) y las técnicas y el comportamiento de conducción (nivel operacional). En el plano operacional, la conducción ecológica se define como una estrategia que trata principalmente de cambiar los hábitos de conducción y que consigue reducciones

en el consumo de combustible mediante el seguimiento de normas fácilmente tipificadas; es decir, utilizando la inercia del vehículo, acelerando y frenando suavemente, manteniendo una velocidad constante, cambiando de marcha a bajas revoluciones, anticipándose al flujo de tráfico y a la señalización viaria de forma que se eviten arranques y paradas bruscas, etc. (ECOWILL, 2013; Muslim *et al.*, 2018). En el cuadro 1 se muestran los principales ecoconsejos a seguir necesarios para alcanzar el ahorro energético del vehículo.

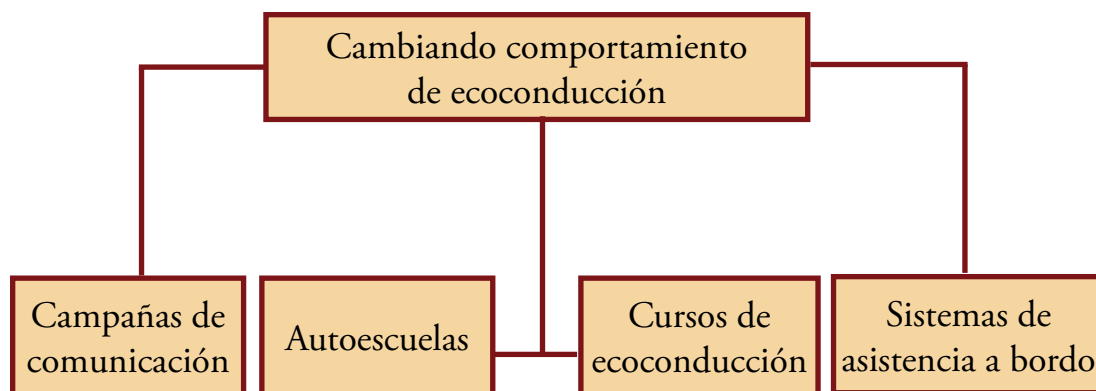
Esta estrategia debe distinguirse del concepto de *hypermiling*. Si bien pueden compartir el mismo objetivo de reducir el coste operativo del vehículo y mejorar su eficiencia energética, difieren en la forma de conseguirlo. Con el *hypermiling* se reduce el consumo de combustible acercándose lo más posible al vehículo que va por delante, suponiendo un intercambio de seguridad por consumo energético, mientras que con la adopción de un comportamiento de conducción ecológica no se perjudica la seguridad (Barkenbus, 2010).

Las ventajas de la ecoconducción van más allá de la reducción de consumos y CO₂, ya que incluyen reducciones en costes de operación y producen beneficios de seguridad tangibles, al reducir la accidentalidad.

Existen cuatro formas principales de promover que los conductores adopten medidas de conducción ecológica: las campañas en los medios de comunica-

Gráfico 5

Estrategias para implementar enseñanza de conducción ecológica



Fuente: García (2018).

ción (televisión, aplicaciones, juegos virtuales, etc.), las autoescuelas, los cursos de conducción ecológica y los sistemas de asistencia a bordo.

La forma más común para promover la ecoconducción consiste en un curso específico que combina clase teórica y clase práctica. Se hace una prueba de conducción antes del curso teórico-práctico seguida por una clase teórica y, una vez aprendidas las técnicas teóricas de conducción eficiente, otra prueba práctica de conducción siguiendo el mismo itinerario de antes. Posteriormente, se analizan, mediante la tecnología instalada en los vehículos, los resultados obtenidos en el consumo de combustible en ambos tipos de conducción, así como el número de cambios de marcha o de aceleraciones fuertes dependiendo de la instrumentación del vehículo (Wang y Boggio-Marzet, 2018; Coloma *et al.*, 2020).

Para evaluar el impacto de la conducción ecológica, se utilizan ampliamente dos enfoques: pruebas de campo y simulaciones de tráfico. La literatura muestra una gran variabilidad de resultados según el contexto: desde un 2% hasta un 7% de ahorro medio de consumo, ascendiendo hasta más del 25% de ahorro individual en determinadas condiciones (Ho, Wong y Chang, 2015; Sanguinetti, Kurani y Davies, 2017). En general, el ahorro de combustible es positivo siempre que se cumpla un programa de formación teórico-práctico. El trabajo de Xia, Boriboonsomsin y Barth (2013) delinea las ventajas e inconvenientes de la conducción ecológica, así como la gran variabilidad de resultados dependiendo de la heterogeneidad de los conductores, de las rutas y de otros factores.

La investigación de Andrieu y Saint-Pierre (2012) muestra que la disminución media del consumo de combustible después de dar una simple clase teórica (12,5%) fue ligeramente mayor que después de una formación práctica de corta duración (11,3%). Sin embargo, el tipo de carretera y los vehículos utilizados para comparar los dos aspectos –teórico y práctico– eran diferentes, lo que hace que los resultados no sean comparables. Por otro lado, Schall, Wolf y Imohnen (2016) afirman que, según su estudio, la formación puramente teórica no tiene efectos permanentes si no se complementa con la formación práctica.

La influencia de los efectos de la ecoconducción por tipo de carretera está poco estudiada, aunque muchos ensayos incluyen varios tipos de carretera. Por otra

parte, los experimentos en carretera se ven afectados de manera significativa por ciertas condiciones de tráfico y tipologías específicas de diseño y trazado de la carretera. La mayoría de los ensayos de campo recorren distancias cortas, con características de tráfico simples o controladas, para evitar la influencia de factores externos (Zarkadoula *et al.*, 2007; Rutty *et al.*, 2013). Los resultados de estos experimentos ignoran la influencia del tráfico real, en el que los conductores que conducen de forma ecológica siempre encuentran una mezcla de diferentes tipos de carretera y condiciones de tráfico. Además, ya que la tipología de los vehículos es uno de los principales factores que afectan al consumo de combustible, es conveniente comparar vehículos de características diferentes.

También resulta interesante tener en cuenta que el comportamiento de los conductores es diferente según el tiempo transcurrido desde la formación recibida en conducción ecológica (Stillwater, Kurani y Mokhtarian, 2017). En los estudios realizados inmediatamente tras la realización del curso de conducción ecológica se ha obtenido un cambio medio mayor en ahorro de combustible (hasta un 10%) que en los estudios realizados después de haber pasado un tiempo mayor.

A pesar de constatare la eficiencia en ecoconducción en condiciones ideales, para cuantificar los impactos reales de esta técnica en términos de ahorro en consumos, hay que realizar tanto pruebas de campo como simulaciones de tráfico. La conducción ecológica puede ser una buena medida para reducir las emisiones y ahorrar en consumo energético; sin embargo, muy pocas de estas investigaciones se dirigen a la influencia de la conducción eficiente en el flujo de tráfico y a si esta influencia varía con el nivel de congestión y con el número de conductores que realizan ecoconducción (García-Castro *et al.*, 2017).

5. ECO-DRIVING EN CIUDADES: EL CASO DE MADRID

Tanto la conducción ecológica como la elección de ecoruta, aquella con menor consumo de combustible, son soluciones eficientes de muy bajo coste para la gestión ambiental de las carreteras. En 2016, en el marco del programa estatal de I+D+i sobre “Transporte inteligente sostenible e integrado” se desarrolló el proyecto ECO-TRAFFIC: *medición y modelización de eco-driving táctico y operacional: efectos sobre la reducción de GEI y contaminantes*. El principal objetivo

era evaluar la conducción eficiente y su aceptabilidad entre los conductores, así como investigar el potencial de la ecoconducción junto a la elección de ruta en términos de ahorro energético y reducción de GEI. A continuación se describen los principales resultados obtenidos en dicho proyecto.

La base de la investigación fueron dos trabajos de campo en el área metropolitana de Madrid. Uno se realizó con coches particulares y otro con vehículos comerciales, gracias a la colaboración de Correos. Durante las dos campañas de toma de datos se recopilaban datos reales relacionados con los parámetros de comportamiento de conducción y consumo de combustible, antes y después de que los conductores asistieran a un curso de conducción eco, en diferentes condiciones de tráfico, para luego procesarlos, filtrarlos y analizarlos estadísticamente en función de diferentes parámetros. A pesar de la similitud del trabajo de campo en cuanto a organización e instrumentos, las dos campañas resultaron totalmente diferentes en cuanto a la tipología de curso de conducción eco, el perfil del conductor, el tiempo de viaje, los vehículos implicados y las rutas recorridas, prefijadas en el caso de vehículos particulares y variables para los conductores profesionales.

En los siguientes apartados se describen las dos campañas de toma de datos reales, así como el análisis de los resultados, necesario para identificar los efectos del *eco-driving* sobre la reducción de consumo energético de un vehículo. A pesar de que el número de conductores participantes es reducido (11 y 13, respectivamente para la campaña de vehículos particulares y comerciales), se obtuvo una gran cantidad de datos recogidos a lo largo de los recorridos efectuados, de 6.763 km y 7.262 km, respectivamente.

5.1. *Eco-Driving* en movilidad de pasajeros

■ Campaña de toma de datos en Madrid

El experimento tuvo lugar en abril y mayo de 2017, y para ello se utilizaron dos vehículos ligeros: un Opel Astra (diésel) y un Fiat 500 (gasolina). Durante un mes los conductores conducían los vehículos iterativamente a lo largo de diferentes itinerarios preestablecidos con una longitud media de 11 km, que comprendían tanto carreteras locales como arterias urbanas y autopistas. Los coches, de tecno-

logía Euro 5, pertenecen a los segmentos pequeño y medio, respectivamente, a los que corresponden aproximadamente al 60% de la flota española (Dirección General de Tráfico, 2016). En cada vehículo se instaló un dispositivo de registro a bordo (OBD-Key) para controlar los parámetros clave de conducción durante los dos períodos experimentales, antes y después de que los conductores asistieran a un curso de conducción eficiente.

Para poner en práctica la conducción ecológica a nivel operacional, un instructor de una autoescuela impartió una clase de conducción ecológica a los conductores participantes, seguida por una clase práctica individual. El análisis de una serie de indicadores clave de rendimiento permitió evaluar el rendimiento de los conductores durante la formación y el impacto del curso sobre el ahorro energético de los recorridos del experimento.

Para obtener el consumo instantáneo de energía de cada vehículo se aplicó el modelo *VSP-Vehicle Specific Power* (Jiménez-Palacio, 1998), un método validado en la literatura que caracteriza los vehículos y el comportamiento del conductor a partir de datos reales y puede utilizarse para diferentes tipos de vehículos motorizados: motos, autobuses, coches particulares etc. (Carrese, Gemma y La Spada, 2013; Cheng *et al.*, 2018; Murena, Prati y Costagliola, 2019; Faria, Baptista, Farias y Pereira, 2020).

■ Efectos de la ecoconducción en función del tipo de coche y de conductor

El estudio utilizó dos vehículos diferentes, de tamaño y tipo de propulsión. Se obtuvieron mejores resultados con el coche de gasolina, logrando una reducción media del 7,6% en el consumo medio de combustible, en comparación con un promedio del 4,7% con el vehículo diésel. Con respecto a los conductores, había una cierta heterogeneidad entre los once participantes en el experimento: cuatro mujeres de entre 24 y 56 años, y siete hombres de entre 23 y 42. En promedio, los hombres realizaron un poco mejor la conducción ecológica que las mujeres, logrando un 6% y 4% reducción del consumo medio de combustible, respectivamente.

También se comprobó el influyo de la experiencia como conductor: de menos de 7 años a más de 20 años. La reducción del consumo medio fue bastante similar,

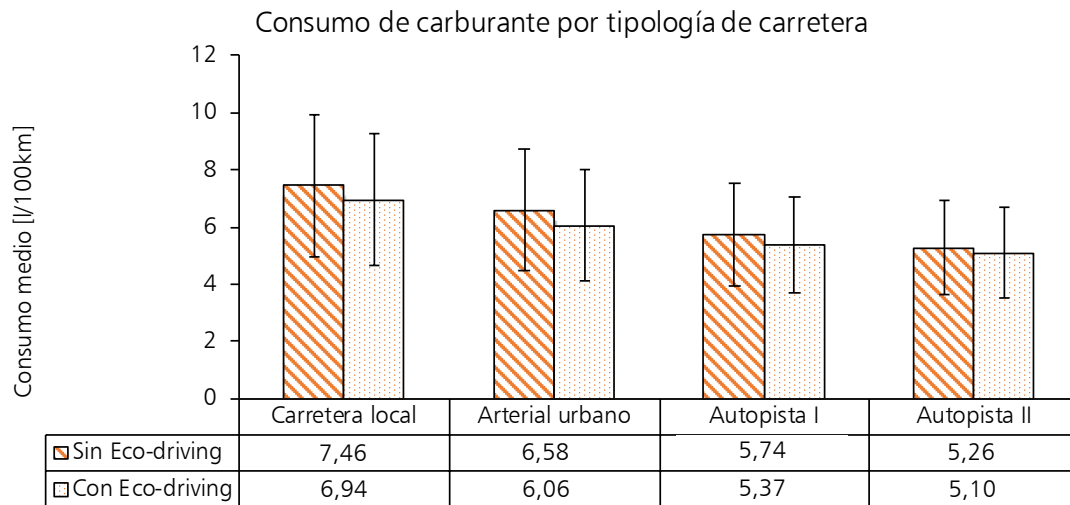
5% y 4% respectivamente, pero los conductores con menos experiencia tuvieron consumos un 5% menor que los conductores con más de 20 años de experiencia, independientemente de si adoptaran la conducción ecológica o no. Es importante subrayar que, siendo una conducta de uso de coche, la conducción ecológica se comporta de forma diferente dependiendo del conductor. Considerando los diferentes perfiles de los conductores, el ahorro en el consumo instantáneo de combustible varió hasta el 12%. Aunque no todos los conductores involucrados en el experimento redujeron su consumo de combustible, su comportamiento de conducción cambió positivamente después de participar en el curso de conducción eficiente, adoptando un estilo de conducción más suave y tranquilo.

■ Efectos de la ecoconducción en función del tipo de vía

El gráfico 6 muestra los cambios en el consumo de combustible sin y con conducción ecológica, para los cuatro tipos de carretera cubiertos por los itinerarios del

Gráfico 6

Efectos de la ecoconducción por tipología de carretera



Fuente: Wang y Boggio-Marzet (2018).

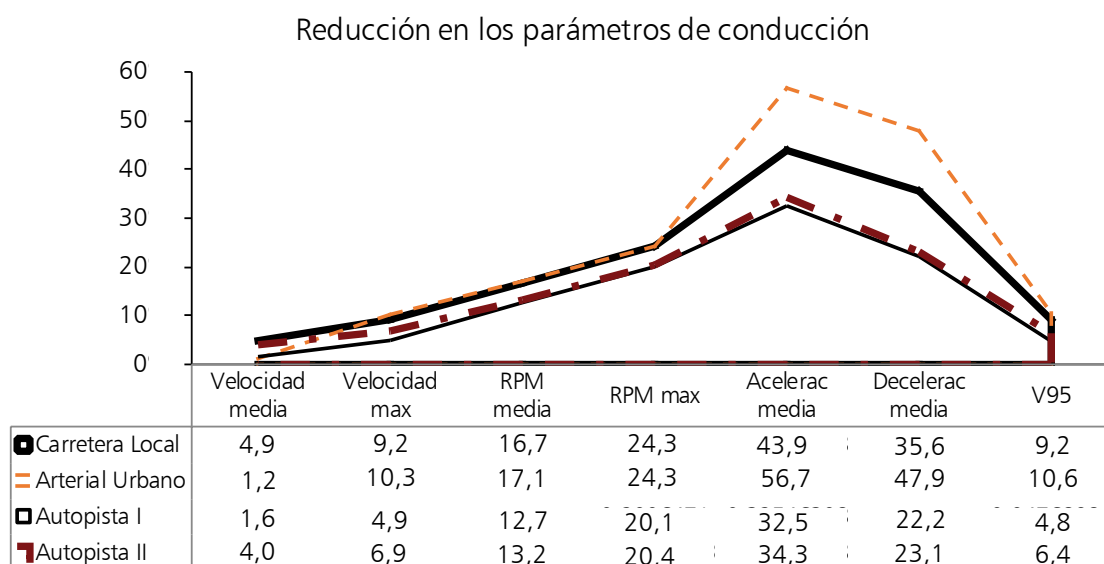
ensayo. El mayor ahorro correspondió a las arterias urbanas (8%). Los consumos son mayores en las autopistas que en las calles locales, por la mayor velocidad. A pesar de ello, la eficiencia energética del vehículo es significativamente mejor

en las carreteras de mayor velocidad que en las carreteras locales, lo que también contribuye a una mejor eficiencia de conducción ecológica. Cuando los conductores tienen menos control del vehículo, hacen que la velocidad y los cambios de marcha varíen frecuentemente para adaptarse a las condiciones de tráfico, lo que explica la mayor desviación estándar del consumo instantáneo de combustible registrado en los sectores de carreteras locales (tanto en el período sin *eco-driving* como en el con *eco-driving*).

Las variaciones de ahorro de combustible entre los cuatro tipos de carretera pueden explicarse por los cambios en el comportamiento de conducción producidos por la aplicación de técnicas de conducción ecológica. En el gráfico 7 se muestran los cambios de comportamiento logrados al comparar los dos períodos de conducción experimental, lo que responde a la pregunta de en qué medida las diferentes características de la carretera influyen en el comportamiento del conductor y en el ahorro de combustible mediante la conducción ecológica.

Gráfico 7

Efectos de la conducción ecológica sobre el comportamiento del conductor



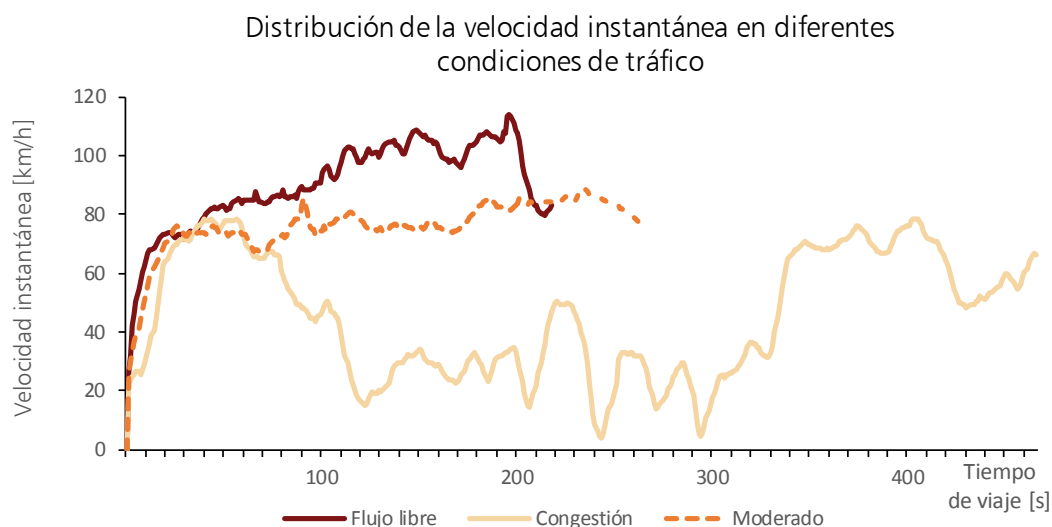
Fuente: Wang y Boggio-Marzet (2018).

En general, la reducción media en el consumo de combustible que se logró a través de la conducción ecológica fue del 6,3%. Se observa un efecto positivo de la conducción ecológica en el cambio de los comportamientos habituales de los conductores en todos los tipos de carreteras. Más en concreto, los conductores reducen considerablemente las aceleraciones y deceleraciones fuertes en todo tipo de carreteras. Las revoluciones del motor y la velocidad, que son parámetros que influyen directamente sobre el consumo de combustible (Lois *et al.*, 2019), se reducen de forma significativa con la conducción eficiente. Además, se mantuvo una velocidad más constante durante el periodo de conducción con la eco conducción.

Por tanto, los resultados muestran que la conducción ecológica funciona mejor en las arterias principales en comparación con otros tipos de vías, lo que coincide con los resultados obtenidos en cuanto al ahorro de combustible. Es necesario subrayar que estos sectores se caracterizan por límites de velocidad de 50 km/h y por una serie de rotondas, e intersecciones. En este caso, la diferencias en las pausas de conducción ecológica registradas en la Autopista I y la Autopista II (que se

Gráfico 8

Comparación del tiempo de viaje necesario para cubrir el mismo sector de autopista, de 6 km de longitud, con diferentes situaciones de tráfico



Fuente: Elaboración propia.

diferencian por el límite de velocidad, de 120 km/h y de entre 90 y 120 km/h, respectivamente) se explican por la diferente velocidad operativa. A lo largo de estos tipos de vías, la limitación de la velocidad no sólo afecta al consumo de combustible, sino también al potencial de ahorro mediante la técnica de conducción eficiente.

■ Efectos de la ecoconducción en función de las condiciones del tráfico

Las principales pautas de un viaje específico pueden variar considerablemente en diferentes condiciones de tráfico, como se muestra en el ejemplo siguiente, que muestra las diferencias en el tiempo de viaje y la velocidad instantánea registrada a lo largo de un mismo segmento de carretera (con un tramo de carretera clasificado como Autopista I, desde el acceso hasta el final del segmento) en función de las condiciones del tráfico.

Como se muestra en el gráfico 8, el tiempo de viaje puede aumentar considerablemente debido a los diferentes niveles de tráfico, si se comparan las condiciones de flujo libre con las de congestión. En el mismo sector de autopista, de 6 km de longitud, el tiempo de viaje aumenta en más del 100% en caso de congestión, así como el tiempo necesario para recorrer dicha distancia, con una velocidad media de 45 km/h y 90 km/h respectivamente. Las condiciones del tráfico influyen tanto en la velocidad operativa como en otras pautas de conducción importantes, que influyen directamente en el consumo de combustible y en las emisiones, aunque dependen del tramo de carretera (Lois *et al.*, 2019).

En las carreteras de mayor capacidad, las condiciones de tráfico extremadamente congestionadas reducen la velocidad instantánea media hasta un 65%. Los datos muestran que el paso de condiciones de flujo libre a condiciones de congestión del tráfico afecta a las pautas de conducción y a la velocidad operativa de forma diferente en el caso de las carreteras de alta o baja capacidad. En los segmentos de carreteras de menor capacidad, la velocidad operativa está más influenciada por la alineación y la geometría de la carretera que por las condiciones del tráfico. En las carreteras de gran capacidad, las condiciones de tráfico desfavorables dan lugar a un aumento de la covarianza de la velocidad (variabilidad de la velocidad) de hasta el 73%, mientras que en las carreteras de baja capacidad solamente es de un

31%. Por otra parte, en las carreteras locales es más difícil aplicar la conducción ecológica, ya que el comportamiento al volante está fuertemente influenciado por la geometría de la carretera. García-Castro *et al.* (2017) afirman que, en las zonas urbanas caracterizadas por una alta congestión, los efectos de la conducción ecológica son prácticamente indetectables, de hecho, a menudo resulta imposible aplicar los ecoconsejos (cuadro 1) debido a la típica geometría urbana segmentada. Las técnicas de conducción ecológica deben promoverse mayormente en las carreteras extraurbanas de mayor capacidad ya que es más fácil controlar el comportamiento de conducción en condiciones de flujo libre.

5.2. *Eco-driving* en logística urbana

■ Campaña de toma de datos en Madrid

Para la campaña de toma de datos en logística urbana se pudo contar con el apoyo de Correos, la compañía de servicio postal nacional de España. Con la colaboración de dicha compañía, se ha llevado a cabo la campaña para estudiar el efecto que tiene un curso de conducción ecológica en conductores profesionales y analizar las características operativas urbanas y suburbanas en las entregas de última milla.

El experimento se realizó simultáneamente en un área de reparto urbano y en un área de reparto suburbano, dentro de la misma área metropolitana de Madrid. Ambas áreas tienen características diferentes en la red de calles/carreteras que utilizan: homogéneas dentro del área de reparto urbana y heterogéneas en el caso del área suburbana. La flota de vehículos se componía, en ambos casos, de vehículos ligeros diésel y eléctricos del mismo fabricante y modelo. Además, considerando dos áreas diferentes dentro del Área Metropolitana de Madrid, las características socioeconómicas son similares.

Los conductores involucrados en el experimento fueron trece, con edades comprendidas entre 33 y 62 años, incluyendo dos mujeres y once hombres. Siete conductores son empleados del centro de distribución urbana, y seis forman parte del equipo del centro de distribución suburbano. Además, como conductores profesionales, tienen una experiencia de conducción bastante larga, que oscila

entre 10 y 42 años (media=28,6), variable que tiene su influencia en el ahorro energético alcanzado durante el experimento.

Durante un mes, los trece conductores profesionales condujeron sus furgonetas comerciales siguiendo sus normales rutas de entrega. Cada vehículo estaba oportunamente equipado para que se registrasen instantáneamente decenas de parámetros relacionados con el sistema de motor, con las circunstancias externas y las características del camino recorrido (tipología de carretera, posicionamiento GPS, etc.) y con el estilo de conducción (p.e. aceleraciones, velocidad, covariancia de la velocidad, etc.). Después de las dos primeras semanas de experimento, todos los conductores asistieron a un curso de conducción eficiente (ecoconducción).

A diferencia del caso de los conductores no profesionales, el curso de conducción eficiente consistió en unas dos horas de formación teórica solamente y se llevó a cabo en la unidad de entrega donde trabajan los conductores. No obstante, el curso fue bastante dinámico, una clase inicial estuvo dedicada a la toma de conciencia de los impactos ambientales, económicos y sociales del comportamiento de conducción y después a explicar los ecoconsejos más eficaces.

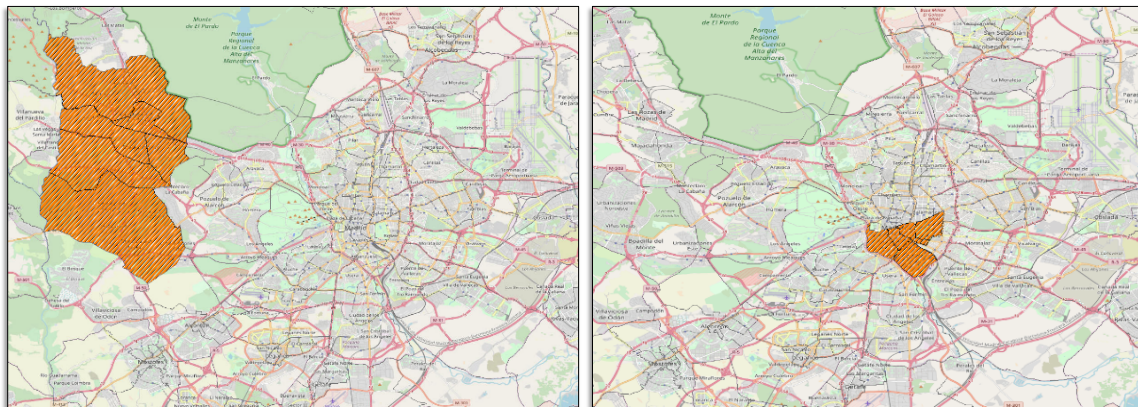
Los dos contextos de distribución proporcionados por Correos fueron los siguientes: área de reparto situada en Las Rozas de Madrid (contexto suburbano), cubriendo una zona de reparto de más de 130 km² caracterizada por una densidad de 698 hab./km²; la otra, situada en el centro de la ciudad de Madrid (contexto urbano), cubre una zona de reparto ligeramente superior a 12 km² y está caracterizada por una densidad de 21.011 hab./km². En el mapa 1 se presentan las dos áreas.

Cabe destacar que el área urbana es diez veces más pequeña que el área de entrega suburbana, pero su densidad de población es treinta veces mayor. A través de los datos recopilados de las dos zonas de entrega, emerge que el contexto geográfico no solo lleva a un rendimiento de entrega distinto, sino que también refleja diferentes efectos de la conducción eficiente.

En cuanto a las rutas de la campaña, cada conductor en general tiene sus propias microzonas de servicio, pero las rutas de conducción varían cada día en función

Mapa 1

Área de reparto urbano y suburbano en Madrid



de los paquetes asignados por el centro de distribución. A través del proceso de datos, se ha podido caracterizar el comportamiento de conducción y los efectos de la conducción eficiente diferenciando por tipología de carretera.

■ Efectos de la ecoconducción en función del área de distribución

Las características de los repartos de última milla son bastante diferentes según la zona de reparto considerada. Teniendo en cuenta el conjunto de datos de los viajes diarios y considerando la suma diaria de consumo energético, un primer análisis sobre el impacto de la conducción ecológica en el ahorro de consumo energético muestra lo siguiente: el ahorro energético alcanzado a través de la conducción eco en rutas de reparto varía según el área de reparto, las rutas implicadas y la tipología de vehículo.

La aplicación de pautas de conducción ecológica ha dado resultados positivos de ahorro energético en general. En la zona suburbana, los conductores de vehículos diésel lograron una reducción media de combustible equivalente al 6% después del curso de conducción ecológica. Los efectos de la conducción ecológica en el área urbana son también positivos, tanto para los vehículos eléctricos como para los diésel, suponiendo un ahorro energético del 9% en el caso de los vehículos eléctricos.

Cabe destacar que en área urbana la reducción del consumo energético alcanzada por los vehículos diésel (3.5%) es muy similar a la lograda por los conductores de vehículos privados a lo largo de las carreteras urbanas en el experimento de 2017 (4%). Como consecuencia del nivel de congestión y condiciones de circulación en zona urbana, los conductores tienen más dificultades para aplicar la conducción ecológica o alterar sus hábitos de conducción habituales, ya que tienen que maniobrar el vehículo continuamente. A pesar de esto, del experimento se concluye que la ecoconducción produce en media un ahorro energético diario de entre un 3% y un 9%, dependiendo de la zona de entrega.

Durante el mismo turno de trabajo, un conductor profesional encargado de cubrir la zona urbana cruzaba diferentes calles, pero mayormente homogéneas entre ellas en cuanto a ancho, capacidad y límite de velocidad (vias locales). Por otro lado, en el área suburbana, un mismo turno de trabajo podía cubrir rutas compuestas por tramos de autopistas, así como carreteras locales, caracterizadas por límites de velocidad entre 30 km/h y 120 km/h. Según la zona de entrega, urbana o suburbana, los microviajes para las entregas de paquetes pueden hacerse a lo largo de carreteras más o menos homogéneas caracterizadas por una sección constante o variable, cada entrega a varios kilómetros o a unos pocos cientos de metros de distancia. En este contexto, resulta claro que no se puede comparar el consumo energético de un microviaje en carreteras locales con otro en autopistas o arterias urbanas. Para estudiar mejor el efecto del curso de conducción eficiente y comparar microviajes similares, se ha efectuado un análisis clúster para identificar grupos de microviajes de entrega similares, cada uno caracterizado por diferentes rangos de velocidad operativa y de consumo energético. Los resultados se presentan en el siguiente apartado.

■ Efectos de la ecoconducción en función del vehículo y del microviaje

El apartado anterior se ha centrado en el análisis de la eficiencia del *eco-driving* en general, comparando turnos de conducción completos (cada uno alrededor de 4 horas de duración, correspondiente a un turno de trabajo) comparando antes y después del curso de *eco-driving*. El análisis clúster sobre el conjunto de los microviajes diferencia entre las áreas de reparto urbana y suburbana. Para cada área, se identifican tres grupos de microviajes dentro de toda la muestra. De los

Cuadro 2

Características de los microviajes de reparto de mercancía y eficiencia energética

		Características de microviaje					Eficiencia energética					
		Micro- viajes (Nº)	Distancia (km)	Tiempo parado (%)	V95 (km/h)	Velocidad (km/h)	Vehículo diésel (l/100km)			Vehículo eléctrico (kWh/100km)		
Área suburbana	S1	842	0,65	11	29,4	17,3	7,3	5,4	-26	38,2	33,2	-13*
	S2	248	1,24	6	88,4	36,8	5,7	5,6	-2	9,6	11,6	20*
	S3	1.142	2,35	8	48,3	27,8	7,2	6,6	-8	28,2	27,1	-4*
Área urbana	U1	781	0,39	27	19,5	7,0	10,6	10,4	-2	47,8	42,1	-12
	U2	561	1,46	16	48,9	20,1	6,2	6,0	-3	39,1	37,4	-4
	U3	905	0,67	19	32,3	13,3	7,5	7,1	-5	44,5	39,9	-10

* Para el caso del coche eléctrico en área suburbana, la muestra del periodo sin/con eco no es equilibrada: los resultados no son muy significativos

4.479 microviajes que se consideran para el análisis, el análisis clúster llevó al cuadro 2.

Existe una simple, pero fundamental, diferencia entre los centros de distribución urbanos y suburbanos, en lo que respecta a las características de los microviajes de entrega de paquetes individuales: el 50% de los microviajes de entrega en el área urbana no supera los 497 metros de longitud, mientras que en área suburbana el 50% de los microviajes son de más de 1.078 metros. Entre otros, estos aspectos sugieren que el área de entrega realmente influye en las características de conducción, lo que resulta ser determinante a la hora de evaluar la eficiencia energética en logística urbana. De hecho, el promedio del consumo energético propio de las entregas de última milla en área de reparto urbana o suburbana muestra una gran diferencia, así como el ahorro energético alcanzado tras la aplicación de la conducción ecológica (cuadro 1). La energía consumida durante cada ruta de entrega resulta mayor en el área de reparto urbana respecto a la suburbana. En el mismo cuadro 2 se muestra también el ahorro de energía logrado mediante la aplicación de la conducción ecológica. Se puede observar que los mayores ahorros de consumo energético tras aplicar la ecoconducción se han logrado en el grupo S1, caracterizados por microviajes efectuados dentro del área suburbana manteniendo una moderada velocidad de circulación.

Este resultado es coherente con los resultados obtenidos en el experimento realizado con conductores no profesionales de automóviles: la conducción ecológica es más eficiente en vías extraurbanas, ya que el estilo de conducción resulta ser menos afectado por la geometría de las carreteras y el funcionamiento de la red de carretera circunstante (intersecciones, gloriets, peones, semáforos, etc.).

Con respecto al vehículo, los mejores resultados de la ecoconducción se han conseguido con los vehículos diésel en la zona de reparto suburbana, y para vehículos eléctricos en la zona de reparto urbana. Las dos muestras son similares, lográndose un ahorro de consumo energético tras la ecoconducción de hasta un 12% en el caso de vehículos eléctricos en área urbana, y del 26% en el caso de vehículos diésel en el área suburbana.

Los resultados obtenidos durante la campaña de recopilación de datos sugieren que, para percibir mejor los beneficios (ambientales y económicos) producidos por la conducción ecológica, los centros de distribución de mercancías en ciudades deberían formar a todos sus conductores en las técnicas de ecoconducción, ya que, aunque la eficiencia varía con el conductor, los ahorros energéticos son significativos en la mayor parte de los casos.

6. CONCLUSIONES

En primer lugar, cabe afirmar que se necesita una acción más decidida para reducir las emisiones provenientes del transporte por carretera, en particular en la movilidad urbana. Resulta necesario gestionar la demanda e involucrar al ciudadano para alcanzar los ambiciosos objetivos de mitigación de emisiones. El sector transporte es un sector difuso, por lo que las medidas desde la oferta tienen un impacto limitado, siendo preciso cambiar los hábitos de los usuarios.

Se ha identificado el potencial de medidas de bajo coste que tienen un impacto relevante sobre los consumos energéticos: aumento de la ocupación de los vehículos (*carpooling*), reducción de la flota circulante (*ridesharing* y *carsharing*), optimizar rutas según consumos en vez de tiempos (*green-navigation*) y finalmente una forma de conducción más eficiente (*eco-driving*).

Se ha analizado, en el caso de Madrid, qué impacto podría tener la conducción eficiente, tanto viajeros como mercancías, en ámbitos urbanos y suburbanos, y según tipología de carretera. A tal fin se han desarrollado casos de estudio reales para demostrar la eficiencia de la conducción eficiente sobre el consumo energético.

Los resultados obtenidos del experimento con vehículos de pasajeros permiten concluir que el ahorro de combustible llega hasta un 6,5%, independientemente del tipo de combustible y del tipo de vía: los cursos de formación en conducción ecológica modifican significativamente los hábitos de los conductores, reduciendo el consumo energético. Los parámetros de conducción analizados en el estudio varían significativamente con la práctica de *eco-driving*: se comprueba que los conductores conducen más suavemente, aceleran y desaceleran menos agresivamente, y se reducen las paradas innecesarias a lo largo del recorrido, lo que se traduce en un ahorro de consumos.

La práctica de *eco-driving* en la distribución logística reduce las paradas innecesarias en un 5-6%, las aceleraciones y desaceleraciones bruscas hasta un 15%, y el 11% de la covarianza de la velocidad.

Los mayores ahorros de combustible se producen en las carreteras extraurbanas, tanto para viajes en automóvil como furgonetas de distribución logística. En vías locales con alta intensidad de tráfico los conductores tienen más dificultades para aplicar las técnicas de *eco-driving*, ya que ésta depende en gran medida de causas externas, que a menudo no se pueden controlar. Con la conducción eco se reducen de forma generalizada los parámetros de consumo en todo tipo de conductores, pero se constata que esta reducción es más relevante en conductores con menor experiencia. Por tanto, sería conveniente establecer políticas de formación en conducción eficiente en las autoescuelas y conductores noveles, cuya capacidad de aprendizaje es mayor que en conductores ya experimentados. Así mismo, los cambios en el comportamiento de conducción son más acusados en conductores no profesionales, ya que éstos tienen una limitación de horarios de reparto y turnos de trabajo.

La conducción ecológica supone un cambio en los parámetros de consumo: revoluciones del motor, velocidad media y su variabilidad, aceleración positiva/nega-

tiva. Se han observado mejoras en estos parámetros de hasta el 63% en ciertas circunstancias. Además de las pautas de conducción, el consumo energético resulta fuertemente influenciado por causas externas como la intensidad de tráfico o tipo de vía. Los resultados sugieren que las mejores tipologías de carretera para implementar *eco-driving* son las periurbanas, caracterizadas por límites de velocidad superiores y condiciones de flujo libre, tanto para vehículos de pasajeros como para vehículos comerciales, alcanzándose niveles de reducción de hasta el 26%.

Basándonos en los resultados positivos obtenidos los casos de estudio, cabe afirmar la importancia del papel que desempeñan los conductores en la reducción de emisiones de sus vehículos, en las diferentes condiciones de tráfico, y tipo de vía. Por ello, las autoridades competentes en gestión de tráfico deberían promover este tipo de conducción entre los ciudadanos, concienciando de sus efectos beneficiosos. Llevar a cabo acciones de sensibilización para promover la conducción ecológica y seleccionar rutas de emisiones mínimas, son acciones de gran potencial para alcanzar los objetivos de mitigación y sostenibilidad urbana.

REFERENCIAS

ALONSO A., MONZÓN A. y CASCAJO R. (2018). Measuring Negative Synergies of Urban Sprawl and Economic Crisis over Public Transport Efficiency: The Case of Spain. *International Regional Science Review*, 41(5), pp. 540-576.

ANDRIEU, C. y SAINT PIERRE, G. (2012). Comparing effects of eco-driving training and simple advices on driving behavior. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 54, pp. 211-220,

BANCO MUNDIAL. (2017). *World development indicators – urban population*. <https://data.worldbank.org/indicator/SP.URB.TOTL.IN.ZS>

BORIBOONSOMSIN, K., BARTH, M. J., ZHU, W. y VU, A. (2012). Eco-routing navigation system based on multisource historical and real-time traffic information. *IEEE Transactions on Intelligent Transportation Systems*, 13 (4), pp. 1694–1704.

CARDENAS, I., BORBON-GALVEZ, Y., VERLINDEN, T., VAN DE VOORDE, E. y VANELSLANDER, T. (2017). City logistics, urban goods distribution and last mile

delivery and collection. *Competition and Regulation in Network Industries*, 18, 1-2, pp. 22-43.

CARRESE, S., GEMMA, A. y LA SPADA, S. (2013). Impacts of driving behaviours, slope and vehicle load factor on bus fuel consumption and emissions: A real case study in the city of Rome. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 87, pp. 211-221.

COLOMA, J. F., GARCIA, M., BOGGIO-MARZET, A. y MONZON, A. (2020). Developing Eco-Driving Strategies considering City Characteristics. *Journal of Advanced Transportation*.

CHENG, Z., WANG, W., LU, J. y XING, X. (2018). Classifying the traffic state of urban expressways: A machine-learning approach. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*.

DALKMANN, H. y BRANNIGAN, C. (2007). Sustainable Transport: A Sourcebook for Policy-Makers in Developing Cities. Transport and Climate Change. Module 5e. Deutsche Gesellschaft fuer Technische Zusammenarbeit (GTZ 2007).

DIRECCIÓN GENERAL DE TRÁFICO. (2016). *Parque de vehículos por provincias*. Disponible en: <http://www.dgt.es/es/seguridad-vial/estadisticas-e-indicadores/parque-vehiculos/tablas-estadisticas>

ECOWILL FINAL REPORT. (2013). The golden rules of eco-driving. Disponible en: http://cieca.eu/sites/default/files/documents/projects_and_studies/ECOWILL_FINAL_REPORT.pdf

EEA, EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2020). *Greenhouse gas emissions from transport in Europe*. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/transport-emissions-of-greenhouse-gases/transport-emissions-of-greenhouse-gases-12>

— (2019a). Annual European Union greenhouse gas inventory 1990-2017 and inventory report 2019. EEA/PUBL/2019/051. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/european-union-greenhouse-gas-inventory-2019>

— (2019b). National action across all sectors needed to reach greenhouse gas Effort Sharing targets, 2019. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/national-action-across-all-sectors>

EUROPEAN COMMISSION. (2019). *The European Green Deal*. Disponible en: https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/european-green-deal-communication_en.pdf

EUROSTAT. (2020). *Greenhouse gas emission statistics-emission inventories*. Disponible *online* en: <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/1180.pdf>

FARIA, M. V., BAPTISTA, P. C., FARIAS, T. L. y PEREIRA, J. M. (2020). Assessing the impacts of driving environment on driving behavior patterns. *Transportation*, 47(3), pp. 1311-1337.

FIORI, C., AHN, K. y RAKHA, H. A. (2018). Microscopic series plug-in hybrid electric vehicle energy consumption model: model development and validation. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 63, pp. 175- 85.

GARCIA-CASTRO, A., MONZÓN, A., VALDÉS, C. y ROMANA, M. (2017). Modeling different penetration rates of eco-driving in urban areas: Impacts on traffic flow and emissions. *International Journal of Sustainable Transportation*, 11(4), pp. 282-294.

GUO, D., WANG, J., ZHAO, J. B., SUN, F., GAO, S., LI, C. D. y LI, C. C. (2019). A vehicle path planning method based on a dynamic traffic network that considers fuel consumption and emissions. *Science of the Total Environment*, 663, pp. 935-943.

HO, S.H., WONG, Y. D. y CHANG, V. C. (2015). What can eco-driving do for sustainable road transport? Perspectives from a city (Singapore) *eco-driving* programme. *Sustain Cities Soc*, 14, pp. 82–88.

LIBRO VERDE. (2007). *Hacia una nueva cultura de la movilidad urbana*. Bruselas: Comisión de las Comunidades Europeas.

LOIS, D., WANG, Y., BOGGIO-MARZET, A. y MONZON, A. (2019). Multivariate analysis of fuel consumption related to eco-driving: Interaction of driving

patterns and external factors. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 72, pp. 232-242.

MACHARIS, C. y LEBEAU, P. (2014). Freight transport in Brussels: What impact on car traffic? *Brussels Studies*, 80, pp. 1-14.

MACHARIS, C. y NOCERA, S. (2019). The future of freight transport. *European Transport Research Review*, 11, p. 21.

MAKRIDIS, M., MATTAS, K., CIUFFO, B., RE, F., KRISTON, A., MINARINI, F. y ROGNELUND, G. (2020). Empirical study on the properties of adaptive cruise control systems and their impact on traffic flow and string stability. *Transportation research record*, 2674(4), pp. 471-484.

MINISTERIO DE FOMENTO. (2007). Movilia. Disponible en: <https://apps.fomento.gob.es/BoletinOnline2/?nivel=2&orden=27000000>

MURENA, F., PRATI, M. V. y COSTAGLIOLA, M. A. (2019). Real driving emissions of a scooter and a passenger car in Naples city. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 73, pp. 46-55.

MUSLIM, N. H., KEYYANFAR, A., SHAFAGHAT, A., ABDULLAHI, M. M. y KHORAMI, M. (2018). Green driver: travel behaviors revisited on fuel saving and less emission. *Sustainability*, 10(2), p. 325.

PÉREZ, L., TRÜEB, S., COWIE, H., KEUKEN, M. P., MUDU, P., RAGETTLI, M. S. y SABEL, C. (2015). Transport-related measures to mitigate climate change in Basel, Switzerland: A health-effectiveness comparison study. *Environment international*, 85, pp. 111-119.

PÉREZ-PRADA, F., MONZÓN, A. y VALDÉES, C. (2017). Managing traffic flows for cleaner cities: The role of green navigation systems. *Energies*, 10(6), p. 791.

RAGÀS PRAT, I. (2018). *Logística urbana. Manual para operadores logísticos y administraciones públicas*. 1ª edición, 2018. Marge Books.

RUTTY, M., MATTHEWS, L., ANDREY, J. y DEL MATTO, T. (2013). *Eco-driver* training within the City of Calgary's municipal fleet: Monitoring the impact. *Transportation research part D: transport and environment*, 24, pp. 44-51.

SANGUINETTI, A., KURANI, K. y DAVIES, J. (2017). The many reasons your mileage may vary: Toward a unifying typology of eco-driving behaviors. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 52, pp. 73-84.

SCHALL, D. L., WOLF, M. y MOHNEN, A. (2016). Do effects of theoretical training and rewards for energy-efficient behavior persist over time and interact? A natural field experiment on eco-driving in a company fleet. *Energy Policy*, 97, pp. 291-300.

SIVAK, M. y SCHOETTLE, B. (2012). Eco-driving: Strategic, tactical, and operational decisions of the driver that influence vehicle fuel economy. *Transport Policy*, 22, pp. 96-99.

STILLWATER, T., KURANI, K. S. y MOKHTARIAN, P. L. (2017). The combined effects of driver attitudes and in-vehicle feedback on fuel economy. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 52, pp. 277-288.

UNITED NATIONS, DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS. (2020). *World Social Report 2020 – Inequality in a rapidly changing world*. <https://www.un.org/development/desa/publications/world-social-report-2020.html>

VELÁZQUEZ, G. y MONZÓN, A. (2018). Car-Sharing como tecnología de actualidad y de futuro en la movilidad de las ciudades. *Revista de Obras Públicas*, 3604, CICCIP, Madrid.

WANG, Y. y BOGGIO-MARZET, A. (2018). Evaluation of eco-driving training for fuel efficiency and emissions reduction according to road type. *Sustainability*, 10(11), 3891.

XIA, H., BORIBOONSOMSIN, K. y BARTH, M. (2013). Dynamic *eco-driving* for signalized arterial corridors and its indirect network-wide energy/emissions benefits. *Journal of Intelligent Transportation Systems*, vol 17, no 1, pp. 31-41.

ZARKADOULA, M., ZOIDIS, G. y TRITOPOULOU, E. (2007). Training urban bus drivers to promote smart driving: A note on a Greek eco-driving pilot program. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12.6, pp. 449-451.

Información Publicaciones / Publications Information:

Funcas
Caballero de Gracia, 28
28013 Madrid
España / Spain
Tfno. / Phone: +34 91 596 54 81
Fax: +34 91 596 57 96
publica@funcas.es

P.V.P.: Suscripción anual papel, 25 € (IVA incluido)
Edición digital, gratuita



ISSN: 2445-2726
Deposito Legal: M-7537-2016