

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi gratitud y agradecimiento a mi profesor y tutor Antonio Cano por su orientación. Su dedicación, rigurosidad científica y compromiso con los plazos han facilitado enormemente completar este trabajo. La ayuda que me prestó M^a Ángeles Caraballo fue fundamental para definir el tema de mi TFM cuando aún no lo tenía claro. Por eso, este estudio también le debe mucho a ella y a sus imprescindibles consejos.

Gracias a la Agencia por la Transición Ecológica de Francia, a Enerdata, al Instituto Fraunhofer de Investigación en Sistemas e Innovación y a la Comisión Europea por concederme la oportunidad de utilizar la base de datos del proyecto Odyssee-Mure.

Igualmente, quiero agradecer a mis amigos el constante apoyo que recibo de ellos en todas las decisiones que tomo. No irme a Bélgica fue menos duro cuando estuvisteis ahí para animarme.

Por último, expresar mi más sincero aprecio a mis padres. Todo lo que soy hoy es en gran parte fruto de su esfuerzo.

RESUMEN

El objeto de esta tesis es introducir una nueva perspectiva en los efectos de la tributación ambiental sobre el mercado del automóvil, analizando la relación entre el impuesto al diésel y las emisiones de CO₂ procedentes de los coches. Nuestro estudio tiene tres objetivos: Primero, comprobar empíricamente la conexión entre ambas variables recién mencionadas. Segundo, demostrar que la imposición al diésel tiene una relación negativa con las nuevas matriculaciones de turismos diésel. Por último, corroborar que las variaciones de las nuevas matriculaciones diésel afectan a los niveles de CO₂ emitidos por los automóviles. Para ello, hemos realizado un análisis econométrico mediante el método de mínimos cuadrados ordinarios usando datos del Odyssee-Mure Project Database, Weekly Oil Bulletin y la Contabilidad Nacional del INE para el periodo 1990-2018 en España.

Los resultados indican que el impuesto al diésel posee una relación negativa y significativa con el nivel de emisiones de CO₂ procedentes de los coches y el número de nuevas matriculaciones de turismos diésel. Esto nos lleva a teorizar que, una de las formas por las que el impuesto al diésel disminuye las emisiones de CO₂ procedentes del transporte se debe a que desincentiva las nuevas matriculaciones de coches diésel. Adicionalmente, hemos constatado que la normativa EURO 6 fue un punto de inflexión para la reducción de las emisiones de CO₂ procedentes de los coches.

Palabras clave: Emisiones de CO₂ de los coches, impuesto pigouviano, impuesto al diésel, nuevas matriculaciones de coches, incentivo, descarbonización, España.

ABSTRACT

The aim of this thesis is to introduce a new perspective on the effects of environmental taxation on the car industry by analysing the relationship between the real diesel fuel tax and CO₂ emissions from cars. Our study has three targets: First, to empirically test the connection between the two variables just mentioned. Second, to show that diesel taxation has a negative relationship with registration of new diesel cars. Finally, to demonstrate that registration of new diesel cars variations change the level of CO₂ emissions from cars. To this end, an econometric analysis is conducted using the OLS method using data from the Odyssee-Mure Project Database, Weekly Oil Bulletin and the Spanish National Accounts over the period 1990-2018 in Spain.

The results indicate that the real diesel fuel tax has a negative and significant link with the level of CO₂ emissions from cars and the registrations of new diesel cars. This leads us to theorise that one of the ways in which the diesel tax decreases CO₂ emissions from transport is because it discourages new registrations of diesel cars. Moreover, we checked that EURO 6 legislation was a turning point for the reduction of CO₂ emissions from cars in Spain.

Keywords: Cars CO₂ emissions, Pigouvian fuel tax, diesel fuel tax, registration of new diesel cars, incentive, decarbonization, Spain.

ÍNDICE

1. Introducción.....	1
2. Revisión de la literatura.....	2
2.1. La economía y el medio ambiente	2
2.1.1. Pigou y el coste social de la contaminación	3
2.1.2. Coase y la negociación.....	4
2.2. Efectos económicos del cambio climático	5
2.3. Transporte por carretera y contaminación.....	7
2.4. Efectividad de los impuestos ambientales en el transporte.....	8
2.5. Medición de la demanda de automóviles.....	8
3. Argumentos teóricos de los impuestos ambientales.....	9
4. Antecedentes.....	11
4.1. Los gases de efecto invernadero en España.....	11
4.1.1. El papel del transporte en las emisiones de GEI y consumo energético.....	12
4.2. Comparativa entre coches diésel y de gasolina	13
4.3. El impuesto sobre hidrocarburos en España	16
4.3.1. Características principales	16
4.3.2. La normativa EURO	17
4.3.3. Ingresos estatales.....	18
4.3.4. Presión fiscal	19
5. Hipótesis	21
6. Material y métodos	21
6.1. Datos y variables	21
6.1.1. Weekly Oil Bulletin.....	22
6.1.2. Odyssee-Mure Database	23
6.1.3. Contabilidad Nacional de España.....	23
6.2. Metodología.....	24
7. Resultados.....	26
8. Discusión.....	30
9. Conclusiones.....	32
10. Bibliografía.....	33
11. Anexo	41
12. Índice de gráficos.....	49
13. Índice de tablas.....	50

1. Introducción

Los gases de efecto invernadero (GEI) son las sustancias que más contaminan el aire. Estos no solo afectan al medio ambiente, sino que también generan costes económicos y sociales al ser una externalidad negativa. El dióxido de carbono (CO₂) es el elemento químico más importante que lo conforma y los productos derivados del petróleo son los que más gases emiten de este tipo. Según la Agencia Internacional de la Energía (IEA, por sus siglas en inglés), en torno al 37% del CO₂ emitido en España procede del transporte. El consumo energético final de este sector está representado por el transporte de pasajeros, es el más alto de entre el total de los sectores y, mayoritariamente, proviene de productos derivados del petróleo. Teniendo en cuenta que el 64% del consumo final de productos procedentes de fuentes de energía fósil es gasoil A o diésel, que es el hidrocarburo más usado en España para los automóviles y que los turismos diésel más antiguos son los que más contaminan, podemos intuir que los automóviles diésel con considerable antigüedad son los más perjudiciales para el medio ambiente, la economía y la sociedad.

El principal objetivo de este trabajo es dual. Por un lado, demostrar que un impuesto ambiental como el que se aplica sobre el diésel es clave para la descarbonización, ya que un aumento de este reduce los niveles de emisión de CO₂. Por otro lado, explorar uno de los canales a través del cual este instrumento fiscal afecta a la reducción de emisiones de CO₂.

La motivación detrás de este propósito es comprobar que un impuesto sobre el diésel es una medida efectiva para desincentivar la demanda de automóviles que funcionan con dicho combustible. La curiosidad por este tema tiene su origen en la propuesta incluida en el anteproyecto de los Presupuestos Generales del Estado (PGE) para 2021 de incrementar la imposición sobre los hidrocarburos.

En cuanto a la importancia del estudio, esta relación lo es por dos razones: En primer lugar, contribuye con evidencias al intenso debate sobre si el aumento del impuesto al diésel en España es razonable o no. Y, en segundo lugar, el asunto se corresponde

con el compromiso de la Unión Europea (UE) de reducir las emisiones de GEI en un 55% con respecto a 1990 para el año 2030. Si se demuestra en la tesis que esta política fiscal es efectiva en su cometido, sabremos que vamos por el buen camino para alcanzar el objetivo climático marcado.

Así, el presente trabajo va a organizarse de la siguiente manera: En el apartado número dos realizamos una revisión de la literatura y en el tres tratamos los argumentos teóricos principales de los impuestos ambientales. En el apartado número cuatro analizaremos el contexto y la actualidad de las emisiones de gases de efecto invernadero, el mercado de vehículos y el impuesto sobre hidrocarburos en España. En la siguiente sección definiremos nuestras principales hipótesis. Dentro del apartado seis describiremos las bases de datos utilizadas y la metodología aplicada para elaborar el análisis empírico. En la sección siete comentaremos los resultados, para más tarde debatirlos en el apartado ocho. Finalmente, estableceremos las conclusiones.

2. Revisión de la literatura

Este estudio se nutre del enfoque de la economía institucional. Esta se puede definir como el estudio de la estructura y funcionamiento del campo en evolución de las relaciones humanas que se interesa por la provisión de los bienes y servicios materiales para la satisfacción de las necesidades humanas. No solo se centra en explicar el comportamiento racional de cada individuo, sino que incluye el análisis del comportamiento tradicional de los grupos humanos. Reemplaza el concepto del “homo economicus” por el concepto de “hombre institucional”, basado en diversos modelos de comportamiento en diferentes sociedades. Una idea clave de esta rama de la ciencia económica es rechazar la tesis de que la ciencia económica debe limitarse a tratar de explicar solo la conducta humana racional (Kapp, 2009).

2.1. La economía y el medio ambiente

La relación entre el análisis económico y los efectos de la producción y la extracción de recursos naturales por parte de las sociedades humanas dio lugar al nacimiento de la Economía Ambiental. Es un ámbito de conocimiento relativamente reciente del

campo de la Economía Aplicada y su desarrollo fue a partir de 1960, destacando la década de los 1970s. Su esencia parte de la premisa de que la economía es un sistema condicionado por los sistemas ecológicos existentes en la Tierra y da una importante consideración al concepto de sostenibilidad intergeneracional. Esto es, para mantener el bienestar social logrado hasta ahora es necesario producir y extraer recursos naturales de la manera más eficiente y sostenible posible para no comprometer el uso y disfrute de estos en el futuro.

¿Tiene la economía medioambiental referencias interesantes antes de 1960? Es siempre difícil establecer un inicio para el surgimiento de nuevas ideas o disciplinas, pero desde el siglo XVII podemos encontrar autores que tratan la preocupación por la gestión de los recursos naturales de una forma indirecta. Por eso también puede ser complicado señalar un punto de partida. Sin embargo, los trabajos de Labandeira, León y Vázquez (2007) y Sandmo (2015) nos facilitan la tarea de indicar un origen y progreso aproximado de la Economía Ambiental antes de su eclosión y auge como subdisciplina.

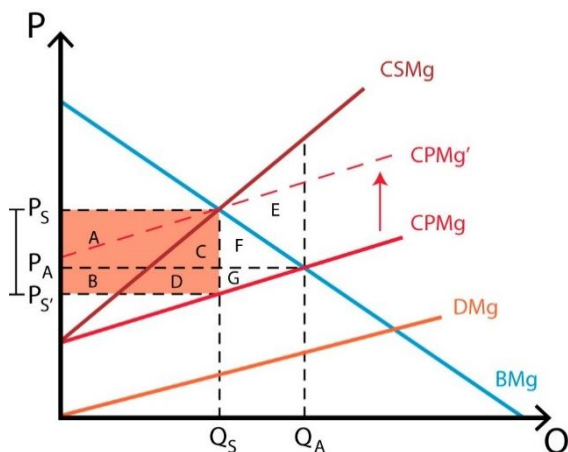
2.1.1. Pigou y el coste social de la contaminación

Hay consenso a la hora de afirmar que los trabajos de Pigou constituyen los fundamentos del ámbito moderno de la política económica medioambiental. Siendo sucesor de Marshall, Pigou (1920, 1928) desarrolló su teoría de las externalidades incluyendo especialmente externalidades en el consumo.

Principalmente, analizó cómo los impuestos, los subsidios o la legislación podían mejorar la eficiencia de la distribución de los recursos y debatió acerca del método de medición de los daños medioambientales.

La teoría del impuesto pigouviano sostiene que un canon de emisiones de la magnitud adecuada siempre llevará a una reducción socialmente óptima en el flujo de contaminación de las empresas que producen una externalidad negativa. En presencia de tales daños, la solución exige que los productores se enfrenten a un coste marginal de sus emisiones idéntico al daño marginal causado por ellos al nivel eficiente de contaminación (Gómez, 2000).

Figura 1: Representación analítica del efecto del impuesto pigouviano sobre el mercado del bien tasado.



Fuente: Policonomics.

El impuesto logra que el coste marginal privado (CPM_g) se equipare al coste marginal social (CSM_g), implicando una disminución de la producción de la empresa contaminadora y un aumento del precio del bien contaminante que ofrece al mercado. La cuantía del canon sería igual a la diferencia entre el “precio social” que repercute la empresa a los consumidores al internalizar los coste sociales de la contaminación de su actividad y el “precio lógico” que la empresa establecería para la cantidad de bienes producidos en condiciones normales. Por lo cual, en Q_s se encuentra el óptimo social por el que la pérdida total de bienestar o coste de la contaminación se reduce a cero.

Sus estudios en conjunto se han constituido como un elemento que preside el análisis económico de los problemas ambientales y de sus posibles soluciones (Labandeira, León y Vázquez, 2007).

2.1.2. Coase y la negociación

Coase (1960) establece un nuevo paradigma en la política económica medioambiental. La conclusión de este autor es que, bajos ciertas circunstancias de fallo de mercado, algunos agentes quizás tengan incentivos privados a internalizar las externalidades. De esta forma, un impuesto pigouviano podría ser superfluo.

Si estas premisas se cumplen, dado que el mercado puede resolver el problema de las externalidades por sí solo, no sería necesaria una intervención fiscal o legislativa, sino que bastaría con un proceso de negociación entre las partes interesadas.

A pesar de que Pigou y Coase hayan sentado las bases conceptuales para la discusión sobre la economía ambiental, autores como Aguilera y Alcántara (1994) critican algunos de los aspectos fundamentales que la tradición económica ha adquirido de sus respectivas teorías. Por ejemplo, desaprueban el reduccionismo de los partidarios de Coase, donde solo ven el Teorema de Coase como solución universal, cuando el propio artífice de dicho teorema solo la consideraba una versión idealizada. Igualmente, consideran como principal problema la lectura tan parcial que se ha hecho de Pigou. Según estos autores, siendo cierto que Pigou consideró los impuestos como una de las herramientas que permiten absorber la externalidad cuando no hay relaciones contractuales entre el causante y el afectado de la misma, también dejó claro que es posible alcanzar soluciones mediante la consecución de “acuerdos voluntarios”. Es decir, Pigou fue partidario de los acuerdos voluntarios y, sin embargo, los manuales no prestan atención a este hecho.

2.2. Efectos económicos del cambio climático

Una vez resumida la trayectoria de la relación entre el medio ambiente y la economía, debemos resaltar brevemente cómo es de importante el cambio climático para la investigación económica medioambiental. No solo ha generado nuevas preguntas que resolver, sino que su estudio ha provocado el surgimiento de nuevas metodologías y análisis empíricos que no hacen más que enriquecer progresivamente este campo científico.

Hay al menos tres referencias bibliográficas imprescindibles y suficientes para mostrar completa evidencia acerca de (i) la existencia del cambio climático y (ii) de sus efectos en la economía.

Para el primer hecho, tenemos el último informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés). En él se aprecia que desde la era preindustrial, la evolución de la temperatura media de la Tierra ha sido

mayor en la década entre 2005 y 2016, que en el tramo de 50 años entre 1850 y 1900. Se estima que las actividades humanas han sido responsables de casi 1 °C del incremento de la temperatura media de la superficie, desde el inicio de la Primera Revolución Industrial. Es decir, la humanidad ha causado el efecto invernadero de los últimos 150 años. Actualmente, este calentamiento global está aumentando a un ritmo de 0,2 °C cada 10 años y la principal causa son las emisiones antropogénicas de CO₂, tanto actuales como acumuladas (IPCC, 2018).

Para el segundo hecho tenemos dos revisiones. Por un lado, tenemos el trabajo de William Nordhaus, Premio Nobel de Economía 2018. Es considerado el padre de la Economía del Cambio Climático y sus estudios han sido fuente de multitud de trabajos sobre efectos económicos del calentamiento global. A mediados de los años setenta comenzó a escribir sobre los posibles daños que el dióxido de carbono podría causar en un futuro (Nordhaus, 1977), coincidiendo con el pleno desarrollo de la Economía Ambiental y de los Recursos Naturales. En los noventa, creó el Dynamic Integrated Climate-Economy Model (DICE) con el fin de reducir el calentamiento global mediante parámetros econométricos. En Nordhaus (2006) y Nordhaus (2009) realizó estudios relacionados con impactos climáticos en ubicaciones concretas. Sus últimos artículos intensifican el debate retomando la evidencia de los impactos climáticos en la economía mediante modelos (Nordhaus, 2013; Gillingham *et ál.*, 2015; Nordhaus, 2017) y postulando nuevos análisis de coste-beneficio intergeneracionales, como en Arrow *et ál.* (2013).

Por otro lado, en Stern (2006) se encuentran los resultados más impactantes de las consecuencias del calentamiento global en la economía. Según el informe, el coste global y la contingencia del cambio climático supone una pérdida de al menos el 5% del PIB global por año y, si los escenarios empeoran, un 20% de la producción como mínimo. Fue un punto de inflexión y generó cientos de artículos de la misma índole. En Nordhaus (2007) se aportan comentarios de sustancial consideración acerca del Informe Stern.

2.3. Transporte por carretera y contaminación

Es hora de revisar qué nos dice la literatura acerca de la contaminación procedente del transporte por carretera, debido a que es el medio de transporte predominante y, como veremos ahora, el sector más contaminante.

En general, hay una amplia evidencia empírica acerca de la correlación entre emisiones de GEI y el stock de automóviles. Diversos estudios se focalizan en China, debido a su rápido crecimiento económico durante los últimos años. Mayores niveles de renta llevan a una demanda galopante de mayor movilidad en los países en desarrollo, incrementando la utilización del coche privado. Han y Hayashi (2008) parten de esta premisa y estiman con datos de las regiones chinas que ante un aumento persistente del uso de turismos privados, los niveles de contaminación seguirán incrementándose. Igualmente, Loo y Li (2012) sugieren a través de sus resultados que las emisiones de CO₂ emitidas por el transporte en carretera son las que más contribuyen al total de estas en China.

Atte-Oudeyi *et ál.* (2016) argumentan, tras comprobar la validez de la Curva Medioambiental de Kuznetz (EKZ, por sus siglas en inglés) para los BRIICS¹, que sin un cambio significativo en las políticas dirigidas al transporte, el crecimiento económico de estos países potenciará la emisión de CO₂ per cápita, agravando la contaminación atmosférica.

Stanley *et ál.* (2011) demuestran los mismos resultados, pero para Australia. Hallan que el mayor contribuidor de emisiones GEI es el sector del transporte en carretera, el cual cada vez emite mayores gases más rápido.

En España también encontramos literatura con resultados idénticos. Navalpotro *et ál.* (2011) encuentra que el transporte por carretera emitió entre el 80 y 85% del total de emisiones de GEI en 2009 y Pérez-Martínez y de Cáceres (2009) se basan en un modelo econométrico desagregado por comunidades autónomas para relacionar este tipo de emisiones al transporte.

¹ Brasil, Rusia, India, Indonesia, China y Sudáfrica.

Proost y Van Dender (2012) hacen un resumen de la multitud de evidencias acerca de esta realidad y concluyen que, en el mundo desarrollado, las medidas dirigidas a reducir el uso de combustibles fósiles en el transporte han dado fructíferos resultados en la reducción de emisiones. En la misma línea, Santos (2017) afirma que la fuente más importante de emisiones procede del transporte y que, si el mundo desea no cruzar el límite de 2 °C de aumento de la temperatura media de la Tierra, este sector necesita descarbonizarse.

2.4. Efectividad de los impuestos ambientales en el transporte

Como vimos antes, las imposiciones tributarias que internalizan costes sociales asociados a la contaminación son instrumentos validados por la teoría económica. Ahora conviene saber si también lo son en la práctica.

Ya que en nuestra tesis nos centraremos en el impuesto sobre hidrocarburos, exponemos evidencias acerca de la efectividad de esta herramienta específica. Por lo general, hay abundantes observaciones que contrastan este hecho. Por tanto, para una mejor comprensión, se muestran numerosos artículos resumidos en forma de tabla en el Anexo 1.

Globalmente, bajo ciertos límites y advertencias que tratan algunos artículos, se aprecia que las evidencias mostradas abarcan resultados a favor de la eficacia de los impuestos sobre los carburantes para desincentivar el consumo de estos, mejorar la eficiencia energética o reducir las emisiones de CO₂.

2.5. Medición de la demanda de automóviles

En esta sección final de la sistematización de la literatura vamos a exponer una serie de trabajos de gran relevancia acerca de los determinantes de la demanda de automóviles. De los siguientes modelos, fundamentaremos la especificación del nuestro.

Hay una amplia gama de ecuaciones alternativas para hallar algunos de los factores que condicionan la demanda de automóviles. En el Anexo 2 se muestran las distintas maneras en las que la literatura ha especificado este indicador.

Paralelamente, hay estudios como el de Chan *et ál.* (2014) que, aunque no usen un análisis empírico mediante el método de mínimos cuadrados ordinarios (MCO) o similares, aplican una metodología efectiva alternativa. Para medir el impacto de una reducción de impuestos, aplicada tanto en China como en Estados Unidos, con el objetivo de estimular las ventas y los beneficios de los fabricantes de automóviles, aplican un análisis basado en datos reales comparados y modelos de optimización en cada región. Concluyen que la disminución impositiva es efectiva para incrementar las ventas de automóviles en ambos países. Pero con un matiz. Mientras que en EEUU es útil para estimular las ventas de vehículos de lujo, en China logra potenciar las ventas de gamas inferiores.

3. Argumentos teóricos de los impuestos ambientales

Los impuestos ecológicos o ambientales son herramientas fiscales para incentivar un cambio de comportamiento de la sociedad con respecto al uso de los recursos. Normalmente, suelen existir dos tipos: los de carácter incentivador y aquellos con finalidad recaudatoria para cubrir ciertos costes. En realidad, los impuestos ambientales no suelen tener esta última, ya que cuando mejor funcionan es en el momento en el que logran que la base imponible se reduzca como consecuencia de reducir el comportamiento gravado (Alier y Jusmet, 2015).

A veces es suficiente con gravar un bien determinado cuyo uso sabemos que contribuye a generar las sustancias emitidas que pretendemos evitar que se produzcan. Por ejemplo, aplicar el impuesto sobre la gasolina y el diésel en vez de gravar la medida de las partículas emitidas de los tubos de escape de los vehículos.

Cuando se trata de limitar y no prohibir, los argumentos de los economistas se orientan a favor de los incentivos frente a otro tipo de políticas. Pero siempre permanece el debate entre incentivos, representados por instrumentos económicos como los impuestos, y regulación, como los derechos de emisión. Al final, la clave para que la mayoría de economistas se decanten por los instrumentos económicos incentivadores es el coste marginal de reducir la contaminación, que no es nada más que el concepto para medir el grado de coste-eficiencia; útil para responder a la

pregunta que qué manera resulta más barato lograr un objetivo. Desde el punto de vista social, el impuesto es más costo-eficiente que una normativa como la de los derechos de contaminar. Funciona como un permiso para contaminar. Las empresas con actividad contaminante pueden contaminar y decidir cuándo hacerlo, pero saben que tiene un precio.

Otro aspecto que destacar en favor del impuesto está relacionado con las limitaciones de emisión. Mientras que con una normativa solo se incentiva a reducir las emisiones hasta el nivel que se regule en ella, un impuesto ambiental incentiva la disminución de emisiones de gases contaminantes sea cual sea la frontera establecida. Como recalcan Alier y Jusmet (2015), “ante una norma, solo cabe cumplirla o no cumplirla. Cuando contaminar tiene un precio, en cambio, reducir la contaminación siempre supone un ahorro”.

A pesar de los buenos resultados en la eficiencia de los impuestos como instrumentos para incentivar un comportamiento ambiental más adecuado, en términos de eficacia la regulación directa tiene mayores ventajas. El problema de los impuestos ecológicos con la efectividad es que las administraciones públicas solo pueden trabajar con aquella información accesible acerca del comportamiento de los agentes contaminadores. Como consecuencia, una política fiscal ambiental necesita fases de prueba y error para conocer estas características, lo que en ocasiones genera efectos negativos sobre la actividad económica. Además, las políticas impositivas no son flexibles. Se requiere un esfuerzo político considerable. Así, las expectativas sobre variaciones al alza de estos impuestos pueden también ir en detrimento de la economía.

Como vimos en el subapartado del impuesto pigouviano, estos instrumentos funcionan gracias a la variación que consiguen provocar en los precios relativos y, con ellos, las cantidades demandadas del bien gravado. Esto sucede independientemente del poder de mercado del sector en cuestión. El resultado que cabe recalcar es que el coste de reducir la contaminación siempre acaba recayendo en los consumidores. Sin embargo, en todas las ocasiones dependerá de la elasticidad-precio de la demanda de tal bien de consumo. Cuanto mayores

posibilidades de sustitución del bien existan, mayor será la elasticidad. Si hay un sustituto prácticamente homogéneo, pequeños incrementos generarán cambios bruscos de la demanda.

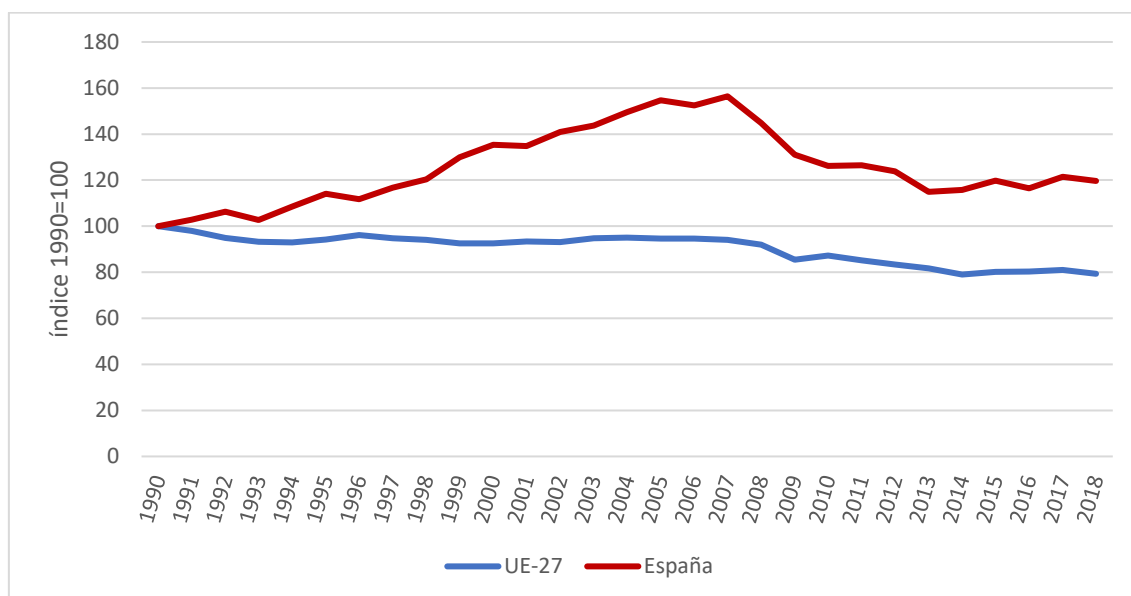
La elasticidad-precio de la demanda es mayor a largo que a corto plazo. Por tanto, cambios en la demanda requerirían mantener una expectativas crecientes de los precios para asegurar las inversiones a largo plazo. Asimismo, es importante recordar que cuando la elasticidad a corto plazo es baja, los impuestos darán lugar a mayores ingresos, debido a su intento fallido por desincentivar el comportamiento que contamina. En este supuesto, los ingresos podrían destinarse a provocar que la elasticidad de dicha demanda crezca (Alier y Jusmet, 2015).

4. Antecedentes

4.1. Los gases de efecto invernadero en España

España emitió en 2018 un 15,5% más de gases contaminantes a la atmósfera con relación a los valores de 1990. El máximo absoluto fue en 2007. Aproximadamente, se expelieron 10,2 toneladas de GEI por habitante.

Gráfico 1: Emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂-equivalente). Índice; 1990=100.



Fuente: Elaboración propia a partir de Eurostat.

Si comparamos el dato de 2018 con este pico de polución, observamos que hubo una reducción de emisiones del 25,3%. A su vez, también se percibe una disminución del 1,8% con respecto a 2017.

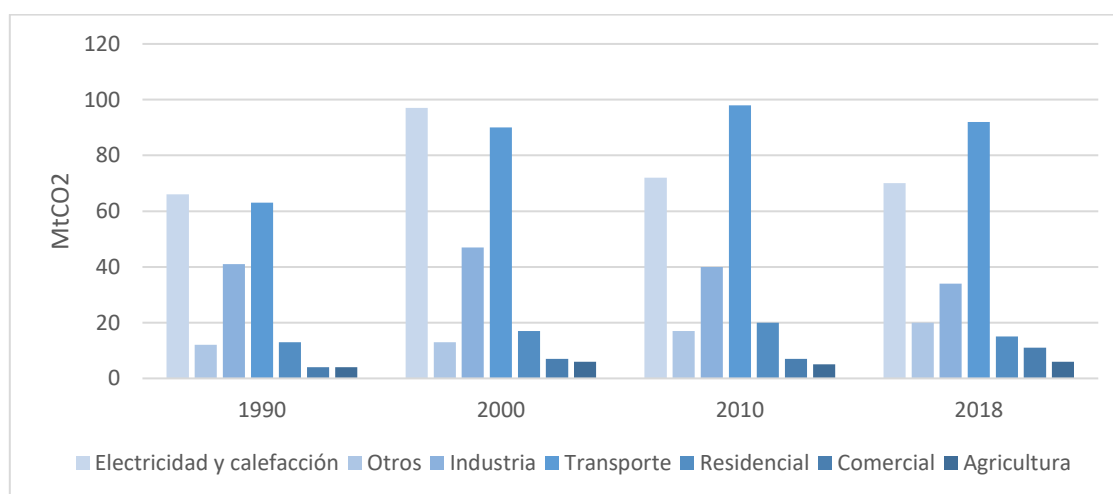
De entre todos los gases que forman los GEI, el CO₂ fue el más relevante, puesto que el 80,7% de la totalidad de emisiones fueron causadas por el dióxido de carbono.

En términos relativos con la Unión Europea (UE), España se encuentra en la sexta posición como mayor contribuyente de emisiones de GEI (7,9% de la UE), en la decimoctava como territorio con más emisiones por persona (7,1 toneladas por individuo) y en la decimocuarta como país con mayor número de toneladas de GEI emitidas en relación con el PIB (285,9 toneladas por millón de euros).

4.1.1. El papel del transporte en las emisiones de GEI y consumo energético

Según los datos facilitados por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), en 2018 el transporte fue el sector que más contaminó en España, ya que fue responsable del 27% del cómputo global.

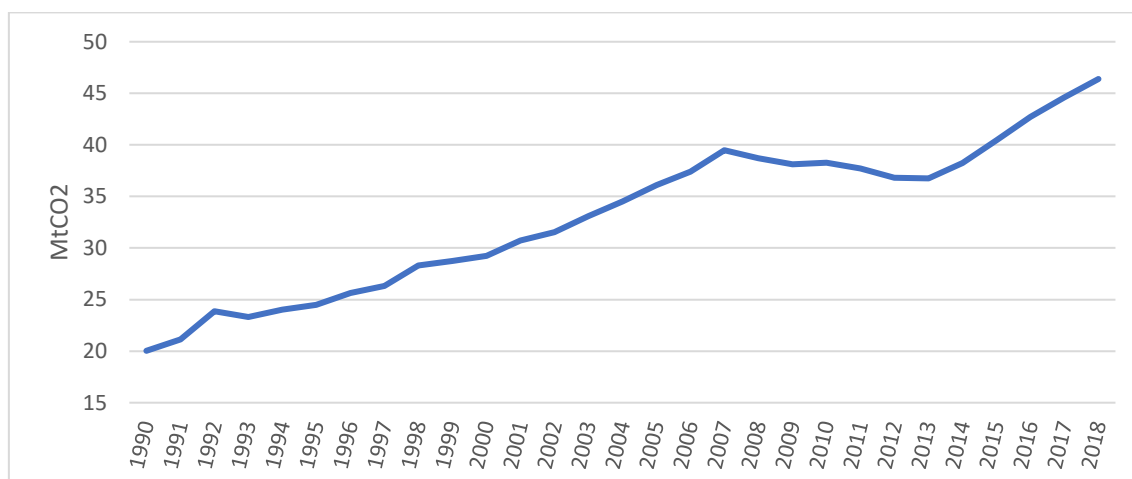
Gráfico 2: Emisiones de CO₂ por sectores en España (Mt CO₂).



Fuente: Elaboración propia a partir de IEA.

A lo largo de las últimas décadas el transporte ha ido aumentando el número de megatoneladas de CO₂ emitidas a la atmósfera. En diez años logró situarse como sector con mayor número de emisiones de este tipo de gas contaminante, reemplazando a la electricidad y a la calefacción. Aparte, en 2018 su cifra aumentó en un 46% con respecto a 1990.

Gráfico 3: Emisiones de CO₂ procedentes de los turismos.



Fuente: Elaboración propia a partir de ODYSSEE.

En esta figura se observa cómo, en particular, las emisiones de dióxido de carbono procedentes de los coches no han ido más que en aumento desde 1990 en España.

Este hecho se entiende si analizamos el consumo final de productos derivados del petróleo por sectores. La Agencia Internacional de la Energía (IEA, por sus siglas en inglés) muestra como desde 1990 el transporte es el que más consume este tipo de combustibles. De hecho, hay un amplísimo margen entre este y el siguiente sector. En 2018 el transporte consumió 29.993 toneladas equivalente de petróleo (tep), esto es el 68,5% del total.

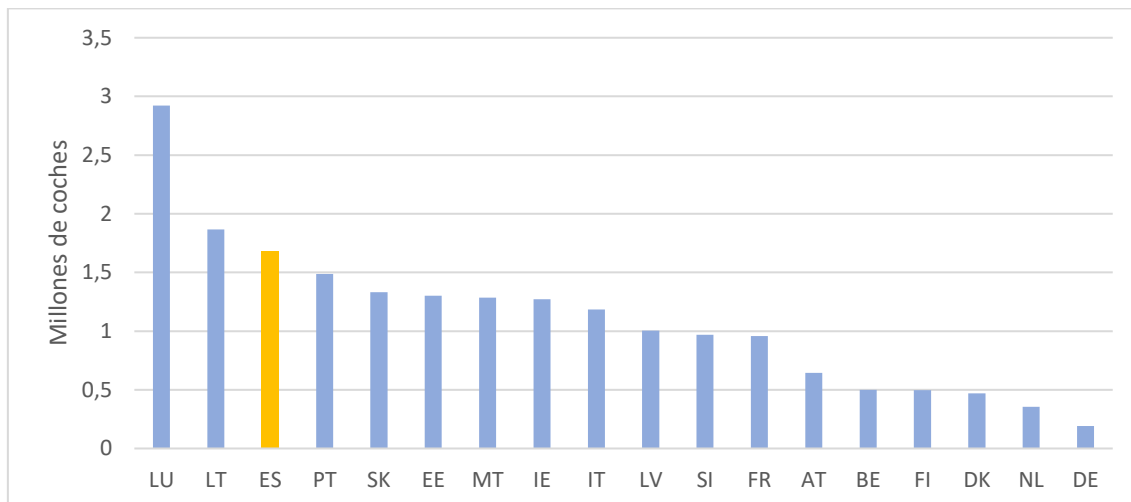
Entre los tipos de transporte que existen, destaca el transporte de pasajeros como mayor consumidor de productos petrolíferos. Le siguen los coches o camiones ligeros, el transporte de mercancías y los camiones.

4.2. Comparativa entre coches diésel y de gasolina

Empezando con una comparativa internacional², España es uno de los países de la UE con mayor ratio de coches diésel/gasolina. En 2018, por cada millón de turismos de gasolina en el parque automovilístico, hubo 1,60 millones de coches tipo diésel en España. Mientras tanto, en Alemania solo hubo aproximadamente 190 mil coches diésel por cada millón de coches de gasolina.

² Las abreviaturas junto al país que representan están recogidas en el Anexo 3.

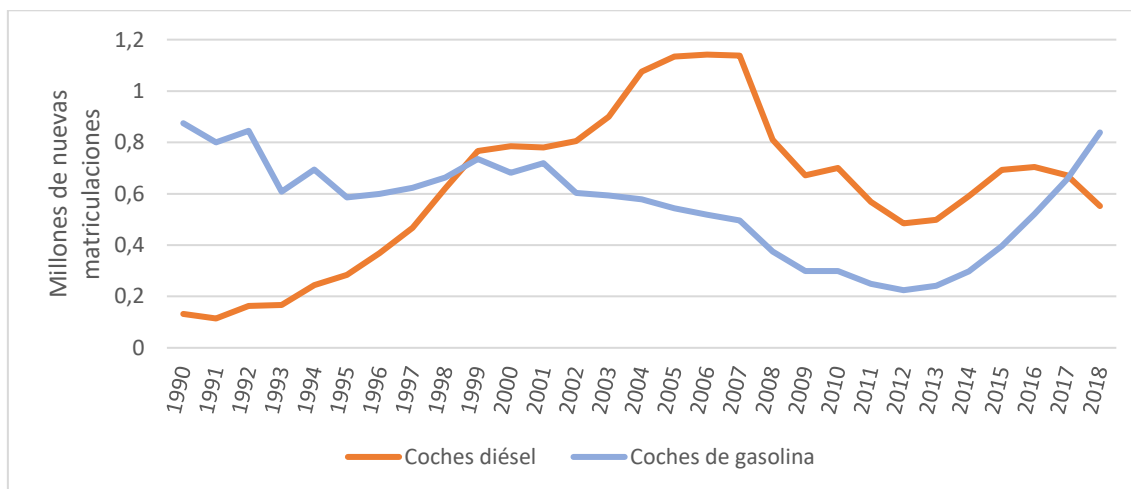
Gráfico 4: Stock relativo de coches (Diésel/Gasolina). 2018.



Fuente: Elaboración propia a partir de ODYSSEE.

Como afirma la AIREF, la tendencia generalizada en la UE es la de disminuir la proporción de vehículos privados con motores diésel. Si contemplamos el gráfico, España ha cumplido con esta inclinación. Entre 2007 y 2018 las nuevas matriculaciones diésel han disminuido un 51%.

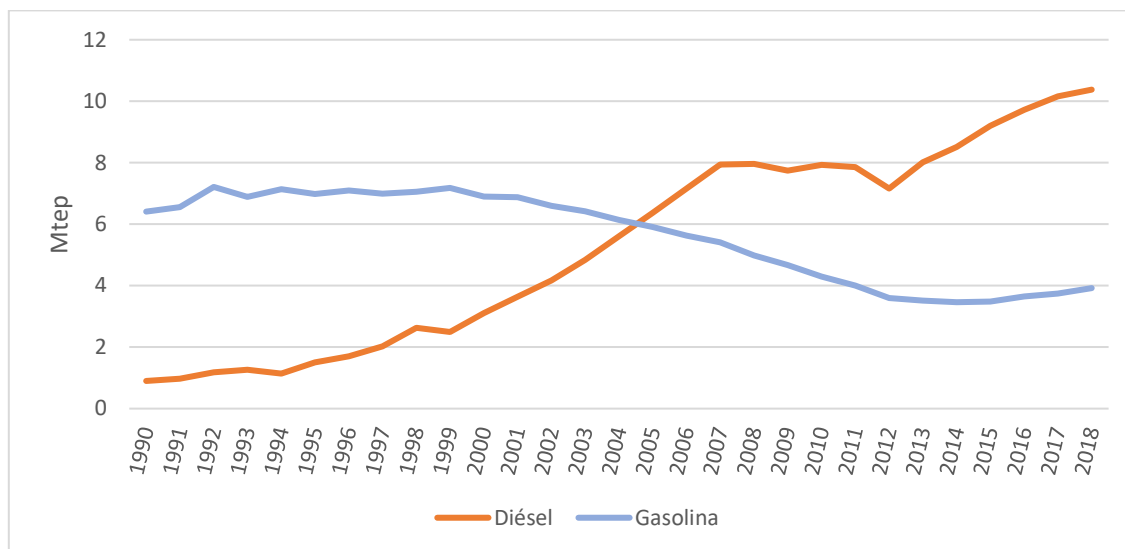
Gráfico 5: Evolución de las nuevas matriculaciones de coches en España.



Fuente: Elaboración propia a partir de ODYSSEE.

Con relación al consumo de combustible de los coches en España, el consumo de diésel ha aumentado frente al de gasolina.

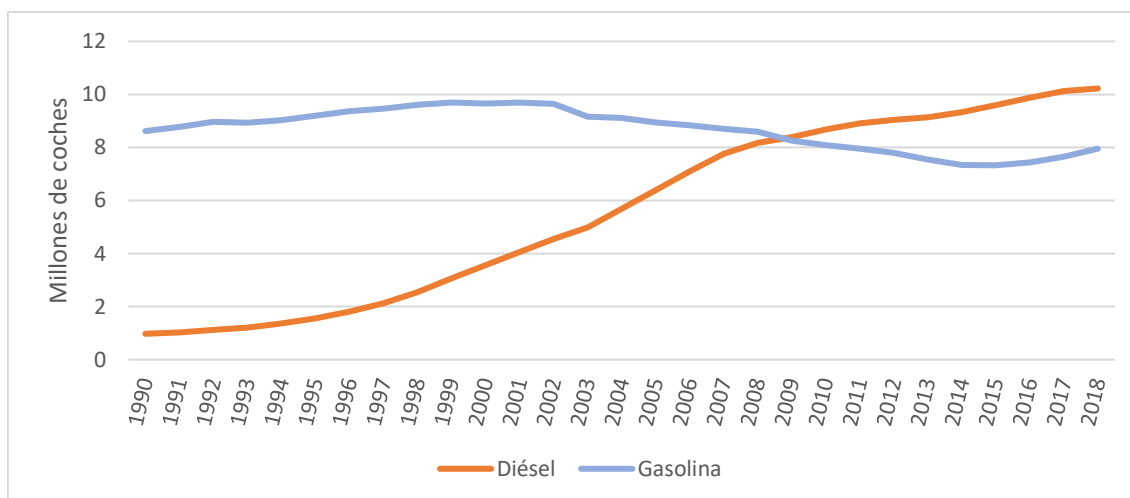
Gráfico 6: Evolución del consumo de combustible de coches en España.



Fuente: Elaboración propia a partir de ODYSSEE.

Parece que en 2005 hubo un punto de inflexión a través del cual el consumo de diésel superó al de gasolina. En 2018, el consumo del gasoil supera en más del doble al de gasolina.

Gráfico 7: Evolución del stock de coches en España.



Fuente: Elaboración propia a partir de ODYSSEE.

Analizando el gráfico 7, puede entenderse que esta superioridad del consumo del combustible diésel puede estar relacionada al stock de coches diésel en España. La cantidad de coches diésel supera a la de los de gasolina en 2009.

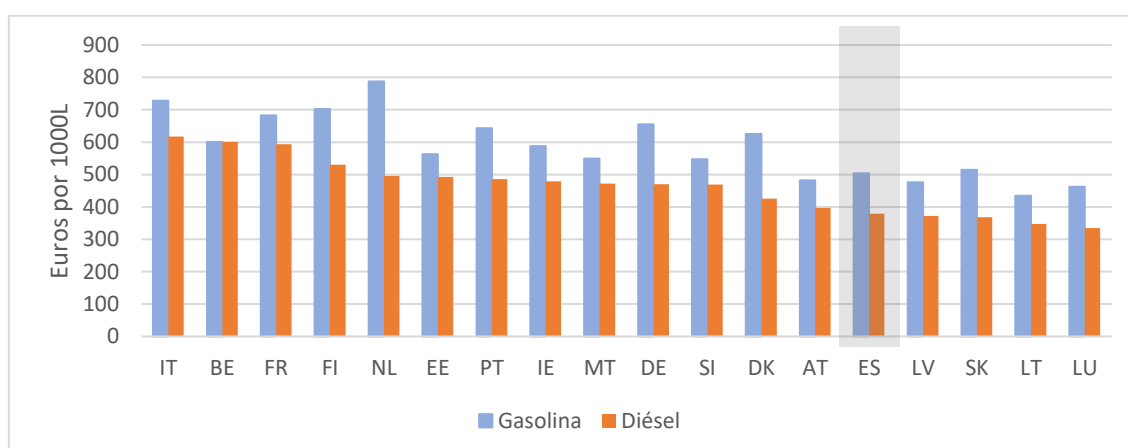
4.3. El impuesto sobre hidrocarburos en España

El principal cometido de los impuestos sobre los combustibles es desincentivar el uso de los más contaminantes. Además, son utilizados como herramienta de mitigación de externalidades negativas asociadas con la calidad del aire, entre otros. En este sentido, España sigue tanto las directrices y recomendaciones de los acuerdos internacionales como el compromiso de cumplir los objetivos climáticos para 2030 y 2050.

4.3.1. Características principales

Esta clase de impuesto especial es un impuesto nacional único. Así es desde que en 2019 el Tribunal de Justicia de la UE dictaminara que España debía de eliminar la descentralización de este gravamen por comunidades autónomas. En consecuencia, se integró al tipo especial aumentando su cuantía en 48 € por cada 1000 litros.

Gráfico 8: El tipo especial sobre hidrocarburos en la UE. Transporte por carretera. 2018.



Fuente: Elaboración propia a partir de la Agencia Europea del Medio Ambiente (EEA).

En términos relativos con la Eurozona, la tributación del impuesto sobre hidrocarburos se sitúa entre las más bajas. Solo Letonia, Eslovaquia, Lituania y Luxemburgo tasan estos combustibles con menor cuantía.

Los combustibles principales de los medios de transporte son la gasolina y el gasoil. En España, existe un diferencial entre el impuesto sobre el diésel y el de gasolina. Mientras que el tipo general del primero es de 307 €/1.000 litros, el del segundo es de 400,69 €/1.000 litros (AIReF, 2019). Es decir, la brecha entre ambas cargas es de 93,69 € por cada 1.000 litros.

Los antecedentes de esta diferencia se originan cuando entra en vigor la Ley 39/1979 y, a nivel comunitario, en el momento que se aplica la Directiva 92/82/CEE. Hasta 2007, la disparidad fue más marcada que en la actualidad. A partir de ese año, ha permanecido alrededor de los 100 €/1.000 litros.

Las modificaciones regulatorias más llamativas son en 2013. Este año es llamativo, porque se deroga el Impuesto sobre las Ventas Minoristas de determinados hidrocarburos, se crea el tipo único estatal sobre hidrocarburos con un valor de 24 €/1.000 litros y se establece el impuesto autonómico.

La raíz de esta división radica en el planteamiento de dos políticas económicas concretas. Por un lado, desde 1980, parte de la política sectorial en toda la comunidad europea se centró en proteger al transporte por carretera al ser un ámbito estratégico. Por otro lado, a finales de los años noventa y principios del siglo XXI, encontraron evidencias de que las emisiones de CO₂ de los vehículos diésel eran inferiores a las de gasolina. De esta manera, las políticas ambientales de todo el entorno europeo, incluido el Estado español, focalizaron sus medidas en incentivar el uso del vehículo diésel, ya que se pensaba que los gases de efecto invernadero eran primordialmente emitidos por toda forma de transporte que utilizara gasolina. En la actualidad, se ha demostrado que el diésel emite más dióxido de nitrógeno (NO₂) que la gasolina. Este es uno de los GEI más importantes y genera graves implicaciones a la salud. Por lo tanto, la regulación tributaria presente de los hidrocarburos queda desactualizada.

4.3.2. La normativa EURO

La normativa europea sobre emisiones recoge las diversas legislaciones que elaborado la UE desde 1988 para reducir las emisiones contaminantes de los vehículos que se producen y comercializan entre los países miembros.

Desde su origen, cada vez ha sido más exigente, dando como resultado siete normativas³:

³ Cada una de las directivas es un modificación de la Directiva 70/220/CEE.

Tabla 1: Directivas de la normativa europea sobre emisiones.

Normativa	Año
EURO 0	1988
EURO 1	1993
EURO 2	1996
EURO 3	2000
EURO 4	2005
EURO 5	2009
EURO 6	2015

Fuente: Elaboración propia.

En 1992 se obliga a reducir las emisiones a vehículos diésel y gasolina con la implantación del catalizador para reducir y transformar los gases de combustión del vehículo. Entre 1992 y 2005, la normativa cada vez se va volviendo más restrictiva con las emisiones de dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x) y los hidrocarburos no quemados, esto es las partículas en suspensión. A partir de aquí, EURO 5 y EURO 6 se focalizan de forma muy estricta en las emisiones generadas por los vehículos diésel.

La normativa EURO 7 ya ha sido enviada como propuesta de reglamento a la Comisión Europea y está prevista para aplicación el cuarto trimestre de 2021.

4.3.3. Ingresos estatales

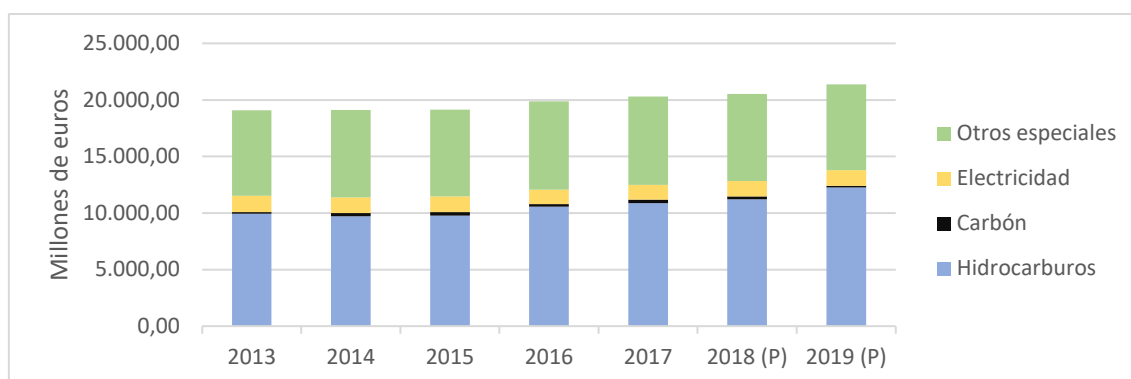
Como panorámica general, los impuestos ambientales⁴ representaron el 8,1% de lo recaudado por todos los impuestos administrados en el territorio nacional. A tenor de la información dada por el MITECO, España fue el sexto país de la UE-28 con mayor aportación al total de impuestos ambientales en 2018. Los tributos ambientales procedentes del transporte representaron el 13%, el segundo más importante detrás de los referidos a la energía (82,7%).

Atendiendo a los ingresos obtenidos a través de los impuestos especiales, la previsión de la Agencia Tributaria para 2019 es una recaudación aproximada de

⁴ Incluye cualquiera unidad de algún material que tiene un impacto negativo, comprobado y específico, sobre el medio ambiente (MITECO, 2020).

21.280 millones de euros. En la gráfica siguiente identificamos la importancia del impuesto sobre hidrocarburos dentro de este tipo de impuesto indirecto.

Gráfico 9: Ingresos tributarios de los impuestos especiales en España. Recaudación por tipo.



Fuente: Elaboración propia a partir de la Agencia Tributaria.

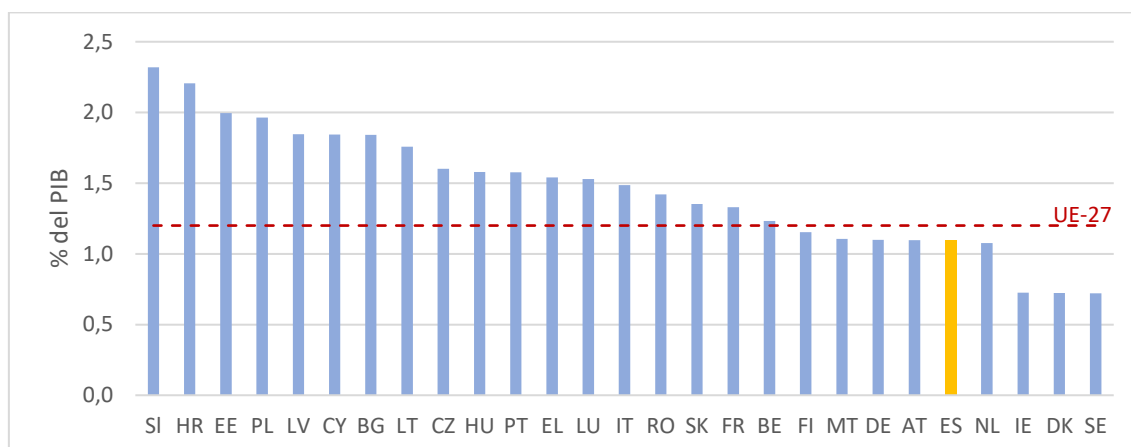
El 57% de la recaudación obtenida por los impuestos especiales proviene del tipo correspondiente a los carburantes. Durante los tres primeros años después de la reforma de 2013 los ingresos disminuyeron, aunque de forma escasa. Desde 2015 en adelante la variación de los mismos es positiva. Es de gran relevancia resaltar que el incremento de 2019 con respecto al año anterior se debe a la sustitución de la tarifa autonómica por el tipo único nacional, comentada anteriormente. Sin modificaciones regulatorias, el incremento de los fondos adquiridos por el impuesto sobre hidrocarburos en este año fue de tan solo un 0,3%.

Para finalizar este apartado, hay que recalcar de nuevo la diferencia entre el tipo aplicable al diésel y a la gasolina. Conforme a ella, el último informe sobre beneficios fiscales de la Autoridad Independiente de Responsabilidad Fiscal señala que la equiparación entre los tipos impositivos de los combustibles generaría unos ingresos adicionales en la recaudación de 2.537 millones de euros.

4.3.4. Presión fiscal

Entre los impuestos especiales, la imposición sobre los hidrocarburos es la que mayor presión fiscal posee. La presión fiscal se define como la cantidad de ingresos totales tributarios que recibe el Estado en comparación con su producto interior bruto. En este caso, vamos a centrarnos en la presión fiscal específica del impuesto sobre los carburante en el territorio nacional.

Gráfico 10: Recaudación del impuesto sobre hidrocarburos en la UE (% del PIB). 2018.



Fuente: Elaboración propia a partir de TAXUD (Comisión Europea).

La aportación recaudatoria del impuesto sobre los hidrocarburos a la renta nacional en España es una de las más inferiores de la UE. Asimismo, se sitúa por debajo de la media europea (1,2% del PIB).

En consideración del Banco de España, esta menor presión fiscal se entiende como causa por los tipos inferiores tanto de la gasolina como del diésel (López-Rodríguez y García, 2018).

A grandes rasgos, y en suma, el Estado español tiene un porcentaje menor de recaudación sobre el PIB en cuanto a impuestos medioambientales, que el resto de países miembros de la UE.

En definitiva, el dióxido de carbono es el gas más contaminante y para el caso de España podemos extraer las siguientes conclusiones:

- El sector del transporte ha ido ganando protagonismo como principal emisor de CO₂, optando en la actualidad el primer puesto como principal sector con mayor polución generada.
- Existe una diferencia importante entre el tipo aplicado a la gasolina y al diésel. Esto ocurre en la mayoría de economías. No obstante, el impuesto sobre hidrocarburos es menor que en el resto de países europeos.

- El avance en el conocimiento sobre el comportamiento e impacto de los gases emitidos por los carburantes ha supuesto un cambio de rumbo muy significativo en la política climática europea.

5. Hipótesis

En virtud de la evidencia empírica del objeto de estudio, las hipótesis principales del modelo que trataremos de corroborar en el este estudio son tres:

- H1: El impacto aplicado al diésel tiene un efecto directo y significativo sobre las emisiones de CO₂ procedentes de los turismos.
- H2: El impuesto al diésel es un factor relevante a la hora de explicar las variaciones de las nuevas matriculaciones de coches diésel.
- H3: Existe una conexión entre las nuevas matriculaciones de coches diésel y el nivel de emisiones de CO₂ procedente de los turismos.

Creemos que el impuesto al diésel es una herramienta eficaz para incentivar la descarbonización del transporte. A raíz de esta idea, definimos la segunda y tercera hipótesis. Responden al modo en el que prevemos cómo el impuesto al diésel actúa para reducir las emisiones de CO₂ procedentes de los automóviles. Primero, pensamos que el impuesto al diésel es un factor relevante para explicar las variaciones de las nuevas matriculaciones de turismos diésel (hipótesis 2). Después, consideramos posible que, en relación con la hipótesis anterior, estas nuevas matriculaciones están relacionadas con las emisiones de CO₂ generadas por los coches (hipótesis 3).

6. Material y métodos

A raíz de las hipótesis definidas, vamos a describir las variables incluidas en los modelos y las bases de datos utilizadas. Seguidamente, especificaremos la metodología que se va a aplicar.

6.1. Datos y variables

Para analizar empíricamente las relaciones entre las variables escogidas, hemos escogido datos de series temporales para España que abarcan el periodo 1990-

2018. Estos han sido obtenidos de las dos fuentes de datos principales que vamos a presentar a continuación.

6.1.1. Weekly Oil Bulletin

La información de la variable objeto de interés de este estudio, el impuesto al combustible diésel, se ha extraído de esta base de datos.

Weekly Oil Bulletin es una iniciativa de la Comisión Europea para potenciar la transparencia de los precios de los productos derivados del petróleo y fortalecer el mercado interno de la UE.

Además de los precios de estos combustibles, ofrece el impuesto sobre el valor añadido (IVA) aplicado por los gobiernos nacionales a los combustibles de carretera, así como los tipos de cambio de la moneda local a euros.

Gracias a la labor de la Federación Europea de Transporte y Medio Ambiente (Transport & Environment), hemos podido conseguir los datos del impuesto al diésel correspondientes al periodo 1995-2018 en mayor calidad y forma. Teniendo en cuenta el IVA de cada país, se han deducido los impuestos nominales sobre los carburantes (o impuestos especiales), sin incluir el IVA. Los impuestos nominales aplicados a los biocombustibles se facilitan en moneda nacional y se convierten a precios nominales en euros.

Los impuestos nominales sobre el combustible se refieren al importe del impuesto aplicado en ese momento. Su unidad de medida son euros por cada litro de combustible. Para ofrecer precios más contextualizados, se ha tenido en cuenta la inflación: los precios reales se han calculado a partir de los precios nominales aplicando el Índice de Precios de Consumo Armonizado (HICP, por sus siglas en inglés), relativo a cada país para cada año.

$$HICP_{2020=100}(\text{Año } X) = \frac{HICP_{2015=100}(\text{Año } X)}{HICP_{2015=100}(2020)} \cdot 100 \quad (1)$$

Las tablas de Eurostat proporcionan el índice de precios de consumo armonizado mensualmente, considerando como año base 2015 (2015=100). Para cambiar el año base a 2020, los valores se han calculado como puede verse en la fórmula de arriba.

6.1.2. Odyssee-Mure Database

Las emisiones de CO₂ procedentes de los coches (MtCO₂), las nuevas matriculaciones de coches diésel y gasolina (millones), el tráfico de pasajeros en el metro y tranvía (pasajeros/km) y el consumo de productos derivados del petróleo del sector residencial (Mtep) se han obtenido de esta base de datos.

El proyecto Odyssee-Mure está coordinado por la Agencia por la Transición Ecológica de Francia (ADEME, por sus siglas en francés) con el apoyo de Enerdata y el Instituto Fraunhofer de Investigación en Sistemas e Innovación. Cuenta con el apoyo del programa H2020 de la Comisión Europea y forma parte de la actividad de la Red Europea de Energía (European Energy Network). El proyecto se basa en dos bases de datos complementarias que son actualizadas regularmente. Por un lado, está Odyssee, gestionada por Enerdata, que contiene indicadores detallados de eficiencia energética con datos sobre consumo de energía, sus factores y sus emisiones de CO₂ relacionadas. Por otro lado, se encuentra Mure. Es coordinado por el instituto Fraunhofer con el apoyo técnico de Enerdata y contiene una descripción de todas las medidas de eficiencia energética aplicadas a nivel de la UE o nacional.

En este trabajo hemos utilizado primordialmente la base de datos Odyssee. Sus series están siempre comprendidas en el intervalo 1990-2018 y pueden encontrarse seis grandes grupos de indicadores: macroeconómicos, industriales, transporte, hogares, sector servicios y emisiones de CO₂.

6.1.3. Contabilidad Nacional de España

La variable de la renta nacional disponible neta per cápita a precios corrientes fue recogida de la Contabilidad nacional anual de España disponible en el Instituto Nacional Estadística.

6.2. Metodología

Con la finalidad de contrastar las hipótesis de este trabajo, primero vamos a especificar un modelo econométrico para cada una de las hipótesis. Para la primera hipótesis construiremos una regresión lineal simple y para las restantes una regresión lineal múltiple. El método de la regresión es útil, ya que es una técnica utilizada para encontrar la ecuación que muestra la mejor relación entre dos o más variables. La forma más básica es la regresión lineal simple, cuyo modelo de regresión para la población es

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i + u_i \quad (2)$$

, donde y es la variable dependiente o regresada, β_0 la intercepción con la población Y o el valor de Y cuando la variable independiente es igual a cero, β_1 la pendiente del coeficiente de la población o el cambio en Y asociado con una unidad de la variable explicativa, x la variable independiente o regresora y u es el error aleatorio del modelo.

El segundo paso consistirá en estimar los coeficientes $\{\beta_0, \beta_1, \dots\}$ mediante una muestra de la población de nuestras variables dependientes. Para ello, utilizaremos la regresión lineal de la muestra puesto que nos ofrece los estimadores de la línea de regresión poblacional: $\hat{y}_i = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 x_i + e_i$ donde $e_i = (y_i - \hat{y}_i)$ con media igual a cero.

A través del Método de Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO) tanto $\hat{\beta}_0$ y $\hat{\beta}_1$ son obtenidos hallando los valores de $\hat{\beta}_0$ y $\hat{\beta}_1$ que minimizan la suma de los residuos al cuadrado (SSE):

$$\min \sum_{i=1}^n e_i^2 = \sum [y_i - (\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 x_i)]^2 \quad (3)$$

, en la que los parámetros de interés están calculados de la siguiente manera:

$$\hat{\beta}_1 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} = \frac{Cov(x, y)}{S_x^2} \quad (4)$$

$$\hat{\beta}_0 = \bar{y} - \hat{\beta}_1 \bar{x} \quad (5)$$

$\hat{\beta}_0$ es el valor estimado medio de y cuando el valor de x es cero. $\hat{\beta}_1$ es el cambio estimado en el valor medio de y como resultado del cambio en una unidad en x .

Con arreglo a la especificación de los mejores modelos posibles, estos deberán cumplir con los supuestos del modelo lineal clásico. A través de los contrastes de hipótesis de regresión lineal múltiple, nos aseguraremos de que se cumplen las siguientes asunciones:

Tabla 2: Hipótesis del modelo sobre variables exógenas y la perturbación aleatoria.

Condición MCO		Test
1. Linealidad en los parámetros.	$y_t = \beta_0 + \beta_1 x_{t1} + \dots + \beta_k x_{tk} + u_t$	Contraste de no linealidad (cuadrados y logaritmos)
2. No multicolinealidad de las variables independientes.	$FIV < 10$	Factor de Inflación de la Varianza (FIV)
3. Media condicional igual a cero (exogeneidad estricta)	$E(u_t X) = 0$	Contraste de RESET de Ramsey
4. Homocedasticidad de los residuos.	$V(u_t X) = V[u_t] = \sigma^2$	Contraste de White
5. No autocorrelación de los residuos.	$Cov(u_t, u_s) = 0$ $\forall t \neq s$	Contraste de Breusch-Godfrey
6. Normalidad de los residuos.	$u_t \sim N(0, \sigma^2)$	Contraste de Jarque-Bera

Fuente: Elaboración propia.

Para terminar, al trabajar con modelos de series temporales, y teniendo en cuenta la literatura recogida sobre las variables de nuestro interés, haremos uso de uno de los tipos de proceso estacionario lineal más común: el modelo autorregresivo de orden 1 o AR(1).

$$y_t = \phi y_{t-1} + u_t \quad (6)$$

Este es un modelo en el que se incluye a la variable dependiente retardada como uno de los factores para explicar a la misma variable regresada. Es adecuado usar este tipo de modelos en la situación donde es posible que valores en el periodo anterior de la variable explicada afectan a su valor actual.

Este tipo concreto de modelo autorregresivo lo aplicaremos en el correspondiente a la segunda hipótesis.

7. Resultados

En orden de comprobar la primera hipótesis, se especifica el siguiente modelo de regresión lineal simple de una sola variable:

$$CO2_t = \alpha_0 + \alpha_1 TDIESEL_t + u_t \quad (7)$$

donde t se refiere al periodo de tiempo, $CO2$ representa las emisiones de dióxido de carbono procedentes de los coches y $TDIESEL$ es el impuesto sobre el diésel. u_t representa el residuo del modelo. Esto es aquello que se les escapa y no pueden explicar el resto de variables.

Modelo 1: MCO, usando las observaciones 1995-2018 (T = 24)
Variable dependiente: CO2

	<i>Coefficiente</i>	<i>Desv. Típica</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>valor p</i>	
const	121.322	14.2683	8.503	<0.0001	***
TDIESEL	-224.221	37.0876	-6.046	<0.0001	***
Media de la vble. dep.	35.18342	D.T. de la vble. dep.	5.971400		
Suma de cuad. residuos	308.1559	D.T. de la regresión	3.742604		
R-cuadrado	0.624257	R-cuadrado corregido	0.607178		
F(1, 22)	36.55073	Valor p (de F)	4.38e-06		
Log-verosimilitud	-64.68515	Criterio de Akaike	133.3703		
Criterio de Schwarz	135.7264	Crit. de Hannan-Quinn	133.9954		
rho	0.849889	Durbin-Watson	0.446091		

La fórmula con los parámetros estimados se muestra de la siguiente forma:

$$\widehat{CO2}_t = 121,322 - 224,221TDIESEL_t + e_t \quad (8)$$

Nuestra primera hipótesis es cierta. El efecto directo del impuesto al diésel sobre las emisiones de CO₂ es significativo con un nivel de confianza del 99%.

El R-cuadrado (R²) del modelo nos señala que aproximadamente el 62% de estas emisiones es explicada por las variaciones del impuesto al diésel. Para observar la relación entre ambas variables es útil, pero para predecir el R² no es suficiente.

La principal desventaja es que pasa todos los test, excepto el de autocorrelación.

Sabemos entonces que este impuesto tiene una relación negativa con las emisiones de gases de los automóviles. ¿Pero cómo? Es posible que una de las razones se deba a la disminución que provoca un aumento del impuesto en las nuevas matriculaciones de coches de este tipo de combustible.

Para comprobar la segunda hipótesis, hemos construido el modelo de a continuación basándonos en Bonilla (2009):

$$MATd_t = \beta_0 + \beta_1TDIESEL_t + \beta_2RNDPC_t + \beta_3d_MATd_t + \beta_4MATg_t + \beta_5METRO_t + u_t \quad (9)$$

donde *MATd* representa el número de nuevas matriculaciones de turismos diésel, *TDIESEL* es el impuesto sobre el diésel, *RNDPC* es equivalente a la renta nacional disponible neta per cápita, *d_MATd* indica la primera diferencia de la variable dependiente, *MATg* señala las nuevas matriculaciones de turismos de gasolina y *METRO* es tráfico de pasajeros por kilómetro en metro y tranvía. ε_t representa el residuo del modelo.

Modelo 2: MCO, usando las observaciones 1995-2018 (T = 24)
Variable dependiente: MATd

	<i>Coefficiente</i>	<i>Desv. Típica</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>valor p</i>	
const	4.74270	1.07281	4.421	0.0003	***
TDIESEL	-9.90521	2.41350	-4.104	0.0007	***
RNDPC	8.30653e-05	2.22535e-05	3.733	0.0015	***
d_MATd	1.14448	0.225045	5.086	<0.0001	***

MATg	0.250612	0.141384	1.773	0.0932	*
METRO	-0.282893	0.0484395	-5.840	<0.0001	***
Media de la vble. dep.	0.717229	D.T. de la vble. dep.	0.235167		
Suma de cuad. residuos	0.164942	D.T. de la regresión	0.095726		
R-cuadrado	0.870327	R-cuadrado corregido	0.834307		
F(5, 18)	24.16220	Valor p (de F)	2.12e-07		
Log-verosimilitud	25.70808	Criterio de Akaike	-39.41617		
Criterio de Schwarz	-32.34784	Crit. de Hannan-Quinn	-37.54094		
rho	0.003731	Durbin-Watson	1.927204		

El modelo estimado quedaría tal como se ve en esta función:

$$\widehat{MATd}_t = 4,474 - 9,905TDIESEL_t + 8,307 \cdot 10^{-5}RNDPC_t + 1,144d_MATd_t + 0,250MATg_t - 0,283METRO_t + e_t \quad (10)$$

Observando los resultados, vemos como nuestra hipótesis es cierta. Por cada euro/litro adicional de impuesto al diésel, hay aproximadamente una reducción de 10 millones de nuevas matriculaciones de coches diésel (*ceteris paribus*).

Este modelo pasa todos los test (FIV – colinealidad, RESET, Heterocedasticidad, Autocorrelación y Normalidad de los residuos). No solo está insesgado, sino que es un modelo eficiente.

Para comprobar la última hipótesis, construimos el siguiente modelo:

$$CO2_t = \gamma_0 + \gamma_1 MATd_t + \gamma_2 OCRS_t + u_t \quad (11)$$

,donde *OCRS* es el acrónimo de *Oil Consumption of Residential Sector* e indica el consumo energético de productos derivados del petróleo del sector residencial, es decir, de los hogares. μ_t representa el residuo de este modelo.

Modelo 3: MCO, usando las observaciones 1990-2018 (T = 29)
Variable dependiente: CO2

	<i>Coficiente</i>	<i>Desv. Típica</i>	<i>Estadístico t</i>	<i>valor p</i>	
const	58.5896	2.80445	20.89	<0.0001	***
MATd	18.3644	1.39498	13.16	<0.0001	***
OCRS	-10.3214	0.784295	-13.16	<0.0001	***

Media de la vble. dep.	32.99194	D.T. de la vble. dep.	7.322571
Suma de cuad. residuos	123.7999	D.T. de la regresión	2.182094
R-cuadrado	0.917542	R-cuadrado corregido	0.911199
F(2, 26)	144.6551	Valor p (de F)	8.15e-15
Log-verosimilitud	-62.19410	Criterio de Akaike	130.3882
Criterio de Schwarz	134.4901	Crit. de Hannan-Quinn	131.6729
rho	0.389983	Durbin-Watson	1.052246

Tras aplicar el MCO, la función queda así:

$$\widehat{CO2}_t = 58,590 + 18,364MATd_t - 10,321OCRS_t + e_t \quad (12)$$

Esta solución nos indica que nuestra tercera hipótesis es cierta. Por cada millón de matriculaciones nuevas de turismos diésel en España, se generan aproximadamente 18 megatoneladas de CO₂ provenientes de los coches (*ceteris paribus*).

Con el objetivo de ver el efecto que ha podido tener la regulación europea sobre emisiones en la cantidad de CO₂ emitida procedente de los coches, vamos a comprobar mediante el contraste de Chow si existe un punto de ruptura a partir de 2015 y la aplicación de la normativa EURO 6 (véase Anexo 4).

Para ello, utilizaremos una variable discreta que denominaremos "EURO6". Toma el valor 0 para los años que van desde 1990 a 2014. Para los años que se encuentran entre 2015 y 2018, la variable aleatoria tomara el valor igual a 1.

Tomando el resultado del estadístico de prueba y el p-valor, no rechazamos la hipótesis alternativa del contraste de Chow y confirmamos la existencia de un punto de ruptura en el año 2015.

El valor del parámetro de EU_MATd nos señala que por cada millón de nuevas matriculaciones de coches diésel durante los años de aplicación de la normativa EURO 6, las emisiones de CO₂ procedentes de los coches fueron inferiores que antes de aplicarse dicha regulación. En concreto, se emitieron casi 43 megatoneladas equivalentes de petróleo menos.

8. Discusión

Tras analizar las hipótesis iniciales de nuestro trabajo, se deduce que el impuesto al diésel es una herramienta efectiva para reducir las emisiones de CO₂ procedentes del transporte mediante su efecto en las nuevas matriculaciones. Asimismo, hemos corroborado que la normativa EURO 6 fue un punto de inflexión para la reducción de las emisiones de CO₂ procedentes de los coches.

Los resultados de las variables más relevantes de nuestra cuestión de investigación han sido los esperados. No obstante, llama la atención el coeficiente del último modelo para la variable del consumo residencial de productos derivados del petróleo. Esperábamos una relación positiva entre las emisiones de CO₂ procedentes de los coches y este tipo de consumo residencial, pero en el modelo se aprecia justamente lo contrario. Según la clasificación del consumo por usos de los hogares en España que proporciona el Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE), el consumo energético residencial se compone, principalmente, de la calefacción, agua caliente, cocina, refrigeración, iluminación y electrodomésticos. El gasto en combustibles para los vehículos del hogar no se incluye. Por tanto, quizás sí que tenga sentido después de todo. Es más que probable que cuanto más tiempo dediquen las familias a estar en su hogar, más energía residencial consuman. Cuanto más tiempo dediquen a estar en casa, menos utilizarán los vehículos (en este caso, el coche). Y cuanto menos usen el o los coches, dependerá de cada familia, menos CO₂ se emitirá a través de estos.

Aunque nuestras estimaciones se hayan ajustado a nuestros supuestos iniciales, es necesario recalcar tres limitaciones del trabajo empírico. Una de ellas es el tamaño de la muestra. Un periodo de tiempo más largo podría arrojar más luz sobre las dinámicas mostradas en cada uno de los modelos. Con todo, hemos trabajado con el rango máximo de datos disponibles en las bases de datos utilizadas. Otra está relacionada con los límites de la aplicación econométrica al estudio de la relación entre la economía y el medioambiente. Stern (2004) lo ejemplifica bien con la crítica

a la Curva Medioambiental de Kuznets⁵ (EKC, por sus siglas en inglés). Usando una amplia literatura, demuestra cómo la mayoría de los estudios han encontrado errores graves en la especificación del modelo econométrico del EKC. En concreto, señalan problemas severos con el análisis de la heterocedasticidad, simultaneidad, el sesgo de variables omitidas y cointegración de variables. El autor indica que un modelo mejor podría salir de la inclusión de variables adicionales para representar las causas próximas de la variación de las emisiones. No descartamos que así también pueda ser en los modelos que hemos especificado en este estudio. La última tiene que ver con el modelo de la primera hipótesis. Pese a que cumple con todos los contrastes de significancia del parámetro y con los criterios de normalidad y homocedasticidad del residuo, la estimación tiene un problema de autocorrelación. En sí, no supone ningún problema para la estimación del coeficiente. Ahora bien, la inferencia será errónea. Los errores estándar normales y los contrastes son incorrectos. Supone la violación del quinto supuesto de MCO para series temporales (Wooldridge, 2012). La ventaja es que la autocorrelación tiene solución.

En cuanto a las posibles implicaciones prácticas de los resultados, la imposición energético-ambiental es flexible, efectiva, promueve la innovación y proporciona ingresos públicos importantes para facilitar el objetivo europeo de transición a economías descarbonizadas. En cambio, si se aplicara la equiparación entre el impuesto al diésel y la gasolina, estas características se evidenciarían aún más.

Una de las desventajas de su aplicación es que pueden producir impactos regresivos. Por consiguiente, sería imprescindible diseñar estrategias para elegir el destino de la recaudación adicional. Como sugieren Gago, Labeaga y López-Otero (2021), devolver parte de los ingresos del impuesto mediante transferencias de suma fija a los hogares de menor renta y/o realizar compensaciones de suma fija a todos los hogares por debajo de la línea de pobreza podrían ser dos modos viables de hacerlo posible.

⁵ La Curva Medioambiental de Kuznets es una hipótesis de la relación entre varios indicadores de deterioro medioambiental y el ingreso per cápita. Según esta, el impacto medioambiental es una función en forma de "U" invertida del ingreso *per cápita*.

También, retirar paulatinamente la oferta de coches diésel a la vez que se aplica una política de subvenciones al vehículo eléctrico limitada a los hogares de las cinco decilas de renta más bajas (Gago, Labeaga y López-Otero, 2021), podría tener una repercusión clave para la transición de este país hacia una economía más justa y ecológica.

Una imposición al diésel diseñada correctamente podría facilitar la transición de los automóviles diésel a los eléctricos o aquellos propulsados con energías verdes, al uso de servicios de transporte compartido e incluso a la introducción de vehículos automatizados (Rifkin, 2019). Transformaría el sector de los transportes y, al mismo tiempo, contribuiría al desmantelamiento de las industrias de combustibles fósiles.

9. Conclusiones

El objetivo central de esta tesis ha sido analizar la relación entre las emisiones de CO₂, las nuevas matriculaciones de los coches y el impuesto al diésel. A tal efecto, hemos realizado un análisis econométrico mediante el método de mínimos cuadrados ordinarios usando datos para el periodo 1990-2018 en España.

Los resultados indican que el impuesto al diésel posee una relación negativa y significativa con el nivel de emisiones de CO₂ procedentes de los coches y el número de nuevas matriculaciones de turismos diésel. Esto nos lleva a teorizar que, una de las formas por las que el impuesto al diésel disminuye las emisiones de CO₂ procedentes del transporte se debe a que desincentiva las nuevas matriculaciones de coches diésel.

A través de nuestro estudio econométrico, contrastamos lo que la mayor parte de la literatura lleva años afirmando: los impuestos ambientales son clave para la descarbonización de la economía. Nuestra aportación se basa en demostrar que uno de los canales a través del cual este tipo de impuesto es efectivo reduciendo emisiones de CO₂ es la reducción de las nuevas matriculaciones de coches diésel.

Asimismo, supone una muestra más de que el desmantelamiento de la industria del transporte vinculada a los combustibles fósiles es efectivo para lograr reducir uno de los gases de efecto invernadero más importantes.

Futuras líneas de investigación acordes al estado de la cuestión analizada podrían estar orientadas a la mejora de modelos ya existentes relacionados con instrumentos de política económica. Por ejemplo, incorporar simultáneamente un impuesto al diésel e inversiones en medios de transporte sostenibles alternativos (i.e. coche eléctrico) quizás ayudaría a incentivar la sustitución hacia tipos de transporte que generaran externalidades negativas muy reducidas. Como hemos visto, el diésel emite más óxidos de nitrógeno que CO₂. Por lo tanto, futuros artículos sobre los efectos de este mismo impuesto sobre las emisiones de NO_x también serían oportunos, porque evidenciarían de manera más remarcada las consecuencias del consumo del combustible diésel sobre la calidad del aire y la salud de las personas. Para terminar, la Unión Europea ya está preparando el mecanismo del Ajuste del Carbono en Frontera (CBAM, por sus siglas en inglés). En esencia, es un arancel ecológico. Este idea representa una gran oportunidad para potenciar las investigaciones en este sentido, ya que hay escasas propuestas dirigidas al consumo intensivo de carbono en los bienes importados de terceros países. Es un área en el que un impuesto bien diseñado posiblemente sirviera de ayuda para llevar a la mayor parte de las economías del mundo a ser neutras en emisiones de gases de efecto invernadero.

10. Bibliografía

Agencia Europea del Medio Ambiente, [base de datos]. *Road fuel excise duties*. Unión Europea. Disponible en: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/road-fuel-excise-duties-6#tab-chart_2 [2021, 24 de enero].

Agencia Tributaria (2019, 17 de diciembre), [base de datos]. *Informe anual de recaudación tributaria 2019*. Ministerio de Hacienda. Disponible en: https://www.agenciatributaria.es/AEAT.internet/Inicio/La_Agencia_Tributaria/Memorias_y_estadisticas_tributarias/Estadisticas/Estadisticas.shtml [2021, 24 de enero].

Agostini, C. (2010). Differential fuel taxes and their effects on automobile demand. *Cepal review*.

- Aguilera Klink, F., & Alcántara, V. (1994). *De la economía ambiental a la economía ecológica*. Barcelona.
- Alier, J. M., & Jusmet, J. R. (2015). *Economía ecológica y política ambiental*. Fondo de Cultura económica.
- Andersson, A. (2020). Is climate morality the answer? Preconditions affecting the motivation to decrease private car use. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 78, 102198.
- Arrow, K., Cropper, M., Gollier, C., Groom, B., Heal, G., Newell, R., ... & Sterner, T. (2013). Determining benefits and costs for future generations. *Science*, 341(6144), 349-350.
- Atte-Oudeyi, B., Kestemont, B., & De Meulemeester, J. L. (2016). Road transport, economic growth and carbon dioxide emissions in the BRIICS: Conditions for a low carbon economic development. *Working Papers CEB*, 16.
- Beck, E. C. (2003). Are consumers more interested in financing incentives or price reductions? *Issues in Political Economy*, 12, 44-51.
- Bonilla, D. (2009). Fuel demand on UK roads and dieselisation of fuel economy. *Energy policy*, 37(10), 3769-3778.
- Cachón de Mesa, J. y Muñoz Cuesta, M. (2020). *Perfil Ambiental de España 2019*, [en línea]. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD). Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/maqueta_pae_2019_11122020_tcm30-517758.pdf
- Carlson, R. L. (1978). Seemingly unrelated regression and the demand for automobiles of different sizes, 1965-75: A disaggregate approach. *Journal of Business*, 243-262.

- Chan, K. H., Leng, M., & Liang, L. (2014). Impact of tax reduction policies on consumer purchase of new automobiles: An analytical investigation with real data-based experiments. *Naval Research Logistics (NRL)*, 61(8), 577-598.
- Coase, R. H. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3: 1-44.
- Consumos del sector residencial en España*. Obtenido de Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDEA).
- Davis, L. W., & Kilian, L. (2011). Estimating the effect of a gasoline tax on carbon emissions. *Journal of Applied Econometrics*, 26(7), 1187-1214.
- Eliasson, J., & Proost, S. (2015). Is sustainable transport policy sustainable? *Transport Policy*, 37, 92-100.
- Erdem, C., & Nazlioglu, S. (2013). Determinants of new vehicle registrations in EU countries: a panel cointegration analysis. *Transportation Planning and Technology*, 36(3), 287-298.
- Eurostat, [base de datos]. *Greenhouse gas emissions*. Unión Europea. Disponible en: https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/wiew/sdg_13_10/default/table?lang=en [2021, 24 de enero].
- Evaluación del gasto público 2019. Beneficios fiscales* (2020, julio), [en línea]. Madrid: Autoridad Independiente de Responsabilidad Fiscal (AIReF). Disponible en: <https://www.airef.es/wp-content/uploads/2020/PDF-WEB-BF-1.pdf>
- Gago, A., Labeaga, J. M. y López-Otero, X. (2021). *Cómo utilizar la fiscalidad energético-ambiental para una transición ecológica justa en España: una propuesta enfocada a los carburantes*, [en línea]. Madrid: EsadeEcPol Center for Economic Policy. Disponible en: <https://www.esade.edu/ecpol/es/publicaciones/policy-brief-carburantes/>

- Gillingham, K., Nordhaus, W. D., Anthoff, D., Blanford, G., Bosetti, V., Christensen, P., ... & Sztorc, P. (2015). *Modelling uncertainty in climate change: A multi-model comparison* (No. w21637). National Bureau of Economic Research.
- Gómez, C. M. G. (2000). Teoría económica de los impuestos pigouvianos: información y eficiencia. *Lecturas de Economía*, (53), 91-123.
- González, R. M., & Marrero, G. A. (2012). The effect of dieselization in passenger cars emissions for Spanish regions: 1998–2006. *Energy Policy*, 51, 213-222.
- González-Marrero, R. M., Lorenzo-Alegría, R. M., & Marrero, G. A. (2008). Fuel consumption, economic determinants and policy implications for road transport in Spain. *Documento de trabajo*, 2008, 23.
- Han, J., & Hayashi, Y. (2008). Assessment of private car stock and its environmental impacts in China from 2000 to 2020. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 13(7), 471-478.
- Haugh, D., Mourougane, A., y Chatal, O. (2010). The Automobile Industry in and Beyond the Crisis. *OECD Economics Department Working Papers*, (745), pp. 1-35. doi: 10.1787/18151973.
- Hilton, D., Charalambides, L., Demarque, C., Waroquier, L., & Raux, C. (2014). A tax can nudge: The impact of an environmentally motivated bonus/malus fiscal system on transport preferences. *Journal of Economic Psychology*, 42, 17-27.
- IEA, [base de datos]. Disponible en: <https://www.iea.org/data-and-statistics?country=WORLD&fuel=Energy%20supply&indicator=TPESbySource> [2021, 9 de enero].
- Instituto Nacional de Estadística (2020). *Contabilidad nacional anual de España: principales agregados*. Disponible en: https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177057&menu=resultados&idp=1254735576581
- IPCC, 2018: Summary for Policymakers. In: *Global warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-industrial levels*

and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield (eds.)]. *World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland*, 32 pp.

Kapp, W. (2009). En defensa de la economía institucional. *Revista de economía crítica*, (8), 183-200.

Labandeira, X., León, J. C. y Vázquez, M. X. (2007). *Economía ambiental*. Madrid: Pearson.

Libro de estilo interinstitucional, [base de datos]. Unión Europea. Disponible en: <https://publications.europa.eu/code/es/es-370100.htm> [2021, 24 de enero].

Loo, B. P., & Li, L. (2012). Carbon dioxide emissions from passenger transport in China since 1949: Implications for developing sustainable transport. *Energy policy*, 50, 464-476.

López-Rodríguez, D. y García Ciria, C. (2018). Estructura impositiva de España en el contexto de la Unión Europea (Documentos ocasionales, N. 1810), [en línea]. Madrid: Banco de España. Disponible en: <https://repositorio.bde.es/handle/123456789/8778>

Marco Estratégico de Energía y Clima: una oportunidad para la modernización de la economía española y la creación de empleo. (Noviembre, 2020) Obtenido de Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

Marrero, G. A., Jesús, R. L., & González, R. M. (2020). Car usage, CO₂ emissions and fuel taxes in Europe. *SERIEs*, 11(2), 203-241.

- Miller, S., & Vela, M. (2013). Are environmentally related taxes effective? *IDB Working Paper Series*, No. IDB-WP-467, Inter-American Development Bank (IDB), Washington, DC.
- Modificaciones a la Directiva 70/220/CEE*, [en línea]. Comisión Europea. Disponible en: https://web.archive.org/web/20070906223207/http://ec.europa.eu/enterprise/automotive/directives/vehicles/dir70_220_cee.html
- Navalpotro, J. A. S., Pérez, M. S., & Becerra, A. T. (2011). Las emisiones de gases de efecto invernadero en el sector transporte por carretera. *Investigaciones Geográficas (Esp.)*, (54), 133-169.
- Nordhaus, W. (2013). Integrated economic and climate modelling. In *Handbook of computable general equilibrium modelling* (Vol. 1, pp. 1069-1131). Elsevier.
- Nordhaus, W. D. (1977). Economic growth and climate: the carbon dioxide problem. *The American Economic Review*, 67(1), 341-346.
- Nordhaus, W. D. (2006). *The economics of hurricanes in the United States* (No. w12813). National Bureau of Economic Research.
- Nordhaus, W. D. (2007). A review of the Stern review on the economics of climate change. *Journal of economic literature*, 45(3), 686-702.
- Nordhaus, W. D. (2009). Alternative policies and sea-level rise in the RICE-2009 model.
- Nordhaus, W. D. (2017). *Evolution of Assessments of the Economics of Global Warming: Changes in the DICE model, 1992–2017* (No. w23319). National Bureau of Economic Research.
- Normas europeas de emisiones de vehículos: Euro 7 para turismos, furgonetas, camiones y autobuses* (2020), [en línea]. Comisión Europea. Disponible en: https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/12313-Normas-europeas-de-emisiones-de-vehiculos-Euro-7-para-turismos-furgonetas-camiones-y-autobuses_es

- Odyssee-Mure, [base de datos]. Disponible en: <https://www.odyssee-mure.eu/>
[2021, 15 de junio].
- Pérez-Martínez, P. J., & de Cáceres, A. M. (2009). Relación entre las emisiones de GEI debidas al transporte por Comunidades Autónomas y la renta por habitante. *Carreteras: Revista técnica de la Asociación Española de la Carretera*, (163), 47-56.
- Pigou, A. C. (1920). *The economics of welfare*, 4th ed., 1932. Reprinted with eight new appendices, 1952, London: Macmillan.
- Pigou, A. C. (1928). *A study in public finance*, 3rd ed., 1947. London: Macmillan.
- Proost, S., & Van Dender, K. (2012). Energy and environment challenges in the transport sector. *Economics of Transportation*, 1(1-2), 77-87.
- Rifkin, J. (2019). *El Green New Deal global. Por qué la civilización de los combustibles fósiles colapsará en torno a 2028 y el audaz plan económico para salvar la vida en la tierra*. Barcelona: Paidós.
- Sandmo, A. (2015). The early history of environmental economics. *Review of Environmental Economics and Policy*, 9(1), 43-63.
- Santos, G. (2017). Road fuel taxes in Europe: Do they internalize road transport externalities? *Transport Policy*, 53, 120-134.
- Santos, G. (2017). Road transport and CO₂ emissions: What are the challenges? *Transport Policy*, 59, 71-74.
- Santos, G., Behrendt, H., & Teytelboym, A. (2010). Part II: Policy instruments for sustainable road transport. *Research in transportation economics*, 28(1), 46-91.
- Santos, G., Behrendt, H., Maconi, L., Shirvani, T., & Teytelboym, A. (2010). Part I: Externalities and economic policies in road transport. *Research in transportation economics*, 28(1), 2-45.

- Stanley, J. K., Hensher, D. A., & Loader, C. (2011). Road transport and climate change: Stepping off the greenhouse gas. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 45(10), 1020-1030.
- Stern, D. I. (2004). The rise and fall of the environmental Kuznets curve. *World development*, 32(8), 1419-1439.
- Stern, N. H., Peters, S., Bakhshi, V., Bowen, A., Cameron, C., Catovsky, S., ... & Garbett, S. L. (2006). *Stern Review: The economics of climate change* (Vol. 30, p. 2006). Cambridge: Cambridge University Press.
- Sterner, T. (2007). Fuel taxes: An important instrument for climate policy. *Energy policy*, 35(6), 3194-3202.
- Taxation and Customs Union, [base de datos]. Comisión Europea. Disponible en: https://ec.europa.eu/taxation_customs/business/economic-analysis-taxation/data-taxation_en [2021, 24 de enero].
- Tovar, M. A. (2011). An integral evaluation of dieselisation policies for households' cars. *Energy policy*, 39(9), 5228-5242.
- Transport & Environment , [base de datos]. *Fuel taxes*. Disponible en: <https://www.transportenvironment.org/what-we-do/sustainable-finance/fuel-taxes> [2021, 15 de junio].
- Weekly Oil Bulletin*, [base de datos]. Disponible en: https://ec.europa.eu/energy/data-analysis/weekly-oil-bulletin_en?redir=1 [2021, 15 de junio].
- Wooldridge, J. M. (2012). *Introductory econometrics: A modern approach*. Cengage learning.
- Wu, N., Zhao, S., & Zhang, Q. (2016). A study on the determinants of private car ownership in China: Findings from the panel data. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 85, 186-195.
- Zimmer, A., & Koch, N. (2017). Fuel consumption dynamics in Europe: Tax reform implications for air pollution and carbon emissions. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 106, 22-50.

11. Anexo

Anexo 1: Literatura acerca de la efectividad de la política ambiental en el transporte.

Artículo	Objetivo	Resultado
Santos <i>et ál.</i> (2010) Parte 1	Discutir el uso de diversos instrumentos económicos para corregir las principales externalidades del transporte por carretera.	Los gobiernos tienen muchos instrumentos económicos eficaces para crear un modelo de transporte por carretera sostenible. Se dividen en los siguientes tipos: <ul style="list-style-type: none"> • <i>Command-and-control</i> (impuestos, tasas y subsidios) • <i>Incentive-based</i> (derechos de emisión)
Santos <i>et ál.</i> (2010) Parte 2	Considerar diferentes tipos de políticas económicas para hacer el transporte por carretera más sostenible.	No hay una política económica concreta universal que solucione todos los problemas relacionados con las externalidades del transporte por carretera, pero sí que existe una gran variedad de herramientas para actuar en casos concretos.
Santos (2017)	Estimar el impuesto al combustible que internalizaría todas las externalidades del transporte para 22 países europeos, asumiendo que no se aplican otro tipo de instrumentos.	Los costes externos que genera el transporte por carretera (contaminación del aire, congestión del tráfico, accidentes y ruido) no se están internalizando en 22 países europeos, ya que las medidas no son suficientes. Un aumento del impuesto a los combustibles sería un primer paso para hacerlo.
Sterner (2007)	Mostrar que el impuesto a los carburantes juega un papel importante para el medioambiente	El impuesto a los combustibles es el instrumento más potente como política climática
Agostini (2010)	Evaluar los efectos de la política fiscal sobre combustibles en Chile, estimando las elasticidades de la demanda de automóviles por tipo de motor, en relación con el precio y a impuestos específicos sobre carburantes.	En Chile, la diferencia en impuestos entre la gasolina y el diésel desincentiva la compra de automóviles diésel.
Davis y Kilian (2011)	Proveer un análisis riguroso sobre qué podemos aprender acerca de los datos históricos acerca del efecto en el consumo de hidrocarburos ante mayores impuestos sobre la gasolina.	Los parámetros más fiables confirman que un aumento de 10 céntimos por galón en el impuesto sobre la gasolina reduce las emisiones de carbono emitidas por

		vehículos en Estados Unidos en un 1,5%.
Bonilla (2009)	Estimar la demanda de combustible de vehículos nuevos en Reino Unido para el periodo 1978-2004. El fin último es el de investigar los factores de esta demanda en el corto y largo plazo.	<ul style="list-style-type: none"> • El ingreso a largo plazo y las variaciones en los precios son los principales determinantes de la demanda de coches nuevos de gasolina. • La demanda de combustible para vehículos nuevos es precio-inelástica tanto en el corto como en el largo plazo. • La “dieselización”⁶ no es útil para cumplir con el acuerdo voluntario de la UE de reducir las emisiones de GEI.
Tovar (2011)	Mostrar evidencia empírica de que mejorar la eficiencia de los vehículos no es suficiente para lograr los objetivos climáticos relacionados con la reducción de GEI y el consumo energético en Reino Unido.	<ul style="list-style-type: none"> • En línea con Bonilla (2009) • Entre las medidas de la “dieselización” analizadas, la mejora del transporte público y los impuestos sobre los combustibles son las políticas más efectivas para reducir el consumo total energético y la reducción de emisiones de CO₂.
González y Marrero (2012)	Estudiar la relación entre las emisiones generadas por los vehículos de pasajeros y una serie de variables relacionadas con el proceso de “dieselización” dado entre 1998 y 2006 a un nivel regional en España.	Existe un efecto negativo, significativo e indirecto del proceso de “dieselización” en las emisiones de CO ₂ . Este es más importante que el efecto positivo y directo en el impacto sobre la eficiencia tecnológica para el periodo 1998-2006 en España.
Hilton <i>et ál.</i> (2014)	Mediante una encuesta realizada a los estudiantes de la Universidad de Toulouse, contrastar la hipótesis de que los Bonus-Malus tienen dos efectos positivos y uno negativo sobre el comportamiento del consumidor.	<p>Se confirma la hipótesis inicial y se aclara que un aumento del Bonus-Malus (en forma de subvención a las opciones menos contaminantes o impuesto para el caso contrario) aumenta la propensión a elegir la opción de transporte más sostenible.</p> <p>Los Bonus-Malus constituyen un instrumento prometedor para desincentivar el uso de transporte contaminante.</p>

⁶ Según González y Marrero (2012) fue una política económica que consistió en aumentar la proporción de vehículos tipo diésel sobre los de gasolina en el mercado del automóvil. El objetivo era mejorar la eficiencia energética del transporte por carretera, ya que los vehículos diésel son más eficientes que los de gasolina (consumen menos combustible por kilómetro recorrido).

Eliasson y Proost (2015)	Hacer una revisión bibliográfica para discutir acerca de las razones por las que hay una amplia advocación a adoptar políticas a nivel internacional que quizás sean ineficientes.	La literatura confirma que los instrumentos para desincentivar el uso de fuentes de energía que más GEI emiten en el transporte funcionan. Sin embargo, lo hacen a nivel nacional. A nivel internacional es difícil lograrlo. Esto implica que las aportaciones de cada país importan, pero no suponen un cambio que marque la diferencia. Por tanto, existe un gran inconveniente para mitigar los efectos del cambio climático.
Zimmer y Koch (2017)	Mostrar evidencia tangible del potencial del impuesto sobre carburantes en el transporte para reducir la emisión de gases contaminantes en Europa.	<ul style="list-style-type: none"> • En Europa, la demanda del diésel tiende a ser más precio-elástica que la de la gasolina. • Un trato preferencial al impuesto al diésel y la introducción de un impuesto basado en el contenido de carbono (<i>carbon-content based tax</i>) podría evitar efectos graves sobre la salud de las personas por los gases contaminantes y contribuir sustancialmente a los objetivos climáticos marcados por la UE para 2020.
Marrero <i>et ál.</i> (2020)	Mediante la computación de un equilibrio general dinámico, explorar las condiciones bajo las que se sostiene la “dieselización” y exponer sus consecuencias de su implantación en el tráfico por carretera y las emisiones de CO ₂ ,	<ul style="list-style-type: none"> • Un impuesto discriminatorio basado en el contenido del carbono para gasolina y diésel sería más efectivo para reducir las emisiones de CO₂ que un impuesto basado en eficiencia energética. • Otros costes externos generados del diésel son siempre mayores que aquellos derivados de la gasolina.
Miller y Vela (2013)	Analizar la efectividad de los impuestos ambientales, examinando su recorrido en 50 países y asociándolo a los ingresos que obtienen de ellos.	Los países con mayores ingresos recaudados de los impuestos ambientales también exhiben mayores reducciones de emisiones de CO ₂ .

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 2: Modelos que explican la demanda de automóviles dentro de la literatura.

Artículo	V. dependiente	V. independiente	País	Periodo	Conclusiones
----------	----------------	------------------	------	---------	--------------

Carlson (1978)	Demanda per cápita por tamaño de coche	Renta disponible per cápita, precio de venta del coche, precio de la gasolina y stock per cápita	EEUU	1tr. 1965- 2tr. 1975	Renta disponible per cápita variable con mayor poder explicativo. El precio es variable significativa.
Agostini (2010)	Logaritmo de la proporción de vehículos importados cada mes (proxy de demanda de automóviles)	Precio del automóvil, tipo de motor, vehículo 4x4, diésel, vehículos en la áreas libres de impuestos de Chile, impuesto sobre carburante, indicador IMACEC y precio del acero	Chile	2002- 2008	Las elasticidades de la demanda de automóviles diésel son de -3,4 con respecto al precio y 2,1 con respecto al impuesto.
Bonilla (2009)	Demanda de combustibles de nuevas matriculaciones de coches	Precio de los combustibles, renta disponible real, la demanda de combustibles de coches nuevos el periodo anterior y Acuerdo Voluntario de la UE de 1995,	UK	1978- 2004	Los principales determinantes de la demanda de combustibles de coches nuevos son los ingresos y el precio.
Andersson (2020)	Motivación para reducir el uso del vehículo privado	Accesibilidad y forma de ir al trabajo, actitudes y factores demográficos	Suecia		La "moralidad climática" factor clave. Los hombres de mediana edad con menor formación y residentes de zonas rurales son los que menos motivación encuentran para

					reducir el uso del vehículo privado.
Wu <i>et ál.</i> (2016)	Propiedad de coches privados por diez mil habitantes en cada ciudad	Ocho variables repartidas en características económicas, urbanísticas y relacionadas con el transporte	China	2001-2011	Las variables relacionadas con la economía ⁷ son las que más estimulan el aumento de coche privados.
Soltani (2017)	Propiedad de vehículos	Número de coches en posesión y características urbanísticas	Irán		La propiedad de vehículos está fuertemente ligada a patrones de desarrollo urbanístico.
Haugh <i>et ál.</i> (2010)	Venta de automóviles	PIB per cápita, precio real del petróleo y condiciones del mercado financiero	Países G7	4tr. 2008	Las condiciones del mercado financiero (restricción al crédito) tienen un poder explicativo importante de la venta de automóviles
Erdem y Nazlioglu (2013)	Nuevas matriculaciones de vehículos	Precio de los vehículos, ICC ⁸ , renta disponible, tipos de interés, precio de los combustibles, IPI ⁹ y saldo neto exterior.	Países UE	1999-2010	Las variables macroeconómicas como la renta disponible, tipos de interés, IPI, y el comercio son los factores más determinantes de las nuevas matriculaciones de vehículos. Asimismo, el ICC juega un papel crucial en esta función. El precio no es relevante.
Beck (2003)	Gasto en el consumo personal de	Precio de los automóviles, tipos de interés,	EEUU		Los consumidores prefieren una

⁷ Producto Regional Bruto per cápita, salario medio por trabajador, un índice para medir el desarrollo económico y el poder adquisitivo de las personas.

⁸ Índice de Confianza del Consumidor.

⁹ Índice de Producción Industrial.

	nuevas matriculaciones de automóviles	ICC y renta disponible.			reducción del precio del automóvil a un menor tipo de interés cuando adquieren un vehículo nuevo.
González-Marrero <i>et ál.</i> (2008)	Tasa anual de variación del consumo de combustible por tipo de coche e hidrocarburo	PIB per cápita, precio real del combustible, saturación de las carreteras, modernización del parque automovilístico	España	2000-2006	La variación del precio de los combustibles, la modernización de vehículos, la mejora de infraestructuras y el proceso de “dieselización” son inefectivas para reducir el consumo energético por vehículo en España.

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 3: Los nombres de los Estados miembros de la UE y sus abreviaturas oficiales.

Países de la Unión Europea	Código ISO
Bélgica	BE
Bulgaria	BG
Chequia	CZ
Dinamarca	DK
Alemania	DE
Estonia	EE
Irlanda	IE
Grecia	EL
España	ES

Francia	FR
Croacia	HR
Italia	IT
Chipre	CY
Letonia	LW
Lituania	LT
Luxemburgo	LU
Hungría	HU
Malta	MT
Países Bajos	NL
Austria	AT
Polonia	PL
Portugal	PT
Rumanía	RO
Eslovenia	SI
Eslovaquia	SK
Finlandia	FI
Suecia	SE

Fuente: Unión Europea.

Anexo 4: Contraste de Chow para el modelo 3.

Regresión aumentada para el contraste de Chow
MCO, usando las observaciones 1990-2018 (T = 29)
Variable dependiente: CO2_cars

	coeficiente	Desv. típica	Estadístico t	valor p	
const	52.9130	2.75586	19.20	1.17e-015	***
MATd	17.8803	1.10828	16.13	4.93e-014	***
OCRS	-8.79876	0.766634	-11.48	5.35e-011	***
EURO6	35.5206	19.2695	1.843	0.0782	*
EU_MATd	-42.5445	14.3886	-2.957	0.0071	***
EU_OCRS	-1.37825	6.68988	-0.2060	0.8386	
Media de la vble. dep.	32.99194	D.T. de la vble. dep.	7.322571		
Suma de cuad. residuos	65.94879	D.T. de la regresión	1.693322		
R-cuadrado	0.956074	R-cuadrado corregido	0.946525		
F(5, 23)	100.1216	Valor p (de F)	7.92e-15		
Log-verosimilitud	-53.06217	Criterio de Akaike	118.1243		
Criterio de Schwarz	126.3281	Crit. de Hannan-Quinn	120.6937		
rho	0.383978	Durbin-Watson	1.076771		

Contraste de Chow de diferencia estructural con respecto a EURO6
F(3, 23) = 6.7253 con valor p 0.0020

Anexo 5: Interpretación de los coeficientes estimados.

Hipótesis 1	$\hat{\alpha}_1$	Disminución media estimada de megatoneladas de CO ₂ (MtCO ₂) procedentes de los turismos ante un aumento de 1 €/litro del impuesto al diésel en España.
Hipótesis 2	$\hat{\beta}_1$	Disminución media estimada de millones de nuevas matriculaciones de coches diésel ante un aumento de 1€/litro del impuesto al diésel en España, <i>ceteris paribus</i> .
	$\hat{\beta}_2$	Aumento medio estimado de millones de nuevas matriculaciones de coches diésel ante un aumento de un euro en la renta nacional disponible neta per cápita en España, <i>ceteris paribus</i> .
	$\hat{\beta}_3$	Aumento medio estimado de millones de nuevas matriculaciones de coches diésel ante un aumento de un millón de nuevas matriculaciones de coches

		diésel en el periodo anterior en España, <i>ceteris paribus</i> .
	$\hat{\beta}_4$	Aumento medio estimado de millones de nuevas matriculaciones de coches diésel ante un aumento de un millón de nuevas matriculaciones de coches de gasolina en España, <i>ceteris paribus</i> .
	$\hat{\beta}_5$	Disminución media estimada de millones de nuevas matriculaciones de coches diésel ante un aumento del tráfico de pasajeros en metro y tranvía en 1 persona por kilómetro en España, <i>ceteris paribus</i> .
Hipótesis 3	$\hat{\gamma}_1$	Aumento medio estimado de megatoneladas de CO ₂ (MtCO ₂) procedentes de los turismos ante un aumento de un millón de nuevas matriculaciones de coches diésel en España, <i>ceteris paribus</i> .
	$\hat{\gamma}_2$	Disminución media estimada de megatoneladas de CO ₂ (MtCO ₂) procedentes de los turismos ante un aumento de una megatonelada de petróleo equivalente (Mtep) del consumo energético de productos derivados del petróleo del sector residencial en España, <i>ceteris paribus</i> .

Fuente: Elaboración propia.

12. Índice de gráficos

Gráfico 1: Emisiones de gases de efecto invernadero (CO ₂ -equivalente). Índice; 1990=100.....	11
Gráfico 2: Emisiones de CO ₂ por sectores en España (Mt CO ₂).....	12
Gráfico 3: Emisiones de CO ₂ procedentes de los turismos.	13
Gráfico 4: Stock relativo de coches (Diésel/Gasolina). 2018.....	14
Gráfico 5: Evolución de las nuevas matriculaciones de coches en España.....	14

Gráfico 6: Evolución del consumo de combustible de coches en España.	15
Gráfico 7: Evolución del stock de coches en España.	15
Gráfico 8: El tipo especial sobre hidrocarburos en la UE. Transporte por carretera. 2018.	16
Gráfico 9: Ingresos tributarios de los impuestos especiales en España. Recaudación por tipo.	19
Gráfico 10: Recaudación del impuesto sobre hidrocarburos en la UE (% del PIB). 2018.	20

13. Índice de tablas

Tabla 1: Directivas de la normativa europea sobre emisiones.	18
Tabla 2: Hipótesis del modelo sobre variables exógenas y la perturbación aleatoria.	25