

Juan Antonio Román Aso

Valoración económica de la tributación sobre emisiones en el ámbito autonómico

Departamento
Estructura e Historia Económica y Economía Pública

Director/es
Vallés Giménez, Jaime

<http://zaguan.unizar.es/collection/Tesis>



Tesis Doctoral

VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA TRIBUTACIÓN SOBRE EMISIONES EN EL ÁMBITO AUTONÓMICO

Autor

Juan Antonio Román Aso

Director/es

Vallés Giménez, Jaime

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
Estructura e Historia Económica y Economía Pública

2014

Universidad de Zaragoza
Departamento de Estructura e Historia Económica y Economía Pública



**Facultad de
Economía y Empresa
Universidad** Zaragoza

VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA TRIBUTACIÓN SOBRE EMISIONES EN EL ÁMBITO AUTONÓMICO

Autor: **Juan Antonio Román Aso**
Director: **Dr. Jaime Vallés Giménez**

INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO 1: ASPECTOS TEÓRICOS DE LA TRIBUTACIÓN AMBIENTAL SOBRE EMISIONES..... 7	
1.1 Introducción.....	9
1.2 Los problemas ambientales y la justificación económica de la intervención	11
1.2.1 Externalidades como justificación de acción pública	11
1.2.2 Valoración de impacto ambiental	14
1.3 Instrumentos de corrección del fallo de mercado	16
1.3.1 Regulación	16
1.3.2 Tributación.....	18
1.3.3 Subvenciones	22
1.3.4 Ventajas de la imposición ambiental sobre la regulación	22
1.3.5 Derechos negociables.....	24
1.3.6 Comparativa entre derechos negociables y tributación.....	28
1.3.7 Acuerdos voluntarios	29
1.4 Los principios tributarios.....	30
1.5 Asignación territorial de la imposición verde	33
1.5.1 Asignación jurisdiccional de las competencias en bienes públicos	33
1.5.2 Externalidades negativas y daño ambiental. Corrección del impacto ecológico entre diferentes jurisdicciones: Cooperación o centralización	35
1.5.3 La tributación ambiental como instrumento de corrección del daño ambiental. ¿Qué jurisdicción debe gestionar dichos impuestos?.....	36
1.6 Conclusiones	39

CAPÍTULO 2: ASPECTOS GENERALES SOBRE LA TRIBUTACIÓN AMBIENTAL EN ESPAÑA Y LA EXPERIENCIA COMPARADA A NIVEL INTERNACIONAL.....	43
2.1 Introducción.....	45
2.2 Experiencia internacional.....	46
2.2.1 Aspectos cualitativos de la tributación ambiental internacional.....	46
2.2.2 Aspectos cuantitativos de la tributación ambiental internacional.....	50
2.2.3 Política ambiental en la Unión Europea	55
2.2.4 Armonización vs integración fiscal europea.....	56
2.3 Tributación ambiental en España	57
2.3.1 Marco legislativo	57
2.3.2 Aspectos generales.....	59
2.4 Tributación sobre emisiones en España.....	63
2.4.1 Introducción	63
2.4.2 Marco legislativo	66
2.5 Valoración de la tributación sobre emisiones.....	70
2.5.1 Suficiencia, eficiencia y equidad	70
2.5.2 Flexibilidad	72
2.5.3 Otros principios: sencillez y perceptibilidad.....	73
2.5.4 Efectividad ambiental	73
2.6 Conclusiones	75

CAPÍTULO 3: ANÁLISIS EMPÍRICO DEL IMPACTO DE LA TRIBUTACIÓN AUTONÓMICA SOBRE EMISIONES.....	79
3.1 Introducción.....	81
3.2 Revisión de la literatura	82
3.3 Efecto de la tributación sobre emisiones.....	87
3.3.1 Introducción	87
3.3.2 El modelo con datos agregados.....	88
3.3.3 El modelo con datos desagregados	100
3.3.4 Conclusiones e implicaciones políticas	109
3.4 Frontera de eficiencia en costes	111
3.4.1 Introducción	111
3.4.2 Revisión de la literatura	114
3.4.3 Datos y metodología	115
3.4.4 Resultados generales	118
3.4.5 Conclusiones e implicaciones políticas	122
3.5 Convergencia estocástica en las emisiones autonómicas	124
3.5.1 Introducción	124
3.5.2 Revisión de la literatura	126
3.5.3 Datos y metodología	127
3.5.4 Resultados generales	130
3.5.5 Resultados gráficos	134
3.5.6 La Curva de Kuznets Ambiental para España	137
3.5.7 Conclusiones e implicaciones políticas	145

CAPÍTULO 4: REFLEXIONES FINALES	147
4.1Síntesis de las principales conclusiones.....	149
4.2Instrumentos de corrección.....	150
4.3Propuestas de mejora en la gestión y el diseño	153
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	157

INTRODUCCIÓN

La economía ambiental es el área de investigación en ciencias sociales destinada a evaluar el impacto de las políticas relacionadas con el medio ambiente. Durante las últimas décadas, ha ganado protagonismo en la literatura gracias al aumento en el uso de instrumentos de política ambiental. Uno de los más frecuentes es la tributación, que se implementa con el fin de corregir las externalidades negativas derivadas de la actividad económica.

Buena parte de la bibliografía revisada ha focalizado su impulso investigador en el estudio de los efectos potenciales de la fiscalidad en función de un diseño concreto. No obstante, el análisis empírico de la efectividad ex-post también representa un factor de gran importancia (el tributo sobre emisiones atmosféricas debe incentivar un cambio tecnológico que impulse una producción más limpia), y ha quedado relegado a un plano de carácter secundario.

Este incentivo no parece ser el fundamento de determinadas figuras tributarias, cuyo diseño prioriza la recaudación en detrimento del fin ambiental. Por ello, uno de los aspectos claves de la presente investigación será el análisis de aquellos elementos fiscales, tanto cuantitativos como cualitativos que incidan en la efectividad de dichas medidas fiscales.

En España, la gestión y recaudación de este tipo de impuestos se circunscriben a las jurisdicciones subcentrales, lo que supone una experiencia novedosa respecto a otros estados europeos, y lo sitúa como una pieza fundamental en el estudio del federalismo ambiental.

En síntesis, nuestra investigación tiene como principal función, establecer un análisis pormenorizado de las cuestiones que afectan a la tributación sobre emisiones atmosféricas. Para organizar correctamente la estructura analítica, dividimos el trabajo en cuatro capítulos.

En primer término y con el fin de comprender los antecedentes teóricos a la puesta en marcha de la tributación, incluimos un capítulo denominado “**Aspectos teóricos de la tributación ambiental sobre emisiones**”, donde se examina, en primer lugar, la justificación de la intervención del sector público en la economía. Esto deriva

de la necesidad de corregir la externalidad negativa que procede de la ausencia de derechos de propiedad sobre el aire. Para arrojar luz sobre esta cuestión, se introduce el teorema de asignación de derechos de propiedad de Coase y su alternativa pigouviana. Asimismo, incluimos un epígrafe donde se recogen las principales propuestas de la literatura acerca de la valoración del impacto ambiental, ya que es un concepto clave en la determinación del coste externo.

Tras ello, llevaremos a cabo un análisis comparado de los principales instrumentos de corrección y control, especialmente, de la regulación, los derechos de emisión y la tributación. Se revisarán los beneficios de éste último, prestando atención a las consecuencias de su aplicación en el largo plazo. Una vez analizado el panorama de los instrumentos de corrección y las ventajas comparativas de la fiscalidad, abordaremos el cumplimiento de los principios tributarios, entre los que destacamos la eficiencia, la equidad y la efectividad ambiental.

En el epígrafe final, se planteará una cuestión fundamental en lo que respecta al diseño de la tributación sobre emisiones; su asignación jurisdiccional desde la perspectiva del alcance del daño geográfico. De esta forma, completaremos un capítulo teórico, donde se habrá tratado de recoger las premisas más relevantes de la tributación en su ámbito conceptual.

La dimensión global del problema de la contaminación ha contribuido a generalizar la presencia de instrumentos de control en el contexto internacional y con más profundidad, en Europa. La segunda parte del presente proyecto doctoral, “**Aspectos generales sobre la tributación ambiental en España y la experiencia comparada a nivel internacional**”, explora las cuestiones principales de la aplicación de la tributación ambiental y específicamente, la de emisiones.

Dicho análisis, que en primer término, se realiza desde el ámbito internacional, incluye diferentes elementos fiscales como los tipos de gravamen, las exenciones o la recaudación. Tras una revisión de las políticas fiscales nacionales y los intentos de integración a nivel europeo, se examina el panorama legislativo de la tributación ambiental en España. Asimismo, se repite el análisis con la tributación autonómica

sobre emisiones.

En esta línea y al hilo de la presentación de los principios tributarios del primer capítulo, se introduce un epígrafe que evalúa el cumplimiento de los mismos, reservando una sección final a la efectividad ambiental, que es exclusivo de los tributos de este tipo.

En lo que respecta a esto último, parece obvio que la aplicación de la tributación debe incentivar la internalización del efecto negativo derivado de la contaminación. Si resulta efectivo, podremos afirmar que el diseño tributario cumple las premisas necesarias para la corrección del fallo.

Con el fin de comprobarlo para el caso europeo, se llevará a cabo una revisión de la literatura que nos permita profundizar en dicha cuestión. En el ámbito español, la escasa presencia de literatura que mida el efecto ex-post de la fiscalidad sobre emisiones, nos lleva a proponer la tercera parte del proyecto doctoral. “**Análisis empírico del impacto de la tributación autonómica sobre emisiones**”,

La trascendencia del estudio reside en la necesidad de conocer la efectividad de la tributación sobre emisiones para proponer los cambios legislativos que, de acuerdo con los principios tributarios, incentiven un medio ambiente más limpio y una mejor calidad de vida.

Este análisis aplicado es una aproximación innovadora en la literatura sobre valoración tributaria y cuenta con escasa evidencia empírica disponible. Se emplean a tal fin, diferentes técnicas econométricas de investigación, como modelos lineales econométricos, un estudio de la frontera estocástica y un análisis de la convergencia. Finalmente, también se incluye un estudio del efecto del ciclo económico sobre la contaminación en España a través de la Curva de Kuznets Ambiental.

Los resultados de los métodos cuantitativos que empleamos, nos dan la oportunidad de establecer un conjunto de implicaciones políticas y de propuestas legislativas.

Finalmente, el capítulo “**Reflexiones finales**” recoge las principales conclusiones de la investigación y realiza una función de síntesis, que favorece la comprensión de dicho proyecto como un todo.

En este punto, aprovecho la ocasión para agradecer el apoyo a los departamentos de Estructura e Historia Económica y Economía Pública y Análisis Económico de la Facultad de Economía y Empresa de la Universidad de Zaragoza. En especial, quiero mostrar mi más sentido agradecimiento a Jaime Vallés Giménez, director del presente proyecto, por su gran dedicación y esfuerzo.

Me gustaría agradecer a su vez, la inestimable ayuda de los grupos de investigación de Análisis Económico Cuantitativo y Selección de Modelos Econométricos del departamento de Análisis Económico. Finalmente, no puedo olvidar el apoyo mostrado por Laura, por mi familia, amigos y compañeros del Master y doctorado, a quienes dedico este trabajo.

ASPECTOS TEÓRICOS DE LA TRIBUTACIÓN AMBIENTAL

SOBRE EMISIONES

1.1 Introducción.....	9
1.2 Los problemas ambientales y la justificación económica de la intervención	11
1.2.1 Externalidades como justificación de acción pública	11
1.2.2 Valoración de impacto ambiental	14
1.3 Instrumentos de corrección del fallo de mercado	16
1.3.1 Regulación	16
1.3.2 Tributación ambiental	18
1.3.3 Subvenciones	22
1.3.4 Ventajas de la imposición ambiental sobre la regulación	22
1.3.5 Derechos negociables.....	24
1.3.6 Comparativa entre derechos negociables y tributación.....	28
1.3.7 Acuerdos voluntarios	29
1.4 Los principios tributarios.....	30
1.5 Asignación territorial de la imposición verde	33
1.5.1 Asignación jurisdiccional de las competencias en bienes públicos	33
1.5.2 Externalidades negativas y daño ambiental. Corrección del impacto ecológico entre diferentes jurisdicciones: Cooperación o centralización	35
1.5.3 La tributación ambiental como instrumento de corrección del daño ambiental. ¿Qué jurisdicción debe gestionar dichos impuestos?	36
1.6 Conclusiones	39

1.1 Introducción

Desde el final de la última glaciación, la actividad humana se ha desarrollado en un contexto de estabilidad climática, que actualmente se encuentra en peligro debido al calentamiento global. Según el Informe de Síntesis de 2007 del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2007), las observaciones llevadas a cabo en todos los continentes y océanos, confirman la existencia de un proceso generalizado de deshielo, un incremento de las temperaturas oceánicas y terrestres, y en el nivel del mar. Ante dichas evidencias, el fenómeno de cambio climático parece haber encontrado un amplio consenso en el entorno científico.

Respecto a las consecuencias del cambio climático y según la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos, algunos son irreversibles, pero se puede mitigar su impacto procurando una reducción en las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). En caso contrario, si se agrava este proceso y se produce un cambio en el clima, la actividad humana, estrechamente conectada con el medio natural, sufrirá las consecuencias del mismo cambio que provocó.

Debido a la trascendencia del problema que supone el cambio climático, la investigación en este ámbito ha sido prolífica en los últimos años, circunscrita fundamentalmente al estudio de los medios económicos necesarios para frenar el proceso y al tiempo que resta para convertir las consecuencias en inevitables. A continuación, vamos a revisar algunos trabajos destacados.

El Informe Stern (Stern, 2006), apunta que la lucha contra la degradación del medio natural supone un coste considerable en términos económicos, pero la no intervención eleva los costes futuros considerablemente. El informe aboga por una “respuesta internacional, basada en un entendimiento común de los objetivos a largo plazo”. Para lograrlo, asume que es necesario fomentar el comercio de emisiones, la

cooperación tecnológica, la lucha contra la deforestación y la adaptación de los objetivos a la situación de cada país¹.

Por otra parte, Nordhaus (2008) afirma que limitar las emisiones de CO₂ es un factor de ahorro para las generaciones futuras. Además, a la hora de valorar una inversión en favor de un objetivo ambiental, señala que no se debe realizar desde la perspectiva del coste beneficio (cociente entre ambas magnitudes) sino del beneficio neto (resta).

En esta línea, Kempf (2011) advierte del peligro que supone una posible aceleración de los efectos del cambio climático que impida una respuesta efectiva a corto plazo. Este acontecimiento pondría en riesgo la estabilidad económica mundial, afectando negativamente al bienestar de la población. En aras de impedir las consecuencias negativas del cambio climático, debemos incentivar un cambio en el proceso productivo a través de los hábitos de consumo. Al tiempo que las administraciones procuren una regulación de la actividad privada que potencie dicha transformación.

Una vez revisados algunos trabajos sobre el tema climático, y con el fin de establecer los conceptos básicos del capítulo, procedemos a mostrar la estructura del mismo. En primer lugar, se aborda la justificación de intervenir, que procede del hecho de que la iniciativa privada no tiene en cuenta los beneficios ni los costes sociales en el equilibrio de mercado. Para paliar dicha carencia, se debe implementar una medida que garantice el equilibrio social óptimo. Por otro lado, se expondrán los diferentes tipos de intervención, comparando las regulaciones tradicionales con la tributación y ésta última, con los mecanismos de intercambio de derechos de emisión. Posteriormente, se introducen los principios impositivos de cara a disponer de un marco donde evaluar la tributación sobre emisiones

¹ A dicho informe, le sucedieron una serie de trabajos críticos con la previsión del coste de las emisiones (Reisman, 2006) y con la estimación de la tasa de descuento para las inversiones en protección ambiental (Mendelsohn, 2006; Ian Byatt et al., 2006 y Carter et al., 2006).

Finalmente, otro factor que merece especial mención es la asignación jurisdiccional. Los criterios, como veremos más adelante, no son unánimes aunque se ha logrado cierto consenso alrededor de la necesidad de internacionalizar las soluciones para un problema de magnitud mundial. No obstante, la dificultad de tributar por encima de los gobiernos nacionales conlleva una solución de *second-best*, donde la jurisdicción central y regional se disputan el protagonismo.

1.2 Los problemas ambientales y la justificación económica de la intervención

1.2.1 Externalidades como justificación de la acción pública

En este primer apartado, vamos a tratar las cuestiones referentes al estudio de la teoría de las externalidades, cuyo origen se encuentra en la contribución de Pigou (1920). La externalidad tiene lugar cuando la actividad económica de un agente afecta al bienestar de otro, que no participa en el proceso productivo. Si el efecto representa un beneficio, se trata de una externalidad positiva, y si es un coste, se denomina externalidad negativa.

Esta idea proviene de la propia naturaleza del mercado, cuyo equilibrio garantiza únicamente la contabilización de los costes y beneficios privados, sin considerar los costes externos de la actividad. Este desajuste requiere una corrección que reestablezca el equilibrio entre el Coste Marginal Social y el Beneficio Marginal Social. Si bien, la economía ambiental trasciende el ámbito de las externalidades y engloba la condición de bien público del medio ambiente que, según Erias (2003) cumple los principios de no exclusión y no rivalidad. La naturaleza de dichos bienes implica que pueden ser disfrutados de manera universal y al suponer un beneficio para el conjunto de los ciudadanos, su asignación se encuentra en la órbita de la responsabilidad pública (Musgrave y Musgrave, 1976).

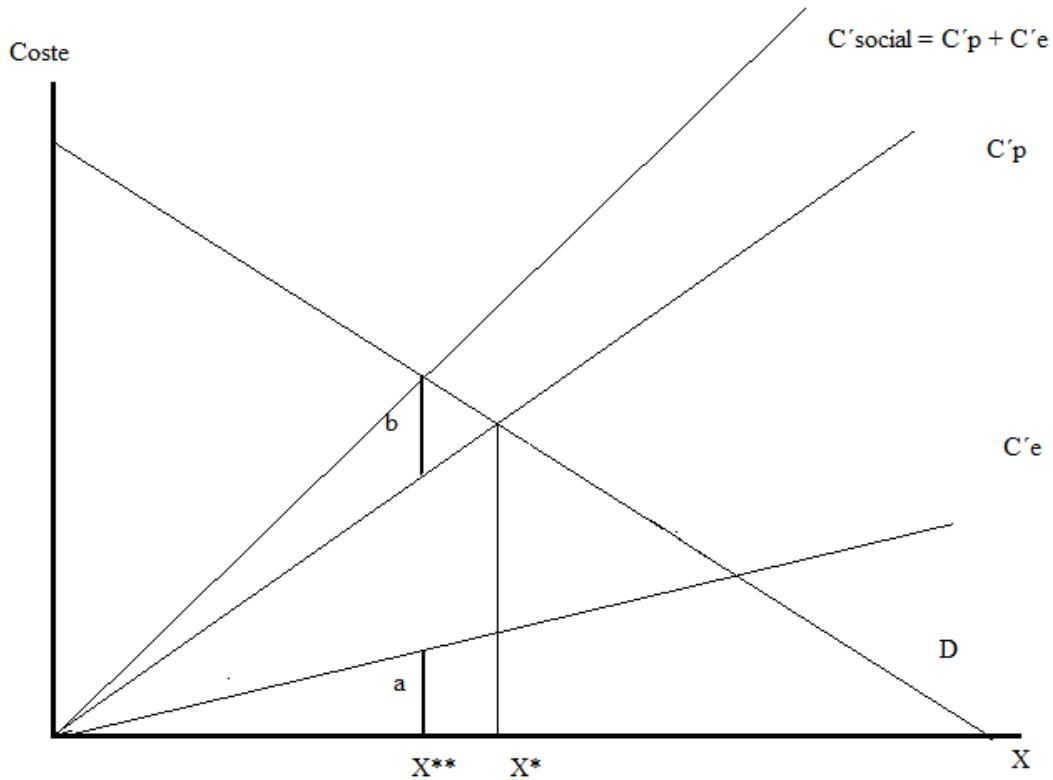
La contaminación atmosférica procedente de la actividad económica responde claramente al esquema de externalidad negativa. Esto comporta una asignación ineficiente del bien público, que requiere una intervención para restituir la oferta a su

nivel óptimo. En nuestro caso, consideramos que el aire es un recurso de propiedad común y la contaminación es un efecto externo negativo vinculado a dicho bien. Coase (1960) establece una solución a través de la asignación de derechos de propiedad sobre el bien.

Dicho método se sustenta en una negociación a coste nulo entre una empresa que contamina y los ciudadanos (se convierten en agentes privados y no externos al mercado). Si consideramos que la empresa tiene derecho a contaminar, los habitantes de las localidades adyacentes pagarán una compensación a la empresa por reducir su contaminación hasta el equilibrio social. Alternativamente, si los derechos de propiedad se adjudican a los ciudadanos, la empresa deberá pagar por contaminar, elevando sus costes y reduciendo la producción hasta el óptimo social. El límite para ambos casos, se encuentra en el punto en el que se igualen las pretensiones de unos y otros. A esta iteración se la denomina Teorema de Coase y se representa en el gráfico 1.1.

El análisis cuenta con cuatro hipótesis de partida: la economía es competitiva; los agentes cuentan con información perfecta; los costes de transacción son nulos (o muy bajos); y la asignación de los recursos será eficiente e invariante si se respetan las leyes de propiedad. El equilibrio de mercado se sitúa en el punto de corte de la demanda D y de los costes marginales privados $C'p$, es decir, en X^* . Si los derechos se asignan a la empresa, los ciudadanos estarán dispuestos a pagar como máximo (a), el coste marginal de la externalidad ($C'e$). La empresa, por su parte, determinará que la compensación mínima por reducir su producción (b) será la diferencia entre los costes marginales del equilibrio privado y el coste marginal social derivado de reducir su producción. Si los derechos de propiedad se asignan a los ciudadanos, la cantidad máxima que la empresa estaría dispuesta a pagar por contaminar se corresponde con el aumento de su coste marginal privado (b). Por otro lado, los ciudadanos exigirán como mínimo los costes marginales de la externalidad (a). La solución se encuentra donde se igualan a y b , es decir, la máxima disponibilidad a pagar de una parte y la mínima cantidad a recibir de la otra, X^{**} . Esto implica que no sería necesaria la intervención pública salvo para garantizar la adecuada asignación de los derechos de propiedad.

Gráfico 1.1: Teorema de Coase



Fuente: elaboración propia a partir de Coase (1960)

A pesar de ser coherente desde un punto de vista teórico, en la práctica su implementación es muy problemática, debido a la dificultad que deriva del alto número de agentes negociadores y a la existencia de *free-riders* (Riera et al., 2005).

Los problemas en la aplicación de un sistema de negociación colectiva justifican la intervención pública en presencia de un fallo de mercado. No obstante, la intervención del sector público no es infalible y está sujeta a condicionantes políticos que limitan su efectividad. Rosen (2008) sostiene que si la solución de mercado no es eficiente (o no tiene en cuenta criterios de equidad) la asignación pública tampoco tiene porqué serlo².

² Wolf (1995) incide en la imperfección de los mercados y los gobiernos

En cualquier caso, bajo la hipótesis de una excesiva concentración en el poder de mercado e incluso de inexistencia del mismo, la intervención sería ineludible y se postula como un instrumento esencial para alcanzar, o al menos aproximar una asignación óptima³

1.2.2 Valoración de impacto ambiental

Al problema de asignación de derechos de propiedad, se une la dificultad de evaluar en términos monetarios el impacto ambiental. Dicha valoración económica implica cuantificar los bienes y servicios derivados de los recursos naturales, sin que exista necesariamente un precio de mercado (Tomasini, 2001). Si se realiza de forma satisfactoria, facilita la evaluación de las políticas ambientales desde un análisis coste-beneficio. De este modo, el regulador conoce cuál es el coste ambiental evitado y el coste necesario para internalizarlo y puede decidir sobre la idoneidad de una u otra intervención.

En este contexto, destacan los trabajos de Epstein (1996) y Boone y Rubenstein (1997) que introducen el concepto de contabilidad medioambiental. Con el desarrollo de esta disciplina, se pretende conocer la “carga de impacto ambiental basado en el coste de control” (Mathews y Lockhart, 2001). La forma de medirlo es a través del pago por la instalación y puesta en marcha de los controles ambientales tecnológicos⁴.

El segundo método para valorar de los efectos externos es la estimación de una función de aproximación del daño ambiental. En la cual, la información científica se integra en los modelos económicos, como método para estimar los costes externos

³ Otra de las causas que justifican la intervención es el riesgo sobre la salud que origina el empeoramiento de la calidad atmosférica. Bordehore (2001), Lechón et al. (2002) o Aloï y Tournemaine (2011), entre otros.

⁴ Los autores que apoyan esta metodología argumentan que el coste de la unidad marginal del servicio de control, bajo los límites ambientales establecidos, equivale de forma aproximada al precio que la sociedad está dispuesta a pagar por un determinado nivel de protección.

de los impactos físicos. Epstein (1996) describió tres maneras de medir los costes ambientales para su modelización.

- Coste basado en el control de la contaminación antes de que aparezca.
- Coste de limpiarla después de su aparición.
- Coste de reparar el daño una vez que éste ha tenido lugar.

La primera alternativa en la valoración del impacto ambiental es una solución de carácter estático, ya que se pueden producir cambios en las disponibilidades de pago o en los precios de los mecanismos de control. La función de daño ambiental tiene un sentido más dinámico que permite estimar los costes del daño físico, obteniendo un resultado extrapolable a otras situaciones.

A pesar de ello, la función de daño está sujeta a una errónea modelización, e incluso, a una interpretación equivocada de los resultados. En este sentido, es más recomendable optar por la primera metodología que, obviamente, se deberá modificar con las variaciones en los principales factores.

Tirado (2003) identifica otras dos formas de valorar el coste externo ambiental. La primera está basada en la pérdida de bienestar social, medida a través de la compensación que se exige a los agentes que contaminan. Esta metodología requiere el cálculo del valor presente de los impactos futuros, por lo cual, se deberá establecer una tasa de descuento en función de unos criterios de equidad intergeneracional. La segunda forma de valoración de la externalidad es la disposición a pagar, es decir, el esfuerzo que la sociedad debe hacer para evitar el daño ambiental. Únicamente puede funcionar a modo de límite inferior, ya que se necesita conocer la disponibilidad real de pago de los ciudadanos.

El objetivo final de valorar el impacto ambiental es la aplicación de una política eficiente que maximice los beneficios netos (económicos y ambientales) de la comunidad (Tomasini, 2001). Una intervención correctora genera también unos costes de inversión (muy altos en el caso de la reducción de emisiones) que pueden mitigar considerablemente el impacto negativo de la actividad contaminadora sobre el

crecimiento económico futuro. Ahora bien, el coste no solo abarca el gasto monetario, sino también el coste de oportunidad de otras inversiones productivas, por tanto, crece conforme aumenta el nivel de calidad ambiental que se pretende alcanzar.

En cualquier caso, la valoración de los costes es un requisito previo indispensable para llevar a cabo la intervención correctora, y representa un nexo de unión entre la justificación de la intervención pública y los diferentes instrumentos implementados.

1.3 Instrumentos de corrección del fallo de mercado

1.3.1 Regulación

Desde la década de los 60, la mayoría de los países occidentales recogen en su ordenamiento jurídico, normas que prohíben o limitan actividades susceptibles de ser peligrosas para la salud y la estabilidad climática. A lo largo del tiempo, la legislación se ha actualizado extendiendo los supuestos de sanción e incorporando mecanismos de reparación del daño ambiental (Cantó et al., 2009). Este conjunto de normas que regulan la actividad económica se denominan medidas de mandato-control-sanción. Abarcan desde la prohibición expresa de una actividad económica o del comercio de un producto⁵, hasta la utilización de una determinada técnica productiva para reducir o eliminar la contaminación⁶, así como el uso de filtros a la emisión de gases a la atmósfera.

Entre las ventajas de la regulación como mecanismo de control destacan:

- Su efectividad ambiental a corto plazo
- La facilidad de creación y modificación.

⁵ Para ello, el regulador debe considerar que sus efectos ambientales son inadmisibles por el daño medioambiental elevado o irreparable que provocan.

⁶ Como el caso del RD 105/2008, de 1 de febrero, por el que se *regula la producción y gestión de los residuos de construcción y demolición*.

- La posibilidad de obtener recursos a través de un mecanismo financiero que imponga sanciones a aquellas compañías que no cumplan la norma.

La principal desventaja es su ineficacia en el largo plazo, ya que no articulan ningún mecanismo para incentivar la modificación del sistema productivo.

Dentro del marco de la actividad reguladora (basada exclusivamente en mecanismos de no mercado) existen dos herramientas; los fondos de compensación y la responsabilidad financiera. En lo que respecta a la primera, se concibió con la idea de internalizar los costes ambientales. Se pueden financiar con fondos públicos (procedentes de la tributación) o privados (aportados por las empresas). Para poder aplicarlos, se requiere conocer la relación entre la capacidad financiera de una empresa y el daño causado por un accidente ambiental, ya que es básico para poder exigir el pago al agente. Si no se efectúa en su totalidad puede no suponer un estímulo preventivo suficiente.

En Estados Unidos, el ejemplo más representativo de esta clase de fondos es el denominado *superfund*, financiado a través de fondos federales, impuestos industriales y las indemnizaciones establecidas en sentencias judiciales. Las partidas provenientes del *superfund* se destinan a la Agencia de Protección del Medio Ambiente para paliar los daños ambientales en lugares afectados por la contaminación, recogidos en la Lista de Prioridades Nacionales (*National Priorities List*).

Por su parte, la responsabilidad financiera exige que las empresas demuestren (ex-ante) capacidad de financiación para afrontar posibles compensaciones por su actividad contaminante. En caso contrario, no reciben una autorización para poder ejercer su actividad económica. Porrini (2005) argumenta a favor de la combinación de ambos instrumentos, uno con carácter ex-ante y el otro con carácter ex-post, y añade que estas medidas solo funcionan en el corto plazo y con carácter de urgencia, por el contrario, a largo plazo pueden generar problemas de inequidad y desincentivo.

La ineficacia a largo plazo de las regulaciones tradicionales debería haber impulsado un cambio de estrategia hacia otros instrumentos económicos, en concreto, hacia el impuesto corrector. Sterner y Köhlin (2003) señalan que no se trata de elegir

entre regulación e impuestos, sino de establecer mecanismos de complementariedad entre ambos. Sin embargo, la mayoría de los gobiernos optaron por emplear en exclusiva, instrumentos de tipo mandato-control-sanción hasta décadas recientes.

1.3.2 Tributación

El tributo sobre emisiones es un tipo específico de tributo ambiental orientado a internalizar el coste de las emisiones. La definición de éste último se puede realizar de dos formas, la primera califica como tal a cualquier instrumento fiscal que reporte un beneficio para el medio ambiente. En la segunda, se limita la definición imponiendo la existencia de un objetivo ambiental previo a la aplicación de la figura tributaria⁷. El Observatorio de la Sostenibilidad en España (OSE, 2006), afirma que los tributos deben procurar un beneficio ambiental, no solo a través de la recaudación, sino gracias a la modificación del comportamiento de los agentes económicos “con independencia de su capacidad financiera”.

Asimismo, podemos clasificar los tributos ambientales en función de:

- El tipo de gravamen: unitario; si se fija un valor por unidad contaminante y ad-valorem; cuando se aplica un porcentaje.
- Vínculo directo entre el daño ambiental y el gravamen Si la base imponible se constituye por el hecho que causa el daño, el incentivo se refuerza.
- La administración competente (ampliaremos esta cuestión más adelante). Un tributo debe ser asignado a la jurisdicción donde se agota el impacto de la intervención. Si se trata de un daño geográficamente ilimitado, no es relevante la localización del contaminador.

En cualquier caso, el diseño de los tipos impositivos es el factor clave de cara a favorecer la efectividad de la tributación. A este respecto, recogemos la propuesta de Field y Field (2002), basada en la internalización de costes con un tipo unitario.

⁷ En España, no se disponen de tributos ambientales en el ámbito estatal si nos regimos por el segundo criterio de definición, a excepción del canon de control de vertidos.

Tabla 1.1: Evolución de los costes marginales.

Daño Ambiental	Coste marginal de reducción	Coste marginal total	Impuesto	Coste Total
10	0	0	1000	1000
9	15	15	900	915
8	30	45	800	845
7	40	95	700	795
6	50	145	600	745
5	60	205	500	705
4	75	280	400	680
3	95	375	300	675
2	110	485	200	685
1	120	605	100	705
0	140	745	0	745

Fuente: Field y Field (2002).

En la tabla 1.1, se indica cómo evoluciona el coste de reducción del daño ambiental a medida que éste disminuye. El esquema parte del supuesto de que la obligación tributaria es de 100 unidades monetarias/tonelada, y que el coste marginal de limitar el impacto ambiental es creciente. De ahí se deduce que la empresa solo reducirá el daño ambiental cuando el coste marginal total o acumulado supere la liquidación del impuesto. En ese punto, rentabilizará la política correctora y el coste total será el más bajo. El tipo impositivo que facilita dicha internalización es también un elemento clave en el diseño del tributo sobre las emisiones atmosféricas. En la literatura ambiental se puede encontrar una amplia selección de propuestas ex-ante que generan efectos de diversa intensidad. Atendiendo a Rodríguez (2002) y Metcalf et al. (2008), presentamos la tabla 1.2, que sintetiza los principales trabajos

Tabla 1.2: Revisión general de trabajos

	Trabajo	País	Tipo	Efectos sobre CO ₂
				sobre CO ₂
Equilibrio general	Bergman (1991)	Suecia	40 \$/Ton	-10%
	Whalley y Wigle (1991b)	Global	450 \$/Ton	-50%
	Frandsen et al. (1996)	Dinamarca	173 \$/Ton	-25%
	Proost y Regemorter (1996)	Bélgica	10 \$/boe	13.3% a -18.5 %
	Nordhaus (1996)	Global	8 \$/Ton	-10%
	Böhringer y Rutherford (1997b)	Alemania	37 \$/ Ton	-20%
	Hakonsen y Mathiesen (1997)	Noruega	107 – 157 \$/Ton	-20%
	Dingell (2007)	EEUU	50\$/ton C y 0.50\$/boe	-13% GEI
	Larson (2007)	EEUU	15\$/ton CO ₂ , aumento de 10% al año	-25% GEI
Equilibrio parcial	Stark (2007)	EEUU	10\$/ton C, aumento de \$10 cada año.	-46% GEI
			1990.	
Macro	Barns et al. (1992)	Global	55 \$/Ton	-13.8%
	Manne (1992)	Global	58-133\$/Ton	-18%
	Shackleton et al. (1992)	EEUU	39.8 \$/Ton	6.5% a 0.4%
Macro	Beaumais y Bréchet (1995)	Francia	10 \$/boe	-13.4%
	Barker y Köhler (1998)	UE-11	16 \$/boe	-10%

Nota: boe (barrel oil equivalent) se refiere al barril de petróleo equivalente

Fuente: Rodríguez (2002) y Metcalf et al (2008).

Para España, disponemos además de otras propuestas ex-ante, como la formulada por Labandeira y Labeaga (1999), que prevén una caída del 3% en las emisiones del sector eléctrico gracias a un impuesto de 800 pesetas por tonelada de CO₂. Escobar et al. (2000) proponen un incremento de 11,65% en el gravamen sobre hidrocarburos y Labeaga et al. (2005) estiman una reducción de las emisiones en España debido a un impuesto de 12.8 € por tonelada.

De la mayoría de trabajos revisados para este epígrafe se deduce la existencia de correlación entre el tipo sugerido y la reducción de emisiones. Las diferentes técnicas de análisis ex – ante (modelos de equilibrio, general, parcial y macroeconómico) no parecen ser un factor fundamental en los resultados, de igual forma que el enclave geográfico tampoco. En lo que respecta a los efectos sobre las magnitudes económicas, los resultados difieren en función del tipo de reciclaje de ingresos que se lleve a cabo (para ello, incluimos el epígrafe 3.1).

1.3.3 Las subvenciones

Otro mecanismo de mercado es la subvención directa. Por este método, la administración concede ayudas a las empresas para que reduzcan el daño ambiental. Es decir, paga al agente por cada unidad de output que no produce. En el corto plazo, equivale a la aplicación de un impuesto proporcional en la misma cuantía, tal y como describe Pollitt (2003).

A largo plazo se produce el efecto llamada⁸, de modo que el coste marginal de producción disminuye (al contrario que con el impuesto) y el precio se reduce. Esta caída provoca un efecto negativo sobre la producción y positivo sobre la demanda, de forma que puede compensar la caída inicial. Por tanto, el resultado final de la intervención dependerá del impacto del incremento en el número de empresas sobre el nivel de daño ambiental. Oates y Cropper (1992) prevén un efecto positivo sobre la producción y sobre la contaminación, de manera que no lo recomiendan como alternativa.

⁸ El efecto llamada tiene lugar si hay empresas que acuden al sector atraídas por la subvención.

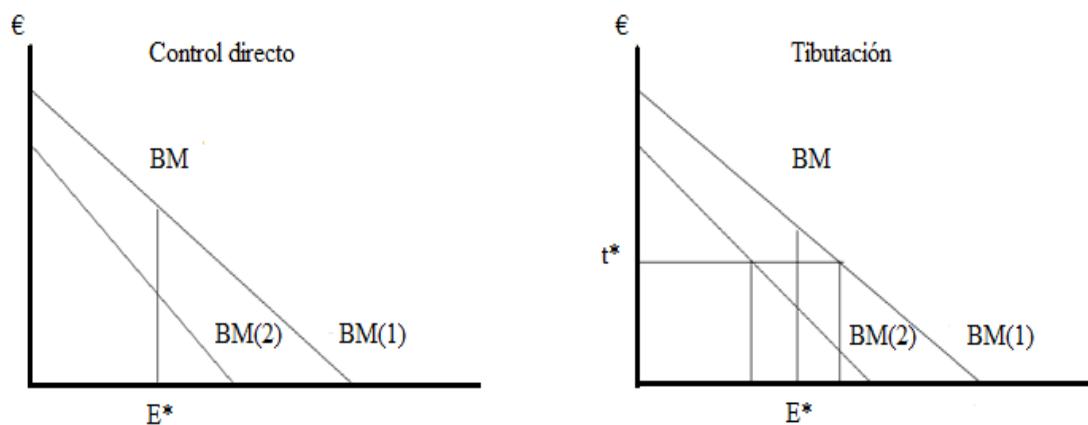
1.3.4 Ventajas de la tributación sobre emisiones respecto a la regulación

Una intervención pública se debe llevar a cabo teniendo en cuenta el criterio de coste efectividad (Gago et al. 2005). Desde una perspectiva temporal, los controles directos representan una alternativa viable en el corto plazo, ya que incentivan el cumplimiento de una norma concreta, no obstante, los impuestos impulsan una transformación en la producción, que afecta al equilibrio productivo en el largo plazo.

Por ejemplo, si se impone un límite a la contaminación, el agente afectado no emitirá más de lo permitido. Si se establece un impuesto, el agente reduce su nivel de contaminación, mejorando la tecnología de producción gracias a los incentivos fiscales. El gráfico 1.2 muestra como la regulación determina un volumen de emisiones de equilibrio idéntico para dos agentes, cuyos beneficios marginales de reducción (BM) son distintos. Esta medida equipara el nivel de emisión de ambas, pero no el esfuerzo que deben realizar para alcanzar ese límite (Jenkins and Lamech, 1992)

El equilibrio del impuesto ambiental lo determina el precio de la emisión, por tanto, el esfuerzo para los dos agentes es equitativo, aunque no reducen la contaminación en la misma cuantía. De este modo, se alcanzará el nuevo equilibrio con una cantidad inferior del producto y un precio superior.

Gráfico 1.2: Imposición frente a control directo

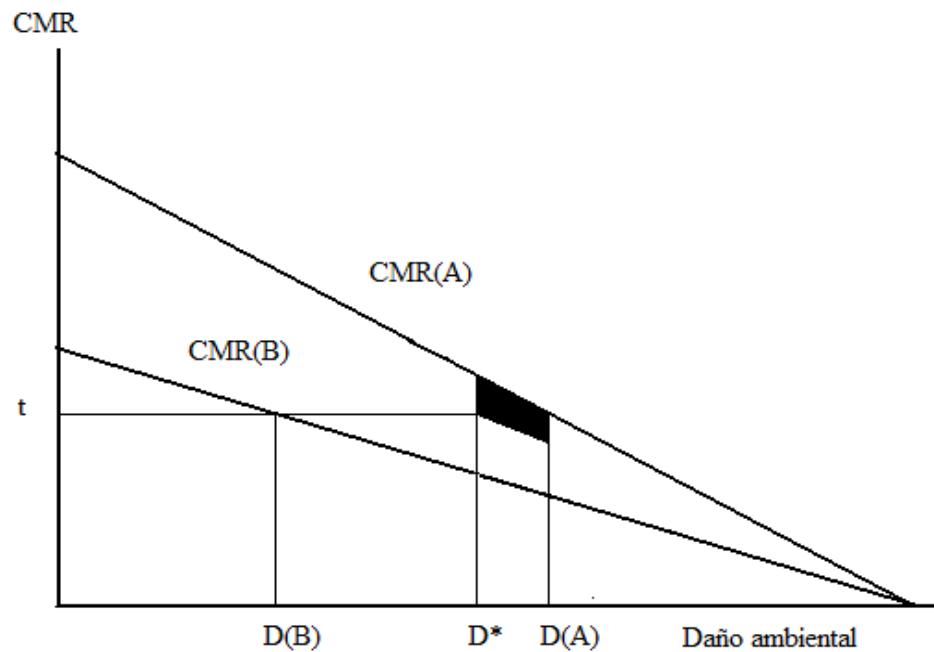


Fuente: Elaboración propia a partir de Gago y Labandeira (1997)

Por otra parte, la solución eficiente minimiza el coste para jurisdicciones diferentes y conduce a una mejora ambiental no uniforme, como revela el gráfico 1.3. Cualquiera de los dos agentes (A y B) acometerá una reducción en el daño ambiental hasta que su función de costes marginales (CMR) coincida con la cuantía del impuesto unitario t , en $D(A)$ y $D(B)$, respectivamente⁹. El área en negrita determina el coste de establecer un equilibrio común que denominamos D^* .

En términos generales, la fiscalidad minimiza el coste marginal de reducción del daño ambiental, ya que su impacto difiere según los costes de cada agente y facilita la puesta en práctica del principio de “quien contamina paga”, promovido por la OCDE (1972). Este principio está generalmente aceptado por la sociedad y por el análisis económico.

Gráfico 1.3: Solución eficiente de descontaminación



Fuente: Elaboración propia.

⁹ Al principio por el cual los esfuerzos de reducción del impacto ambiental deben establecerse en función de los costes de cada agente se le denomina Principio de Equimarginalidad.

1.3.5 Sistema de intercambio de derechos de emisión

El sistema de intercambio es un mecanismo por el cual, los agentes económicos pueden comprar o vender derechos de contaminación en función de sus necesidades productivas. De esta forma, se puede controlar el volumen total de emisiones, al mismo tiempo, que se incentiva su reducción a través de los beneficios de la venta de derechos. Las distintas formas de aplicarlo se pueden clasificar en función de los siguientes criterios.

- El instrumento de intercambio: existen dos alternativas, permisos o créditos. En la primera, el gobierno o la institución encargada de la gestión, asigna límites de emisión a los agentes privados permitiendo comerciar entre ellos. Este esquema se denomina *cap-and-trade* y su principal exponente es el Sistema de Intercambio de Emisiones de la Unión Europea (EU-ETS). En la segunda, denominada *baseline-and-credit*, el agente privado puede vender el crédito o derecho que recibe de las autoridades ambientales, si reduce sus emisiones por debajo de un nivel, determinado generalmente por el *business as usual*. Su implementación ha tenido lugar en Australia.
- En lo que respecta al precio de la asignación, se puede optar entre la concesión gratuita o la subasta. Con la gratuitad se reduce, según Malueg (1986), Milliman y Price (1986) y Jung et al. (1996) la capacidad de generar incentivos a la adopción de nuevas tecnologías, dado que una innovación deprecia los permisos cuando son asignados¹⁰. En sentido contrario, Requate (2005) afirma que la innovación deprecia los permisos, con independencia de la forma en la que sean entregados. Asimismo defiende que la decisión

¹⁰ El proceso innovador supone una modificación en la producción y la empresa no requerirá todos los permisos que tenía asignados, cayendo consecuentemente el valor de los mismos. La asignación puede hacer que el agente privado no estime necesario reducir la contaminación, ya que cuenta con los permisos de forma gratuita. Pero, si debe pagar en subasta, se ve incentivado a reducir ese coste y estará más dispuesto a innovar.

dependerá de los incentivos a largo plazo de la empresa y de otras políticas complementarias de carácter fiscal.

Tras Coase (1960), el sistema de intercambio aparece por primera vez en las tesis de Dales (1968) y más tarde, en Montgomery (1972) y Tietenberg (1985), que analizan la eficiencia del sistema de intercambio y su incorporación al catálogo de políticas ambientales.

Sin embargo, no fue hasta 1994 cuando se estableció en Estados Unidos para SO₂ y NO₂. Desde entonces y según Libecap (2011), las emisiones han caído un 50% a pesar de las carencias estructurales del propio sistema (se limita a las empresas e industrias de algunos sectores y no a los automóviles, en las asignaciones se han tenido en cuenta criterios políticos...). Además, cifra en un billón de dólares el ahorro en políticas reguladoras.

Debido a su efectividad, desde el Congreso de Estados Unidos han surgido nuevas propuestas políticas que promueven la ampliación en el uso de esta herramienta de intervención. La mayoría de los legisladores ven en dicha alternativa la opción más rentable y eficiente de cara a mitigar las emisiones contaminantes, sin perjudicar a la industria. La tabla 1.3 resume las principales conclusiones:

Tabla 1.3: Resumen de las propuestas

Propuesta	Reducción GEI en 2050	Pérdida PIB respecto a BAU
Lieberman-McCain	60% desde 1990	0.23%
Lieberman-Warner	70% desde 2005	0.44-2.15%
Waxman-Markey	83% desde 2005	0.2-0.9%
Kerry-Lieberman	83% desde 2005	0.1-1.0%

Nota: El escenario BAU (Business As Usual) hace referencia al escenario sin intervención.

Fuente: *Skeptical Science*

También en 1994, entró en funcionamiento para el NH₃ en Holanda y a raíz de esto, algunos países europeos estudiaron su aplicación por separado. Finalmente se optó por un acuerdo común en el marco de la Unión Europea. En las dos primeras etapas (2005-2007 y 2008-2012), el funcionamiento se basaba en la aprobación individual de un Plan Nacional de Asignación, en el que se designan las instalaciones que podían participar en el mercado. A partir de 2013, el volumen y metodología de asignación pasan al ámbito comunitario, además, la Comisión Europea ha optado por subastar un 40 % de los derechos de emisión

La determinación del precio de equilibrio en el sistema europeo de intercambio se basa en los movimientos de la oferta y demanda, que se ven afectados por las circunstancias económicas. Tal es el caso que un crecimiento económico estable y sostenido en el tiempo incrementa las necesidades de emisión de los agentes, impulsando al alza la demanda y por consiguiente, el precio. De la misma forma, una ralentización reducirá la demanda de emisiones y situará a la oferta por encima, generando la consecuente caída en los precios.

En el gráfico 1.4, se refleja un cambio brusco a la baja en dos ocasiones. El primero tuvo lugar al final de la fase de asignación (2005-2007), debido a que la normativa no permite el préstamo entre los dos períodos, es decir, los permisos no agotados ni vendidos en un período caducan una vez que se pone en marcha el siguiente plan de asignación. Los agentes ofertaron masivamente sus permisos, provocando una caída generalizada en el precio. La segunda se produjo como consecuencia del comienzo de la crisis financiera al final del verano de 2008.

Gráfico 1.4: Evolución de los precios de los permisos de emisión en €



Fuente: Agencia Europea de Medio Ambiente

La evolución de los precios nos lleva a cuestionarnos si es posible obtener una solución óptima a través del mercado. Førsund y Nævdal (1998) sitúan el concepto del coste efectividad como núcleo determinante de la cuestión, ya que define “la integración de los modelos de asignación con las funciones de reducción de costes”. Fischer y Springborn (2011) ponen el acento en la necesidad de implementar buenos canales de información entre las empresas y las administraciones encargadas de su gestión¹¹. Además, para alcanzar el equilibrio óptimo, se requiere información perfecta sobre los costes y un preacuerdo nacional en el reparto de los beneficios del mercado. Por tanto, volvería a encontrarse frontalmente con la realidad de los mercados de derechos de emisión y con la distribución geográfica de los agentes contaminantes.

¹¹ También proponen incrementar las sanciones por no informar adecuadamente de las actividades emisoras y no por exceder el volumen de emisiones asignadas.

En definitiva, la posibilidad de optimizar el funcionamiento del mercado de derechos se restringe a la inexistencia de poder de mercado, (especialmente, en sectores estratégicos¹²) y al control de la fluctuación de los precios.

1.3.6 Comparativa entre derechos negociables y la tributación sobre emisiones.

La asignación de derechos es una herramienta reguladora que requiere una modificación continua de los límites de emisión, para cumplir los objetivos ambientales. Es por tanto, una medida estática, que genera problemas de inestabilidad en el coste por emitir, como apuntan Paltsev et al. (2005).

Además, la minimización estática de los costes de reducción tampoco se alcanza con el sistema de intercambio, sino con el impuesto (Eskeland y Jiménez, 1992 y Labandeira et al. 2008), siempre y cuando, su cuantía sea al menos igual que el tipo de interés de la inversión a largo plazo¹³.

Desde una perspectiva dinámica y teniendo en cuenta que la contaminación se acumula en la atmósfera un afectando al clima de forma significativa, los beneficios marginales de reducir las emisiones cada año son perfectamente elásticos, y se puede conseguir a través del incentivo que deriva del tipo de gravamen.

En esta línea, Nordhaus (2007) y Shove y Burtraw (2012) afirman que a largo plazo, el tributo favorece un incentivo estable a la inversión y el desarrollo de nuevas tecnologías, por encima del sistema de intercambio. Por su parte, García Fernández (2013) argumenta que “si varias empresas adoptan nuevas tecnologías, la demanda total de permisos caerá y también su precio. Entonces disminuirá la rentabilidad de

¹² Los oligopolios pueden suponer una barrera a la entrada, alejando el precio del permiso del competitivo. En este caso, es más rentable vender el permiso por encima del coste de la reducción de emisiones que retenerlo.

¹³ Será equivalente (como mínimo) el coste de invertir en limitar las emisiones que el pago del tributo correspondiente a la cantidad de emisión que no se elimina.

haber adoptado la nueva tecnología y con ella los incentivos para desarrollar nuevos métodos de producción”.

Asimismo, la aplicación de un sistema de asignación requiere un amplio consenso internacional para poder ser efectivo, incluyendo a los países emergentes. Este nivel de integración en la política ambiental no se ha alcanzado con las diferentes propuestas en marcha, ni se ha logrado coordinar los sistemas entre las potencias occidentales de Norteamérica y Europa.

1.3.7 Acuerdos voluntarios

La implicación de los agentes de mercado en la resolución de los problemas ambientales puede suponer un factor que facilite el éxito de la intervención. Lyon y Maxwell (1999) descifran las claves para comprender su relevancia y destacan tres ejemplos:

- Comités empresariales de carácter privado. Su origen se encuentra en los programas de seguro de responsabilidad alemanes, cuyo fin es el control de las emisiones en la industria. En Estados Unidos, Reino Unido y Canadá se pusieron en funcionamiento debido al grave accidente ocurrido en unas instalaciones industriales en la India en 1985.
- Propuestas públicas de cumplimiento voluntario: donde participan las empresas interesadas en cumplir los límites establecidos por el regulador. Este tipo de herramientas son más habituales en Norteamérica y en Europa y no conllevan multas ni sanciones ni generan grandes incentivos.
- Acuerdo derivado de una negociación entre la industria y el gobierno. Europa es el lugar donde mayor peso tiene entre los instrumentos de regulación voluntaria. Este tipo de acuerdos buscan el beneficio de las dos partes. Los planes de renovación de parque automovilístico en España o Francia son un ejemplo de ello.

El empleo de estos mecanismos para el control de la contaminación ha aumentado notablemente en los últimos años. Por tanto, podemos afirmar que la negociación se ha convertido en una pieza clave de la política ambiental, especialmente en Alemania y en Estados Unidos.

No obstante, la efectividad de los acuerdos voluntarios depende de una serie de factores externos que pueden alterar el resultado de la negociación. Entre los que identifica la literatura revisada (Segerson y Miceli, 1998; Delmas y Terlaak, 2001 y Alberini y Sogersen, 2002) destacamos los siguientes:

- La existencia y magnitud de una amenaza creíble por parte del legislador y el seguimiento del acuerdo
- La estructura industrial del sector que debe firmar el acuerdo.
- El poder de negociación que tenga la empresa o el regulador.

En cualquier caso, Segerson y Miceli, (1998) afirman que un acuerdo voluntario siempre garantizará una mejora en el nivel de bienestar social.

1.4 Principios generales tributarios

El diseño tributario debe cumplir un conjunto de principios generales. El primero es el de suficiencia impositiva, que promulga la necesidad de obtener una elevada recaudación a través de unas bases imponibles amplias. Asimismo, distingue entre suficiencia estática y dinámica, siendo la primera aquella que garantiza un volumen de recaudación suficiente en un período determinado y, la segunda, a lo largo del tiempo (Costa et al., 2003).

En el contexto ambiental, los impuestos tienen una finalidad correctora y no recaudatoria, sin embargo, un tipo efectivo puede generar una recaudación suficiente a corto plazo.

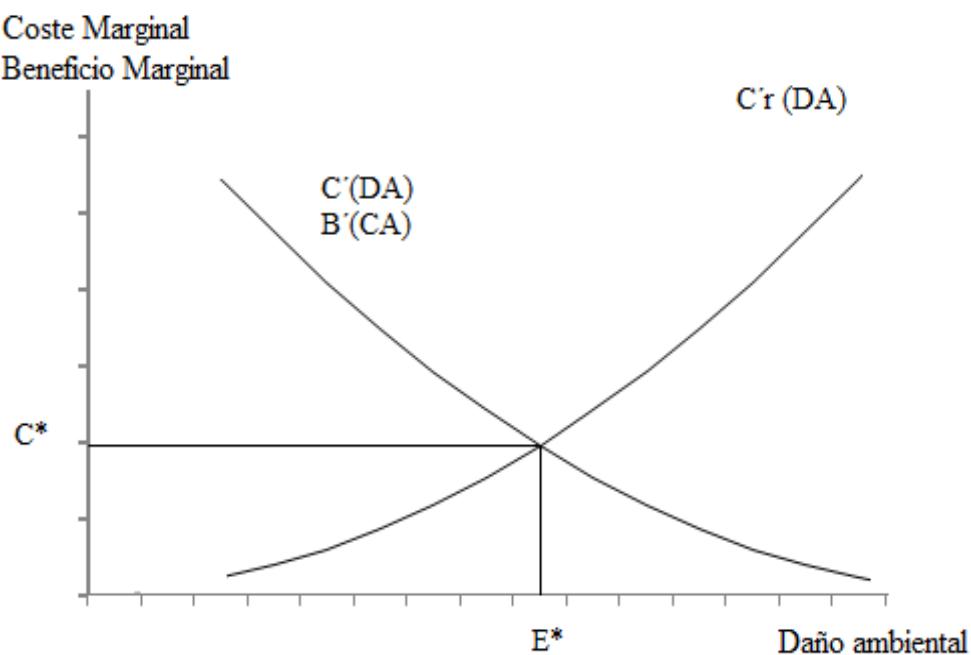
El segundo principio es la eficiencia económica. Siguiendo a Pareto (1927), la situación más eficiente es aquella en la que ningún agente puede mejorar su bienestar sin perjudicar a otro. En presencia de una externalidad negativa, no se alcanza el

óptimo paretiano y el tributo deberá tratar de corregir esta situación.

Veamos en el gráfico 1.5, la representación del punto óptimo de internalización, que se sitúa en (C^*, E^*) , donde se cortan el coste marginal del daño ambiental $C'(DA)$, el beneficio marginal de la calidad ambiental $B'(CA)$, y el coste marginal de su reducción $C'r(DA)$.

En la práctica, la ausencia de información perfecta sobre la estructura de costes de los agentes privados dificulta la obtención del punto de equilibrio y se busca únicamente que los beneficios superen a los costes.

Gráfico 1.5: Coste marginal de reducción y coste marginal del daño



Fuente: Smith (1992)

Por otro lado, el nivel de aceptación social del tributo deriva del cumplimiento del principio fiscal de equidad. Su definición tiene dos vertientes: la equidad horizontal y la vertical. La primera implica que deben pagar lo mismo los individuos que contaminan en la misma medida, por tanto, a igual capacidad de pago la contribución

debe ser la misma. La equidad vertical aboga por un tratamiento desigual para sujetos diferentes, es decir, el que más contamina, más paga. Asimismo, los impuestos ambientales pueden tener un efecto redistributivo negativo, al favorecer la regresividad si el sujeto pasivo decide trasladar la carga tributaria a precios.

Otro principio es el de flexibilidad, por el cual, el tributo debe servir como estabilizador del ciclo económico. Así, cuando la economía entra en recesión, la contribución de los agentes debe ser menor, y si la situación es de crecimiento, la recaudación deberá ser mayor. Se diferencia entre flexibilidad activa y pasiva, la primera tiene lugar cuando se establecen mecanismos discrecionales de carácter anticíclico. La pasiva se cumple si el propio tributo es capaz de servir como mecanismo de amortiguación del ciclo.

Tras analizar los principios tributarios fundamentales, vamos a abordar aquellos de menor impacto en la literatura:

- **Sencillez administrativa:** consiste en una simplificación de los costes de gestión a la hora de recaudar los tributos. Dichos costes se dividen en directos, que son los que hace frente la administración tributaria, e indirectos que hacen referencia a todos aquellos gastos a cuenta de los contribuyentes. En el contexto de la imposición ambiental, dicho principio puede incidir sobre la implementación de exenciones y por extensión, sobre el número de contribuyentes.
- **Perceptibilidad:** implica que el impuesto debe ser percibido correctamente por el contribuyente. En la práctica, se observa como la imposición directa tiene un mayor índice de perceptibilidad, mientras que la imposición indirecta se confunde habitualmente con el precio final del producto (Costa et al., 2003).

Al marco general tributario, debemos añadir el principio de efectividad ambiental, que evalúa el grado de cumplimiento (a un coste razonable) de los objetivos ambientales para los que se estableció.

1.5 Asignación territorial de la capacidad normativa en el ámbito de la imposición verde.

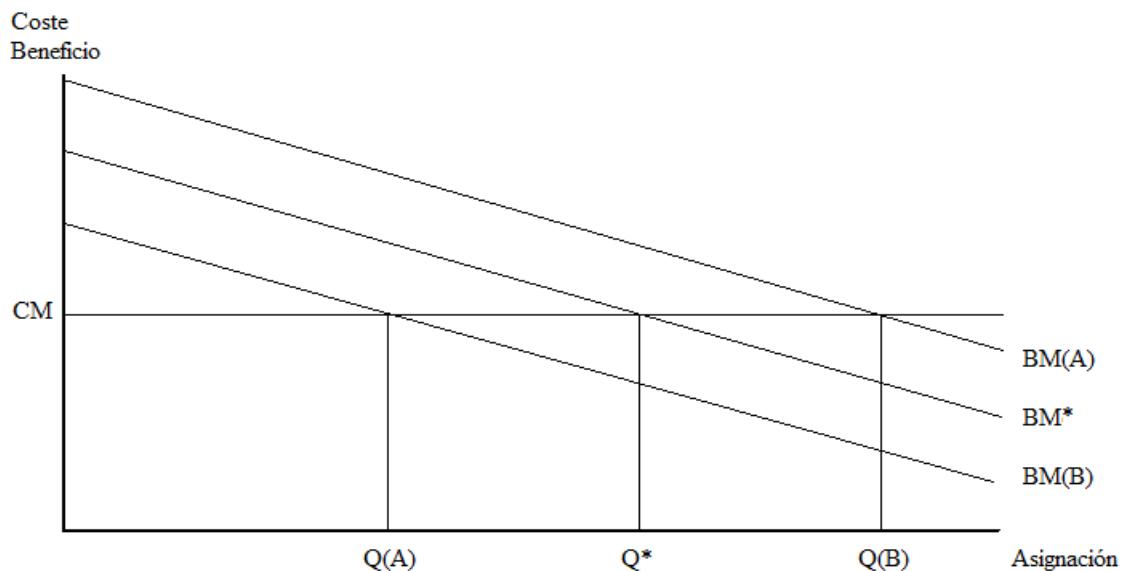
1.5.1 Asignación jurisdiccional de las competencias para bienes públicos.

Para seleccionar la jurisdicción encargada de gestionar los bienes públicos, se deben tomar en consideración diferentes factores. Por un lado, la administración centralizada permite reducir el coste por beneficiario y aprovechar las posibles economías de escala. Sin embargo, bajo el supuesto de preferencias dispares, la gestión de las administraciones subcentrales puede favorecer la adecuación a las mismas.

Atendiendo a Oates (1972) y su Teorema de la descentralización, “en ausencia de ahorros de costes por la provisión centralizada de un bien, y de efectos externos interjurisdiccionales, el nivel de bienestar será siempre al menos tan alto, y habitualmente más alto, si los niveles de consumo del bien que son eficientes en el sentido de Pareto se proveen en cada jurisdicción, en vez de proveerse cualquier nivel uniforme y único de consumo para todas las jurisdicciones”.

En el gráfico 1.6 se observa que la asignación central es ineficiente en un contexto de igualdad en los costes marginales (CM) y disparidad en las preferencias para las jurisdicciones A y B (BM). En nuestro caso, nos referimos a preferencias dispares sobre calidad ambiental.

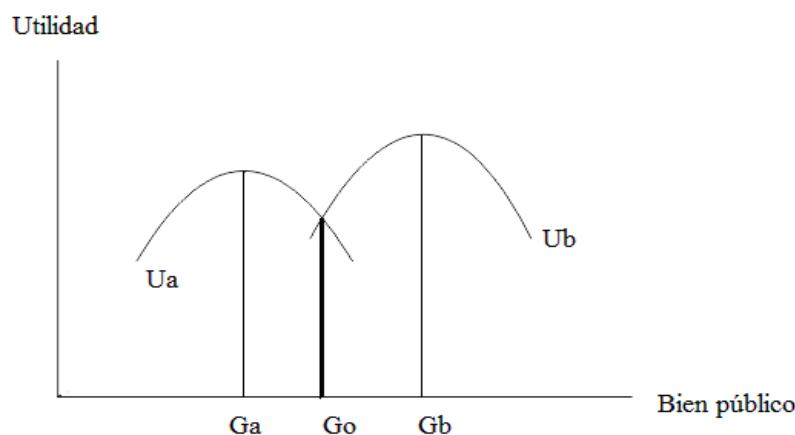
Gráfico 1.6: Asignación del bien público en función de las preferencias



Fuente: Elaboración propia

Hindriks y Myles (2006), por su parte, hacen hincapié en la importancia de acercar la decisión pública a las preferencias de los ciudadanos, desde la óptica de la utilidad. El gráfico 1.7 muestra dicha magnitud con una asignación descentralizada.

Gráfico 1.7: Descentralización fiscal



Fuente: Hindriks y Myles (2006)

Los miembros de una comunidad *b* tienen una preferencia más acentuada por el bien que los de *a* (el gasto en *a* Ga es mayor que el gasto en *b* Gb). De forma que la asignación central genera una pérdida de bienestar para los ciudadanos de ambas administraciones¹⁴. Además, si contamos con que los consumidores se desplazarán a las jurisdicciones donde se representen mejor sus preferencias (voto con los pies), se alcanzará la mejor asignación posible del bien público de forma descentralizada (Tiebout, 1956). En términos prácticos, esta teoría presenta numerosas limitaciones que ponen en cuestión la movilidad de los individuos.

Castells (2005) apunta que para determinados bienes públicos, que solo inciden en un espacio local, se presume óptima la asignación individual. De hecho, la existencia de administraciones subcentrales incrementa la posibilidad de conocer las preferencias ciudadanas. No obstante, también señala que si una administración produce, y a su vez provee un bien dado, la existencia de economías de escala en la producción, y la existencia de externalidades que incidan en otras jurisdicciones pueden recomendar el traslado de la competencia a una administración más grande.

1.5.2 Asignación de la corrección del impacto ecológico entre diferentes jurisdicciones.

El federalismo es un ejercicio compartido de poder entre varias administraciones, y afecta a la toma de decisiones política en materia ambiental (Shobe y Burraw, 2012). Es por tanto una cuestión central a la hora de aplicar una política correctora, que será determinante en la lucha contra la degradación de los recursos naturales. En esta línea, Henderson (1995) demuestra que la implementación local de medidas regulatorias afecta a la localización de la actividad industrial y, por ende, a la calidad ambiental.

En la práctica, el federalismo ambiental presenta un inconveniente considerable; la competencia interjurisdiccional. Esto puede generar una carrera fiscal a la baja, que perjudique la protección de los recursos naturales. Levinson (1997) y

¹⁴ Si la provisión es uniforme y atiende a las preferencias del votante medio.

Fredriksson et al. (2006) ponen de manifiesto el desacuerdo que existe en la literatura acerca de los efectos de la descentralización en la efectividad de la política ambiental.

Por una parte, Kunce y Shogren (2001) condicionan la inexistencia de dicha desprotección ambiental a la aplicación de controles directos y a la inmovilidad de los agentes (no se produce un desplazamiento por el endurecimiento de la legislación ambiental). Farzanegan y Minner (2012) señalan que la descentralización empeora la degradación del medio, pero este efecto disminuye si la calidad institucional es elevada.

Por otra parte, los resultados del trabajo de List y Gerking (2000) para Estados Unidos muestran como la protección ambiental no se ha visto deteriorada desde los años 80, con la descentralización llevada a cabo por el gobierno federal¹⁵. Freedriksson y Millimet (2001) evidencian que la respuesta de los gobiernos estatales a una política en las jurisdicciones vecinas es asimétrica y depende de cada Estado. Por tanto, no se puede afirmar de manera concluyente que exista una carrera a la baja. Millimet (2003) apunta que los gastos de control en protección ambiental aumentaron a partir de la etapa de descentralización ambiental en la política estadounidense.

Finalmente, tanto Peck y Tiesberg (1995), como Min (2001), manifiestan la necesidad de implementar mecanismos de cooperación internacional en aras de optimizar los costes de la política aplicada y el bienestar de los ciudadanos. Además, Min (2001), refuerza la importancia de la investigación y de la lucha contra los *free-riders*.

1.5.3 La tributación sobre emisiones como instrumento de corrección del daño ambiental. ¿Qué jurisdicción debe gestionar dichos impuestos?

En la asignación de impuestos ambientales, el factor más relevante es el alcance geográfico del recurso o daño ambiental que se regula (local, regional o

¹⁵ Con los gobiernos republicanos de Reagan y Bush, la política ambiental ha pasado a manos de los gobiernos estatales en detrimento de la administración federal.

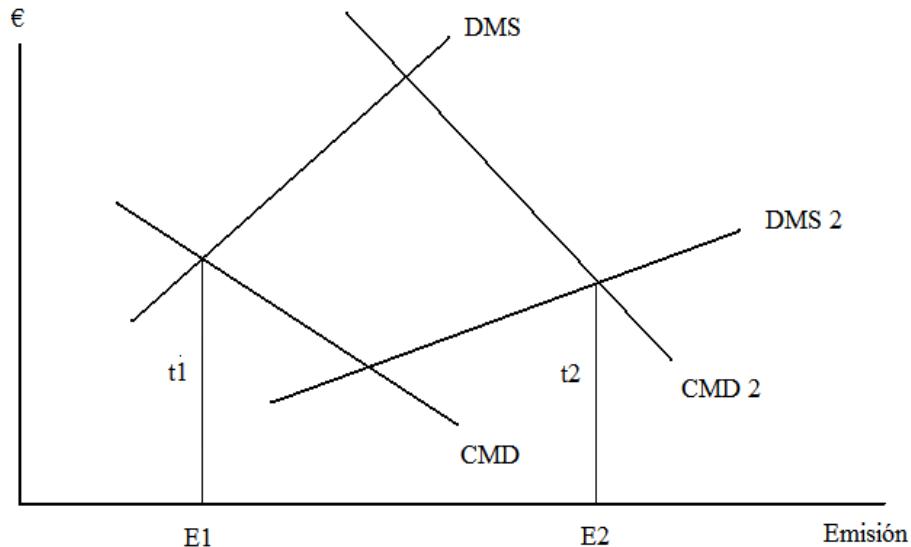
global), y no la naturaleza espacial del problema ambiental (incidencia uniforme o no). En este sentido, la equivalencia fiscal atribuye la gestión a las jurisdicciones dónde se agotan los costes y beneficios relacionados con el bien ambiental que se pretende proteger (Olson, 1969). Por tanto, la gestión del daño causado por las emisiones debería recaer en una administración de ámbito internacional¹⁶.

Tradicionalmente, se ha asignado al gobierno central la tarea de legislar y gestionar los principales instrumentos fiscales. De esta manera, se garantiza la cohesión fiscal y se reducen los costes gracias a las economías de escala. Sin embargo, la disparidad geográfica de las preferencias desplazaría la gestión hacia las administraciones subcentrales, y según Peltzman y Tideman (1972), cualquier aproximación centralizadora sería ineficiente. En el gráfico 1.8, se representa la asignación óptima descentralizada.

El óptimo es aquel en el que los daños marginales sociales de la contaminación (DMS) se igualan a los costes marginales de descontaminar (CMD). Ante dos problemas ambientales con distinto alcance (1 y 2), cualquier solución central de carácter homogéneo sería ineficiente. El óptimo se daría sólo cuando las jurisdicciones 1 y 2 adoptasen los tipos impositivos t_1 y t_2 , que llevasen al nivel de emisiones E_1 y E_2 . Evidentemente, sería posible conseguir una solución eficiente centralizada con variación de tipos entre jurisdicciones, pero las dificultades de información y de gestión serían significativas.

¹⁶ Para el SOx, el efecto está más localizado (lluvia ácida) y su control, según este criterio debe recaer sobre una administración local.

Gráfico 1.8: Impuestos ambientales óptimos con problemas ambientales variables:



Fuente: Elaboración propia a partir de Peltzman y Tideman (1972),

Kneese (1971) sugiere que puede ser deseable definir un nivel mínimo central para la fiscalidad ambiental, que garantice una calidad aceptable en todo el territorio, permitiendo a las jurisdicciones subcentrales establecer niveles superiores. Este es el caso de las emisiones, donde puede haber preferencias dispares en los estándares de calidad ambiental en el ámbito regional, pero al tratarse de un efecto externo negativo, el impacto afecta a otras regiones. La capacidad normativa queda restringida a medida que pretendan unos niveles por encima del nivel de calidad estatal.

Oates (1996) propone asignar a las administraciones centrales la responsabilidad de gravar bases imponibles móviles y a las subcentrales “relativamente inamovibles”, de esta forma, se evita el riesgo de competencia fiscal. Ter-Minassian (1997a) plantea vincular ingresos y gastos para mejorar la responsabilidad fiscal.

En la mayoría de los países, los tributos ambientales se aplican a nivel estatal como parte de una estrategia nacional, en lo que respecta a España, la competencia es

autonómica. La configuración del sistema fiscal español tiene su origen en el periodo de desplazamiento del gasto público hacia las administraciones subcentrales. Dicho proceso no se correspondió con un aumento en los ingresos recaudatorios propios de las comunidades. El sistema de la financiación se asentaba en el mecanismo de las transferencias intergubernamentales.

Las últimas reformas del sistema han potenciado los instrumentos fiscales de carácter autonómico (tributo propio), de tal manera que se ha contribuido a mejorar los ingresos y la corresponsabilidad fiscal. La imposición ambiental se enmarca en este nuevo grupo de tributos, como veremos en el segundo capítulo.

1.6 Conclusiones

Desde la Cumbre de Rio de Janeiro en 1992, el término desarrollo sostenible ha ocupado un papel destacado en la planificación de la política ambiental. Su primera aparición tuvo lugar en el Informe Brundtland (Comisión Mundial para el Medio Ambiente y el Desarrollo, 1987), que lo define como el proceso que compatibiliza la explotación de recursos, las inversiones y la evolución de la tecnología con “las necesidades presentes y futuras”.

El coste económico derivado de impulsar el desarrollo sostenible es con frecuencia, el argumento que condiciona el desarrollo de una política ambiental más activa. En este contexto, Tomás (2003) afirma que la sostenibilidad no implica renunciar al bienestar, sino más bien, nos llama a tomar conciencia de que la maximización del bienestar a largo plazo no es posible si no se tiene en cuenta el capital natural.

Para un problema de asignación de un recurso de propiedad común como la calidad del aire, en el que concurren la ausencia de derechos de propiedad y la presencia potencial de externalidades negativas causadas por la contaminación, Coase (1960) propuso un sistema de asignación de derechos y negociación de compensaciones, cuya aplicación se supedita a la inexistencia de free-riders. Por tanto,

la intervención pública se percibe como un elemento indispensable de cohesión y coordinación.

En síntesis, el sector público desempeña un papel fundamental a la hora de impulsar la corrección del daño ambiental, y restablecer la asignación Pareto-eficiente¹⁷. Entre los diferentes mecanismos con los que cuenta la administración para intervenir en el mercado, el que ha ocupado un papel central hasta la década de los 90 es la regulación normativa de la actividad económica. No obstante, la efectividad limitada de dicha herramienta conlleva la necesidad de implementar nuevos mecanismos de control de la contaminación. De esta forma, surgen los impuestos correctores y, posteriormente, el sistema de intercambio de permisos. En ambos casos, se pretende incentivar al agente económico para que reduzca el daño ambiental a largo plazo.

La fiscalidad genera un flujo de recaudación y por ello puede ser un instrumento muy relevante en la política correctora. Asimismo, es más eficiente a la hora de corregir el fallo de mercado desde una perspectiva dinámica, ya que no requiere una revisión del límite de emisiones y reduce los costes de gestión. A su vez, cabe señalar que la naturaleza global del problema exige una respuesta coordinada que se presume complicada, tanto para la tributación como para el sistema de intercambio permisos. Sin embargo, la implementación de este último genera inestabilidad en el coste de emisión, de tal forma que favorece a los grandes agentes del mercado que pueden influir en el precio final distorsionando los objetivos del sistema.

La evolución del daño ambiental en Europa requiere profundizar en los instrumentos fiscales de corrección y control establecidos en cada país y más especialmente en España, donde a diferencia del resto, la administración autonómica es la encargada de la gestión y recaudación tributaria.

¹⁷ También se requiere la participación de los agentes de mercado (empresas y consumidores), ya sea, por las decisiones de inversión o los hábitos de consumo.

En este primer capítulo, se han analizado las cuestiones teóricas acerca de la imposición ambiental y sobre emisiones, comenzando con la revisión de la justificación económica de la intervención, desde la óptica de la internalización del fallo de mercado. Además se han analizado las ventajas teóricas de fiscalizar las emisiones de cara a cumplir los objetivos ambientales.

De la mayor parte de literatura revisada se extrae la conclusión de que la intervención es necesaria. No obstante, no se profundiza en las consecuencias de la aplicación de los instrumentos políticos y ello motiva, la evaluación de la intervención desde el punto de vista aplicado y empírico, que planteamos en los capítulos 2 y 3, respectivamente.

CAPÍTULO 2: ASPECTOS GENERALES SOBRE LA TRIBUTACIÓN AMBIENTAL EN ESPAÑA Y LA EXPERIENCIA COMPARADA A NIVEL INTERNACIONAL

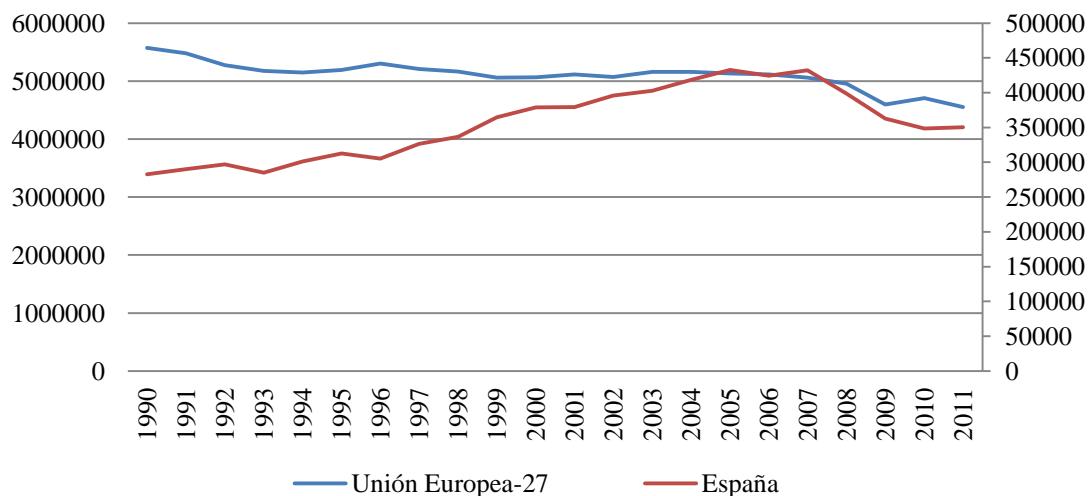
2.1 Introducción.....	45
2.2 Experiencia internacional.....	46
2.2.1 Aspectos cualitativos de la tributación ambiental internacional.....	46
2.2.2 Aspectos cuantitativos de la tributación ambiental internacional.....	50
2.2.3 Política ambiental en la Unión Europea	55
2.2.4 Armonización vs integración fiscal europea.....	56
2.3 Tributación ambiental en España	57
2.3.1 Marco legislativo	57
2.3.2 Aspectos generales.....	59
2.4 Tributación sobre emisiones en España.....	63
2.4.1 Introducción	63
2.4.2 Marco legislativo	66
2.5 Valoración de la tributación sobre emisiones.....	70
2.5.1 Suficiencia, eficiencia y equidad	70
2.5.2 Flexibilidad	72
2.5.3 Otros principios: sencillez y perceptibilidad.....	73
2.5.4 Efectividad ambiental	73
2.6 Conclusiones	75

2.1 Introducción

Durante los últimos años, la evolución de la sostenibilidad ambiental ha suscitado un creciente interés en economistas de todo el mundo (Trigo, 2008). En el escenario político internacional ha cobrado un creciente protagonismo, especialmente, después de las cumbres de Río y Kioto en los 90. En ésta última, se establecieron límites a la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) para los países industrializados¹⁸.

La evolución de las emisiones de GEI en el continente europeo ha seguido una tendencia ligeramente decreciente en las últimas décadas, aunque el problema sigue siendo muy significativo. España experimentó una evolución positiva hasta 2007, a partir de entonces, y como consecuencia de la caída en la actividad económica, la situación se ha invertido, como se refleja en el gráfico 2.1.

Gráfico 2.1: Evolución de los GEI para Europa y España



Miles de toneladas de CO₂ equivalente.

Fuente: EuroStat.

¹⁸ A los que se fueron sumando países en desarrollo que no habían sido incluidos en un principio por su bajo nivel histórico de contaminación. No suscribieron el acuerdo Estados Unidos y Australia, alegando razones económicas.

La caída en las emisiones a nivel europeo se debe en gran medida a la tendencia negativa en los países más industrializados, como Francia (-0,67% anual) y Alemania (-1,54%), y en los países escandinavos. No obstante, se trata de una reducción muy poco significativa en términos globales y por tanto, los problemas vinculados a la contaminación exigen continuar y reforzar la intervención pública para internalizar el coste¹⁹.

En el primer capítulo, se analizaron una serie de herramientas teóricas de control, dispuestas para limitar el daño ambiental. Entre ellas, destacaban el establecimiento de un sistema de intercambio de permisos y la tributación, que se percibía como la solución más eficiente en el largo plazo. En este segundo capítulo, vamos a profundizar en el estudio de ésta última, comenzando con el análisis del panorama tributario internacional, la política ambiental en el seno de la UE y los intentos de integración a nivel comunitario. Posteriormente, se examinará la tributación ambiental en España, con especial énfasis en la tributación autonómica sobre emisiones y en el cumplimiento de los principios tributarios para ésta última.

2.2 Experiencia internacional

2.2.1 Aspectos cualitativos de la tributación ambiental internacional

El impuesto sobre emisiones forma parte de una tipología de tributos más amplia, denominados ambientales, que engloba todos los instrumentos fiscales orientados a hacer pagar al agente económico por el daño ambiental causado.

La presencia de los tributos ambientales en los sistemas fiscales se agrupa fundamentalmente en ocho hechos imponibles. Antes de estudiar su distribución geográfica, vamos a analizar la estructura de exenciones tributarias establecidas para

¹⁹ Los problemas relacionados con la sostenibilidad tienen su precedente en el escenario de fluctuación de los recursos naturales que analizó el trabajo seminal de Malthus (1798). La aplicación de la teoría malthusiana en la actualidad se basa en un riesgo cíclico de degradación de la calidad ambiental debida a la indefinición de derechos de propiedad sobre los recursos.

preservar la competitividad (Ekins y Speck, 1999). En algunos casos, las exenciones pueden suponer una distorsión en los objetivos ambientales de los tributos, y propiciar una reducción en la equidad, tanto horizontal como vertical. Esto se debe a que la conexión entre el daño ambiental y la base imponible se reduce, de forma que se incumple la condición que veíamos en el primer capítulo: la misma emisión debe implicar la misma obligación tributaria.

Los hechos imponibles que son objeto de los gravámenes ambientales difieren sustancialmente a nivel internacional. No obstante, existen elementos comunes en los sistemas fiscales, como aparece en la tabla 2.1. Los instrumentos que están más generalizados se circunscriben al ámbito de los productos derivados del petróleo, las emisiones atmosféricas, el uso de vehículos, la electricidad, el gas natural, el transporte aéreo, los residuos y los pesticidas. En lo que se refiere al resto de figuras tributarias, cabe señalar que aparecen con menor frecuencia y su peso relativo en términos recaudatorios es inferior.

Las exenciones aplicadas a este tipo de gravámenes suelen tener una mayor incidencia en aquellos países donde la tributación ambiental es más alta, aunque muchas exenciones aparecen de forma muy frecuente en el conjunto de la muestra. Entre ellas, destacan los servicios relacionados con la actividad pública, diplomática, agrícola y la orientada a la exportación, entre otras. Con carácter particular, se aplican ventajas fiscales en otras actividades relacionadas con sectores estratégicos, como las renovables o los biocombustibles.

A pesar de las desventajas que se puedan inferir del sistema, la existencia de mecanismos de subvención directa, exenciones o deducciones tributarias, pueden favorecer el principio de “quien descontamina ingresa” (Gago, 2003), además de permitir un reparto más justo de la carga fiscal. AEMA (2000) recomienda su implementación al tiempo que se aplican los tributos ambientales.

Tabla 2.1: Síntesis de las exenciones de la tributación ambiental

Hecho imponible	Exenciones generales	Exenciones específicas
Productos derivados del petróleo	Navegación Servicios Públicos Aviación Servicios diplomáticos	Autoconsumo en refinerías. (Austria) Empleo en hogares. (Bélgica) Biofuel (Francia) Empleo en plantas combinadas con una eficiencia superior al 70% (Alemania) Combustibles empleados en altos hornos. (Países Bajos) Exportación de combustibles (Noruega) Empleados en la producción eléctrica incluida la cogeneración (España) Biodiesel y bioethanol (Reino Unido) Empleo en granjas (Estados Unidos)
Emisión de gases a la atmósfera		Energía producida en refinerías. Energía consumida en barcos de pesca y en la producción de electricidad. (Dinamarca) Emisiones cubiertas por los acuerdos de reducción de NOx con el gobierno (Noruega) Plantas de combustión con capacidad inferior a 25 GWh (Suecia) Actividades agrícolas y mínimos exentos muy elevados como en el caso de Galicia. (España)
Uso vehículos	Transporte público Vehículos agrícolas Discapacitados	Motocicletas por debajo de 100 cm ³ . (Austria) Motocicletas por debajo de 250 cm ³ (Bélgica) Vehículos pesados (Dinamarca) Vehículos con una emisión de CO ₂ inferior de 90 g/km registrados antes del 01/01/2000 (Alemania) En función de la antigüedad,, desde 40% hasta el 100% de exención (Italia) Vehículos con bajo nivel de emisión de CO ₂ (Países Bajos)

		Vehículos de más de 30 años (Noruega)
		Vehículos eléctricos e híbridos (Suecia)
		Vehículos fabricados antes de 01/01/1973 (Reino Unido)
Electricidad	Exportación	Empleo en hogares o administraciones públicas
	Autoconsumo	(Noruega)
	Prod. de renovables.	
Gas Natural	Vivienda principal	
	Navegación	
	Servicios públicos	
	Aviación	
	Servicios diplomáticos	
	Exportación	
Transporte aéreo	Niños < 2 años	
	Servicios públicos	
	Servicios diplomáticos	
	Aviones de rescate.	
Residuos		Residuos de hospitales, de plantas de almacenaje y biomasa (Dinamarca).
		Residuos derivados de dragados (Países Bajos y Reino Unido)
		Residuos biológicos (Finlandia)
Pesticidas/Fertilizantes		Para la exportación (Dinamarca)
		Conservación de madera. (Reino Unido)

Fuente: elaboración propia a partir de OCDE.

2.2.2 Aspectos cuantitativos de la tributación ambiental internacional

Como hemos citado previamente, los tributos ambientales se implementan con el fin de internalizar el daño ambiental. La consecución de dicho objetivo depende fundamentalmente de la cuantía y progresividad del tipo impositivo y su conexión con la base imponible. Para reforzar este segundo aspecto, es fundamental que la tributación grave el daño ambiental con independencia del origen geográfico del mismo.

Cuando el impacto ambiental se encuentra localizado en un punto determinado, la administración local debe ser la encargada de gestionar la internalización. Sin embargo, en caso de que dicho impacto sobrepase los límites territoriales, será necesaria una administración de mayor tamaño. La dificultad de integrar la política fiscal (epígrafe 2.2.4), nos indica que se debe asignar a la administración central, la tarea de corregir el fallo de mercado.

En la mayoría de los países europeos, la gestión y recaudación de los tributos sobre emisiones le corresponden al nivel central de gobierno, excepto en España, donde la administración subcentral tiene un papel fundamental en el desarrollo de nuevas figuras tributarias.

En cuanto al factor geográfico, los países del norte de Europa tienden a establecer un mayor número de tramos con mayor distancia entre los tipos de gravamen.

El resultado de la aplicación de estos tipos, junto con las numerosas exenciones fiscales de la tabla 2.1, determina la cuota íntegra que deben hacer frente los agentes causantes del daño ambiental. De esta cuantía, deriva la recaudación de los impuestos ambientales, que como se puede observar en los gráficos 2.2 y 2.3, para la recaudación respecto del PIB y del total de ingresos, no ocupa un papel protagonista en el conjunto de los sistemas tributarios europeos.

No obstante, la profundidad de la reforma fiscal verde²⁰ difiere notablemente entre los países, como se deduce del informe de AEMA (2000). Estas diferencias en la intensidad reformista tienen su reflejo en el peso recaudatorio de los impuestos ambientales para el conjunto del sistema²¹.

La tributación ambiental incluye diferentes gravámenes sobre el transporte, la energía y la contaminación. Por este motivo, se representa en los gráficos 2.4 y 2.5 la evolución de la recaudación de los impuestos sobre emisiones respecto del total de ingresos y el PIB. Los gráficos denotan que la importancia relativa de estos instrumentos es muy poco significativa (excepto en los Países Bajos) y no sufre cambios sustanciales a lo largo del período.

Como se refleja en la tabla 2.2, Dinamarca, España, Francia, Italia, Suecia, y Noruega gravan de forma directa las emisiones, es decir, establecen un vínculo directo entre el gravamen y la contaminación. Por su parte, Bélgica, Alemania, Austria, Reino Unido, Holanda y Finlandia implementan una tributación indirecta, donde las emisiones se fiscalizan a través de otros impuestos ambientales sobre hidrocarburos. En la sección final del presente capítulo, se evaluará la efectividad de la tributación ambiental en Europa a través de la bibliografía.

²⁰ La reforma aboga por reducir la fiscalidad directa, manteniendo la neutralidad recaudatoria gracias a nuevos impuestos ambientales.

²¹ Sin embargo, Gago (2003) señala que dicho indicador puede ser incompleto a la hora de clasificar los diferentes países en función de su compromiso, ya que es necesario incluir el análisis de su incidencia, entre otros.

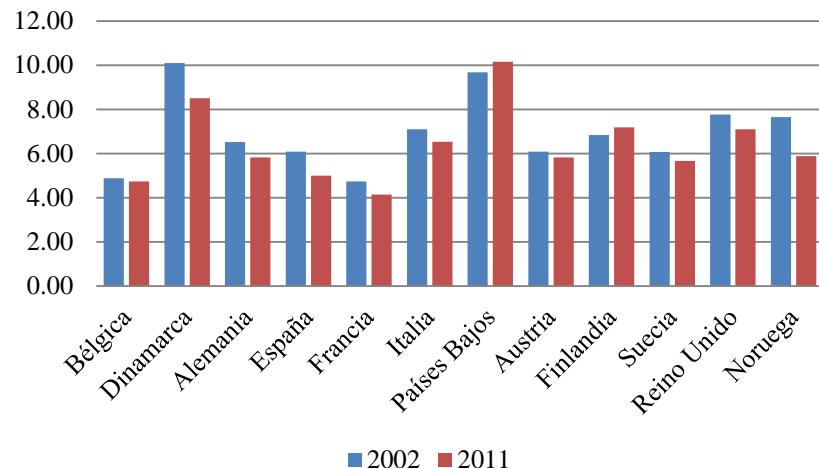
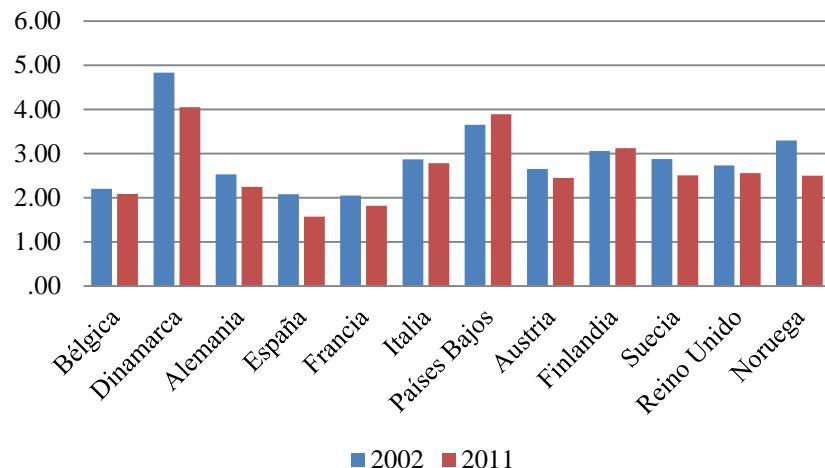
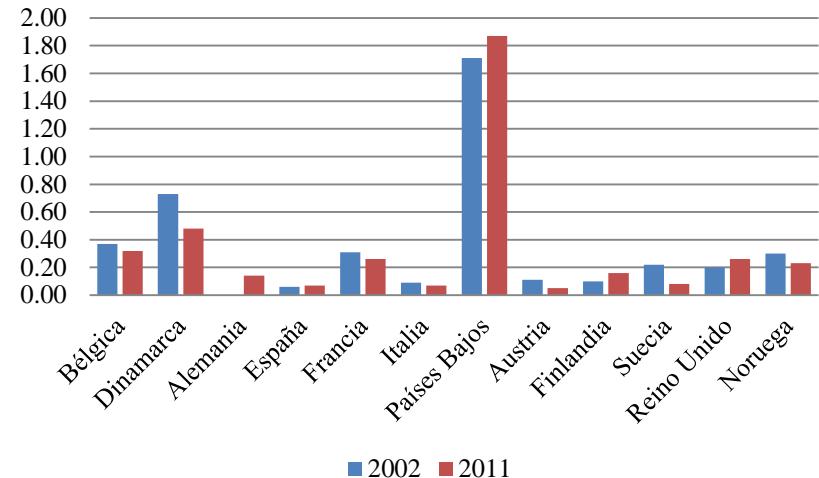
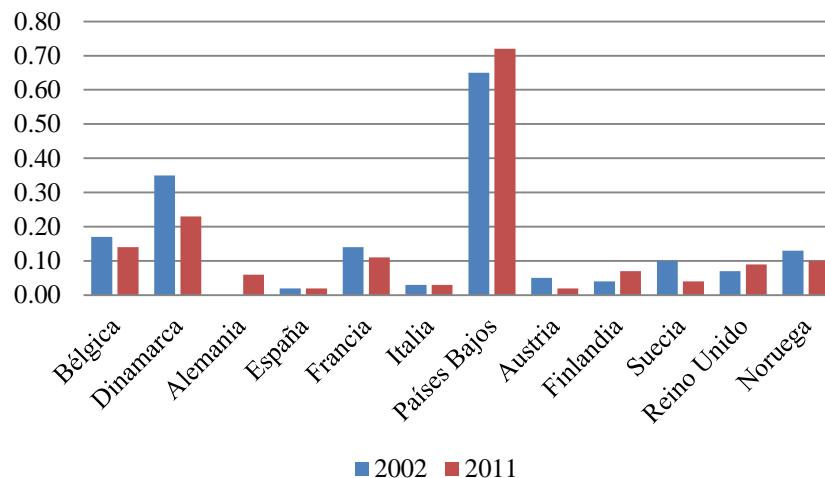
Tabla 2.2: Tipo de gravamen y base imponible de la tributación ambiental en Europa y Estados Unidos

País	1	2	3	4	5	6	7	8
Austria	En función de su contenido. 0.40 a 0.43 €/ litro (Diésel)		Difiere en función del peso. De 1.55 a 1.90 €/mes por ton	Consumo electricidad 15.00 €/MWh	Consumo Gas Natural 66.00 €/1000 m ³	Transporte de pasajeros De 8 a 35 €/ pasajero	Depende del tipo de residuo De 7 a 87 €/ton	
Bélgica	En función de su contenido. 0.41 a 0.44 €/ litro (Diésel)		Difiere en función de las características. De 67.08 a 1714.20 €/año	Electricidad baja tensión 1.36 €/MWh	En función del usuario. De 0 a 0.99 €/Kg		Depende de si es reciclable. De 1.41 a 9.86 €/hectolitro	
Dinamarca	Uso como combustible 0.39 €/litro. (Diésel)	Depende del origen. NOx De 0.70 a 3.35 €/kg	Depende de las características del vehículo. De 13.68 a 2631.97 €/año	Difiere entre hogares y resto. 0.08 a 0.10 €/ kWh	Depende del destino. De 0.32 a 0.39 €/Nm ³	Depende del tipo de avión. De 5.03 a 10.06 €/ pasajero	Depende del producto De 0.01 a 4.46 €/Kg	Venta pesticidas Del 3 al 25% del precio de venta incluyendo accisa y excluyendo IVA
Finlandia	Impuesto sobre energía o sobre CO2 0.31 a 0.15 € per litre.(Diésel)		Difiere en función del CO2	Consumo electricidad depende del sector De 0.01 a 0.02 €/kWh	5.94 €/ M Wh		Residuos depositados en vertederos 40.00 €/ ton	
Francia	Difiere entre regiones De 0.42 a 0.43 €/litro. (Diésel)	Emisiones a la atmósfera NO2 67.01 €/ton NOx 53.60 €/ton	Depende de las características del vehículo. De 68.60 a 251.54€/ton		Gas Natural 1.19 €/ 1000 kWh		En función del tipo de residuo De 7.50 a 36€/ton	
Alemania	Depende del contenido en azufre. De 0.47 a 0.49 €/ litro. (Diésel)		Depende de las características del vehículo. De 6.88 a 63.40 €/200 kg /año	Difiere en función del destino De 11.42 a 20.50 €/ MWh		Difiere en función de la distancia recorrida. De 8 a 45€ /ton		
Italia	Depende del usuario. De 0.02 a 0.59 €/kg. (Diésel)	Emisiones NOx 209.00 €/ton. SO2 106.00 €/ ton	Difiere entre provincias. Estructura compleja	Depende del usuario De 0.01 a 0.02 €/ kWh	Depende del destino. De 0.00 a 0.18 €/ m ³	Depende del aparato. De 1.5 a 7.55 €/Kg	Difiere entre municipios. Estructura compleja	Venta pesticidas 2% de la cifra de negocio del año anterior

Países Bajos	Depende del usuario y del contenido en azufre. De 0.05 a 0.37 €/litro. (Diésel)	Depende de las características del vehículo. De 42.84 a 984.84 €/año	Difiere entre negocios y particulares. De 0.00 a 0.07 €/kWh	Difiere entre negocios y particulares De 0.01 a 0.15 €/m³	Depende del tipo de residuo De 14.11 a 85.54 €/1000 kg.		
Noruega	Contenido en CO2 0.08 €/ litro. (Diésel) Emisión de Nox difiere en función del origen De 2.11 a 2.14 €/kg	Depende de las características del vehículo. De 0.00 a 1581.38 €/año	Tipo general 0.01 €/kWh. Tipo reducido 0.00 €/kWh	Contenido en CO2 del gas natural De 0.01 a 0.06 €/sm³	Difiere en función del material De 0.16 a 0.66 €/unidad		
España	0.31 €/ litro. (Diésel)	Sólo algunas comunidades	Depende de las características del vehículo. De 4.42 a 148.30 € /año	Producción e importación de electricidad 4.864%	Sólo algunas comunidades		
Suecia	Depende del contenido en CO2. De 0.50 a 0.55 €/litro. (Diésel)	Emisiones de Nox en las plantas de energía. 5.54 € per kg	Depende de las características del vehículo y del CO2. De 0.00 a 1671.48 €/año	Difiere geográfica y sectorialmente. De 0.00 a 0.03 €/ kWh	Contenido en CO2 del gas natural 0.50 a 0.55 €/ litro Aviones 1045.49 € /año + 18.6€/100 kg por encima de 18.001 kg	Deposición de residuos. 48.16 €/ton	Pesticidas 3.32 €/ kg de activo constituyente
Reino Unido	0.70€/litro (Diésel)		Depende del tipo de vehículo. De 0.00 a 6475.37 €/año	Tipo general 5.58 €/kWh. Tipo reducido 1.95 €/kWh	Tipo general 1.95 €/MWh. Tipo reducido 0.68 €/MWh	Depende de la distancia y de la categoría. De 14.96 a 211.94 €/pasajero	Depende del residuo De 2.88 a 64.60€/ton
Estados Unidos de América	Tipo general 0.05 €/kWh. Tipo uso tren 0.00 €/kWh (Diésel)		Depende de la categoría y peso del vehículo. De 53.70 a 393.79 €/año	Gas Natural condensado 0.03 €/ litro		Estatal	

Nota: 1. Productos derivados del petróleo; 2. Emisión de gases a la atmósfera.; 3.Uso vehículos; 4. Electricidad; 5. Gas Natural; 6. Transporte aéreo; 7. Residuos; 8. Pesticida

Fuente: elaboración propia a partir de OCDE.

Gráfico 2.2: Recaudación de los impuestos ambientales (% PIB) **Gráfico 2.3: Recaudación de los impuestos ambientales (%R)****Gráfico 2.4: Recaudación de los impuestos s/emisiones (% PIB)** **Gráfico 2.5: Recaudación de los impuestos s/emisiones (%R)**

Nota: R= Total recaudado. Fuente: EuroStat.

2.2.3 Política ambiental en la Unión Europea

Una vez revisado el escenario fiscal internacional, se procede a sintetizar en este epígrafe, las cuestiones principales sobre la evolución de la política ambiental en la Unión Europea, con el fin de comprender su influencia en las políticas fiscales nacionales que hemos analizado.

Su origen se sitúa en torno a 1972, cuando se aprueban los cuatro primeros Programas de Acción Medioambiental²², donde se definía la estrategia común de corte exclusivamente regulatorio. La posición comunitaria comienza a orientarse hacia nuevos instrumentos políticos en la década de los 90. Este hecho se produce gracias a la declaración del Consejo de Medio Ambiente en septiembre de 1990, y al Quinto Programa de Acción Medioambiental en 1992 (Ekins, 1999). El Sexto Programa de Acción Medioambiental (2002) afianza la política transversal (López-Guzmán et al. 2006), y supone una verdadera modificación de las políticas ambientales basada en los siguientes criterios:

- a)Mejorar la aplicación de la legislación comunitaria, para lo que la Comisión propone al Consejo diferentes medidas como ampliar la normativa sobre inspección medioambiental o luchar contra los delitos ecológicos, entre otras.
- b)Integración de la política ambiental con otras medidas a través de mecanismos complementarios y disposiciones del Tratado relativas a la integración.
- c)Teniendo en cuenta la relevancia de la colaboración con el mercado y los ciudadanos, las propuestas se basan en una ampliación del sistema de auditoría ambiental, potenciación de los acuerdos voluntarios con la industria, etiqueta ecológica, contratación pública responsable con el medio ambiente, etc.
- d)Tener presente el medio ambiente en la gestión territorial, fomentar la difusión e intercambio de experiencias relativas a la planificación sostenible e impulsar la planificación sostenible en la política regional comunitaria.

²² Estaban constituidos por un compendio de normas sobre contaminación atmosférica, recursos hídricos y gestión de residuos.

El cumplimiento de estas premisas facilita el logro de los objetivos establecidos por la Comisión (triple veinte)²³, y puede servir de pauta para las políticas ambientales nacionales. Además, el Sexto Programa incluye los tributos ambientales en la Comunicación de la Comisión (COM, 2001) a las diferentes instituciones europeas, como se resume en el documento *Política fiscal en la UE: prioridades para los próximos años*. Donde la propuesta de ampliar las bases imponibles e incrementar los impuestos a los productos energéticos se analiza en los siguientes términos: “para aspirar a la introducción gradual del principio “quien contamina paga” (OCDE, 1972), esta propuesta permitiría tanto reestructurar los sistemas impositivos nacionales, como lograr ciertos objetivos políticos en el campo del empleo, el medio ambiente, el transporte y la energía, y mejorar el funcionamiento del Mercado Interior. Un elemento fundamental de la propuesta es la recomendación de que los Estados miembros, al aplicar la Directiva, eviten cualquier aumento en su presión fiscal global. Investigaciones macroeconómicas sugieren que una reforma estructurada, que supusiera la introducción de “impuestos ecológicos” y redujera la presión fiscal sobre la actividad laboral, conduciría, en determinadas circunstancias, al dividendo doble, produciendo beneficios para el empleo y el medio ambiente” (COM, 2011).

2.2.4 Armonización vs integración fiscal europea

Reservamos esta última parte, al estudio de las propuestas para la armonización fiscal que han tenido lugar en el seno de la administración europea, como señalan Padilla y Roca (2003). Además, analizaremos las diferencias teóricas entre la armonización y la integración fiscal.

El primer precedente data de principio de la década de los 90, cuando se trató de implantar un impuesto sobre energía en cada Estado Miembro. La cuota se establecía en función de dos parámetros, el contenido energético y las emisiones de dióxido de carbono. Las energías procedentes de fuentes renovables quedaban exentas, y para determinados

²³ La UE ha proyectado un objetivo para 2020, basado en tres principios: reducir un 20% las emisiones respecto a 1990, incrementar un 20% las energías renovables, y mejorar un 20% la eficiencia energética. El primer objetivo requiere una caída anual de 1.10% en las emisiones, los otros dos, requieren un aumento de 1.84% cada año.

sectores intensivos en energía, la propuesta preveía exenciones fiscales.

Ante la falta de unanimidad, se acabó desestimando definitivamente. Tras este primer intento, en 1995 apareció una nueva propuesta de la Directiva que promovía una armonización gradual de las fiscalidades nacionales europeas. La regla de la unanimidad frenó la iniciativa (caso similar a la de 1997 que también fue rechazada). Debido a la dificultad de alcanzar acuerdos sobre fiscalidad, y a la inexistencia de un organismo regulador, el Sexto Programa recomendó a todos los Estados Miembros implementar tributos ambientales de forma autónoma²⁴.

Desde un punto de vista analítico, existen diferencias sustanciales entre la armonización tributaria y la política fiscal común. En el segundo supuesto, se equiparan los costes marginales de reducción en cada país y se elimina el incentivo al *free-rider*. Esto es gracias a que cada reducción en las unidades contaminantes supone una caída en la aportación monetaria de cada país. Con una armonización tributaria, los gobiernos tienen libertad legislativa y prevalece su interés nacional por encima del interés global.

Para finalizar el análisis del panorama tributario europeo, queda revisar con más detalle las cuestiones fundamentales de la tributación ambiental y sobre emisiones en España, ya que es el objeto de esta tesis.

2.3 Tributación ambiental en España

2.3.1 Marco legislativo

El artículo 45 de la Constitución Española (CE) de 1978 garantiza el derecho a la protección ambiental y el deber de reparar el daño cometido. El texto en cuestión dice lo siguiente:

- 1.Todos tienen el derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona, así como el deber de conservarlo.
- 2.Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida, y defender y

²⁴ Sin llegar a imponer ninguna medida fiscal, la Unión Europea es la única institución internacional capaz de llevar a cabo cierta coordinación fiscal entre sus diferentes miembros (Trigo 2008).

restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva.

3.Para quienes violen lo dispuesto en el apartado anterior, en los términos que la ley fije, se establecerán sanciones penales o, en su caso, administrativas, así como la obligación de reparar el daño causado.

La CE (1978) determina que los poderes públicos deben proteger el medio ambiente y evitar su degradación continua, así como procurar un uso racional de los recursos naturales. Con independencia de que en el ordenamiento constitucional no aparezca referencia expresa a los instrumentos tributarios, las administraciones tienen competencia para otorgar al impuesto un carácter ambiental²⁵.

En este ámbito, la Administración Central del Estado ha desempeñado un papel secundario, con la implementación del Impuesto de Ventas Minoristas de Determinados Hidrocarburos, actualmente derogado e integrado en el Impuesto de Hidrocarburos. La aplicación del tramo autonómico tiene lugar en Andalucía, Asturias, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Cataluña, Comunidad de Madrid, Comunidad Valenciana, Extremadura, Galicia y Región de Murcia, bajo la denominación de céntimo sanitario²⁶. Este mecanismo tiene una difícil justificación teórica, puesto que no responde a una finalidad correctora sino que trata de obtener recursos para financiar la sanidad.

Además de los hidrocarburos, el gobierno central regula otros cuatro impuestos con una posible dimensión ambiental. El impuesto sobre la producción e importación de electricidad, el impuesto sobre combustibles (con importantes exenciones para la agricultura), y dos relacionados con el transporte, el impuesto de circulación (de gestión compartida con los municipios) y el de matriculación de vehículos (de gestión compartida con las autonomías).

²⁵ Ortega (2005) afirma que el sistema tributario “como mecanismo económico, ha establecido que quien decide desarrollar una actividad económica cuyos efectos y riesgos no se conocen con certeza, ha de asumir en principio una cuota mayor de responsabilidad ante daños que pudieran guardar alguna relación con sus actuaciones”. Constata a su vez, que el aspecto más relevante es la prevención, ya que en determinadas circunstancias la reparación total puede ser imposible.

²⁶ Aragón lo presupuesta, pero no lo aplica.

Por otra parte, el Impuesto sobre la Renta de las Personas Físicas y el Impuesto de Sociedades recogen deducciones por inversiones en inmovilizado o exenciones por la gestión forestal medioambientalmente sostenible. En el Impuesto sobre el Valor Añadido, se aplica el tipo reducido para determinadas actividades que inciden positivamente en el Medio Ambiente. En el ámbito local, la tributación ambiental se circunscribe al tratamiento de los recursos hídricos. No obstante, para Labandeira (2010), existen elementos que se pueden asimilar como ambientales con una “interpretación poco restrictiva” en otras figuras impositivas.

La administración autonómica es el nivel de jurisdicción encargado de liderar la política ambiental. Para ello, ha recurrido frecuentemente al canon, especialmente, en la primera fase de la descentralización fiscal. Jurídicamente, son análogos a las tasas en muchos casos, y a los impuestos en otros (OSE, 2006).

En la última década, el concepto de corresponsabilidad fiscal ha impulsado la figura del tributo propio sobre el que la autonomía tiene total competencia (Rivas y Magadán, 2004 y Galán, 2006). De esta forma, los gobiernos regionales pueden decidir acerca de sus ingresos, reduciendo su dependencia respecto a las transferencias intergubernamentales.

2.3.2 Aspectos generales

A continuación, las tablas 2.3 y 2.4 resumen las características principales de los tributos ambientales de las CCAA²⁷. La tabla 2.3 expone la tipología de las exenciones tributarias, cuya incidencia se circunscribe principalmente a las actividades del sector público y el sector agrícola, así como otros sectores que la administración considera estratégicos. Esto se debe a que en una reforma fiscal de carácter ecológico, se mezclan aspectos económicos con otros relacionados con el medio ambiente, como afirma Fernández González (2002).

²⁷ Algunos de los tributos ambientales que se presentan en la tabla 2.3, con una interpretación más estricta, no se deberían considerar como tales (Durán y Gispert, 2004). En algunos casos, esta calificación se debe a la posibilidad de “vender” el tributo con la etiqueta de verde, cuando en realidad no se corresponde con ningún objetivo ecológico.

Diferenciamos seis grandes tipos de tributos ambientales autonómicos, en función de su hecho imponible.

Tabla 2.3: Resumen de exenciones de la tributación ambiental autonómica

Hecho imponible	Exenciones generales
Tributación sobre el agua	Actividades del sector público Actividades agrícolas y ganaderas. Aguas reutilizables.
Tributación sobre los residuos	Residuos generados por servicios públicos En función del producto o la actividad económica
Tributación sobre la contaminación atmosférica	Inversiones en control de emisiones. Producción de biocombustibles. Instalaciones agrícolas. Emisiones cuyo derecho se adquiere en el EUETS
Tributación sobre actividades que inciden en el medio ambiente	Instalaciones de titularidad pública. Instalaciones de transformación de energía eléctrica
Tributación sobre grandes superficies	Establecimientos de menor tamaño
Impuestos sobre combustibles	Aviación, navegación u organismos diplomáticos.

Fuente: elaboración propia a partir de OCDE

La principal restricción a la tributación autonómica, proviene de la ley que regula la financiación regional (LOFCA). Ésta prohíbe a las CCAA establecer nuevos impuestos sobre hechos imponibles gravados por la Administración Central del Estado (Durán y Gispert, 2004). De esta forma, los gobiernos subcentrales aprovecharon la ausencia de tributación ambiental de ámbito nacional. En la tabla 2.4, se especifican las bases imponibles y el tipo de gravamen de dichos impuestos. Asimismo, entre paréntesis, aparece el año de aprobación.

Tabla 2.4 Base imponible y tipo de gravamen de la tributación ambiental autonómica

CA	Descripción
Andalucía	2 Deposición de residuos peligrosos. En función de si pueden ser reciclados. De 15 a 35€/ton. (2004)
	3 Unidades contaminantes de NOx, SOx y CO ₂ . De 5000 a 14000 €/unidad. (2004)
Aragón	1 Depende del usuario del servicio. De 4.06 a 16.23 €/mes (2001)
	3 NOx 50 € /ton, SOx 50 €/ton, CO ₂ 0.20 €/ton (2006)
	4 Número y longitud de instalaciones de transporte por cable 12€/m . De 4560 a 5040 por instalación (2007) ²⁸
	5 Depende del área total de la superficie. De 0.00 a 19.00€/ m ² (2006)
Asturias	1 Depende del usuario del servicio. De 3 a 1280 €/mes (1994)
	5 Depende del área total de la superficie de aparcamiento. De 0.00 a 17 €/ m ² (2002)
Baleares	1 Tipo fijo mensual 3.40 €. Tipo variable 0.27 €/m ³ (1991)
	4 Derogada (1999)
Canarias	6 Depende del combustible. De 0.10 a 0.50 €/litro. (1986).
Cantabria	1 Parte fija anual 14.88€ Tipo variable para hogares e industria 0.28 y 0.36 €/ m ³ (2002).
C. La-Mancha	1 Depende de un factor geográfico De 0.28 a 0.49 €/ m ³ (2003)
	3 Emisiones de NOx y SOx. De 0 a 120 €/ton (2001) ²⁹
Cataluña	1 Depende del usuario y de la cantidad. De 0.14 a 2.30 €/ m ³ (2003)
	2 Deposición de residuos en función de si se han separado. De 12 a 21 €/ton (2008)

²⁸ Derogado

²⁹ Se especifica que constituyen el hecho imponible las actividades contaminantes, la producción termonuclear de energía eléctrica y el almacenamiento de residuos radiactivos.

	5 Depende del área total de la superficie. De 0.00 a 17.429€/ m ² (2000)
Com. Val.	1 Depende del tamaño del municipio Parte fija anual. De 20.40 a 34.32€. Parte variable. De 0.25 a 0.41€ / m ³ (1992)
	4 Producción bruta de energía eléctrica. Depende del origen De 0.0010 a 0.0050 €/ kWh (2007)
Galicia	1 Parte fija mensual para hogares y otros 1.50 y 2.50 € /persona Parte variable para industria 0.42 €/ m ³ (1993)
	3 Emisiones de NOx y SOx. De 0.00 a 200€/ton (1996)
La Rioja	1 Volumen de consumo de agua doméstico e industrial. 0.35 €/m ³ (2000)
Madrid	1 Estructura compleja (1999)
	2 Depende del tipo de residuo. De 3€/m ³ a 10 €/ ton (2003)
Navarra	1 Tipo para hogares 0.50€/m ³ Tipo para industria, en función del drenaje. 0.08 y 0.62 €/m ³ (1989)
País Vasco	1 Volumen de agua consumido o utilizado 0.06 €/ m ³ . (2006)
Murcia	1 Tipo fijo 30€/año Tipo variable para hogares e industrias 0.25 y 0.34 €/m ³ (2000)
	2 Depende del tipo de residuo. De 3 a 15 €/ ton (2006)
	3 Unidades contaminantes de NOx, SO ₂ , NH ₃ y COV. De 5000 a 14000 €/unidad (2006)

Nota: 1. Tributación sobre el agua; 2. Tributación sobre los residuos; 3. Tributación sobre la contaminación atmosférica; 4. Tributación sobre actividades que inciden en el medio ambiente; 5. Tributación sobre grandes superficies; 6. Impuestos sobre combustibles derivados del petróleo.

Fuente: elaboración propia a partir de OCDE. Gobierno Vasco. Junta de Asturias. Generalitat de Catalunya. Magadán (2009).

2. 4 Tributación sobre emisiones en España

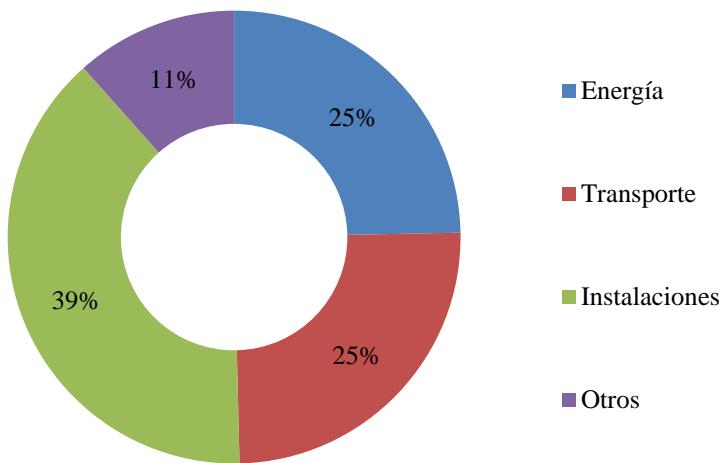
2.4.1 Introducción

Antes de examinar la tributación autonómica sobre emisiones de forma detallada, vamos a presentar una serie de resultados generales sobre el panorama de la contaminación en el conjunto del Estado.

En lo que respecta a su composición, el CO₂ representa el 99,10% del total de emisiones a la atmósfera, lo que se traduce en más de 115 millones de toneladas a lo largo del año 2011. En cuanto al resto de sustancias, ocupan un lugar destacado los óxidos de nitrógeno y de azufre, el metano y el monóxido de carbono.

En cuanto a la procedencia, sintetizamos los resultados en el gráfico 2.6:

Gráfico 2.6: Origen de las emisiones por sectores

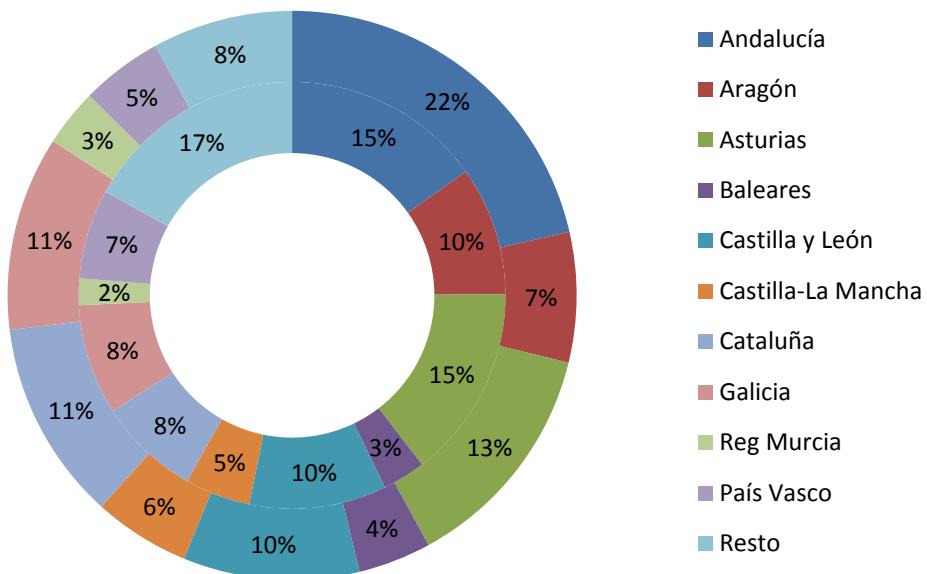


Fuente: EuroStat

En este proyecto, centramos la investigación en las emisiones que provienen de instalaciones contaminantes, incluidas las instalaciones de producción energética. En lo que respecta a las emisiones vinculadas al sector del transporte, se excluyen del presente trabajo, ya que no se gravan por la tributación autonómica sobre emisiones, sino por los de matriculación y combustibles

Siguiendo con el análisis gráfico, resulta conveniente abordar la distribución regional, para lo que, en primer lugar, se clasifica la muestra entre CO₂ y el resto de gases (gráfico 2.7). Una vez establecida la división, se presentan los porcentajes de participación regional en los niveles finales de emisión de cada uno de los grupos señalados anteriormente.

Gráfico 2.7: Distribución espacial de las emisiones de CO₂ y del resto de sustancias



Nota: Círculo superior para el CO₂.

Fuente: Registro estatal de emisiones y fuentes contaminantes para 2011.

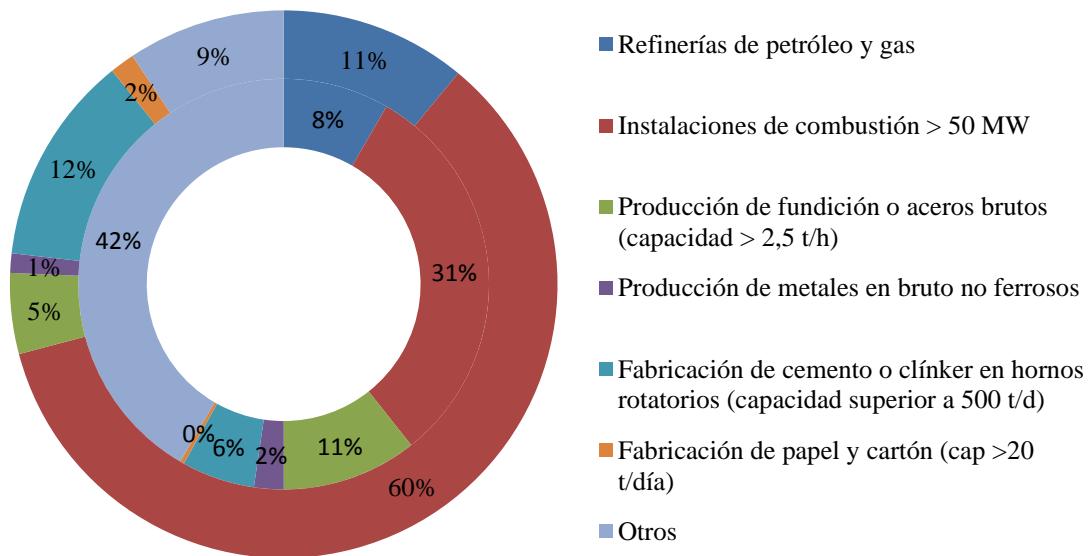
La distribución geográfica es un aspecto esencial en el análisis del panorama de las emisiones industriales en España, ya que la tributación de las mismas difiere en función de dicho factor. Por tanto, el coste que debe afrontar una instalación por cada unidad emitida varía. De tal forma, el incentivo a mitigar la emisión se prevé diferente entre CCAA. Para analizar empíricamente dicha cuestión, reservamos el capítulo tercero del presente trabajo.

Del CO₂ que se emite a la atmósfera, solo se grava la parte que corresponde a Andalucía y Aragón (29%), mientras en Cataluña, Castilla y León y Asturias, donde la cuota es superior al 10% del total nacional, la emisión (34%) queda exenta. En Galicia

(11%) también se aplica un tributo sobre emisiones, aunque se grava específicamente las correspondientes a los óxidos de azufre y de nitrógeno.

De forma similar, procedemos con el análisis de la distribución de las emisiones para el resto de gases. En el gráfico se advierte que una parte muy relevante de las mismas no queda sujeta a ninguna obligación fiscal. En esta línea, destacan los casos de Asturias y Castilla y León, donde se producen el 15% y el 10% de las emisiones del total nacional. La escasa relación entre la proporción de impacto ambiental y la fiscalidad contrasta con la necesidad de que la política ambiental refleje un esfuerzo coordinado, armonizado y proporcional entre las comunidades. Tras detallar la composición geográfica, se procede a examinar la distribución sectorial.

Gráfico 2.8: Composición sectorial de las emisiones de CO₂ y del resto de sustancias



Nota: Círculo superior para el CO₂.

Fuente: Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes para 2011.

El gráfico 2.8 evidencia la importancia diferencial de la producción energética y, especialmente de la combustión térmica (60%) en el volumen final de CO₂. Esto implica que se deberán implementar medidas específicas, en el marco de la política ambiental, para mitigar su nivel de contaminación. En esta línea, se encuentran las

últimas reformas energéticas, que trataremos en el capítulo tercero. La fabricación de cemento (12%) y las refinerías de petróleo (11%) también tienen un peso específico muy elevado y también podrían requerir intervenciones concretas. En lo que respecta al resto de gases, la distribución sectorial es más heterogénea, aunque la combustión térmica (31%) y las refinerías (8%) mantienen un peso considerable. Finalmente, la fundición de aceros alcanza el 11% de la generación de emisiones, gracias al volumen de monóxido de carbono que, en esta actividad supera las 100.000 toneladas.

2.4.2 Marco legislativo

En la tabla 2.5, vamos a proceder a la revisión de los tributos autonómicos sobre emisiones. La unidad contaminante se define por el cociente entre la emisión en toneladas al año por el valor de referencia,(Anexo A1 de la Decisión 2000/479/CE).

Tabla 2.5: Impuestos autonómicos sobre emisiones

Comunidad Autónoma	Denominación	Medida de emisión
Andalucía (2004)	Impuesto sobre emisión de gases a la atmósfera	Unidades contaminantes
Aragón (2006)	Impuesto sobre contaminación atmosférica	Toneladas
Castilla La-Mancha (2001)	Impuesto sobre determinadas actividades que inciden en el Medio Ambiente	Toneladas
Galicia (1996)	Impuesto sobre la contaminación atmosférica	Toneladas
Murcia (2006)	Impuesto por emisiones de gases a la atmósfera ³⁰	Unidades contaminantes

Fuente: elaboración propia a partir de legislación.

³⁰ Sustituye al canon del año 1995.

A continuación, se muestra la determinación de la base imponible, que como señalan López-Guzmán y Sánchez, (2005) responde a un criterio técnico. Se puede llevar a cabo a través de varios sistemas, el primero se denomina medición y se realiza a través de controles directos en la propia instalación. El segundo se calcula en base a elementos como el nivel de actividad (entre otros), y finalmente, el método estimado, donde se emplean criterios subjetivos. Las legislaciones autonómicas establecen la prevalencia de la medición, siempre que ésta sea posible.

Tabla 2.6: Base liquidable y cuota tributaria por Comunidad Autónoma

Comunidad Autónoma	Base Liquidable	Cuota Tributaria	Tipo de gravamen efectivo (2010)
Andalucía	$(TCO_2/100000 + TNOx/100 + TSOx/150) - 3$	0 a 10 u : 5000 €/uc 10,001 a 20 : 8000 €/uc 20,001 a 30 : 10000 €/uc 30,001 a 50 : 12000 €/uc > 50,000 : 14000 € /uc	68.28
Aragón	$(TNOx - 100T) + (TSOx - 150T) + (TCO_2 - 100000T)$	50 € por T NOx 50 € por T SOx 0.2 € por T CO ₂	148.59
Castilla-La Mancha	$TSOx + 1,5 \times (TNOx)$	0 a 500 T : 0 € 501 a 5000 T : 34 € /T 5001 a 10000 T : 60 € /T 10001 a 15000 T : 80 € /T > 15000 : 100 € /T	759.87 ³¹
Galicia	$TSOx + TNOx$	0 a 1000 T : 0 € 1000,01 a 40000: 33 € 40000,01 a 80000:36 € > 80000 : 42 €	81.70

³¹ Este valor se obtiene con el total de la recaudación del impuesto, que incluye otras bases imponibles.

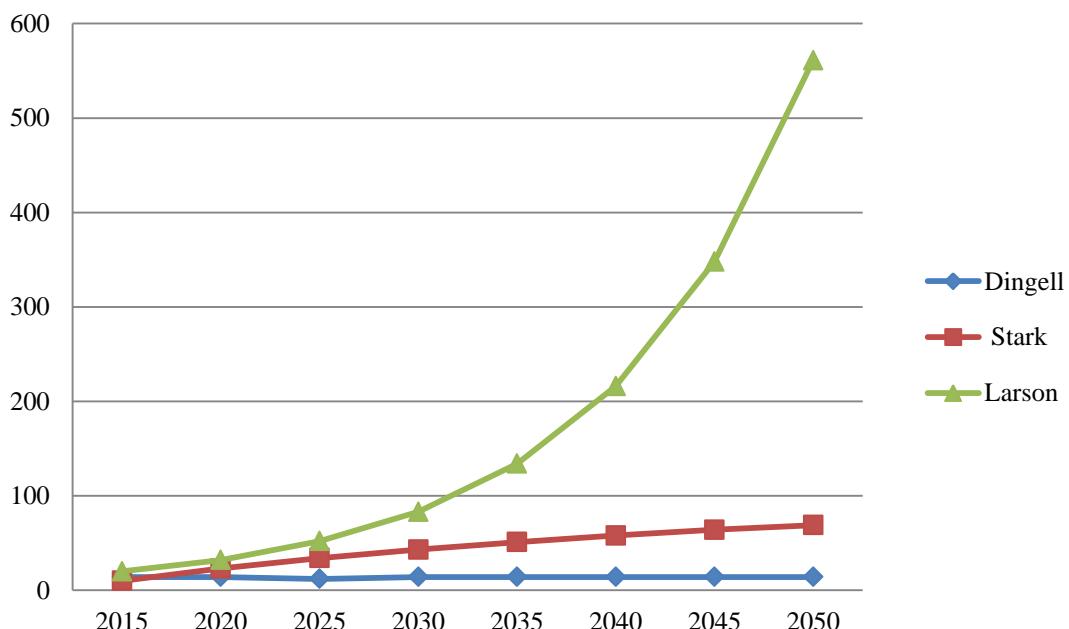
Murcia	(TNOx/100 + TSO ₂ /150 + TCOV/100 + TNH ₃ /10) -3	0 a 10 u : 5000 €/uc 10,001 a 20 : 8000 €/uc 20,001 a 30 : 10000 €/uc 30,001 a 50 : 12000 €/uc > 50,000 : 14000 € /uc	67.18
---------------	---	---	-------

Nota: uc= unidades contaminantes; T=toneladas; CO₂: dióxido de carbono; NOx :óxidos nitrosos; SOx: óxidos de azufre; NH₃ = amoniaco; COV= compuestos volátiles. Tipo de gravamen efectivo: € por cada kilotonelada equivalente de CO₂

Fuente: elaboración propia

Después de presentar los tipos de gravamen efectivos, cabe plantearse si son suficientes para internalizar el coste externo y reducir las emisiones de forma significativa, o si requieren una revisión orientada a mejorar su efectividad. Para resolver esta cuestión, puede ser conveniente examinar el trabajo de Metcalf et al. (2008), donde se recogen diferentes propuestas de tipo de gravamen, que también incluimos en la tabla 1.2.

Gráfico 2.9: Evolución de los tipos de gravamen (\$/Tonelada)



Fuente: Metcalf et al. (2008)

Según se deduce de dichas propuestas, para reducir las emisiones no es necesario empezar con una estrategia de tipos muy altos, sino modificarlos con el paso del tiempo.

A su vez, se observa que la alternativa con tipos más elevados al final del período obtiene mejores resultados dinámicos (tabla 1.2). Por tanto, la evolución del nivel de emisiones en España podría necesitar, según este criterio, una modificación al alza de los tipos autonómicos sobre emisiones, para reducir la contaminación a largo plazo.

De la tabla 2.6 también se deduce que la base imponible difiere considerablemente en función del factor geográfico. Además, si contamos con la existencia de un sistema de exenciones fiscales de carácter autonómico, las diferencias en la liquidación tributaria pueden ser notables.

Esto podría justificarse si, como se intuye del análisis gráfico anterior, las emisiones se distribuyen de forma desigual. Para corroborar este resultado y basándonos en el trabajo de Remuzgo y Sarabia (2013), introducimos el cálculo del Índice de Theil (Theil, 1967)

$$T^{(s)}(\underline{c}) = \sum_{i=1}^{17} p_i \ln\left(\frac{\bar{c}}{c_i}\right) \quad (2.1)$$

Donde p_i representa la proporción de población de cada autonomía sobre el total nacional. c_i es el valor de las emisiones per cápita para el año 2011 de cada región y \bar{c} es el promedio de las emisiones per cápita para el conjunto del Estado. Si el valor resultante es cercano a cero, podemos considerar que las emisiones se distribuyen de forma homogénea, si se aproxima a uno, es síntoma de desigualdad. El índice toma los valores 0,43 y 0,34 para el CO₂ y el resto de gases, respectivamente. Lo que determina un valor elevado de homogeneidad del daño ambiental, y supone una evidencia en favor de la fiscalidad coordinada de tipos.

Teniendo en consideración los aspectos teóricos desarrollados en el primer capítulo y el Índice de Theil, parece necesario buscar una coordinación fiscal, al menos,

entre las autonomías que aplican el tributo sobre emisiones. De esta manera, se favorecería una mayor adecuación del tamaño de la administración competente al alcance espacial del problema ambiental que tratamos.

Otra limitación relevante es la no sujeción del CO₂ en Castilla La-Mancha, Galicia y Región de Murcia. Como hemos citado previamente, este gas supone la mayor parte de las emisiones atmosféricas, por ello, reducir su volumen es un factor imprescindible en la política fiscal autonómica.

2.5 Valoración de la tributación sobre emisiones para Europa

2.5.1 Suficiencia, eficiencia y equidad.

Desde el punto de vista de la suficiencia impositiva, tanto estática como dinámica, los tributos sobre emisiones no generan un gran volumen de recaudación. El conjunto de los ingresos respecto del PIB y del total recaudado se muestran en los gráficos 2.4 y 2.5. Además, debemos tener en cuenta el bajo peso relativo que representan los ingresos procedentes de tributos ambientales en el conjunto general de la recaudación, como indican Durán y Gispert (2004) para España, y se deduce del gráfico 2.2

Por otra parte, la fiscalidad sobre emisiones mejora la eficiencia económica gracias a que favorece la corrección del fallo de mercado. Este incentivo a la adopción de nuevas tecnologías de producción permite mejorar los niveles de contaminación a largo plazo, potenciando la eficiencia de carácter dinámico como vimos en los subepígrafes 1.3.4 y 1.3.6. En este contexto, Labandeira et al. (2006) afirman que el incentivo es una forma de pagar a la naturaleza por el recurso sustraído. En España, sin embargo, la ausencia de coordinación fiscal dentro de las administraciones autonómicas puede ocasionar costes de eficiencia que deriven de movimientos interregionales de empresas.

En lo que respecta al principio de equidad, la legislación fiscal debe promover que aquellos sujetos que emitan el mismo volumen (equidad horizontal) paguen la misma cuantía, y a su vez, los agentes que contaminen más, paguen una cantidad mayor

(equidad vertical). Para favorecer el cumplimiento de ambas premisas, el diseño tributario en algunos países de Europa (Dinamarca, Francia, España, Italia, Noruega y Suecia) establece una vinculación directa entre las emisiones y el tipo de gravamen. Una mayor contaminación implica una mayor liquidación tributaria. Para el caso español, la disparidad regional favorece el incumplimiento del principio de equidad, dado que las bases imponibles y los tipos de gravamen son diferentes y, en consecuencia, la liquidación tributaria puede diferir entre dos agentes que contaminan en la misma cuantía. Por tanto, teniendo en cuenta el principio de unidad de mercado y la presencia de una externalidad negativa, sería recomendable una homogeneización del coste por emitir en toda Europa, y si no es posible, al menos sería conveniente para el conjunto del Estado Español.

Además del factor geográfico, otros elementos han logrado minimizar este vínculo *de facto*. Entre dichos elementos, destaca el traslado de la presión fiscal desde los productores hacia los consumidores, lo que puede ocasionar un efecto regresivo sobre la estructura de gasto de las economías domésticas, en un sistema fiscal cada vez menos progresivo. Debemos tomar en consideración “que las personas de renta inferior suelen gastar en energía una proporción mayor de su gasto total que los grupos de renta más altos, soportando, por tanto, una mayor carga relativa del impuesto”, como señala García Fernández (2013)

Para evitar dicho efecto regresivo, se requiere evaluar la incidencia de la intervención desde una perspectiva social. En esta línea, Parry (2003) recomienda el reciclaje de ingresos y Mendieta (2000) afirma que “es necesario conocer las consecuencias de las políticas en términos de los grupos de la sociedad que incurren con los costos y los grupos de la sociedad que fueron beneficiados”.

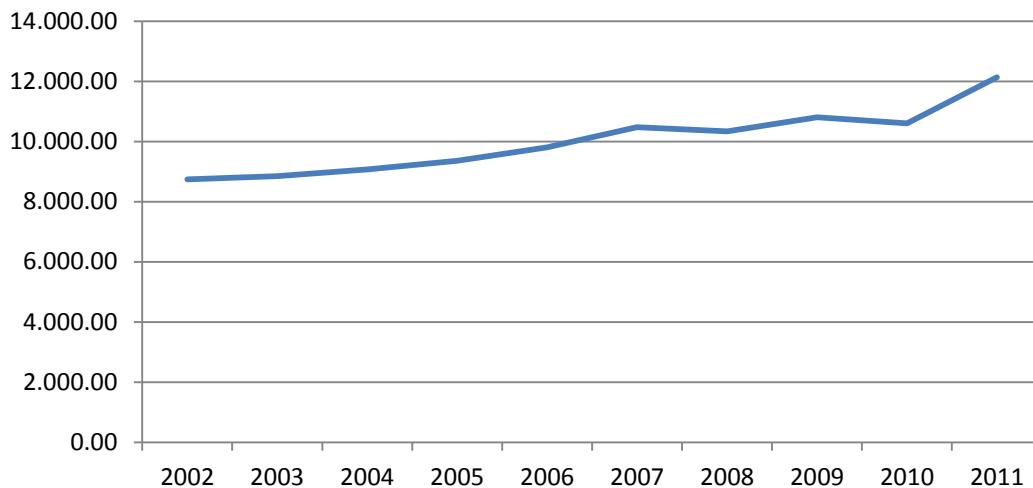
El tamaño de la empresa y su poder de mercado son elementos determinantes a este respecto, de forma que cuanto mayor sea la empresa, y menor la competencia del mercado, tendrá mayor capacidad de ajustar el precio. Adicionalmente, las exenciones y deducciones (que se justifican por la disponibilidad de información y la facilidad de gestión) pueden distorsionar la vinculación directa entre el daño ambiental y la base sometida a gravamen, como vimos en el apartado 2.2.

2.5.2 Flexibilidad

Según el principio de flexibilidad, los impuestos sobre emisiones deben ser factores de estabilización del ciclo económico. El cumplimiento de dicho principio se evalúa en dos vertientes: la flexibilidad activa y pasiva. Respecto de la primera, la legislación fiscal no prevé mecanismos para limitar la recaudación en períodos de recesión y ampliarla en períodos de crecimiento. Si bien, el propio funcionamiento del tributo debe responder a este esquema, habida cuenta de la relación existente entre el PIB y las emisiones, y éstas últimas, con la recaudación.

Tomando como referencia el gráfico 2.3, vamos a representar la evolución anual de la recaudación, desde 2002 hasta 2011, para el total de los países europeos del estudio (gráfico 2.10).

Gráfico 2.10: Recaudación anual de la tributación sobre emisiones



Fuente: EuroStat

Como se percibe de esta representación, parece haber un ligero incremento en la recaudación desde el inicio de la muestra, que se estabiliza a partir de 2007, con el principio de la crisis financiera y vuelve a aumentar en 2011. Por tanto, podemos intuir que existe un nexo entre la caída de la producción económica y el ligero descenso en el nivel de emisiones (gráfico 2.1), que reduce la recaudación.

2.5.3 Otros principios: sencillez y perceptibilidad

La fiscalidad de las emisiones se caracteriza por contar con mínimos exentos altos. Esto garantiza que solo unas pocas instalaciones (las que superan los umbrales de emisión) tienen la obligación de declarar. Asimismo, se aplican un conjunto de exenciones para determinados sectores como la agricultura, donde las instalaciones contaminantes son de menor tamaño. Las exenciones facilitan la gestión del tributo al reducir el número de contribuyentes, además de los costes de inspección.

Los tributos sobre emisiones se sitúan en el contexto de la tributación indirecta. Por tanto, las empresas realizan la declaración y trasladan el aumento de coste de producción al precio del producto. En este proceso, influye un aspecto muy relevante como la situación competitiva de la empresa en el mercado, que puede favorecer o perjudicar dicha traslación. En caso de producirse, el tributo no es perceptible para la ciudadanía, que finalmente actúa como sujeto pasivo del mismo.

2.5.4 Efectividad ambiental

Al hilo de la amplia variedad de tributos ambientales europeos que se observa en la tabla 2.2, vamos a revisar la literatura en lo que respecta al cumplimiento del principio de efectividad ambiental.

Uno de los análisis más importantes acerca de la efectividad de la tributación ambiental en Europa es el proyecto de investigación de COMETR (2007). El estudio empírico se lleva a cabo a través de un modelo macroeconómico E3M3, cuya estimación permite conocer las diferencias porcentuales en la evolución de las emisiones entre el escenario base y el que recoge la existencia de impuestos ambientales. Se realiza para una muestra de seis países europeos (Dinamarca, Países Bajos, Reino Unido, Suecia, Finlandia y Alemania). Confirma que en todos los casos se ha producido una reducción diferencial en las emisiones de GEI.

Particularizando para los impuestos sobre emisiones, se propone la siguiente tabla resumen:

Tabla 2.7: Efectividad de las tributación sobre emisiones

País e impuesto	Período	Impacto	Fuente
Finlandia Impuesto sobre energía y CO ₂	1990-2005	Reducción del CO ₂ del 7%	Nordic Council 2006 Nordic Council 1999
Noruega Impuesto sobre CO ₂ y SO ₂	1991-2007	Reducción del CO ₂ del 14 %. Reducción del CO ₂ del 21 % en las plantas de energía. Reducción en la intensidad en emisiones un 12%	OECD 2001 OECD 2006 Nordic Council 2006
Dinamarca Impuesto sobre energía y CO ₂	1992	Reducción general del 5% en CO ₂ y del 6% en los sectores afectados.	OECD 2006 Nordic Council 2006
Suecia Impuesto sobre energía y CO ₂	1990-2007	Reducción de 0.5 millones de toneladas al año	Nordic Council 2006
Países Bajos Impuesto sobre energía.	1999-2007	Un 3.5% menos de emisiones que en cualquier otro escenario	Finance ministry, the Netherlands 2007
Alemania- Reforma Fiscal Verde	1999-2005	Reducción de un 15% en CO ₂ . Entre un 2 y un 3% menos de emisiones que sin la reforma	EEA 2007 OECD 2006
Reino Unido Impuesto sobre la energía	2001-2010	Reducción de un 2% en CO ₂ .	HMT 2006 Cambridge Econometrics 2005

Fuente: Green Fiscal Commission. (2009).

En síntesis, la literatura parece reflejar que existe un efecto ex-post de la tributación ambiental y sobre emisiones para Europa, aunque la intensidad de la reforma condiciona notablemente los resultados finales y por tanto el éxito de la política correctora.

Finalmente, debido a la ausencia de investigaciones empíricas que analicen la efectividad ambiental de los impuestos autonómicos sobre emisiones en España, vamos a implementar una serie de modelos econométricos en la tercera parte de este proyecto, dirigidos a evaluar la tributación y completar este espacio.

2.6 Conclusiones

La intervención sigue siendo un instrumento necesario para tratar de evitar los efectos derivados de las emisiones de GEI. Como hemos podido comprobar a lo largo de este segundo capítulo, la tributación ambiental y sobre emisiones aparece de forma recurrente en la legislación europea y española.

Sin embargo, su recaudación en términos relativos no ha experimentado cambios importantes en los últimos años y se mantiene en niveles muy reducidos. El papel residual de la tributación sobre emisiones (excepto para los Países Bajos y en menor medida, los escandinavos) pone de evidencia la escasa importancia relativa de la política fiscal en esta materia. Además, los legisladores han incluido una gran variedad de exenciones y bonificaciones fiscales, (con el fin de evitar un potencial impacto negativo sobre una actividad estratégica) que puede reducir notablemente la liquidación tributaria. La conclusión general de las estadísticas revisadas es que la intervención aunque generalizada, no representa una gran aportación a los recursos de la administración.

Este panorama nos invita a reflexionar sobre las consecuencias de no impulsar de forma decidida una política fiscal común en el seno de la UE (que resulta muy complicado), o al menos, establecer mecanismos de generalización y coordinación comunitaria para homogeneizar el esfuerzo político.

En España, los tres niveles administrativos han implementado tributos ambientales, pero solo el autonómico se encarga de gravar la contaminación atmosférica. Antes de estudiar el diseño fiscal, se ha introducido un análisis de la distribución regional y sectorial de la contaminación, así como de sus principales fuentes de origen. De todo ello, se deduce que las instalaciones térmicas de combustión y las refinerías representan buena parte de las emisiones, especialmente de CO₂, y esto debería ser tenido en cuenta por el regulador a la hora de legislar para limitar las emisiones, favoreciendo un aumento en la producción de energía por fuentes renovables.

Asimismo, la revisión de la bibliografía muestra la importancia de actualizar los tipos de gravamen para cumplir de forma dinámica los objetivos ambientales, por lo que parece recomendable modificar los gravámenes donde la efectividad sea más limitada. Finalmente, el índice de Theil nos permite comprobar que la desigualdad regional de las emisiones no es muy significativa, lo que podría justificar la aplicación de una política correctora común, en lugar la tributación autonómica actual.

En lo que respecta a los principios tributarios, y con el fin de reforzar el cumplimiento del principio de equidad, se concluye que es necesario establecer un vínculo directo entre la base imponible y el daño ambiental, de tal forma que la liquidación tributaria vaya unida a la contaminación. Para España, si tomamos en consideración el principio de unidad de mercado, la asignación regional de la competencia para gravar las emisiones supone un impedimento para cumplir dicho principio.

La revisión bibliográfica sobre la efectividad ambiental nos ha permitido comprobar como los países que han implementado tipos de gravamen más elevados, han reducido sus emisiones de manera más significativa. Por tanto, esto parece indicar que, a pesar de ser un instrumento secundario en la política ambiental de la mayoría de los países europeos, su efectividad se hace patente cuando se analiza la evolución de las variables ambientales en los países donde los tipos son más elevados.

Asimismo, hemos podido observar la ausencia de literatura evaluadora para la fiscalidad autonómica sobre emisiones, por tanto, el objetivo fundamental del tercer capítulo es conocer si los impuestos implementados hasta ahora, han sido capaces de

incentivar un cambio productivo que reduzca la intensidad contaminadora en el conjunto de la economía española.

Todo ello unido a que la fiscalidad ambiental se aplica en los tres niveles de jurisdicción (con mayor incidencia en el autonómico, que es donde se implementa la fiscalidad sobre emisiones), y que esto supone una excepción en el panorama europeo, el capítulo tercero aun parece ser más necesario.

CAPÍTULO 3: ANÁLISIS EMPÍRICO DEL IMPACTO DE LA TRIBUTACIÓN AUTONÓMICA SOBRE EMISIONES

3.1 Introducción.....	81
3.2 Revisión de la literatura	82
3.3 Efecto de la tributación sobre emisiones.....	87
3.3.1 Introducción	87
3.3.2 El modelo con datos agregados.....	88
3.3.3 El modelo con datos desagregados	100
3.3.4 Conclusiones e implicaciones políticas	109
3.4 Frontera de eficiencia en costes	111
3.4.1 Introducción	111
3.4.2 Revisión de la literatura	114
3.4.3 Datos y metodología	115
3.4.4 Resultados generales	118
3.4.5 Conclusiones e implicaciones políticas	122
3.5 Convergencia estocástica en las emisiones autonómicas	124
3.5.1 Introducción	124
3.5.2 Revisión de la literatura	126
3.5.3 Datos y metodología	127
3.5.4 Resultados generales	130
3.5.5 Resultados gráficos	134
3.5.6 La Curva de Kuznets Ambiental para España	137
3.5.7 Conclusiones e implicaciones políticas	145

3.1 Introducción

La internalización de los costes derivados de las emisiones a la atmósfera requiere una intervención pública eficaz. En el primer capítulo, analizamos las principales herramientas de política ambiental que desde una perspectiva teórica corrigen el fallo de mercado. Se concluyó que la tributación es el instrumento que más favorece la internalización de los costes externos. En el segundo capítulo, revisamos de forma más detallada las principales características de la tributación ambiental y sobre emisiones en los ámbitos nacional e internacional, así como su evaluación desde la perspectiva de los principios tributarios. A partir de ahí, y debido a la ausencia de referencias bibliográficas respecto a la evaluación de la tributación autonómica sobre emisiones, surge la necesidad de llevar a cabo un estudio empírico.

En este capítulo, vamos a comenzar revisando la literatura previa en materia ambiental con el fin de examinar los diferentes ámbitos de estudio y los resultados más frecuentes. Una vez examinado el trabajo documental, propondremos tres análisis econométricos que nos permitan evaluar la política fiscal sobre emisiones en España.

En primer lugar, abordaremos la relación entre la evolución de las emisiones y la política fiscal autonómica. Dicho análisis se realizará a través de dos bases de datos, una de ellas con información agregada a nivel de comunidad autónoma, y la otra con información desagregada para una muestra de empresas.

En el entorno empresarial, introduciremos una segunda cuestión que hace referencia a la medición de la eficiencia en emisiones para el proceso productivo de las empresas, como una aproximación al concepto de eficiencia en costes. El método se denomina frontera estocástica y consiste en minimizar las emisiones respecto a una serie de factores. De esta forma, podemos determinar qué elementos influyen en la eficiencia, prestando especial atención a la fiscalidad. Finalmente, se planteará el análisis de la convergencia regional en la intensidad de la contaminación, con el objetivo de complementar los resultados obtenidos para la base de datos agregada. Finalmente, se analizará el papel del ciclo económico en la contaminación, a través de la aplicación de la Curva de Kuznets Ambiental.

3.2 Revisión de la literatura

Los tributos ambientales se originaron al calor de las reformas fiscales que tuvieron lugar en los países occidentales hacia la década de los 80³². Esta tendencia a reformar el sistema fiscal abogaba por una reducción de los impuestos directos y el uso de impuestos indirectos de carácter ambiental. Fruto de esta corriente, se elevó de forma notable la participación de los impuestos sobre la energía o combustibles, y se implantó un amplio catálogo de tributos ecológicos en los diferentes sistemas tributarios. La puesta en marcha de estas reformas trató de reducir el daño ambiental y de garantizar la suficiencia recaudatoria. Todo ello, en aras de lograr un doble dividendo u objetivo.

El dividendo ambiental se encuentra en la literatura generalmente aceptado. En lo que respecta al económico, no existe un consenso global acerca de las condiciones necesarias para que tenga lugar³³. Atendiendo a Gago et al. (2002), su existencia depende del efecto interacción y del efecto reciclaje. Analíticamente, el análisis se presenta en la tabla 3.1.

Tabla 3.1: Beneficios, costes y saldo de la reforma

Beneficios ambientales	Beneficios no ambientales	Saldo
Beneficios primarios (BP): Costes de la externalidad.	Efecto interacción (Wi): Pérdida de bienestar por la subida de precios.	Saldo neto de la reforma:
Costes primarios (CP): Reducción en la renta	Efecto reciclaje (Wr): Aumento en el bienestar por la bajada de impuestos.	$Wa + Wna$
$Wa = BP - CP > 0$	$Wna = Wi + Wr$	Doble dividendo $Wa > 0 \quad Wna > 0$

Nota: Wa: Dividendo ambiental; Wna: Dividendo no ambiental.

Fuente: Gago et al. (2002).

³² En este período, Estados Unidos y Gran Bretaña impulsaron una serie de reformas fiscales que siguieron un patrón denominado Modelo Extensivo de Reforma Fiscal.

³³ Riera et al. (2005), afirman que puede verse condicionada por insuficiencia de los incentivos, por la existencia de bienes sustitutivos o por una gran efectividad en los impuestos.

Continuando con la literatura empírica sobre doble dividendo, destacamos el trabajo de Bosquet (2000), que analiza una muestra de 139 simulaciones. Concluye que una reforma fiscal de corte ambiental reduce los niveles de emisiones y genera un efecto positivo a corto plazo sobre el empleo y la renta. En la misma línea, Patuelli et al. (2005), presentan un meta-análisis con 186 simulaciones en 61 estudios, clasificados en función del tipo de modelo, la duración del período y las políticas correctoras.

De los trabajos revisados, se puede inferir un efecto más importante sobre las magnitudes ambientales que sobre las económicas, a pesar de ser un concepto prioritario en la literatura del doble dividendo. Asimismo, obtienen como resultado que el tipo de gravamen, la política de reciclaje de ingresos, y el modelo econométrico, son factores relevantes en el resultado final.

Gago et al. (2004) examinan de forma detallada los resultados de 207 simulaciones, incluyendo el efecto de la política de reciclaje de ingresos. La mayoría se enmarca en el contexto de equilibrio general dinámico, aunque también analizan otros modelos estáticos, equilibrios parciales o modelos Input-Output. En sus conclusiones, se observa que existe un resultado que se repite para la mayoría de las simulaciones, las emisiones disminuyen como consecuencia de la política correctora, aunque dicha caída abarca una horquilla significativa. En lo que respecta a los efectos económicos, la revisión traza unos resultados dispares en función del procedimiento de estimación. La literatura revisada se resume en la tabla 3.2.

Tabla 3.2: Revisión de la literatura

Tipo de Modelo	Fuente	Ámbito
Modelos de equilibrio general	Christensen (1991); Comité Energía-Impuestos (1991); Proost y Van Regemorter (1992); Goulder (1995); Ministerio de Medio Ambiente (1994); Green Tax Commission (1996); Bureau for Economic Policy Analysis (1997); Felder y Schleiniger (1998); Ministerio de Finanzas (1998); Timilsina (2009). Siriwardana et al. (2011); Nurdianto y Resosudarmo (2012);	Finlandia Dinamarca Bélgica Estados Unidos Finlandia Noruega Países Bajos Suiza Noruega Tailandia Australia Varios países
Modelos de equilibrio parcial	Erbsland et al. (1995); Bardazzi (1996);	Alemania Italia
Curva de Kuznets Ambiental	Larsen y Nesbakken (1997); Brännlund y Gren (1999); Labandeira y Labeaga (1999); Dinda et al. (2000); Bach et al. (2002); Friedl y Getzner (2003).	Noruega Suecia España 33 países Alemania Austria
Frontera	Coelli et al. (1999);	Compañías
Convergencia	Reinhard et al. (2000); Strazicich y List (2003); Aldy (2006); Azomahou et al.(2006); Ezcurra (2007); Westerlund y Basher (2007); Romero-Ávila (2008); Narayan y Narayan (2010).	Países Bajos 21 países 88 países 100 países 87 países 28 países 23 países 43 países

Fuente: elaboración propia a partir de Andersen et al. (2000) y de Patuelli et al. (2005).

- Los resultados de la mayor parte de los trabajos de equilibrio general coinciden en mostrar una reducción de las emisiones de entre un 10% y un 25%. En cuanto al efecto sobre la renta y el empleo, parte de la literatura lo prevé muy limitado o, en algunos casos, negativo. Se deduce la necesidad de coordinar internacionalmente la tributación y de implantar medidas de reciclaje de ingresos.
- Se repite el resultado en los modelos de equilibrio parcial. Para las variables económicas, algunos trabajos proyectan escenarios positivos y un proceso inflacionario en la energía. En las regresiones lineales que contrastan la existencia de la Curva de Kuznets Ambiental³⁴ (en adelante, CKA), no se encuentra generalmente prueba de la misma.
- Para la frontera estocástica, se confirma que la estimación de la eficiencia difiere en función del método seleccionado. En lo que respecta al estudio de la convergencia en emisiones, la mayor parte de los trabajos coinciden al acreditar su existencia, pero condicionando el resultado a las similitudes entre las unidades de la muestra.

Como se puede observar en la tabla 3.2, la literatura se concentra en Europa y, especialmente, en los países nórdicos (Andersen et al. 2000). Además, en estos últimos se han desarrollado una serie de trabajos en el seno de algunas instituciones públicas, cuya creación está destinada al estudio de los problemas ambientales y a sus posibles soluciones. En el resto de Europa, han ido surgiendo nuevas investigaciones con el fin de orientar las políticas fiscales.

Fuera de Europa, la intensidad de la actividad investigadora ha sido menor, aunque en los últimos años encontramos literatura dedicada al estudio de la relación entre el crecimiento económico y las emisiones. Especial mención requiere el caso de la CKA, que tiene gran incidencia en los países en desarrollo. En una línea de trabajo similar se encuentra el análisis de la convergencia en emisiones, que tiene el propósito de contrastar si la brecha entre los países se va reduciendo y, en caso afirmativo, qué

³⁴ La aplicación de la Curva de Kuznets (1955) a la contaminación atmosférica.

factores favorecen el proceso.

Dentro del amplio espectro de trabajos revisados, el indicador ambiental que aparece de forma más frecuente es el volumen de emisiones de dióxido de carbono³⁵. Cuando se trata de estudios de equilibrio general o frontera estocástica, las emisiones aparecen en términos absolutos para medir el impacto bruto de una reforma. En cambio, en los trabajos de convergencia, y en algunos modelos econométricos, se relativizan las emisiones por la población con el fin de favorecer la comparación entre distintos territorios.

Algunas variables económicas como el PIB, el empleo o la inflación son habituales en la mayoría de las simulaciones de equilibrio general. Entre las variables independientes, destaca la tributación ecológica tanto en emisiones como en energía y combustibles. En cuanto a los modelos de equilibrio parcial, las variables más frecuentes son aquellas que hacen referencia a las magnitudes sectoriales.

En los estudios de la CKA, se incluyen otras variables económicas y fiscales que se consideran relevantes en la regresión, como la producción industrial, la estructura social o los factores climáticos. Los resultados de estos modelos varían sensiblemente en función del enclave geográfico y temporal de la muestra, aunque la existencia de un impacto significativo de la renta sobre la contaminación es muy habitual. Las dudas surgen a la hora de afirmar que esta relación tiene forma de U-invertida.

Para la convergencia estocástica, las bases de datos se construyen a través de una homogeneización de las emisiones de dióxido de carbono. Una vez realizado el proceso, se analiza la estacionariedad de las series para cada territorio, y así se puede conocer si convergen.

En definitiva, la literatura es amplia y abarca métodos de estudio muy diversos para escenarios diferentes. Por un lado, los modelos de equilibrio general nos describen ex-ante las posibles consecuencias de una reforma fiscal en el conjunto de la economía. Por otro, los modelos de equilibrio parcial, ponen el acento en la investigación de los efectos de la reforma sobre los precios sectoriales.

³⁵ En menor medida, aparece también el óxido de azufre y el de nitrógeno.

Para desarrollar los modelos empíricos de esta investigación, se ha focalizado la atención en los trabajos que analizan la política ambiental ex-post, que es el objetivo del presente proyecto, y en los modelos lineales, así como los que examinan la eficiencia de los agentes económicos. Finalmente, se han revisado con especial interés los análisis de convergencia en emisiones interterritoriales, que encaja con nuestro objetivo de analizar las diferencias en la evolución regional de la intensidad en emisiones como función del factor fiscal.

3.3 Efecto de la tributación sobre emisiones para información agregada y desagregada.

3.3.1 Introducción

Las emisiones atmosféricas representan un coste ambiental que debe ser internalizado para proteger la integridad del medio y la salud humana. Entre las herramientas disponibles de política ambiental, merece especial mención el impuesto pigouviano, cuya efectividad depende de su capacidad para desincentivar la contaminación y reequilibrar los costes privados con los sociales. Para ello, y en ausencia de información sobre los costes de los agentes, se requiere conocer el valor monetario del impacto ambiental para al menos, compensarlo.

La legislación nacional que deriva de la normativa europea recoge la obligación de evaluar el impacto ambiental y reparar el daño³⁶, como se deduce del contenido de la Ley 16/2002 de Prevención y Control de la Contaminación³⁷, y la Ley 26/2007 de Responsabilidad Medioambiental³⁸. Estos procedimientos se plantean a través del análisis de equivalencia, que atendiendo a Borrego y Riera (2009), propone extender la valoración de los daños ambientales a los costes de su reparación.

³⁶ El origen de la primera cuestión se sitúa en Estados Unidos, donde se comenzó a evaluar el impacto de las actividades económicas sobre el medio ambiente desde un punto de vista multidisciplinar (Cantó et al. 2009).

³⁷ Transposición de la Directiva 96/61/CE.

³⁸ Transposición de la Directiva 2004/35/CE.

Sin embargo, la legislación autonómica en tributación sobre emisiones no contempla mecanismos de valoración del impacto ambiental. A priori, este hecho puede dificultar la internalización, y puede poner de relieve la clara preferencia del legislador por el objetivo recaudador. En este capítulo, abordamos el análisis econométrico de la efectividad ambiental de la tributación para comprobar cuantitativamente, si el diseño tributario representa un impedimento para el cumplimiento de los objetivos ambientales.

Tras haber analizado muy sucintamente los aspectos legales de la cuestión que nos ocupa, procedemos a establecer el esquema del resto del trabajo. En primer término, vamos a profundizar en la literatura disponible, para después especificar el modelo macroeconómico, las hipótesis que queremos contrastar con la estimación y la metodología que vamos a emplear. El siguiente apartado expondrá los principales resultados de la estimación, y la congruencia de las hipótesis planteadas en la etapa de especificación. De la misma forma, replicaremos el esquema para un modelo con información microeconómica. Finalmente, se plantearán las conclusiones del estudio y alguna de sus posibles implicaciones políticas.

3.3.2 El modelo con datos agregados

a) Revisión literatura y metodología empleada

A continuación, presentamos en la tabla 3.3, una revisión general de la literatura con datos agregados:

Tabla 3.3: Síntesis de la literatura revisada

Autores	Descripción	Resultado
Torras y Boyce (1998) Internacional	Modelo econométrico que analiza la evolución de siete gases. Variables: PIB/CAP, Gini y factores demográficos.	Concluyen que en los países desarrollados, un aumento en la renta per cápita no implica mayor protección ambiental.
Dinda et al. (2000) La India	Examinan la existencia de la CKA para CO ₂ Variables: Tiempo, Renta, Tempo*renta y otros factores económicos	Encuentran relación entre la variable ambiental y el crecimiento económico, aunque no con la forma característica de U-invertida
Friedl y Getzner (2003) Austria	Examinan la existencia de la CKA para CO ₂ Variables: Renta y factores climáticos	No encuentran evidencia a favor de una CKA.
Azomahou et al. (2006) Internacional	Examinan la existencia de la CKA para CO ₂	No encuentran evidencia a favor de una CKA.
Narayan y Narayan (2010) 43 países	Examinan la existencia de la CKA para CO ₂	Solo en unos pocos países existe, para algún período, una relación inversa entre renta y emisiones
Conefrey et al. (2008). Irlanda	Modelo macroeconómico con el fin de evaluar el impacto de un impuesto sobre el CO ₂ .	Resuelven a favor de la existencia de un doble dividendo si la reducción tiene lugar en el impuesto sobre la renta.
Maslyuk y Dharmaratna (2013) Internacional (Asia)	Interacción entre energía renovables, emisiones de CO ₂ per cápita y PIB per cápita	El aumento en la producción de renovables tiene a corto plazo, un efecto negativo en el crecimiento económico y genera un aumento en las emisiones. Esto último, se debe a la fuente de energía renovable empleada en la generación de energía eléctrica.

(Fernández et al. 2013).	España	Examinan a través de un análisis cuasiexperimental la relación entre la intensidad en emisiones, el PIB y la intensidad energética	La evolución de la intensidad en emisiones refleja la reducida efectividad de la política correctora en España, para un primer período anterior al sistema de intercambio.
Larsen Nesbakken (1996)	y Noruega	Análisis del impacto de la fiscalidad sobre emisiones	Se confirma el impacto de la fiscalidad sobre el daño ambiental, aunque se produce de forma desigual en función de la fuente de emisión
Bruvoll y Larsen (2004)	Noruega	Evolución de las emisiones de CO ₂ para los períodos 1987-1994 y 1990-1999.	El efecto fiscal obtenido es inferior al esperado.
List y Gerking (2000)	Estados Unidos	Modelo que evalúa el efecto de la renta, producción industrial, densidad de población sobre emisiones	En general las variables son significativas en un modelo federal. El aumento en la renta no deteriora la calidad ambiental.
Lin y Li (2011)	Europa	Modelo de diferencias en diferencias, con el que comparan la evolución de las emisiones para una serie de países del norte de Europa, con el resto del continente	En este caso, se encuentra evidencia de una mejora en la intensidad energética y en la producción de renovables gracias a la fiscalidad. Pese a ello, confirman la caída en el bienestar social y en la competitividad de algunos sectores.

Fuente: elaboración propia a partir de la literatura

En función de las demostraciones empíricas de la literatura ex-post revisadas en este epígrafe, introducimos la modelización econométrica para España, con el fin de examinar analíticamente las cuestiones señaladas en el apartado introductorio.

Para nuestro trabajo empírico, planteamos en primer lugar un modelo regional donde el impacto de la fiscalidad, si existe, se evidenciará en la evolución diferencial del daño ambiental, en aquellas regiones que aplican el tributo. La muestra está constituida por un panel de datos de las Comunidades Autónomas desde 1995 hasta 2010. Este período cubre una etapa de crecimiento prolongado de la contaminación, que coincide con la expansión económica y la implementación de la política fiscal correctora. La

elección del panel permite estudiar el efecto geográfico y el temporal. La forma funcional del modelo que recoge el efecto de la cuota sobre las emisiones es la siguiente:

$$\ln(\text{INT})_{jt} = \beta + \beta_1 \ln(\text{TAX})_{jt-1} + \beta_2 \ln(\text{PERM})_{jt} + \beta_3 \ln(\text{POP})_{jt} + \beta_4 \ln(\text{IND})_{jt} + \beta_5 \ln(\text{EXP})_{jt-1} + \beta_6 \ln(\text{RAIN})_{jt} + \beta_7 \text{TREND} + u_{jt} \quad (3.1)$$

Donde “j” es el índice para las CCAA (17), y la “t” la dimensión temporal (16). Las variables del modelo se introducen en logaritmos naturales, de tal forma que los parámetros informan de la elasticidad de la variable dependiente respecto a las independientes, y se controlan las consecuencias de la posible heteroscedasticidad. Se estima mediante la trasformación de Prais-Winsten, que es un caso particular de mínimos cuadrados generalizados factibles, en un escenario de incumplimiento de las hipótesis básicas de los modelos lineales generalizados. Adicionalmente, en datos de panel, es muy frecuente la existencia de correlación espacial entre los residuos, de tal manera que, los individuos de la muestra no sean independientes entre sí. Dicha transformación determina también unos resultados consistentes en un escenario de dependencia espacial.

La variable dependiente es el cociente entre las emisiones de GEI en toneladas equivalentes de CO₂ y el PIB, es decir la intensidad de la contaminación (INT). La información sobre las emisiones que ofrece el Ministerio de Agricultura es el cómputo total en los siguientes sectores de actividad: procesado de la energía, procesos industriales, uso de disolventes y otros productos, agricultura y tratamiento de residuos, que son aquellos a los que afecta la tributación autonómica sobre emisiones.

Este indicador se define en términos económicos como la contaminación necesaria para poder generar una unidad de producción y se emplea de forma frecuente en los informes técnicos y en la literatura (International Institute For Labour Studies, 2011). Los datos se obtienen del Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente. El resumen de las características más importantes de las variables independientes se presenta en la tabla 3.4.

La selección de las variables independientes se lleva a cabo, teniendo en cuenta los trabajos de investigación revisados, donde se emplean variables demográficas, energéticas y económicas con carácter habitual (tabla 3.3). De ahí deriva la inclusión de la población regional, el porcentaje de actividad industrial sobre el PIB y la pluviosidad, como una aproximación a la producción hidráulica de energía.

A su vez, proponemos el empleo de otras dos magnitudes como el gasto en reducción de emisiones y una tendencia determinística, que representa la innovación tecnológica. Finalmente, introducimos dos variables de política económica, que regulan las emisiones autonómicas, imposición y los permisos de emisión, cuyo resultado de estimación es el objeto principal de análisis en la presente investigación.

Tabla 3.4: Información sobre las variables independientes

Variable	Definición	Fuente	Signo esperado
TAX _(t-1)	Cuota media _(t-1)	Legislación Autonómica EPER ³⁹	-
PERM	Asignación EU-ETS/PIB	Ministerio de agricultura	+
POP	Población	INE	+
IND	VAB industria / PIB.	INE	+
EXP _(t-1)	$\Sigma(\text{Gasto corriente e inversión} / \text{PIB})_{(t-1)}$	INE	-
RAIN	Lluvia registrada/ nº de estaciones.	INE	-
TREND	Tendencia determinística		-

Fuente: elaboración propia

³⁹ Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes.

La variable fiscal (TAX) se genera a través del cálculo de la cuota media de una selección de instalaciones contaminantes para cada Comunidad Autónoma. Dicha muestra está formada por las instalaciones con mayor volumen de emisión en cada autonomía, de manera que dado el reducido número de contribuyentes con los que cuentan dichos tributos, se trata de una aproximación nítida al coste por emitir. Se excluye la aplicación de bonificaciones sobre la cuota tributaria en cada comunidad (a excepción de los mínimos exentos) ante la imposibilidad de contar con la información sobre las declaraciones tributarias de las empresas estudiadas. Se retarda un período, con el fin de reflejar que el efecto fiscal puede no ser inmediato.

Esperamos que se cumpla la hipótesis de que la relación entre ambas magnitudes sea negativa. No obstante, la evolución de la cuota por sí misma no refleja el efecto de la política ambiental sobre la contaminación. Por ello, incluimos la asignación por autonomía de permisos de emisión (PERM) con el fin de evaluar conjuntamente ambos instrumentos. Esta herramienta de corrección del fallo de mercado está diseñada con el objetivo de responder a las necesidades de emisión de las instalaciones, y a su vez, controlar la cuantía final. En este contexto, esperamos que exista una correlación positiva entre ambas magnitudes que refleje la importancia de la asignación en la determinación del volumen final de emisión.

Un incremento de la población (POP) eleva el consumo de energía y, por ende, el nivel de emisión. Por tanto, se espera que la variable población afecte positivamente a la contaminación. Sin embargo, con respecto a la intensidad, el signo del coeficiente es más difícil de predecir, ya que depende de la evolución del denominador. Con todo, mantenemos el signo esperado como negativo.

La composición del PIB se recoge a través de la proporción que representa la industria en el conjunto de cada economía regional (IND). Esperamos que el signo sea positivo, dado que las economías con mayor producción industrial, requieren más contaminación para generar una unidad de PIB. Además, la industria representa el 17% de las emisiones de CO₂ a nivel mundial (Remuzgo y Sarabia, 2013). Los gráficos 2.7 y 2.8, presentados en el Capítulo 2, se puede observar la distribución geográfica y sectorial de las emisiones de CO₂.

Para recoger el efecto de la evolución tecnológica, se toman en consideración las siguientes cuestiones: la estrategia empresarial (EXP), el factor climático (RAIN) y la evolución exógena (TREND). Respecto a la primera cuestión, debemos hacer hincapié en el hecho de que las empresas españolas recurren de forma cada vez más frecuente a realizar inversiones o gastos corrientes para controlar sus emisiones, ya sea por iniciativa propia o por cumplimiento normativo.

El aumento en la conciencia ambiental permite dar publicidad a este tipo de medidas, generando un beneficio en el medio y largo plazo para la empresa. Por ello, el modelo incluye los gastos totales en reducción de emisiones de las compañías que se espera afecten negativamente a la contaminación. La variable se incluye retardada, considerando que el efecto no se produce de forma inmediata.

Las últimas reformas legislativas del mercado energético español modificaron la relación de los agentes, como el RD 661/2007, por el que se regulan los aspectos jurídicos de la producción de energía eléctrica de régimen especial. Uno de los cambios principales es la prevalencia de las renovables en el mecanismo de adquisición de energía. Por tanto, si se cubre la demanda de mercado con energía renovable y nuclear no es necesario utilizar la energía de origen térmico, cuya generación es altamente contaminante.

Este hecho tiene lugar si las condiciones meteorológicas contribuyen a incrementar la producción de renovables. Así, un aumento en la pluviosidad eleva la producción en las centrales hidroeléctricas, permitiendo una reducción en la generación de energía por combustión térmica. El signo esperado es negativo.

Finalmente, atendiendo a Coelli et al. (2003) y Le Lannier (2010) se incluye una tendencia determinística como aproximación a la evolución tecnológica exógena. Se espera que el signo del coeficiente sea negativo.

Con el fin de completar el estudio agregado, vamos a establecer un análisis cuasiexperimental de diferencias en diferencias, que nos permita conocer los cambios diferenciales en la intensidad de las emisiones de GEI entre grupos de CCAA. La tributación sobre emisiones debería suponer un punto de inflexión para las autonomías que la aplican. De tal forma que la intensidad promedio para los períodos posteriores a la

introducción tributaria sea inferior a la de los períodos previos.

Además, esta reducción debe ser considerablemente mayor, que la que pudiera tener lugar en el conjunto del Estado. El grupo de tratamiento está compuesto por las regiones que aplican el tributo después de su implementación. El grupo de control está formado por las observaciones de estas mismas autonomías en los períodos previos y el resto de comunidades.

b) Resultados

La transformación de Prais-Winsten se ajusta al incumplimiento de las hipótesis básicas de homoscedasticidad, no autocorrelación y correlación espacial, que impiden la estimación consistente por Mínimos Cuadrados Ordinarios (MCO). El problema de correlación espacial tiene lugar si los residuos de los diferentes individuos no son independientes, es decir, $\text{Corr}(u_{it}, u_{jt}) \neq 0$.

En el presente desarrollo empírico, no se observa dicho problema, como se deduce del resultado del contraste de Pesaran (2003), cuya hipótesis nula recoge la independencia espacial de los residuos. Éste se muestra en la parte inferior de la tabla 3.5, junto con los test de Wooldridge y Wald. En ambos contrastes, se rechazan las hipótesis nulas de no autocorrelación y homoscedasticidad, respectivamente.

Una vez justificada la utilización de la metodología en cuestión, procedemos a interpretar los resultados generales e individuales de la estimación.

Tabla 3.5: Resultados de la estimación para el panel macroeconómico

INT	
ln(TAX) _(t-1)	-0.103852** (-2.04)
ln(PERM)	0.0594798 (1.52)
ln(POP)	0.3062039** (2.24)
ln(IND)	1.157729*** (3.52)
ln(EXP) _(t-1)	0.0244815 (0.62)
ln(RAIN)	-0.1692709** (-2.06)
TREND	-0.01422 (-0.49)
Cons.	-0.3062492 (-0.2)
R²	0.7650
Contraste de significatividad conjunta (p-valor)	0.0000
Contraste de Wooldridge (p-valor)	0.0224
Contraste de Wald (p-valor)	0.0000
Contraste de Pesaran	0.9778

*Significativo al 10%. ** Significativo al 5%. *** Significativo al 1%.

Fuente: Elaboración propia.

En primer lugar, los resultados generales a los que hacemos referencia son el coeficiente de determinación y el contraste de significatividad conjunta de las variables, que manifiestan la validez de la regresión.

Respecto a la revisión de los resultados individuales, comenzamos con la estimación del impacto de la cuota tributaria, que es negativa y significativa, de forma que se cumple la hipótesis de partida. Este hecho implica que la política fiscal coercitiva facilita la reducción diferencial en la intensidad, allí donde se ha implantado por un gobierno autonómico. El resultado empírico pone de relieve la importancia de la tributación en términos agregados, y su adecuación a la hora de obtener beneficios ambientales.

Otros análisis ex-post obtienen resultados similares acerca del efecto fiscal sobre las emisiones: el tributo afecta de forma negativa a la contaminación, como Larsen y Nesbakken (1996) y Bruvoll y Larsen (2004), para los países del norte de Europa.

Lin y Li (2011) también identifican una evolución diferencialmente negativa en las emisiones de aquellos países que han implementado una reforma fiscal verde, respecto a otros países europeos.

Del resto de variables, cabe destacar en primer término, que el sistema de intercambio de permisos no tiene un efecto individualmente significativo. En este contexto, podemos afirmar que no se trata de un instrumento destacado en la política de control de las emisiones, lo que difiere del obtenido para España por Fernández et al. (2013). No obstante, esperamos que el modelo microeconómico nos ayude a clarificar su papel dentro de la política ambiental.

En lo que respecta al indicador demográfico, se verifica que a mayor nivel de población, crece la intensidad debido al aumento en el consumo energético. También se observa significatividad en el coeficiente del VAB industrial, por tanto, la intensidad es mayor en las comunidades donde el sector secundario tiene un peso específico más elevado.

Finalmente, el elemento tecnológico que se recoge a través de los factores empresariales, climáticos y exógenos resulta parcialmente significativo. Con respecto al gasto privado en protección ambiental, que forma parte de estrategias empresariales de naturaleza incipiente, se determina que no es significativo. Sin embargo, debemos considerarlo uno de los aspectos clave en la política ambiental de las próximas décadas, dado el protagonismo que está tomando la iniciativa privada en la mejora de calidad ambiental.

La cooperación empresarial es un parte fundamental de la solución, como señala Gómez Orea (2009), que define el objetivo de la gestión ambiental como la consecución de la máxima calidad, de acuerdo con el entorno socioeconómico. Este objetivo, por su parte, engloba la prevención del daño, la corrección del comportamiento de los agentes y la reparación de las pérdidas de valor ambiental. El concepto de gestión aplicado a la empresa se materializa a través del Sistema de Gestión Ambiental, que permite mejorar la eficiencia en el uso de los recursos y proyectar una imagen más atractiva de cara al consumidor.

El impacto de la legislación pro-renovables es significativo a pesar de tratarse de una reforma de reciente aplicación, de igual forma que en el trabajo de Maslyuk y Dharmaratna (2013). Además, en la medida en que esta reforma afecta a la producción de energía por combustión térmica, se espera que a largo plazo, su impacto sea mucho más relevante. Finalmente, la tendencia determinística no impulsa una evolución decreciente de la intensidad, incumpliendo la hipótesis inicial.

Respecto al modelo de diferencias en diferencias, los resultados se representan en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6: Diferencias en diferencias para las comunidades con tributo.

Andalucía	Antes de 2004	Después de 2004	Diferencia
Grupo Tratamiento	0.63	0.45	0.17
Grupo de Control	0.76	0.53	0.23
Diferencia	-0.14	-0.08	-0.06
Aragón	Antes de 2006	Después de 2006	Diferencia
Grupo Tratamiento	0.98	0.62	0.36
Grupo de Control	0.74	0.49	0.25
Diferencia	0.24	0.13	0.11
Castilla La-Mancha	Antes de 2001	Después de 2001	Diferencia
Grupo Tratamiento	1.13	0.83	0.30
Grupo de Control	0.80	0.58	0.22
Diferencia	0.33	0.25	0.08
Galicia	Antes de 1996	Después de 1996	Diferencia
Grupo Tratamiento	1.23	0.84	0.39
Grupo de Control	0.86	0.65	0.21
Diferencia	0.37	0.20	0.18
Reg. Murcia	Antes de 2006	Después de 2006	Diferencia
Grupo Tratamiento	0.47	0.39	0.08
Grupo de Control	0.74	0.49	0.25
Diferencia	-0.27	-0.10	-0.17

Fuente: elaboración propia

Los niveles de intensidad han disminuido en términos generales, sin una pauta diferencial para las emisiones del grupo de tratamiento. Por tanto, la metodología de diferencias en diferencias aplicada a la fiscalidad no refleja un efecto distintivo.

3.3.3 El modelo con datos desagregados

a) Revisión literatura y metodología empleada

Las conclusiones del modelo con información agregada ponen de manifiesto la necesidad de evaluar el impacto fiscal en las decisiones de los agentes económicos. Para ello, se especifica un modelo con datos procedentes de una muestra de empresas españolas que emiten niveles elevados de gases a la atmósfera.

Tabla 3.7: Síntesis de la literatura revisada

Autores	Descripción	Resultado
Erbsland et al. (1995) y Gerdtham y Johannesson, (1999). Alemania y Suecia.	Efecto de la contaminación sobre la demanda y el precio de productos de salud.	Confirman la existencia del efecto a nivel micro.
Labandeira y Labeaga (1999). España.	Analizan el impacto de un impuesto sobre el CO ₂ , y otro sobre el SO ₂ en el consumo de una muestra de hogares	Incremento en el precio de la energía con la consecuente afección sobre la equidad.
Labandeira et al. (2005) España	Examinan el efecto de un tributo sobre el CO ₂ en un contexto de neutralidad recaudatoria	Concluyen argumentando a favor de la reforma desde la perspectiva de la equidad.
Becker et al. (2012). Estados Unidos	Estudia si las regulaciones ambientales afectan más a las empresas de menor tamaño a para USA	Los resultados parecen indicar precisamente lo contrario a la hipótesis de partida.

Fuente: elaboración propia a partir de literatura.

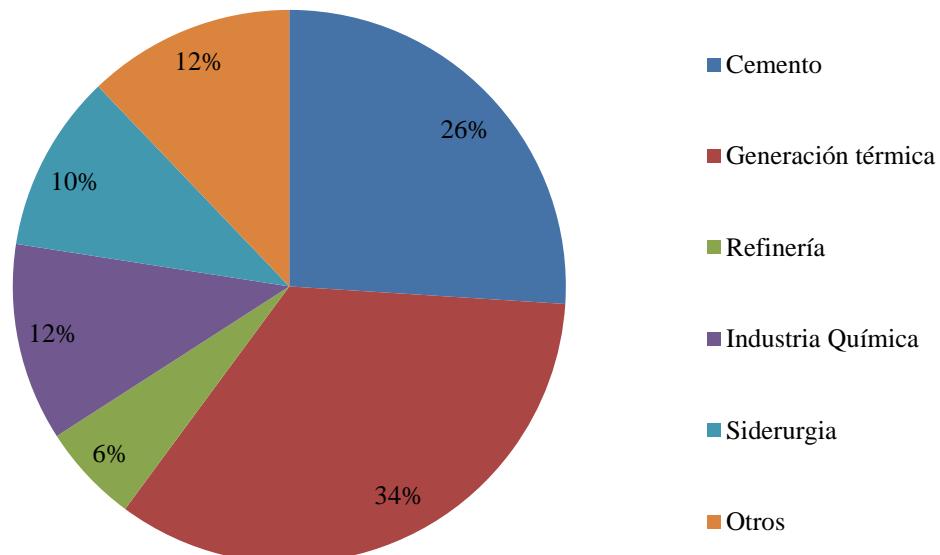
Para nuestra aplicación empírica, vamos a emplear una muestra que abarca la información desde 2001 hasta 2011. Se compone de los datos de emisiones de CO₂, NOx y SOx de 173 instalaciones, que superan el límite establecido por el RD 508/2007, de 20 de abril. Dicha información se obtiene del Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes, organismo dependiente del Ministerio de Agricultura y Medio

Ambiente, que informa de las emisiones a la atmósfera y al agua en el conjunto del Estado.

A partir de 2008, la caída de la actividad económica ha supuesto en términos generales un efecto negativo en el consumo de los hogares. Concretamente, en un 0.39%, lo que se traduce en cerca de 2.400 millones de euros. La debilidad de la demanda interna ha potenciado la caída en la producción y la pérdida de valor añadido sectorial. En un contexto de tecnología constante, la caída en la producción debe generar una reducción en el daño ambiental. Sin embargo, la información sobre emisiones no muestra en exceso los rigores de la evolución económica.

Para tratar de esclarecer ésta, y otras cuestiones, haremos uso de la información empresarial de la base de datos del Sistema de Análisis de Balances Ibéricos. En este caso, la información está disponible para empresas, y no a nivel de instalación. La construcción de la muestra ha tratado de reflejar ponderadamente la composición de las instalaciones contaminantes en el Estado, como aparece en el gráfico 3.1.

Gráfico 3.1: Composición de la muestra por sectores



Fuente: elaboración propia

El conjunto de tal información se estructura en forma de panel de datos no balanceado. La relación nominal y las características generales del conjunto de variables independientes se presentan en la tabla 3.8. El planteamiento queda:

$$\ln(\text{EMISSIONS})_{jt} = \beta_0 + \beta_1 \ln(\text{TAX})_{jt-1} + \beta_2 \ln(\text{PERM})_{jt} + \beta_3 \ln(\text{TAX} * \text{PERM}) + \dots + \beta_{10} \text{REF} + u_{jt} \quad (3.2)$$

$$\beta_4 \ln(\text{OPEINC})_{jt} + \beta_5 \ln(\text{OPEINC})^2_{jt} + \beta_6 \ln(\text{MAT})_{jt} + \beta_7 \ln(\text{AGE})_{jt} + \beta_8 \ln(\text{IM})_{jt} +$$

$$\beta_9 \text{THE}$$

Donde “j” son las instalaciones (173) y “t” dimensión temporal (de 1 a 11). Las variables se especifican en logaritmos para controlar los efectos negativos de la heteroscedasticidad en la estimación, como se hizo en el modelo agregado.

Con objeto de poder sumar los gases que componen la variable dependiente (EMISSIONS), las toneladas se transforman a unidades contaminantes. Dicha equivalencia queda establecida por el Anexo A1 de la Decisión 2000/479/CE, tal y como puede verse en la tabla 3.9.

Tabla 3.9: Equivalencia entre toneladas y unidades contaminantes

1 Unidad contaminante de CO ₂	100000 Toneladas CO ₂
1 Unidad contaminante de NO _x	100 Toneladas NO _x
1 Unidad contaminante de SO _x	150 Toneladas SO _x

Fuente: Comisión Europea

Debido a la ausencia de literatura que examine el efecto de la tributación sobre emisiones en las instalaciones contaminantes, las variables independientes han sido seleccionadas tratando de extrapolar el análisis macro a un contexto micro. Por ello, se incluyen la variable de ingresos por explotación, que es una aproximación al tamaño de la empresa, de igual forma que incorporamos la población en el modelo regional.

A su vez, con el fin de medir el impacto de la tecnología, se introducen los años desde su constitución. Tanto el gasto en materiales como el inmovilizado material representan la influencia de las magnitudes empresariales en la contaminación.

Finalmente, se proponen dos magnitudes que recogen la importancia del sector de pertenencia, y al hilo de los trabajos empíricos de Labandeira y Labeaga (1999) y Labandeira et al. (2005), se incluyen los instrumentos de corrección y control, así como la interacción de ambos, que afecta a las instalaciones situadas en las comunidades donde se gravan las emisiones y que están sujetas a ambos instrumentos.

Tabla 3.8: Información para las variables independientes

Variable	Definición	Fuente	Signo esperado
TAX _(t-1)	((Base Liquidable *Tipo de Gravamen)/ Emisiones) _(t-1)	Legislación autonómica	-
PERM	Asignación EU-ETS	Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente	+
TAX*PERM	Interacción entre los dos instrumentos de corrección.	Dos fuentes anteriores	+
OPEINC	Ingresos por explotación	SABI	+
OPEINC ²	(Ingresos por explotación) ²	SABI	-
MAT	Gasto en materiales	SABI	+/-
AGE	Años desde su constitución	SABI	-
IM	Inmovilizado material	SABI	-
THE	Instalación térmica	EPER	+
REF	Refinería	EPER	+

Fuente: elaboración propia

El impacto de la fiscalidad sobre el comportamiento de los agentes se estima incluyendo la variable cuota (TAX), que representa el coste de emitir cada unidad contaminante. Se obtiene del cociente entre el pago tributario y el volumen de emisiones de cada instalación. Del conjunto de la muestra seleccionada, el 35 % de las instalaciones se encuentran sujetas al tributo, para el resto, toma valor cero. Dicha variable se retarda un período, considerando que su impacto tiene lugar con un margen temporal.

Si la tributación contribuye a modificar el proceso productivo del agente en respuesta a la política fiscal coercitiva, su signo será negativo. Una vez que la instalación supera el umbral determinado por la asignación gratuita de permisos de emisión (PERM), la obligación tributaria desaparece, con el fin de evitar la doble imposición. Es decir, a partir de este punto, la empresa deberá pagar el precio de mercado para poder emitir por encima del volumen asignado.

A lo largo del período de estudio, se pusieron en marcha dos planes de asignación, de 2005 a 2007, y de 2008 a 2012⁴⁰. La asignación se realizaba en función de diferentes factores, como la contaminación histórica o la previsión futura. Si tenemos en consideración el objetivo del sistema de intercambio, la correlación entre la asignación y las emisiones debe ser positiva, ya que esta se establecen para satisfacer las necesidades de cada instalación y controlar el volumen final emitido⁴¹.

Ambos instrumentos interactúan de forma conjunta sobre el nivel de emisiones de cada instalación. Para recoger dicho efecto, el modelo incluye la interacción multiplicativa de ambas variables (TAX*PERM). El resultado es una nueva magnitud que recoge el coste total de las emisiones asignadas a la instalación. Generalmente, las empresas con mayor volumen de emisión tienen una obligación tributaria superior y una asignación más elevada, por tanto, el signo esperado es positivo.

⁴⁰ La elaboración de estos planes de asignación ha correspondido, hasta el 1 de enero de 2013, a cada país miembro de la EU-ETS. Desde esta fecha, la asignación se realiza desde las instituciones europeas.

⁴¹ Quedan exentas del tributo aquellas emisiones que superen el nivel asignado, para evitar que se deba pagar dos veces por la misma emisión.

El resto de variables independientes cuantitativas son factores que determinan en gran medida las características generales de la empresa. En primer lugar, los ingresos por explotación (OPEINC) son una aproximación al valor económico de la producción empresarial y se espera un signo positivo, ya que a mayor nivel de actividad se supone un valor de emisiones más alto⁴². Incluimos esta variable elevada al cuadrado ($OPEINC^2$), para aproximar el concepto de la CKA al análisis microeconómico de la contaminación.

Como vimos en el epígrafe 3.2 la CKA asume que la relación entre la contaminación y el nivel de actividad describe una U-invertida, de forma que cuando se alcanza un determinado nivel de actividad, decrece la contaminación. En caso de cumplirse dicha premisa en el presente modelo empírico, el signo del coeficiente será negativo.

A su vez, incluimos dos variables que recogen el factor tecnológico. Por un lado, el número de años (AGE) transcurridos desde su constitución (Cole, et al., 2008), y por otro, el valor del inmovilizado material, que determina su volumen de bienes tangibles (IM). Una evolución positiva de dicha variable representa el incremento en el valor de los bienes tangibles de la empresa, que supone una aproximación a su inversión en tecnología.

Se incluye además el gasto de materiales (MAT) con el objetivo de conocer si existe una relación de complementariedad o sustituibilidad entre las emisiones y el resto de inputs empresariales.

En cuanto a las variables cualitativas, introducimos en el modelo dos variables sectoriales que recogen la pertenencia a un sector determinado. En este caso, al sector de generación de energía por combustión térmica (THE) y a las refinerías (REF), que según los resultados gráficos del epígrafe 2.4, son los sectores más contaminantes. Para ambos casos, se espera un valor positivo, dado el tipo de proceso productivo al que nos referimos.

⁴² Esta relación se cumplirá siempre y cuando no tengan lugar mejoras tecnológicas en los procesos productivos.

Finalmente, a diferencia del modelo agregado, no introducimos una tendencia determinística como aproximación a la evolución tecnológica exógena, ya que ésta se recoge a través de la antigüedad de la empresa (AGE).

b) Resultados

Buena parte de la literatura que ha analizado la efectividad de la tributación sobre el daño ambiental, ha obtenido unos resultados positivos en materia ambiental, como se deduce de los meta-análisis de Bosquet (2000), Andersen et al. (2000), Gago et al. (2004) y Patuelli et al. (2005). Las conclusiones del presente análisis de la efectividad ex-post se sitúan en una línea similar.

Sin embargo, no se han encontrado referencias que evalúen el efecto ex-post de la tributación sobre las emisiones en los niveles de contaminación empresariales, aunque en una línea similar, el trabajo de Becker, et al. (2012), examina las diferencias en los costes de reducción de emisiones entre empresas de diferentes magnitudes.

En cuanto a la especificación del modelo en la presente investigación empírica y ante el incumplimiento de las hipótesis básicas en un panel no balanceado, Baltagi y Li (1991) recomiendan el empleo de una estimación por el método de mínimos cuadrados generalizados factibles de Prais-Winsten, de la misma manera que en el modelo agregado.

En este punto, queda por presentar los principales resultados para la estimación del modelo desagregado, y los contrastes sobre la base de datos, que aparecen en la tabla 3.10.

Tabla 3.10: Resultados de la estimación para el panel microeconómico

EMISSIONS	
ln(TAX) _(t-1)	-0.4547042*** (- 4.80)
ln(PERM)	0.2302993 (1.26)
ln(TAX*PERM)	0.456757*** (5.44)
ln(OPEINC)	1.012126* (1.89)
ln(OPEINC) ²	-0.037805** (-1.97)
ln(MAT)	0.2183713 ** (2.36)
ln(AGE)	-0.2114858 ** (-2.43)
ln(IM)	-0.0323457 (-0.32)
THE	0.1217619 (0.40)
REF	0.3864641 (1.07)
Cons	-14.4891*** (-4.08)
R ²	0.7410
Contraste de significatividad conjunta (p-valor)	0.0000
Contraste de Wooldridge (p-valor)	0.0000
Contraste de Wald (p-valor)	0.0000

*Significativo al 10%. ** Significativo al 5%. *** Significativo al 1%. No se realiza el contraste de correlación espacial por tratarse de un panel no balanceado.

Fuente: Elaboración propia

El coeficiente de determinación y el test de significatividad conjunta de las variables reflejan la validez del modelo.

Comenzamos el análisis de los resultados individuales con la variable fiscal, cuya significatividad es muy alta, lo que implica que el coste por emitir cada unidad contaminante tiene un impacto significativo en el comportamiento de los agentes. Este resultado refleja nuevamente el papel fundamental de la tributación sobre emisiones en el cumplimiento de los objetivos ambientales y la necesidad de mejorar su diseño y disposición geográfica, que hasta ahora, hace recaer la obligación tributaria en un número muy limitado de agentes.

La relación entre la asignación de permisos de emisión y el volumen final de contaminación no es significativa. Este resultado muestra como el sistema de intercambio de permisos no presenta mayor efectividad que la tributación a la hora de controlar las emisiones. En lo que respecta a la interacción de los dos instrumentos de política ambiental, el coeficiente es positivo y significativo, lo que parece revelar que el efecto de los permisos es relevante cuando interactúa con la tributación. Esto justifica la necesidad de reforzar el papel que las administraciones comunitarias le otorgan a la coordinación de los diferentes instrumentos de política ambiental de cara a obtener beneficios ambientales a largo plazo.

En cuanto a las magnitudes empresariales, los ingresos por explotación son significativos, de donde se extrae la conclusión de que la relación entre las características de la empresa matriz y el comportamiento ambiental de sus instalaciones es relevante. Además, los ingresos elevados al cuadrado tienen el signo esperado, de tal forma que se confirma la hipótesis de que una instalación que supera un determinado umbral de actividad reduce sus emisiones. Este umbral se determina por la expresión $(-\beta_1/2\beta_2)$, generalmente aceptada en la literatura, cuyo resultado es 522.898,69 €.

La antigüedad de la empresa cumple la hipótesis de partida, ya que es negativa y significativa. En cambio, la inversión en inmovilizado material, donde se incluyen los bienes patrimoniales tangibles, no resulta significativa. En consecuencia, se corrobora, en parte, la importancia del factor tecnológico en el cómputo final de la evolución del daño ambiental. Por su parte, el gasto en materiales tiene un efecto positivo y

significativo en las emisiones, de forma que la relación responde a un esquema de complementariedad.

Finalmente, las variables sectoriales no afectan al nivel de emisiones y, por tanto, el proceso productivo no influye de forma significativa. Así, a pesar de que sus instalaciones son muy contaminantes, no se refleja en la significatividad de los parámetros sectoriales del modelo. Este resultado manifiesta la necesidad de continuar investigando la presente materia, para tratar de favorecer la aplicación de políticas coercitivas adecuadas.

3.3.4 Conclusiones e implicaciones políticas

De los resultados de la modelización econométrica agregada, se deduce que las variables independientes son conjuntamente significativas, es decir, explican la variabilidad interregional de la intensidad en emisiones, como se deduce del elevado coeficiente de determinación (0,765) y de la significatividad individual de la mayoría de las variables del modelo.

En este punto, es conveniente destacar el efecto de la fiscalidad sobre la intensidad, cuyo resultado manifiesta la relevancia de la imposición autonómica en el diseño de la política ambiental. Por tanto, supone una desaceleración en el ritmo de crecimiento del daño ambiental y es un instrumento útil de cara al cumplimiento de los objetivos que en materia de emisiones el Estado asumió con la firma del Protocolo de Kyoto y el compromiso derivado de los acuerdos europeos. A su vez, desde una óptica desagregada, se observa un comportamiento diferencial en las instalaciones que tienen la obligación tributaria, como se desprende de la significatividad de variable fiscal.

Dada la significatividad de la variable tributaria, las administraciones deben buscar un aumento en la coordinación interterritorial para poder impulsar un cambio productivo en la economía del conjunto del Estado. No obstante, la dimensión global del problema implica que la situación óptima debe pasar por asignar la gestión y recaudación del tributo a una administración de ámbito internacional.

Esto presenta una serie de dificultades políticas y económicas, que imposibilitan llevar a cabo dicho proyecto. Por tanto, la solución de *second-best* supone aplicar un impuesto estatal que armonice el coste de emitir, en coherencia con la naturaleza suprarregional del problema que se pretende corregir. No obstante, si se desea mantener la gestión y recaudación de dichos impuestos en el entorno regional, una posible solución sería que el gobierno central estableciese unos mínimos que asegurasen una calidad ambiental estándar en todo el territorio nacional, y las Comunidades Autónomas pudiesen elevar los tipos de gravamen si desean mejorar dicho nivel mínimo.

Además, la fiscalidad debe adaptarse a los cambios en el proceso productivo de la economía para garantizar la eficiencia dinámica de su intervención. Esto se consigue con una actualización progresiva de los tipos de gravamen (epígrafe 2.4) y de los mecanismos legales de deducción y exención.

Por otra parte, la implementación del modelo cuasi-experimental de diferencias en diferencias no refleja una evolución diferencial de la intensidad regional, a pesar de los resultados econométricos. Lo que pone de relieve la necesidad de seguir investigando esta cuestión en futuros trabajos, contando con un mayor volumen de información muestral.

Finalmente, el sistema de derechos de emisiones no parece haber sido un factor determinante en la evolución de las emisiones desde la perspectiva macroeconómica. Sin embargo, con los datos desagregados, la interacción de ambas políticas ha influido significativamente sobre el comportamiento de las empresas.

Por lo tanto, con el fin de promover una política correctora eficaz y a la luz de los resultados, parece necesario intervenir de forma conjunta con las dos herramientas. De esta manera, la tributación incentiva el cambio productivo gravando las emisiones asignadas a los agentes y la asignación de derechos limita para todo el territorio el nivel máximo de contaminación.

3.4 Frontera de eficiencia en costes para la muestra de instalaciones contaminantes.

3.4.1 Introducción

Con el objetivo de reforzar el análisis microeconómico, y junto con los modelos econométricos del epígrafe 3.3, se procede a introducir una nueva herramienta de estudio que posibilita la estimación de la eficiencia de las instalaciones en función del factor fiscal; la frontera estocástica

Se trata de un recurso metodológico que focaliza la investigación en la eficiencia de los individuos de una muestra. Nace conceptualmente a raíz del supuesto de que ningún agente económico puede exceder una frontera denominada “ideal” (Belotti et al., 2012). Esto conlleva la posibilidad de clasificar a cada individuo en función de su grado de separación respecto del valor frontera.

Analíticamente, el procedimiento consiste en optimizar la función de producción (costes), de forma que determine el valor máximo (mínimo) para una asignación dada de inputs (outputs).

Entre las diferentes técnicas para estimar la ineficiencia se encuentran los métodos no paramétricos, como la envolvente de datos (DEA). La principal desventaja de aplicar esta técnica matemática es que no tiene en cuenta la existencia de otras fuentes de ruido estadístico además de la propia ineficiencia (Coelli et al., 2005). Es decir, dicho método considera que la desviación respecto al óptimo es la ineficiencia en la producción o en los costes. Sin embargo, esta desviación se compone de dos factores: el fallo en la optimización del agente económico (que se corresponde con la ineficiencia, en un contexto estocástico) y los potenciales factores aleatorios, como se puede observar en la ecuación (3.4). Por ello, llevamos a cabo la modelización a través de un método paramétrico⁴³.

⁴³Además, los métodos paramétricos controlan la heterogeneidad de las unidades del panel (Farsi y Filippini, 2004)

En la presente investigación, la estimación de la eficiencia en costes se realiza con el fin de determinar si existen diferencias significativas entre las instalaciones sujetas a la tributación sobre emisiones y las que no lo están. La frontera en costes es únicamente una aproximación a la frontera en emisiones, que representa el elemento a minimizar, sujeto a una serie de variables de control.

La aportación seminal a esta disciplina procede del trabajo de Aigner y Chu (1968), donde se optimizan funciones de producción determinísticas para datos de sección cruzada. Los resultados se mostraron sensibles a la existencia de valores extremos. Para corregirlo, Aigner et al. (1977) y Meeusen y Van den Broeck (1977), simultánea e independientemente, propusieron la estimación de una frontera estocástica con un término de error simétrico y aleatorio. El modelo toma la denominación de frontera estocástica, ya que los valores del output se limitan por una variable estocástica, $\exp(X\beta + v_{it})$.

Schmidt y Lovell (1979) introducen el concepto de frontera en costes. En este caso, la ineficiencia determina la distancia de cada individuo de estudio con respecto al nivel mínimo de costes para un nivel dado de output. La extensión de la metodología para datos de panel tiene su origen en el estudio de Pitt y Lee (1981), que establecen el siguiente modelo de error compuesto:

$$y_{it} = \alpha + x_{it}'\beta + \varepsilon_{it} \quad (3.3)$$

$$\varepsilon_{it} = v_{it} + u_{it} \quad (3.4)$$

Donde v_{it} es el ruido blanco y u_{it} es la ineficiencia.

Schmidt y Sickles (1984) proponen la estimación del modelo por tres métodos, Mínimos Cuadrados Generalizados, Hausman-Taylor y Máxima Verosimilitud. La ventaja de éste último respecto a los otros es que asume la existencia de heterogeneidad no observada entre las unidades del panel, adecuando la estimación a la muestra.

Green (2005) establece la posibilidad de que la constante del modelo pueda ser distinta para cada individuo, modificando la especificación general (3.3):

$$y_{it} = \alpha_i + x'_{it}\beta + \varepsilon_{it} \quad (3.5)$$

Otra cuestión relevante en el estudio de las fronteras estocásticas es la evolución temporal de la ineficiencia. A este respecto, la literatura ha considerado habitualmente, que la ineficiencia se mantiene constante para cada individuo a lo largo del período de estudio. Sin embargo, para paneles que abarcan un amplio período de tiempo, es más fácil considerar que no es invariante. Por ello, Cornwell et al. (1990) plantean un modelo que recoge una proyección temporal para la ineficiencia con la siguiente especificación

$$u_{it} = w_i + w_{i1}t + w_{i2}t^2 \quad (3.6)$$

Kumbhakar (1990) por su parte, establece una forma funcional distinta para la relación entre la ineficiencia y el tiempo:

$$u_{it} = g(t) \cdot u_i \quad (3.7)$$

$$g(t) = [1 + \exp(\eta x + \delta t^2)]^{-1} \quad (3.8)$$

De donde se deduce que, en el caso de cumplirse $\eta=\delta=0$, la ineficiencia no varía respecto del tiempo. Battese y Coelli (1992) introducen el concepto denominado *time decay*:

$$g(t) = \exp[-\eta(t - T_i)] \quad (3.9)$$

Si $\eta < 0$, consideraremos que la ineficiencia crece, si $\eta > 0$, decrece⁴⁴. Finalmente, Lee y Schmidt (1993) proponen un modelo donde $g(t)$ esté compuesto por una serie de ficticias temporales.

El resto de la sección comienza con un apartado de revisión de la literatura. Continuamos presentando la información sobre la base de datos y la metodología que

⁴⁴ Esto proviene de que en el último período se cumple que $t=T$. Por tanto, la ineficiencia está en su nivel base, y cuando $\eta > 0$, la ineficiencia cae en dirección al nivel base, y al revés si $\eta < 0$.

vamos a llevar a cabo. Una vez especificado el modelo, procederemos a presentar los resultados de la estimación de la frontera, y del modelo de efectos de ineficiencia, que evalúa el impacto de los factores específicos sobre la ineficiencia de cada agente.

3.4.2 Revisión literatura

A continuación, introducimos la tabla 3.11, donde se recogen algunos trabajos de investigación revisados en este epígrafe, para construir nuestra propuesta.

Tabla 3.11 Revisión de la literatura

Autores	Descripción	Resultado
Battese y Coelli (1995). La India	Analizan la eficiencia en la producción de un conjunto de instalaciones agrícolas. Proponen una estimación máximo verosímil de un modelo de frontera estocástica, y un modelo que relaciona la ineficiencia con una serie de variables explicativas.	La hipótesis nula establece que los efectos de la ineficiencia no dependen de factores específicos ni temporales. Dicha hipótesis se rechaza según la evidencia empírica.
Coelli et al. (1999). Internacional	Estudio de la eficiencia de las aerolíneas, para una muestra de todo el mundo.	Concluyen que las empresas del área Asia/Oceanía son más eficientes.
Reinhard et al. (2000) Países Bajos	Ánalisis de la eficiencia para instalaciones agrícolas. Emplean un método no paramétrico (envolvente de datos) y, otro, paramétrico (frontera estocástica).	Los resultados son distintos, lo que pone de relieve la sensibilidad del resultado respecto a la técnica de obtención de la ineficiencia.
Puig-Junoy y Argilés (2004). España,	A través de la metodología paramétrica, especifican una función de producción translog para un panel de instalaciones en Cataluña.	Estiman una eficiencia media del 62.3%.

Filippini et al. (2001). Suiza	Estudio de la eficiencia en la energía eléctrica en su distribución.	La política regulatoria en materia de precios energético debe cambiar en función de su resultado.
Hatori (2002) Japón	Compara la eficiencia en la distribución eléctrica entre Japón y Estados Unidos,	Resulta más eficiente la japonesa.

Fuente: elaboración propia a partir de la literatura

Aplicar la frontera estocástica al análisis de la eficiencia en las emisiones constituye una innovación en la literatura ambiental y amplia el análisis de la eficiencia en las instalaciones contaminantes.

3.4.3 Datos y metodología

Este apartado se ocupa de la estimación de la frontera estocástica en costes para la muestra de instalaciones de la primera sección del presente capítulo. El procedimiento para estimar una frontera, tanto en producción como en costes, se puede llevar a cabo a través de la función Cobb-Douglas, o su generalización, la función translog. En el presente trabajo, vamos a seleccionar esta última especificación, dado que se trata de una forma funcional más flexible. La frontera en costes queda de la siguiente manera:

$$C_{it} = C(y_{it}, p_{it}, t, x_{it})^* \exp(\varepsilon_{it}) \quad (3.10)$$

La variable dependiente, que representa el coste a minimizar, es la suma en unidades contaminantes de CO₂, NO_x y SO_x, (EMISSIONS). La optimización se realiza respecto al nivel de output, que se aproxima por los ingresos por explotación de la empresa matriz propietaria de cada instalación, (OPEINC). Se incluye una variable que representa el precio del input, en este caso, es la cuota tributaria de cada instalación para cada período (TAX). Finalmente, se añaden las variables de control del modelo (3.2).

La frontera se establece aplicando logaritmos naturales a ambos lados de la ecuación (3.10):

$$\ln C_{it} = \ln(y_{it}) + \ln(p_{it}) + 1/2 * \ln(p_{it}^2) + \ln(x_{it}) + v_{jt} + u_{jt} \quad (3.11)$$

La especificación de la frontera con las variables del modelo queda de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \ln(\text{EMISSIONS})_{jt} = & \beta_0 + \beta_1 \ln(\text{OPEINC})_{jt} + \beta_2 \ln(\text{TAX})_{jt} + 1/2 * \beta_3 \ln(\text{TAX}^2)_{jt} \\ & + \beta_4 \ln(\text{PERM})_{jt} + \beta_5 \ln(\text{MAT})_{jt} + \beta_6 \ln(\text{AGE})_{jt} + \beta_7 \ln(\text{IM})_{jt} + v_{jt} + u_{jt} \end{aligned} \quad (3.12)$$

Donde $n = 173$ y $t = 11$, con $\varepsilon_{it} = v_{it} + u_{it}$, por tratarse de una función de costes.

Como se observa en el modelo, el error debe ser descompuesto en dos partes. El primer componente hace referencia a la parte aleatoria, el segundo a la ineficiencia. Para poder realizar la estimación se deben imponer condiciones a la distribución de cada uno de los dos componentes del error. Para v_{jt} se asume una distribución normal de media nula y varianza σ_v^2 . Para el término de ineficiencia, se determina una distribución seminormal de media nula, y varianza σ_u^2 que toma exclusivamente valores positivos (Caudill et al., 1995). Este hecho tiene lugar porque debido a la ineficiencia, las observaciones muestrales siempre se encuentran por encima del valor frontera.

La variable fiscal se incluye sin retardar, y elevada al cuadrado, ya que se trata de una función translog.

El resultado de la estimación por Máxima Verosimilitud de la ecuación (3.12) arroja un valor específico de la eficiencia en costes (CE) para cada observación muestral. Éste se corresponde con el cociente entre el coste y el coste mínimo, representado por los valores de la frontera.

$$CE = C_{jt}/C_{jt}^F \quad (3.13)$$

En caso de seleccionar un modelo de ineficiencia variante, existen diferentes modelizaciones: Cornwell et al. (1990), Kumbhakar (1990), Batesse y Coelli (1992) y Lee y Schmidt (1993) que se caracterizan por asumir que la variabilidad es idéntica para todo el panel. El método más frecuente en la literatura, y el que vamos a emplear, es el propuesto por Batesse y Coelli (1992), descrito en la ecuación (3.6). Para contrastar la

existencia de cambios temporales en la ineficiencia, se hace uso del test de significatividad individual de η , que es el parámetro determinante en la variación de la ineficiencia.

La hipótesis que sostiene este modelo puede fallar en un contexto donde cada individuo responde a una serie de presiones del entorno. En dicho escenario se requiere una nueva modelización que recoja el impacto de una serie de factores, éste es el denominado modelo de efectos de ineficiencia.

$$u_{jt} = \delta' z_{jt} + \varepsilon_{jt} \text{ siendo } u_{jt} \geq 0 \quad (3.14)$$

Donde u_{jt} captura el efecto de la ineficiencia, siendo $CE = \exp(-u_{it})$. $\delta' z_{jt}$ es el elemento asociado a las variables exógenas.

La expresión del modelo de ineficiencia incluye una serie de variables cualitativas susceptibles de ser relevantes a la hora de explicar la evolución de la ineficiencia. En primer lugar, y atendiendo a Lin y Li (2011), incluimos la variable fiscal (DBDT) como la interacción resultante del producto de DB y DT. La primera es una variable binaria, que toma valor uno si la observación corresponde a una instalación situada en una Comunidad Autónoma donde las emisiones tributan, y cero en caso contrario. Por su parte, DT toma valor uno para el período entre 2006 y 2010, cuando todas las CCAA que gravan las emisiones habían implantado el tributo. Su interacción es, en definitiva, la variable que determina la existencia de una evolución diferencial en las emisiones. Se espera que su signo negativo manifieste la efectividad de la política tributaria.

Además, se analiza el impacto sectorial a través de dos variables ficticias que toman valor uno en caso de que la instalación se adscriba a un sector determinado, y cero en caso contrario. Para este modelo, se han seleccionado dos variables sectoriales relacionadas con la producción de energía (térmica y refinería). La estimación del modelo de ineficiencia se lleva a cabo a través de la ecuación (3.15).

$$u_{jt} = \delta_1(DBDT) + \delta_2 THE + \delta_3 REF + \varepsilon_{jt} \quad (3.15)$$

Antes de presentar los resultados de la estimación, debemos tener en consideración los siguientes contrastes:

Si $\gamma = \sigma_u^2 / (\sigma_u^2 + \sigma_v^2) = 0$: implica que no existe ineficiencia, todas las desviaciones respecto de la frontera son ruidos blancos. σ_u^2 es cero y u no debe seguir en la especificación. Si $\mu = 0$: la ineficiencia se distribuye como una seminormal, en caso contrario como una normal truncada. Si $\eta = 0$: la ineficiencia es constante y debemos optar por un modelo donde $u_{it} = u_i$.

3.4.4 Resultados generales

A continuación, se presentan los resultados de la estimación de la frontera y el modelo de ineficiencia, en la tabla 3.12.

Tabla 3.12: Frontera estocástica y modelo de efectos de ineficiencia

	BC(92)	BC(95)
ln(OPEINC)	0.031216 (0.56)	0.0230592 (0.24)
ln(TAX)	-0.7482894 (-1.12)	-0.8849455* (-1.86)
0.5*ln(TAX ²)	0.162136 (1.52)	0.1452262* (1.95)
ln(PERM)	0.4807979*** (2.75)	0.8885878*** (4.77)
ln(MAT)	0.1761019** (2.05)	0.1252652 (0.91)
ln(AGE)	-0.0512132 (-0.33)	-0.0456001 (-0.39)
ln(IM)	-0.1869162** (-2.07)	-0.1547492 (-1.24)
Cons	-5.379361* (-1.87)	-6.902838** (-2.03)

Modelo de ineficiencia

DBDT	-	-0.7985727*
		(-1.66)
THE	-	1.085363
		(1.61)
REF	-	0.1070479
		(0.06)
γ	0.8826459	0.73508526
μ	2.401624***	-
	(4.69)	
η	0.0283946**	-
	(2.01)	
Log verosimilitud	-188.6300	-312.5224
Test de Significatividad conjunta (p-valor)	0.0000	0.0000

Fuente: elaboración propia

El resultado determina un valor cercano a la unidad para γ , tanto en BC(92) como BC(95), lo que implica que la varianza del componente del error (atribuida a la ineficiencia) es relevante, y podemos concluir que existe un nivel de ineficiencia significativo. En cuanto a μ , el contraste de significatividad individual se rechaza al 1%, lo que determina que la ineficiencia se distribuye como una normal truncada con media distinta de cero. Por su parte, η es significativamente distinto de cero, esto denota que la ineficiencia es decreciente según la relación (3.9).

En lo que respecta al resto de resultados de la estimación de la frontera, cabe destacar la significatividad de la asignación de derechos de emisión, que es común en ambos modelos, y refleja la relevancia de este instrumento en la determinación de la frontera en costes. La cuota tributaria, por su parte, es significativa en BC(95) y en el modelo de ineficiencia, donde la variable interacción presenta significatividad al 10%. Por otra parte, los coeficientes de adscripción a los sectores de generación de energía por combustión térmica y refinería no son significativos. Esto implica que la pertenencia

sectorial no es relevante en la medición de la ineficiencia, en línea con los resultados obtenidos en el modelo microeconómico.

Para mejorar el marco de conclusiones acerca de las factores de afectan a la ineficiencia, planteamos los gráficos 3.2 y 3.3, que muestran la polarización en la eficiencia, distinguiendo las instalaciones por la obligación tributaria, y por la pertenencia sectorial, respectivamente. Para el primer caso, se observa claramente, un valor promedio diferencial entre unas instalaciones y otras. La eficiencia de las instalaciones que tributan se concentra alrededor de un 60%, mientras que para el resto la eficiencia se distribuye alrededor del 45%. En lo que respecta a la pertenencia sectorial, cabe destacar que el resultado gráfico muestra como ambos grupos se distribuyen alrededor del mismo punto, aunque con distinta concentración. No obstante, esta diferencia no llega a ser significativa.

La eficiencia se mide a partir de la expresión propuesta por Jondrow et al., (1982):

$$\text{Eficiencia} = \exp[-E(-u)|e] \quad (3.16)$$

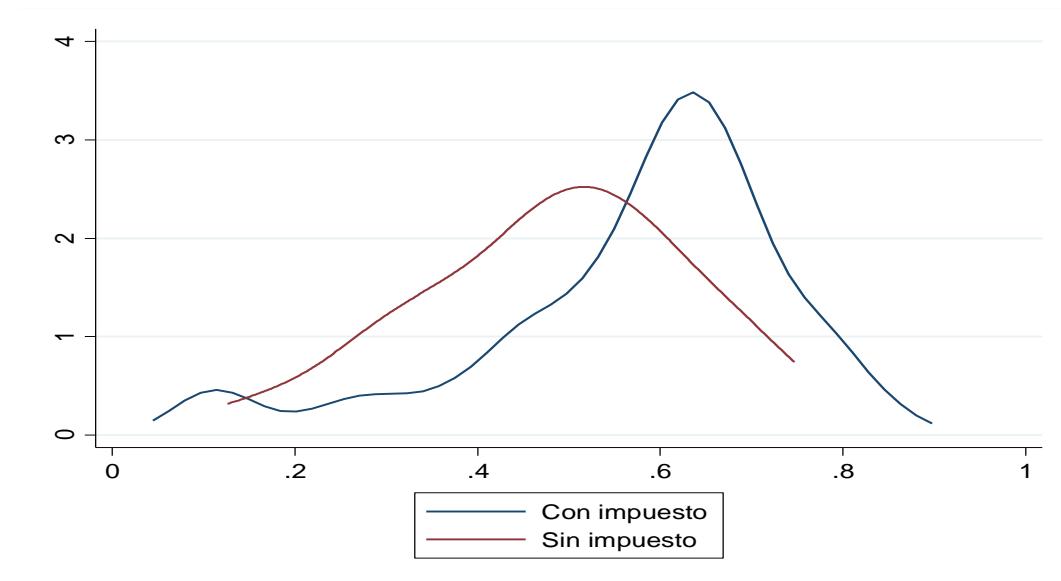
Se emplea la función de densidad de Kernel, donde “K” es la función de densidad y “h” es la amplitud de la banda:

$$f(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n K\left(\frac{x - x_i}{h}\right) \quad (3.17)$$

El carácter innovador de aplicar la frontera estocástica a las emisiones atmosféricas impide comparar los resultados obtenidos con los de investigaciones previas. No obstante, en materia ambiental se han realizado trabajos similares para el sector agrícola, especialmente, en lo que se refiere al cálculo de la eficiencia en la producción, condicionada por factores ambientales.

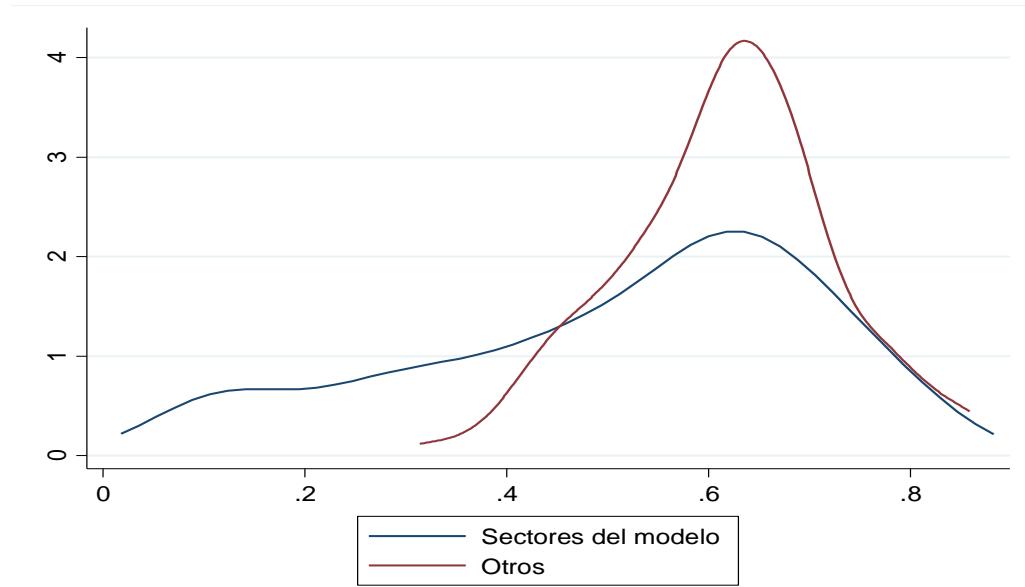
Los resultados en los trabajos revisados de Reinhard et al. (2000) y Puig-Junoy y Argilés (2004) sitúan la eficiencia productiva promedio en el entorno del 60%.

Gráfico 3.2: Comparación entre la densidad de la eficiencia para instalaciones sujetas a tributación y para instalaciones no sujetas.



Fuente: elaboración propia

Gráfico 3.3: Comparación entre la densidad de la eficiencia para instalaciones de generación de energía y para el resto.



Fuente: elaboración propia

3.4.5 Conclusiones e implicaciones políticas

Los resultados gráficos, junto con los de la estimación de la ineficiencia parecen indicar que la fiscalidad es un factor relevante a la hora de evaluar la ineficiencia de las instalaciones contaminantes en España. De esta forma, podemos confirmar que las instalaciones sujetas al tributo tiene un comportamiento más eficiente respecto del coste que representan las emisiones, gracias al incentivo que genera el tributo sobre la producción.

Respecto a la cuestión sectorial, la estimación del modelo de ineficiencia no determina un vínculo significativo entre el sector y la eficiencia de las instalaciones. Dicho resultado denota que la implementación de una política diferenciada por sectores de actividad o focos de emisión puede no suponer una solución factible de cara a incentivar un cambio en la eficiencia. Además, eleva el riesgo de un desplazamiento de inversiones desde sectores con tipos más altos hacia otros con una tributación más laxa. Para evitarlo, es conveniente armonizar el coste de emisión para el conjunto de las actividades económicas.

La fiscalidad tiene un efecto significativo sobre la medición de la eficiencia, como se deduce de los resultados de la tabla 3.12. Asimismo, el sistema de intercambio de permisos de emisión tienen un impacto relevante sobre la construcción de la frontera en emisiones, de tal manera que estos resultados empíricos ponen de relieve la necesidad de una acción coordinada y simultánea de ambas herramientas, como vimos en los resultados del modelo micro del epígrafe 3.3. Los impuestos, por una parte, afectan a las emisiones asignadas, actuando como incentivo a la descontaminación. Una vez superado dicho umbral, entra en juego el mecanismo de precio de mercado, derivado del sistema de intercambio.

La existencia de un vínculo entre la tributación y la evaluación eficiente de las instalaciones pone de manifiesto que, para obtener ganancias de eficiencia en emisiones, se requiere una fiscalidad más elevada y generalizada.

Dada la amenaza que representa el cambio climático para la estabilidad climática mundial, cualquier medida que favorezca su mitigación debe ser tenida en cuenta por los legisladores. No obstante, la administración solo desempeña el papel incentivador y deben ser los agentes privados, los motores del cambio hacia un sistema económico que respete el medio ambiente.

3.5 Convergencia estocástica en la intensidad de las emisiones autonómicas

3.5.1 Introducción

Para finalizar y el estudio econométrico y a la luz de la disparidad de resultados entre la regresión macroeconómica del epígrafe 3.3 y el modelo de diferencias en diferencias del mismo, se propone un análisis de la convergencia regional en intensidad.

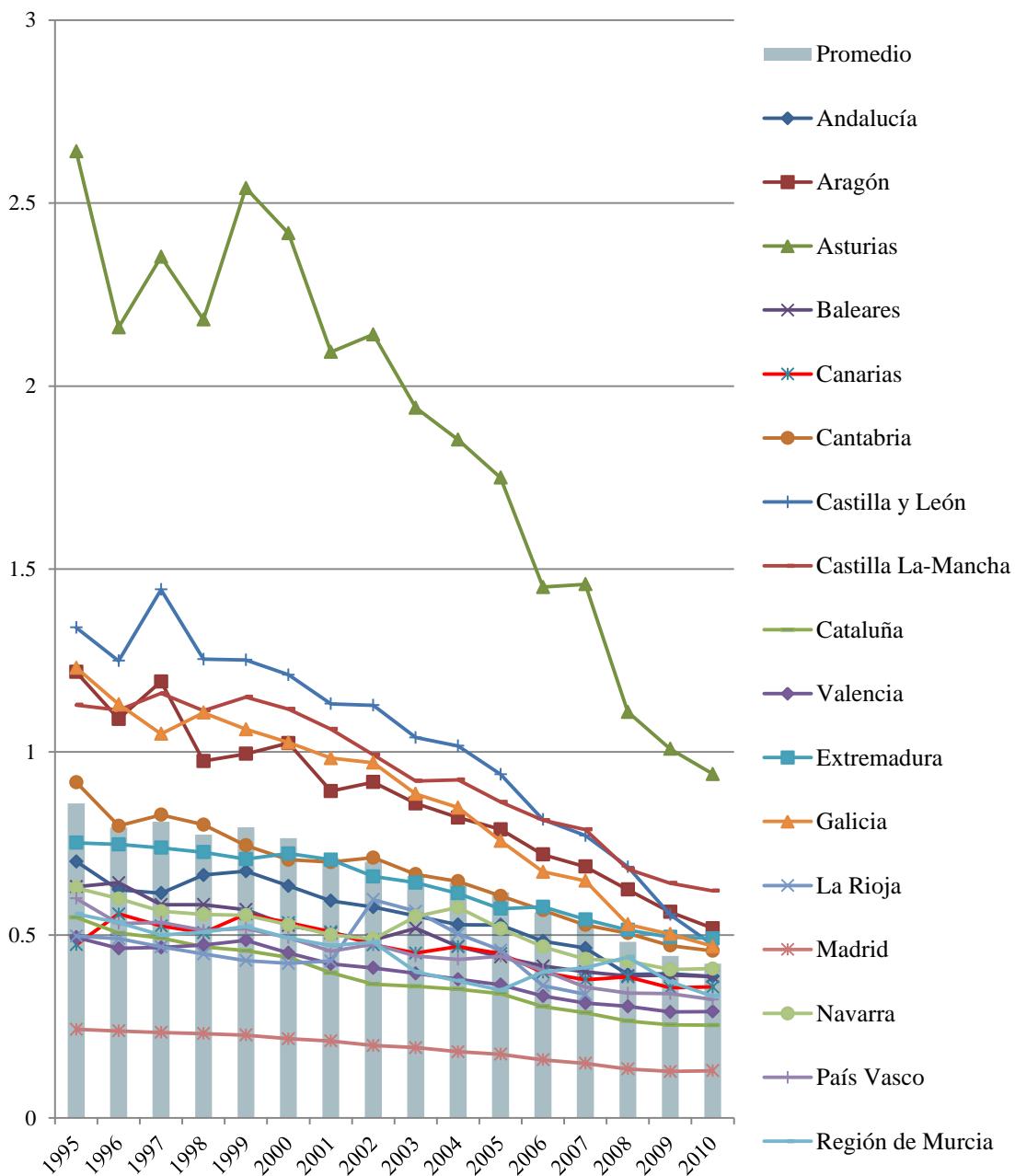
La convergencia estocástica es una parte fundamental en el análisis econométrico de series temporales. El concepto se basa en la hipótesis de que una magnitud aleatoria evoluciona en función de una pauta. Dicha evolución conlleva una reducción sustancial de la distancia entre los individuos que componen una muestra. En economía del desarrollo, campo de investigación donde dicho análisis es más frecuente, sirve para conocer si los territorios convergen en renta per cápita.

En materia ambiental, ha ganado protagonismo en la última década, ya que permite orientar correctamente las políticas dirigidas a limitar la contaminación de forma efectiva, y evaluar los impactos del cambio climático (Aldy, 2006). Es decir, una política correctora eficiente no requiere solo conocer qué territorios contaminan más, sino también aquellos que lo van a hacer en el futuro.

En esta sección, vamos a aplicar dicha herramienta de investigación al análisis de las series históricas de intensidad en la contaminación regional. Si se cumple la hipótesis de evolución convergente, la coordinación será un factor crucial de la política ambiental. Sin embargo, en un escenario de no convergencia, sin homogeneización del daño, la política correctora debería adaptarse a las características de cada comunidad. Por otra parte se examinará si la tributación autonómica sobre emisiones es un factor que impulsa la convergencia.

Previamente, debemos comprobar cómo evoluciona la intensidad en términos generales, es decir, si se modifica al alza o a la baja. Para ello, el gráfico 3.4 presenta la evolución promedio e individual de las series.

Gráfico 3.4: Evolución promedio e individual de la intensidad



Fuente: elaboración propia a partir de Ministerio de Agricultura e INE.

De ahí donde se deduce que el crecimiento relativo del PIB ha sido superior al de las emisiones, lo que ha impulsado el indicador a la baja. Por tanto, en caso de confirmarse la existencia de un proceso convergente, éste tendrá lugar en un contexto de intensidad decreciente⁴⁵.

A nivel individual, cabe destacar que la intensidad de la contaminación en Asturias es muy superior a la del conjunto del Estado, lo que denota que el peso relativo de la actividad secundaria sigue siendo significativo en su economía, especialmente la producción de energía por combustión. Sin embargo, como señalan Vázquez y Lomba (2000), la industria ha descendido notablemente desde los procesos de reconversión que tuvieron lugar en los años 80 y 90. El gráfico refleja claramente los efectos de la última etapa de grandes reformas. En un segundo grupo, se encuentran Andalucía, Aragón, Castilla La-Mancha y Galicia, que son, precisamente, las CCAA que han implantado el tributo sobre emisiones (incluyendo Murcia) y, por tanto, las bases imponibles y las recaudaciones pueden ser más elevadas.

El resto de la sección se compone de la revisión de la literatura, la definición de la muestra y la metodología econométrica. La hipótesis de convergencia estocástica se examina a través de la estacionariedad de las series temporales que, a su vez, se contrasta con los test de raíces unitarias. Para datos de panel se emplean los contrastes de IPS (Im et al., 1997) y de Hadri (Hadri, 2000).

Dichas pruebas tiene validez bajo la hipótesis de independencia espacial, que es frecuentemente vulnerada en los trabajos empíricos. En este contexto, se requiere un test alternativo que se ajuste al incumplimiento de la hipótesis, éste se denomina test de Pesaran (Pesaran, 2003). En el siguiente apartado, se estima un modelo dinámico (con la variable dependiente retardada) que mejora la consistencia de los resultados de los contrastes, gracias a una estimación más adecuada al tamaño de las series.

Finalmente, se mostrarán los resultados tanto analíticos como gráficos para posteriormente, exponer las conclusiones del análisis y tratar de establecer un conjunto de implicaciones políticas acerca de los resultados obtenidos. Reservamos el epígrafe 3.5.6 al estudio de la CKA para España.

⁴⁵ El gráfico 3.4 no representa una reducción neta del daño ambiental, sino relativa al nivel PIB.

3.5.2 Revisión de la literatura

Tabla 3.13: Síntesis de la literatura revisada

Autores	Descripción	Resultado
Aldy (2006) 23 países de dentro y de fuera de la OCDE.	Matriz de trasmisión de Markov	El autor concluye a favor de la convergencia, únicamente para la muestra de países de dentro de la organización
Westerlund y Basher (2007) 28 países con diferentes niveles de desarrollo, y un período de más de cien años de duración.	Examinan las raíces unitarias bajo el supuesto de dependencia espacial. Para ello, utilizan los contrastes propuestos por Phillips y Sul (2003), Moon y Perron (2004), y Bai y Ng (2004).	Confirman el proceso de convergencia.
Strazicich y List (2003) 21 países industrializados	El procedimiento se divide en dos partes: 1. Estiman el vínculo entre la variación anual promedio de las emisiones y su valor inicial. 2. Contrastan la existencia de raíces unitarias.	Resuelven a favor de la convergencia utilizando la variable propuesta por Carlino y Mills (1993): $y_t = \ln \left(\frac{CO_2/PIB_{it}}{\sqrt{N^{-1}(\sum_{i=1}^{17} CO_2/PIB_i)}} \right)$
Barassi et al. (2008) 21 países en la segunda mitad del siglo XX.	Contrastes de raíces unitarias.	El resultado rechaza el supuesto de convergencia
Van (2005) 100 países. 25 % industrializados.	Método no paramétrico.	El resultado en este caso, respalda la hipótesis de convergencia
Ezcurra (2007). 87 países	Estudio no paramétrico de la densidad, Emplea la expresión de Carlino y Mills (1993).	Existe convergencia, no ilimitada.

Fuente: elaboración propia a partir de literatura.

En esta investigación, el factor novedoso respecto a la literatura previa lo constituye el hecho de utilizar series regionales para España, lo que puede representar un elemento relevante en el diseño de la política ambiental española.

3.5.3 Datos y metodología

A) Test de raíz unitaria

Atendiendo a Barassi et al. (2008), un *shock* en un territorio determinado produce un distanciamiento temporal respecto del equilibrio estacionario. La vuelta a dicho equilibrio corresponde al proceso de convergencia estocástica. Para examinar dicha cuestión, necesitamos implementar contrastes de raíces unitarias para datos de panel.

La muestra recoge la intensidad de la contaminación en cada Comunidad Autónoma para el período 1995-2010. La variable empleada es la descrita en la expresión (3.18), que aparece frecuentemente en la literatura.

Vamos a proceder en primer término con el test de IPS, en un escenario de independencia espacial⁴⁶. Si consideramos que la variable tiene un componente tendencial, la regresión auxiliar, y las hipótesis del contraste, se representan de la siguiente manera⁴⁷:

$$\Delta y_{jt} = \eta_j + \beta_j t + \rho_j y_{jt-1} + \sum_{n=1}^{\rho_j} \varphi_{jt-n} \Delta y_{jt-n} + \varepsilon_{jt} \quad (3.18)$$

$$\begin{aligned} H_0 : \rho_j &= 0 \quad \forall j \\ H_A : \rho_j &< 0 \quad j = 1 \dots N_1 \\ \rho_j &= 0 \quad j = N_1 + 1 \dots N \end{aligned}$$

La hipótesis nula asume la existencia de raíces unitarias para todas las series, mientras que la alternativa establece que algunas sean estacionarias alrededor de una

⁴⁶ Esta metodología se ajusta a una muestra más heterogénea entre los territorios, respecto del resto de contrastes de primer orden (Hall y Mairese, 2002).

⁴⁷ Basado en el contraste de Dickey-Fuller Aumentado.

tendencia. Si el resultado del contraste no nos permite rechazar la hipótesis nula, tendremos que considerar que las series son no estacionarias y, por tanto, el efecto de un *shock* permanece en el tiempo marcando una evolución divergente. El rechazo de la hipótesis nula supondría un retorno al equilibrio pre-shock, en un contexto de convergencia (Strazicich y List, 2003). El estadístico IPS es el promedio de los estadísticos-t de raíces unitarias para cada sección cruzada.

A diferencia del contraste anterior, Hadri (2000) no establece como hipótesis nula la existencia de raíces unitarias, sino la estacionariedad en todas las series. Como señalan Barassi et al (2008), es una extensión para datos de panel del contraste de Kwiatkowski et al. (KPSS, 1992) para series temporales. La función es la siguiente:

$$y_{jt} = d_{jt} + \mu_{jt} + u_{jt} \quad (3.19)$$

Donde d_{jt} y μ_{jt} son variables binarias que recogen los factores geográfico y temporal. Las perturbaciones aleatorias se distribuyen bajo el supuesto de independencia espacial, pero se ajusta a las hipótesis de heteroscedasticidad y autocorrelación. El test Lagrangiano de Hadri para la hipótesis de estacionariedad es:

$$LM = \frac{1}{NT^2} \sum_{j=1}^N \sum_{t=1}^T \frac{S_{jt}^2}{\hat{\sigma}_{uj}^2} \quad (3.20)$$

Donde N y T son el número de territorios y períodos, respectivamente. S_{jt}^2 es el cuadrado de la suma de los residuos para cada unidad del panel, y $\hat{\sigma}_{uj}^2$, la varianza de los residuos. En caso de obtener evidencia a favor de no rechazar la hipótesis nula, deberemos considerar que existe estacionariedad alrededor de la tendencia y, por ende, convergencia.

Por otra parte, en datos de panel no siempre existe independencia espacial, por lo que en algunas ocasiones podemos obtener conclusiones poco consistentes, como vimos en el modelo macroeconómico del apartado 3.3. Para superar esta limitación, se dispone de una metodología de segundo orden.

Previamente, se debe comprobar si existe dependencia espacial entre los individuos, para lo cual planteamos el contraste de Pesaran (2004):

$$CD = \sqrt{\frac{2T}{N(N-1)}} \left(\sum_{j=1}^{N-1} \sum_{i=j+1}^N \hat{\rho}_{ji} \right) \quad (3.21)$$

$$H_0 : \rho_{ij} = \rho_{ji} = 0 \quad \forall i \neq j$$

$$H_A : \rho_{ij} = \rho_{ji} = 0 \text{ para algún } i \neq j$$

Donde $\hat{\rho}_{ji}$ es la autocorrelación de los residuos, que deriva de cada regresión individual de Dickey-Fuller.

El rechazo de la hipótesis nula de independencia espacial conlleva la utilización de un test de segundo orden. En su caso, tendremos en cuenta la siguiente modelización propuesta por Pesaran (2003) para un error de especificación de tipo AR (p), donde la hipótesis nula establece que todas las series son no estacionarias, y contienen raíces unitarias. El test que aplicamos es la media aritmética de los test individuales de raíces unitarias:

$$\Delta y_{it} = a_i + b_i y_{it-1} + c_i \bar{y}_{t-1} + \sum_{j=0}^p d_{ij} \Delta \bar{y}_{t-j} + \sum_{j=1}^p \delta_{ij} \Delta y_{i,t-j} + e_{it} \quad (3.22)$$

$$H_0 : b_i = 0 \quad \forall i$$

$$H_A : b_i < 0 \quad i = 1 \dots N_1$$

$$b_i = 0 \quad i = N_1 + 1 \dots N$$

B) Panel dinámico

Los contrastes de raíces unitarias para datos de panel requieren un volumen asintótico de información. Con objeto de subsanar la ausencia de datos suficientes, se puede optar por un modelo de panel dinámico, cuya contribución seminal se debe a Arellano y Bond (1991). Siguiendo esta línea, planteamos un modelo cuya variable dependiente es el logaritmo natural de la tasa de crecimiento de la intensidad. Atendiendo a Lin y Li (2011), la estimación dinámica resulta de la siguiente forma:

$$\ln(\text{GROWTH})_{jt} = \beta_0 - b\ln(\text{INT})_{t-1} + \beta_1(\text{TAX})_{j(t-1)} + \beta_2\ln(\text{PERM})_{jt} + \beta_3\ln(\text{POP})_{jt} + \beta_4\ln(\text{IND})_{jt} + \beta_5\ln(\text{EXP})_{jt-1} + \beta_6\ln(\text{RAIN})_{jt} + \beta_7\ln\text{TREND} + \rho\ln(\text{GROWTH})_{t-1} + u_{jt} \quad (3.23)$$

Donde el coeficiente b determina la tasa de convergencia, es decir, el ritmo al que se va cerrando la brecha. El resto de elementos son las variables que tienen un impacto potencial sobre la tasa de evolución de la intensidad (modelo macroeconómico). La estimación se realiza por el Método Generalizado de Momentos, propuesto por Arellano y Bond (1991)⁴⁸. En caso de existir convergencia, estará condicionada a las variables de control del modelo, tomando la denominación de convergencia condicional.

La estimación del modelo dinámico se realiza suponiendo incorrelación serial en las perturbaciones. Arellano y Bond (1991) proponen contrastar este supuesto mediante dos pruebas de primer y segundo orden, cuya hipótesis nula es la no existencia de correlación. A su vez, sugieren el test de Sargan (1958) para contrastar la ausencia de correlación entre las variables y el error, es decir, si la especificación del modelo es adecuada.

3.5.4 Resultados generales

A) *Test de raíz unitaria*

A continuación en la tabla 3.14, se muestran los resultados de los contrastes antes citados. La parte superior de la tabla recoge los valores generales, la parte inferior, los territoriales.

⁴⁸ La estimación de un modelo dinámico por MCO nunca puede dar un resultado consistente, ya que el retardo tendrá correlación con los efectos individuales.

Tabla 3.14: Resultados de los contrastes de IPS y Hadri.

	IPS	p-valor	Retardos	H_{LM}	p-valor
Resultado	-0.3486	0.3637		9.7032	0.0000
<i>Resultados individuales</i>					
Andalucía	-1.5079	0.0658	1	-0.4432	0.6712
Aragón	-1.6828	0.0462	0	0.6793	0.2485
Asturias	1.1235	0.8694	1	4.7345	0.0000
Baleares	1.6856	0.9541	1	3.8478	0.0001
Canarias	-3.0221	0.0013	0	0.1824	0.4276
Cantabria	-0.2640	0.3959	0	2.6627	0.0039
Castilla León	1.5189	0.9356	0	3.5788	0.0002
Castilla La-Mancha	-2.1830	0.0145	0	1.0936	0.1371
Cataluña	2.3153	0.9897	0	5.4069	0.0000
Com. Valenciana	1.7454	0.9595	0	3.0032	0.0013
Extremadura	-0.0352	0.4860	0	2.3583	0.0092
Galicia	-0.5163	0.3028	0	3.0480	0.0012
La Rioja	0.0699	0.5279	1	1.4975	0.0671
Madrid	-0.9767	0.1644	0	0.4431	0.3288
Navarra	0.0688	0.5274	0	1.7546	0.0397
País Vasco	-0.3216	0.3739	0	2.9675	0.0015
Murcia	0.4451	0.6719	0	3.1923	0.0007

Nota: Los retardos óptimos se eligen según el Criterio de Información de Akaike (1974). La variable es el logaritmo de la intensidad de las emisiones relativizada por el promedio anual.

Fuente: elaboración propia.

La hipótesis nula del test de IPS no se rechaza, por lo que no existe estacionariedad alrededor de una tendencia, es decir, no existe evidencia a favor de la hipótesis de convergencia para el conjunto del Estado. En cuanto a los resultados individuales, en la mayoría de las CCAA, tampoco se rechaza la hipótesis nula con la excepción de Aragón, Canarias y Castilla La-Mancha, donde se rechaza al 5% y en Andalucía, al 10%.

En lo que respecta a los resultados del contraste de Hadri, se advierte que para el conjunto de la muestra no se acepta la hipótesis nula de estacionariedad respecto a la tendencia. Por comunidades, los resultados muestran también una clara evidencia en contra de la hipótesis nula salvo para Andalucía, Aragón, Canarias, Castilla La-Mancha y Madrid.

La divergencia en los valores individuales denota la influencia del factor geográfico y, especialmente del factor fiscal. Esto corrobora el resultado del gráfico 3.4, donde se percibe que las comunidades con mayores niveles de intensidad son, en general, las que implementan políticas fiscales correctoras. De ahí se deduce que los gobiernos regionales implementan este tipo de medidas fiscales si existe una base imponible que garantice un flujo de recaudación notable.

Por otro lado, el contraste de Pesaran (2004) determina la existencia de dependencia espacial (p-valor: 0.0148). Por tanto, se necesita un contraste de segundo orden, que se presenta en la tabla 3.15.). En ambos casos, no existe evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula de no estacionariedad y se concluye a favor de la hipótesis de no convergencia, de la misma forma que en los contrastes de primer orden.

Tabla 3.15: Test de estacionariedad con dependencia espacial

Nº retardos	Estadístico	p-valor
0	-2.357	0.377
1	-2.344	0.398

Nota: La variable es el logaritmo de la intensidad de las emisiones relativizada por el promedio anual El número de retardos proviene del Criterio de Información de Akaike (1974).

Fuente: elaboración propia.

B) Panel dinámico

Una vez revisada la resolución de los contrastes, procedemos a mostrar en la tabla 3.16, los resultados de la estimación del panel dinámico por MMG.

Tabla 3.16: Resultados de la estimación de panel dinámico

Ln(GROWTH)	MMG
ln(INT) _{t-1}	-0.1751752 (-0.99)
ln(TAX) _{t-1}	-0.1082952** (-2.01)
ln(PERM)	0.0060076 (0.13)
ln(POP)	-0.0026481 (-0.02)
ln(IND)	-0.2906201 (-1.00)
ln(EXP) _{t-1}	-0.0466568* (-1.93)
ln(RAIN)	-0.0515285 (-0.89)
ln(GROWTH) _{t-1}	-0.1530711 (-0.93)
TREND	-0.0190835 (-0.89)
Cons.	0.2480237 (0.30)
Test de Sargan (p-valor)	0.7318
Test de Arellano-Bond(1) (p-valor)	0.0576
Test de Arellano-Bond(2) (p-valor)	0.4464
Test de significatividad conjunta (p-valor)	0.0015

Fuente: elaboración propia.

El resultado de Sargan no implica el rechazo de la hipótesis nula de no correlación entre los instrumentos del modelo y los errores, de ahí que la especificación sea adecuada. Asimismo, los resultados de los contrastes de Arellano-Bond, de primer y segundo orden, muestran la inexistencia de autocorrelación para las diferencias de los errores del modelo.

En cuanto al coeficiente b , se obtiene un valor de $-0.1751752 < 0$, cuya significatividad es muy baja, lo que atendiendo al modelo de Lin y Li (2011), denota que no existe convergencia condicional en la intensidad. Por tanto, la coordinación política podría no ser un factor fundamental en la intervención pública, ya que las comunidades no tienden hacia un daño ambiental homogéneo. Una de las razones de este resultado es el limitado tamaño de la muestra regional, que no permite evaluar correctamente los cambios en las series a largo plazo.

Respecto a la cuestión fiscal, es importante destacar que el coste medio de la contaminación regional resulta significativo en la determinación del modelo dinámico. Por ello, podemos concluir que la fiscalidad es un factor relevante en un potencial contexto de convergencia a la baja. Este impacto diferencialmente negativo sobre la intensidad conlleva la conveniencia de coordinar la política fiscal. Los resultados de la estimación del modelo se sitúan en la línea de los obtenidos en los test de estacionariedad. Otros trabajos empíricos como Strazicich y List (2003) o Westerlund y Basher (2007), emplean un horizonte temporal más amplio y encuentran evidencia de este proceso, condicionado a la evolución de diferentes factores.

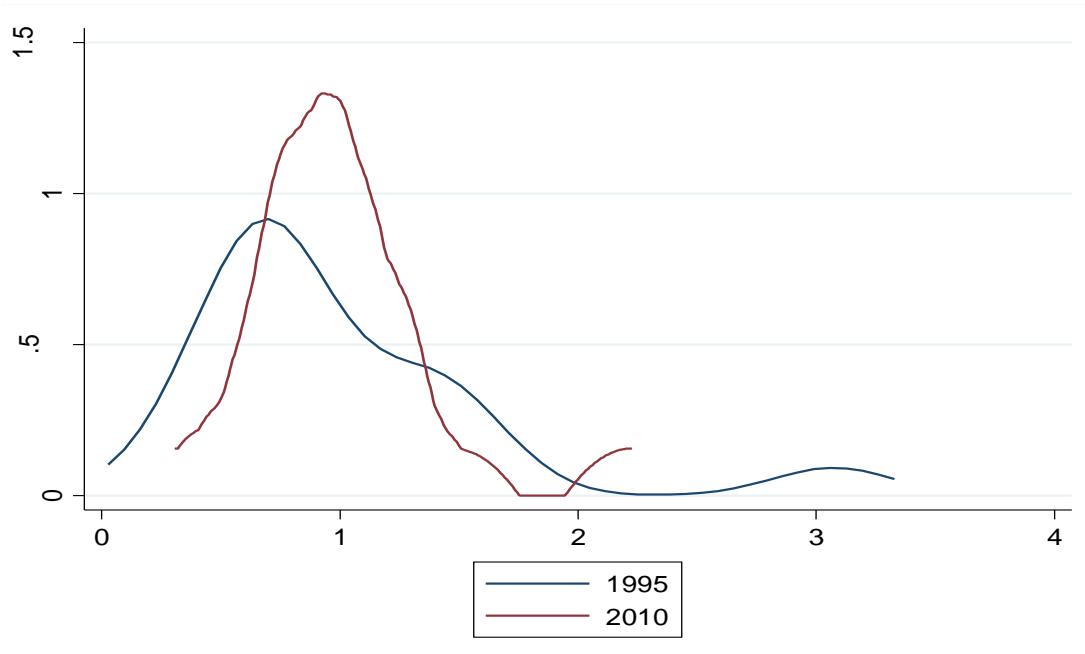
3.5.5 Resultados gráficos

De cara a ampliar los resultados de la metodología econométrica, incluimos los gráficos 3.5 y 3.6. En primer lugar, vamos a representar la densidad para la exponencial de la variable de la expresión (3.18), en 1995 y en 2010. De esta forma, se pretende evaluar gráficamente si ha tenido lugar una variación sustancial en la distribución regional de la intensidad.

Se ha seleccionado a tal efecto, el método de Kernel, atendiendo a Van (2005) y Ezcurra (2007). Como se puede observar en el gráfico 3.5, la distribución de la variable ha sufrido un cambio significativo en lo que se refiere a la moda de la distribución, que en el período inicial se situaba por debajo de 1 y en 2010, se encuentra alrededor de dicho valor.

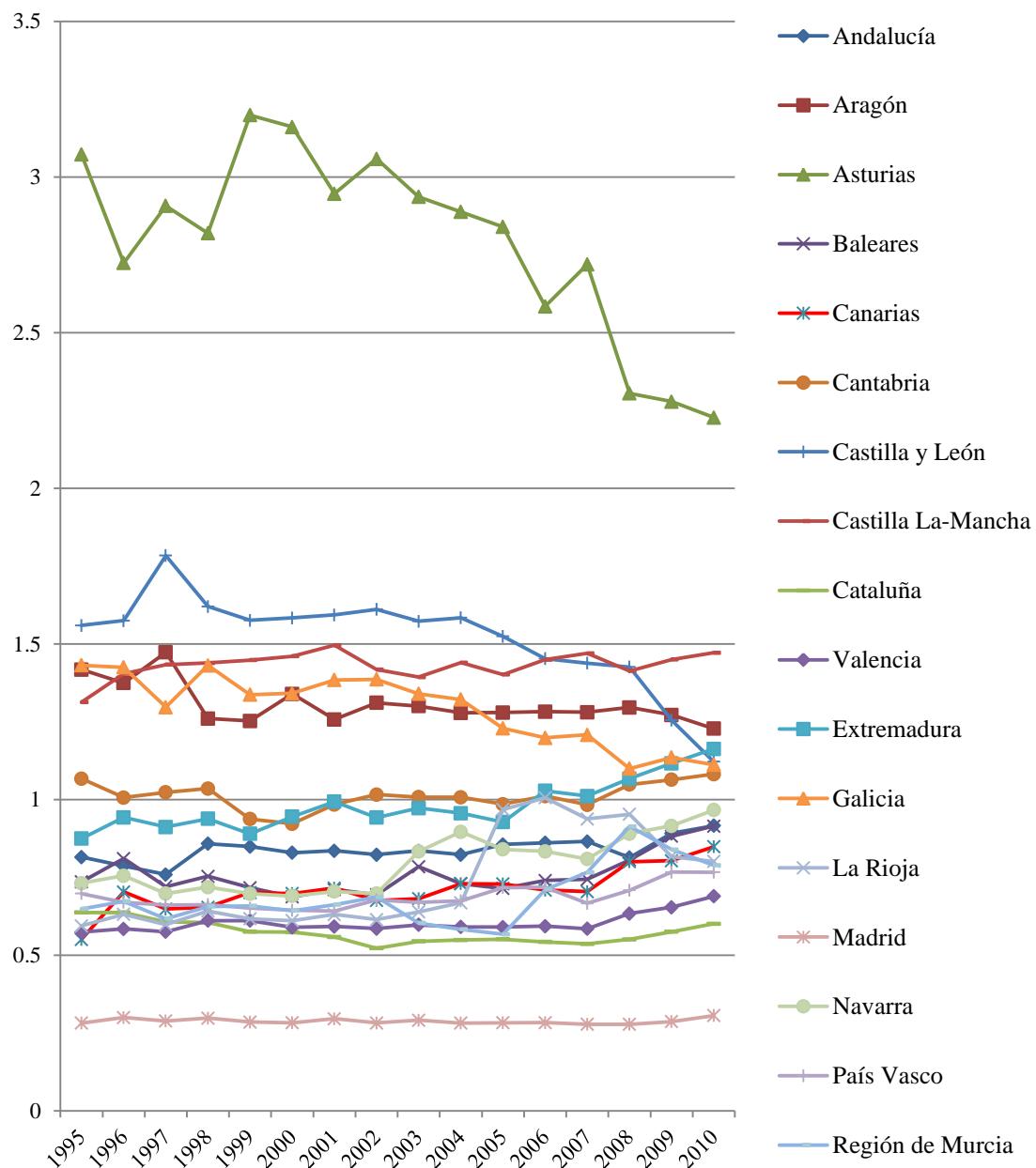
Asimismo, el grado de curtosis aumenta a lo largo del período de estudio, lo que implica que el nivel de concentración es menor en el período inicial que en 2010. Finalmente, se observa que la distancia entre los valores extremos se ha reducido entre 1995 y 2010. Estos resultados pueden ser fruto de un proceso de convergencia del que sin embargo, no existe evidencia ni en los resultados empíricos, ni en el gráfico 3.6, que recoge la evolución del ratio entre la intensidad en la contaminación y el promedio nacional en cada año del período de estudio.

Gráfico 3.5: Evolución de la densidad de Kernel



Fuente: elaboración propia.

Gráfico 3.6: Convergencia en la muestra autonómica



Fuente: elaboración propia.

3.5.6 La Curva de Kuznets Ambiental para España

La evolución de la intensidad regional en emisiones nos indica que no existen evidencias sólidas de un proceso convergente, aunque sí se han producido cambios en las series regionales (gráfico 3.4). En este contexto, cabe preguntarse si el ciclo económico está detrás de la evolución en la contaminación. Para resolver esta cuestión y considerando que la información muestral es más amplia para el conjunto de España, se propone la aplicación de la Curva de Kuznets Ambiental.

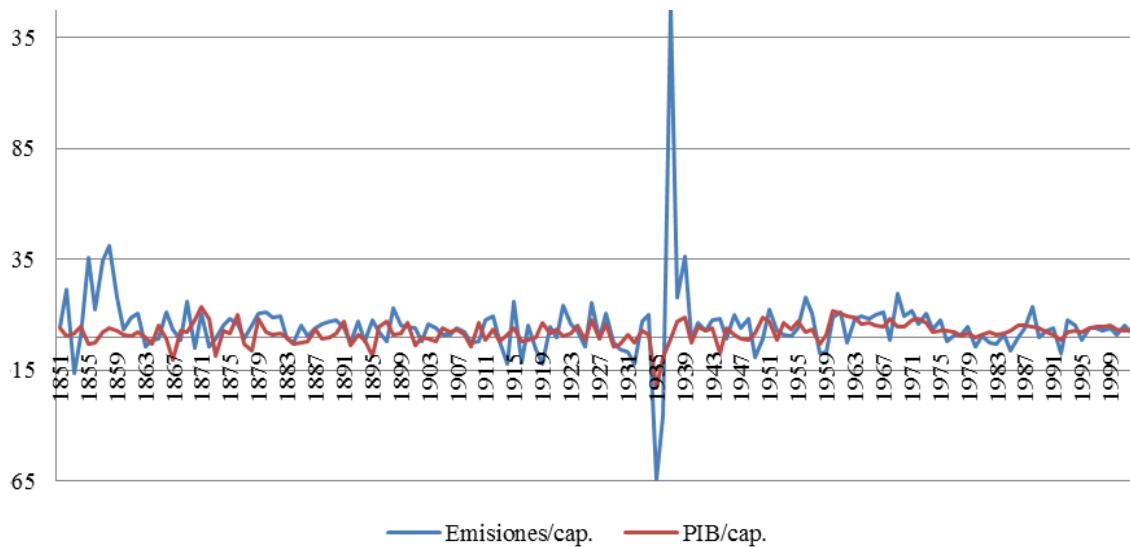
Esta teoría sostiene que cuando la economía se encuentra en una fase de desarrollo inicial, el daño ambiental crece y cuando la economía alcanza el punto de madurez, las emisiones decrecen de forma continua. Dicho concepto tiene su origen en el estudio de Kuznets (1955), donde se afirmaba que la desigualdad disminuye después de alcanzar un determinado nivel de renta per cápita. Su aplicación en un contexto ambiental vino de la mano de Krueger y Grossman (1991) y Shafik y Bandyopadhyay (1992), entre otros. Los análisis de dichos autores mostraban que algunos gases tenían un comportamiento similar al descrito por Kuznets (1955). Así, cuando un país inicia su proceso de desarrollo económico, se produce una tendencia alcista en el nivel de emisiones per cápita. Cuando se alcanza un punto determinado, la tendencia se invierte y comienzan a disminuir. En 1992, el Banco Mundial publicó un informe respaldando dicha hipótesis y Panayotou (1993) acuñó el término.

En primer lugar, vamos a revisar las posibles causas de la existencia de la CKA. Para ello, se procede a describir los efectos que según Stern (2004) condicionan la relación entre emisiones y crecimiento económico. El primero es el efecto escala, que supone un aumento en las emisiones derivado de la expansión en la producción, considerando constantes el resto de factores. En segundo lugar, y en sentido opuesto, actúa el efecto de la sustitución en el output. Esto implica que un país en su fase de desarrollo inicial traspasa capital y trabajo de la agricultura a la industria, y una vez superada esta fase, de la industria a otros sectores menos contaminantes. Consecuencia de ello es la importación de aquellos productos que requieren procesos contaminantes. Para finalizar, queda el efecto de la tecnología como motor de cambio en la productividad y en la intensidad de la contaminación.

Particularizando el análisis para la relación entre el CO₂ y el crecimiento económico, buena parte de la literatura coincide en evidenciar una relación positiva entre ambas magnitudes, al menos, durante el período de expansión económica de un país. Para España, la tasa de crecimiento de las dos variables se presenta en el gráfico 3.7.

Entre 1981 y 2008, la tasa de variación promedio del PIB en España se situó alrededor de un 3%. Por su parte, las emisiones de CO₂ crecieron a un ritmo algo mayor del 1.5%, aunque de forma más inestable. La tasa en ambas variables responde a una evolución con ciertas similitudes, que se acentúan en los períodos de ralentización del crecimiento económico. El coeficiente de correlación de Pearson, que determina el grado de asociación lineal entre dos magnitudes, se sitúa en un 0.55.

Gráfico 3.7: Tasa de variación anual de las emisiones de CO₂ y del PIB/Cápita.



Fuente: elaboración propia a partir del Carbon Dioxide Information Analysis Center, National Accounts for OECD Countries e INE.

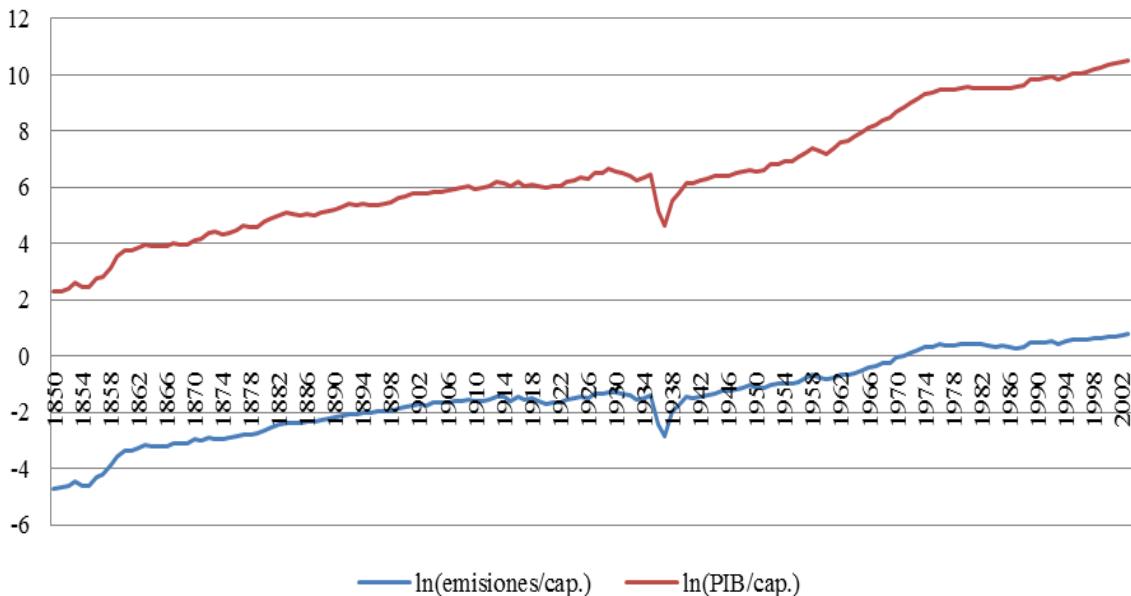
Al respecto de la CKA, Cantos y Balsalobre (2011) contrastan su existencia, tratando solo con energías renovables. Para ello, establecen un modelo econométrico en el que se evalúa el efecto del PIB (en términos cuadráticos), del Índice Gini, y del cociente entre el consumo de energía renovable y consumo de energía por fuentes tradicionales, sobre las emisiones per cápita. Los resultados obtenidos confirman la

hipótesis de una CKA. No obstante, los resultados de las regresiones econométricas son sensibles a la muestra seleccionada como indican Esteve y Tamarit (2012).

Por ello, estos últimos autores proponen el estudio de la CKA a partir de la cointegración en el umbral. Con esta técnica, se contrasta la existencia de una relación estacionaria en el largo plazo y de un mecanismo de ajuste en caso de *shock*. El estudio parte de la idea de que la relación entre las emisiones y el crecimiento no tiene porqué ser lineal y, por tanto, los modelos lineales no son siempre válidos. En esta línea, trabajan con un modelo no lineal de corrección de error de la misma forma que Aviral-Kumar y Shahbaz (2012) para la India. En ambos casos, se concluye a favor de la hipótesis de existencia de la CKA en el largo plazo.

En la presente investigación, vamos a realizar un estudio de la cointegración para las series de emisiones per cápita y de PIB per cápita en España. La metodología se basa en la corrección del error de Engle-Granger que nos permite conocer la relación tanto a largo como a corto plazo, gracias al análisis de los residuos de la regresión entre ambas.

Disponemos de las series desde 1851 hasta 2003, que pueden observarse en el gráfico 3.8. Aplicamos logaritmos naturales para las dos variables con objeto corregir posibles problemas de heteroscedasticidad. La información de las emisiones proviene del Centro de Análisis de Información del Dióxido de Carbono (CDIAC), y para el PIB, de la OCDE (*National Accounts for OECD Countries*).

Gráfico 3.8: Evolución del PIB y las emisiones.

Fuente: elaboración propia a partir del Carbon Dioxide Information Analysis Center, National Accounts for OECD Countries e INE.

Comenzamos con el primer paso de la metodología de Engle-Granger, que consiste en comprobar si las dos series son integradas del mismo orden. Con este propósito, utilizamos el contraste de Dickey-Fuller-Aumentado, con el número de retardos óptimo que nos determina el criterio establecido por Schwarz (1978), e incluyendo la tendencia en el contraste. La hipótesis nula es la no estacionariedad de la serie.

Tabla 3.17: Contraste Dickey-Fuller-Aumentado

Variable	Retardo óptimo	Estadístico DFA	Conclusión
Emisiones/cap.	2	-3.077	No se rechaza H_0
PIB/cap.	1	-0.543	No se rechaza H_0
Δ Emisiones/cap.	1	-10.541	Se rechaza H_0
Δ PIB/cap.	1	-7.687	Se rechaza H_0

Fuente: Elaboración propia. El valor crítico para el 5% de significatividad es 3.443.

Las dos series son integradas de orden uno, así que nos queda por comprobar si existe una relación estacionaria entre ellas. Planteamos la regresión:

$$\ln(\text{CO}_2/\text{cap})_t = \beta_0 + \beta_1 d + \beta_2 \ln(\text{PIB}/\text{cap})_t + \beta_3 d \cdot \ln(\text{PIB}/\text{cap})_t + \varepsilon_t \quad (3.24)$$

Donde ε_t representa el error en la corrección de los desequilibrios entre ambas variables. Asimismo, incluimos una variable ficticia (d) que toma valor uno, en los períodos correspondientes a la Guerra Civil Española y cero, para el resto de la muestra. La variable se introduce, en primer lugar, de forma aditiva, así se recoge el efecto de los cambios en la estructura económica derivados de la contienda civil. A su vez, se multiplica por la variable explicativa, con el fin de tener en cuenta los cambios potenciales en la relación entre ambas variables. Los resultados de la estimación se representan en la tabla 3.18.

Tabla 3.18: Regresión entre las variables

Variable	Coeficiente
PIB/cap	1.604976*** (26.31)
d	3.980587 (0.12)
d(PIB/cap)	-0.5435853 (-0.13)
Cons	-14.23243*** (-27.81)
R²: 0.8449	

Fuente: Elaboración propia.

Con la estimación, obtenemos los valores de los residuos, que en caso de existir cointegración deberán ser estacionarios. Para comprobarlo realizamos de nuevo el contraste de Dickey-Fuller-Aumentado. El resultado (tabla 3.18), para el número de retardos óptimo según Schwarz (1978), permite deducir que la relación es estacionaria, como se observa también en la gráfica 3.9

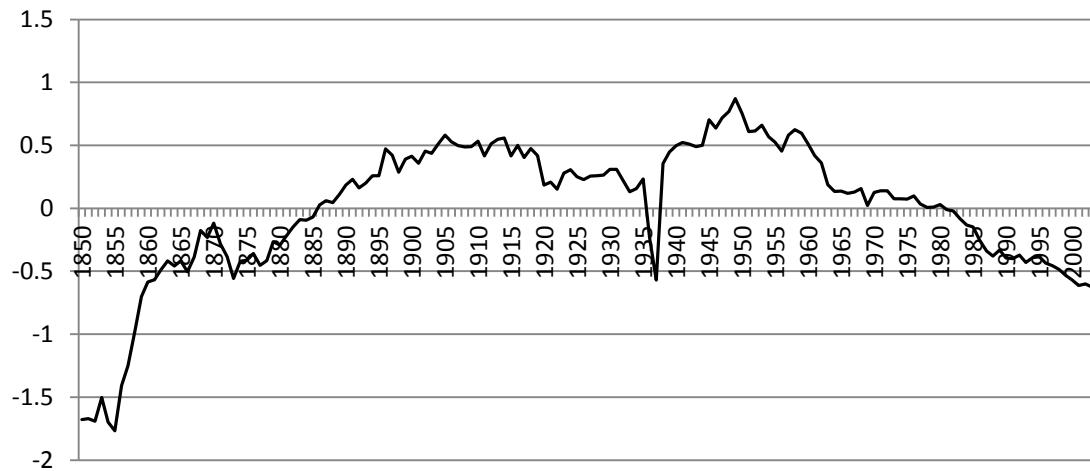
Tabla 3.19: Contraste Dickey-Fuller-Aumentado.

Variable	Retardo óptimo	Estadístico DFA	Conclusión
Residuos	2	-3.247	Se rechaza H_0

El valor crítico para el 5% de significatividad es 2.887.

Fuente: Elaboración propia

Gráfico 3.9: Evolución temporal de los residuos



Fuente: elaboración propia.

El último paso es establecer la regresión que nos permita conocer los efectos a corto y largo plazo, de un cambio de la variable independiente sobre la variable endógena.

$$\Delta \ln(\text{CO}_2/\text{cap})_t = \beta_0 + \beta_1 \Delta \ln(\text{PIB}/\text{cap})_{t-1} + \beta_2 \hat{\varepsilon}_{t-1} + u_t \quad (3.25)$$

El coeficiente de los residuos retardados ($\hat{\varepsilon}_{t-1}$) hace referencia a la medición del mecanismo de corrección de error⁴⁹. Se espera que el signo sea negativo, lo que significa que el mecanismo de corrección actúa en sentido contrario a la variable dependiente, ajustando el efecto. El coeficiente β_1 determina la relación o efecto a corto plazo de un cambio en el PIB per cápita ($\Delta \text{PIB}/\text{cap}_{t-1}$) y las emisiones per cápita, y su signo esperado es positivo.

Tabla 3.20: Regresión de las variables sobre los residuos.

Variable	Coeficiente
$\Delta \text{PIB}/\text{cap}_{t-1}$	0.3547724 (1.44)
$\hat{\varepsilon}_{t-1}$	-0.0512298** (-2.35)
Const.	0.0303088** (2.48)
R²:0.0474	

Fuente: Elaboración propia

De los resultados de la estimación (tabla 3.20), se deduce que no existe un efecto en el corto plazo, ya que el coeficiente β_1 no es significativo. No obstante, el coeficiente de los residuos retardados es negativo y significativo, lo que implica que las desviaciones del equilibrio se corrigen cada periodo anual en un 5.12%, aproximadamente.

⁴⁹ La velocidad de corrección de las desviaciones respecto al equilibrio cuando se produce un cambio en la variable independiente.

En términos económicos, se desprende que ambas series tienen una relación estable que se circscribe al largo plazo.

La ausencia de una relación significativa a corto plazo se debe a una serie de factores, de carácter climático, social o político que afectan a las emisiones en un contexto temporal reducido. El efecto de la evolución económica se percibe a lo largo de un período más amplio, donde otros elementos pueden perder relevancia.

Una vez comprobada la existencia de cointegración, debemos valorar si esta relación puede corresponder con la CKA. Para ello, tomando como referencia el trabajo de Shahbaz et al. (2010), para la economía portuguesa. Planteamos el estudio del Test de Causalidad de Granger que permite observar la direccionalidad de los efectos.

En caso de que la CKA tenga lugar, es evidente que el factor de influencia sobre las emisiones tendrá que ser el PIB per cápita elevado al cuadrado. De esta forma se recoge la posible relación no lineal entre ambas variables. En nuestro ejemplo, tanto las emisiones como el PIB son integradas de orden 1, de tal manera que podemos presentar los siguientes resultados:

Tabla 3.21: Test de Causalidad de Granger

	Coefficiente	p-valor
PIB/cap no afecta a CO ₂ /cap	0.61747	0.734
(PIB/cap) ² no afecta a CO ₂ /cap	4.3619	0.113
CO ₂ /cap no afecta a PIB/cap	2.407	0.300
CO ₂ /cap no afecta a (PIB/cap) ²	1.3235	0.516

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la tabla 3.21, no existe un efecto de la renta al cuadrado sobre las emisiones per cápita, por lo que no existe evidencia de CKA. Sin embargo, el coeficiente (4.3619) es bastante elevado, lo que nos lleva a no descartar la posibilidad de que el resultado puede verse influido por la metodología empleada y la presencia de *outliers* (1936-1939) en la muestra. Este resultado se encuentra en discordancia con

otros resultados previos de la literatura, lo que refuerza las dudas acerca del cumplimiento de dicho concepto en España y en un contexto internacional.

3.5.7 Conclusiones e implicaciones políticas

El estudio de la convergencia estocástica nos permite conocer la evolución relativa de las series temporales, y así poder planificar la política a largo plazo. Su aplicación empírica a las series regionales de intensidad expone un conjunto de conclusiones que son comunes a los diferentes instrumentos metodológicos aplicados en este análisis. En primer lugar y gracias al gráfico 3.4, se advierte que la convergencia solo tiene lugar en las autonomías que parten de niveles superiores de intensidad, y que implementan el tributo sobre emisiones. Sin embargo, para el conjunto del Estado, no parece existir un proceso de convergencia regional.

Los test de raíz unitaria, por su parte, también determinan el rechazo a la hipótesis de convergencia para la expresión (3.18). Estos resultados generales no se cumplen en cuatro CCAA: Andalucía, Aragón, Canarias y Castilla La-Mancha. Esto indica que las series en cuestión son estacionarias alrededor de la tendencia, es decir, son convergentes hacia el promedio regional. Excepto Canarias, el resto de dichas comunidades gravan las emisiones y, además, Andalucía y Aragón gravan específicamente el CO₂. De ahí se desprende que la fiscalidad autonómica afecta a la evolución general de las emisiones, como se determina en el modelo macroeconómico del apartado 3.3.

El panel dinámico manifiesta el incumplimiento de la hipótesis de convergencia condicional en intensidad. Por otra parte, la estimación indica como la variable fiscal es significativa en la evolución de las series temporales, lo que denota congruencia con los test de raíz unitaria.

Finalmente, la aplicación empírica de la Curva de Kuznets Ambiental para España, determina que el ciclo económico es un factor relevante en la evolución de las emisiones a largo plazo. Por tanto, puede ser indicativo de la necesidad de continuar investigando las causas de la evolución de las emisiones regionales, contando con un tamaño muestral más grande.

Al hilo de estas demostraciones empíricas y, en lo que respecta a sus implicaciones políticas, cabe señalar que la inexistencia de pruebas que confirmen un proceso de convergencia, implicaría que la toma de decisiones centralizada no es una solución óptima, ya que el daño ambiental no tiende a homogeneizarse.

Sin embargo, los resultados del análisis de densidad (gráfico 3.5) indican que la concentración de la intensidad regional ha aumentado en el período de estudio y que además los valores extremos han reducido su distancia. Esto parece apuntar a un proceso convergente, que el resto de resultados empíricos tienden a rechazar.

La razón de esta diferencia en las conclusiones proviene del hecho de que las CCAA más contaminantes han reducido la diferencia en intensidad emisora respecto a la media, pero este proceso se ha llevado a cabo a un ritmo moderado que impide obtener resultados significativos en las aplicaciones empíricas. Este hecho se observa claramente en el gráfico 3.6.

Además, si tenemos en cuenta otros aspectos revisados a lo largo de este proyecto doctoral, como el índice de Theil (apartado 2.4), que establece un nivel de desigualdad bajo en la distribución geográfica de las emisiones, la tendencia común en las series autonómicas, y el comportamiento diferencial de las comunidades que gravan las emisiones pone de relieve la necesidad de armonizar y generalizar la política fiscal.

Asimismo, el criterio de asignación en función del alcance geográfico del daño ambiental que tratamos en el primer capítulo también recomendaría buscar una solución de carácter interregional.

CAPÍTULO 4: REFLEXIONES FINALES

4.1Síntesis de las principales conclusiones.....	149
4.2Instrumentos de corrección.....	150
4.3Propuestas de mejora en la gestión y el diseño	153

4.1 Síntesis de las principales conclusiones

En la literatura sobre cambio climático, se ha logrado un amplio consenso sobre la necesidad de reducir la concentración de CO₂ en la atmósfera con el fin de evitar una serie de efectos negativos sobre el clima. Para ello, se debe impulsar una acción coordinada para tratar de aminorar las consecuencias de un escenario *Business As Usual*.

La emisión de gases a la atmósfera es un caso claro de efecto externo negativo, donde el coste de una actividad reduce el bienestar del resto de los agentes económicos. Al mismo tiempo, esta cuestión se puede analizar desde la teoría del bien público, que representa por su condición, un recurso de propiedad común cuyo consumo se debe garantizar a los miembros de una sociedad en igualdad de condiciones. En este caso, el bien al que hacemos referencia es la calidad atmosférica, cuya asignación ineficiente requiere una acción pública que restituya la asignación al óptimo paretiano.

En Europa, el nivel de emisiones ha aumentado notablemente desde la primera etapa de la industrialización, y esto exige una intervención eficaz, al hilo de las consecuencias climáticas que se citan en los informes técnicos de diferentes organismos internacionales como IPCC (2007) o AEMA (2000), entre otros.

Entre los mecanismos de corrección de las externalidades, hemos prestado especial atención a los impuestos sobre emisiones y al sistema de intercambio de permisos. En ambos casos, el agente realiza un pago para internalizar el coste generado en la actividad contaminante. Sin embargo, con la fiscalidad y como vimos en el primer capítulo, se incentiva el cambio productivo en el largo plazo y se estabiliza el coste por emitir. Las incógnitas que aún persisten acerca de la efectividad ambiental en la intervención pública revelan la exigencia de continuar la labor investigadora en el seno de la política ambiental.

4.2 Instrumentos de corrección

La tributación sobre emisiones presenta una serie de ventajas respecto al sistema de intercambio. En primer término, minimiza el coste en el corto plazo, y procura un incentivo a modificar la producción en el largo plazo.

Además, la efectividad de la solución fiscal depende de la decisión del legislador respecto al tipo de gravamen. Si el tipo es elevado y el incremento es progresivo, la reducción en las emisiones será superior y viceversa. Por tanto, es un mecanismo eficaz de cara a mitigar la contaminación de forma significativa.

Los problemas derivados de su coordinación internacional reducen su ventaja comparativa respecto a otras políticas, aunque, como hemos visto en la presente investigación, el sistema de intercambio también afronta los problemas de una mayor coordinación internacional.

Otra alternativa pasa por coordinar los principales instrumentos de corrección de la externalidad; la tributación y el sistema de intercambio de permisos. En primer término, intervendría la tributación, generando un coste para las emisiones asignadas. Una vez superado el límite establecido en el plan de asignación, las instalaciones deben acudir al mercado si necesitan contaminar más.

En lo que respecta al hecho imponible y su adecuación a la variable de impacto ambiental, la teoría recomienda que se graven directamente las emisiones, de tal forma que el hecho imponible esté constituido por la externalidad que queremos corregir. Otras posibilidades pasan por gravar la producción de un determinado sector, el contenido de carbono en un combustible o estimar las emisiones de un vehículo, entre otras.

Aunque la mayoría de los países de la OCDE aplican este tipo de medidas indirectas, la elección de la base imponible debe tener en cuenta la necesaria conexión directa entre la base imponible y el daño ambiental, de esta forma se facilita la medición y la gestión tributaria. En España, se establece esta vinculación directa entre daño ambiental y hecho imponible en los cinco impuestos autonómicos, de tal manera que el diseño cumple este principio de adecuación.

En cuanto a la designación del tipo de gravamen, existen diferencias notables a nivel nacional e internacional. En la tabla 2.6 representamos la estructura tributaria española y en la tabla 4.1, la de aquellos países de la OCDE que gravan de forma directa el daño ambiental causado por las emisiones. Asimismo, incluimos una columna donde aparece el tipo de gravamen efectivo. Debido a la disparidad internacional en el diseño tributario, se ha optado por calcular este indicador como el cociente entre la recaudación de los tributos emisiones por el volumen de las mismas en el año 2010.

Como se deduce de ambas tablas, la fiscalidad es significativamente más baja en España, por lo que el incentivo a mitigar la contaminación será más bajo. Una razón posible por la cual se han establecido tipos más reducidos proviene de la ausencia de un objetivo ambiental y la preferencia por la recaudación. Esto a su vez, puede derivarse de la configuración de sistema de financiación autonómico que incentiva la creación de nuevas figuras en hechos imponibles ambientales, como vía para obtener recursos de gestión propia.

En las comunidades donde se aplica el tributo sobre emisiones, el diseño manifiesta claramente la prevalencia del fin recaudatorio, ya que solo afecta a un número muy reducido de empresas que financian la práctica totalidad de cada impuesto. De la misma forma, es relevante destacar el conjunto de exenciones que la legislación establece para proteger determinados sectores estratégicos. Esto representa un elemento que favorece la inequidad y reduce la vinculación entre la emisión y el pago tributario.

En este sentido, el diseño parece desvirtuar el objetivo ambiental para el que fue establecido. A pesar de todo, los resultados de los modelos econométricos del epígrafe 3.3, de la estimación de la frontera estocástica y del análisis de la convergencia manifiestan que la fiscalidad autonómica sobre emisiones es un factor que limita la intensidad regional y las emisiones empresariales, y que afecta positivamente a la eficiencia de las instalaciones contaminantes.

De ahí se deduce que los impuestos autonómicos, a pesar de los errores en su diseño, son efectivos y debemos procurar su generalización al conjunto del Estado o al menos, la homogeneización de su diseño en aquellas regiones que gravan las emisiones.

Tabla 4.1: Tipos impositivos sobre emisiones en una serie de países de la OCDE

País	Tipo impositivo	Tipo de gravamen efectivo para 2010 (Recaudación/Base Imponible)
Australia	17.03 €/Ton CO ₂	-
Dinamarca	3430 €/Ton NOx 1490 €/Ton SO ₂	822.53
Eslovaquia	48.01 €/Ton NOx 64.01 €/Ton SO ₂	55.60
Francia	67.01 €/Ton NO ₂ 53.60 €/Ton NOx (excepto NO ₂) 44.67 €/Ton SOx	390.12
Hungría	430 €/Ton NOx 180 €/Ton SO ₂	147.98
Irlanda	20 €/Ton CO ₂	477.38
Italia	209.00 €/Ton NOx 106.00 €/Ton SO ₂	92.54
Noruega	2280 €/Ton NOx	662.42
Polonia	0.07 €/Ton CO ₂ 120 €/Ton NOx (recalculado como NO ₂) 120 €/Ton SO ₂	189.71
República checa	43.80 €/Ton NOx 53.76 €/Ton SO ₂	34.76
Suecia	5540 €/Ton NOx (plantas de producción de energía)	208.30

Nota: Para Australia no aparece recaudación. € por cada kilotonelada equivalente de CO₂

Fuente: elaboración propia a partir de OCDE y EuroStat

En definitiva, la presente investigación ha permitido comprobar empíricamente el papel de los instrumentos de corrección, con especial énfasis en la tributación autonómica. Fruto de este análisis, podemos concluir que una mejora en el diseño de la misma, contribuirá a incrementar su efectividad ambiental.

Las aportaciones empíricas representan un elemento innovador en la literatura ambiental española, abriendo la puerta a futuras investigaciones cuando el recorrido temporal y geográfico de los instrumentos fiscales sea mayor.

4.3 Propuestas de mejora en la gestión y el diseño

Las divergencias al respecto del problema de asignación jurisdiccional de la competencia nos permiten tomar conciencia de la complejidad de la cuestión, que se debe afrontar analizando el alcance del daño ambiental a corregir. Desde este punto de vista, la naturaleza global las emisiones a la atmósfera conllevaría un tratamiento homogéneo y coordinado, que por otra parte, contrasta con la escasa viabilidad de una solución fiscal internacional.

En una segunda instancia, y ante la imposibilidad de sellar un acuerdo internacional verdaderamente efectivo, la Unión Europea debería actuar en la dirección de una fiscalidad única entre los Estados Miembros.

Hasta ahora, las iniciativas al respecto se han circunscrito al ámbito de la armonización de la fiscalidad nacional como señalan Padilla y Roca (2003). En esta línea, encontramos la propuesta de directiva de la Comisión en 1992, donde se establecían impuestos nacionales sobre las fuentes de energía, en función de sus emisiones de CO₂, con numerosas exenciones para sectores estratégicos. Algunos gobiernos europeos mostraron su rechazo y la propuesta no fue aprobada.

En 1995 la nueva propuesta de directiva incluía la posibilidad de establecer libremente los tipos impositivos en cada Estado Miembro, durante un primer período. A pesar de ser una propuesta más flexible se desestimó ante la falta de un acuerdo común. Como denota este hecho, la falta de unanimidad internacional es un factor recurrente en un contexto fiscal, por tanto, se deben buscar alternativas de mejor encaje para los países.

En última instancia y como consecuencia de la falta de acuerdo a nivel comunitario, deben ser las administraciones nacionales las encargadas de la gestión tributaria en materia de emisiones. En España, los tres niveles jurisdiccionales han aplicado medidas tributarias de corte ambiental, aunque solo la administración regional ha establecido políticas fiscales sobre emisiones (aunque el impuesto especial sobre matriculación sobre determinados medios de transporte grava en función del CO₂). La fiscalidad autonómica se estructura principalmente alrededor de la figura del tributo propio.

Dada la naturaleza de la externalidad que se pretende corregir, sería conveniente avanzar hacia una armonización fiscal. Esto se efectúa, en primer término, expandiendo la tributación sobre emisiones a todas las comunidades. Posteriormente, se deben igualar los tipos impositivos, y la estructura de exenciones, para homogeneizar el coste de emitir en cualquier lugar del Estado. Al tratarse de tributos propios, la recaudación y la potestad legislativa corresponden a cada autonomía, pero si esperamos obtener un doble dividendo, la reducción en los impuestos directos deberá ser a nivel nacional. Por tanto, la necesidad de coordinar la política ambiental autonómica se hace notoria, en línea con los resultados de los modelos econométricos del capítulo 3.

Especial mención requiere el estudio de la convergencia en la intensidad regional, que ha sido implementado con el fin de determinar si las series convergen en el tiempo, y así influir sobre la asignación territorial de la competencia. En caso de que se hubiera cumplido la hipótesis de convergencia, la homogeneización interterritorial sería un factor indispensable en la planificación política. Los resultados señalan que no tiene lugar, y por tanto, una política descentralizada podría ser viable. No obstante, debemos prestar atención al resultado de la estimación del modelo dinámico, donde se puede observar que la tributación tiene un coeficiente significativo.

Una vez resuelta la cuestión territorial, se proponen una reforma que mejore la efectividad de los impuestos hasta ahora implementados. En primer lugar, se requiere un escenario donde todas las comunidades graven las emisiones con un tipo común para el conjunto del Estado, a fin de igualar el coste de emisión y el incentivo.

Como citamos en los capítulos previos, solo dos gobiernos autonómicos han optado por gravar el CO₂, y exclusivamente Aragón, establece un tipo unitario que se sitúa en 0.2 € por tonelada, muy por debajo de lo mayoría de observaciones que aparecen en la tabla 4.1. En lo que respecta a la tributación sobre óxidos de nitrógeno y azufre, es de nuevo la comunidad aragonesa, la única que establece tipos unitarios (el resto plantea un sistema de tramos). En este caso, el gravamen se eleva a 50 € por tonelada, que se sitúa entre los más bajos de los países revisados de la OCDE (tabla 4.1)

En lo que se refiere a los tipos efectivos autonómicos que recogemos en la tabla 2.6, Andalucía, Galicia y Murcia se sitúan entre los más bajos de la OCDE, superando solo a República Checa y Eslovaquia. Aragón se encuentra también por debajo de la media. Finalmente, el tributo que aplica Castilla La-Mancha incluye otros gravámenes que dificultan la comparación de su tipo efectivo con el resto de figuras tributarias.

Por tanto, ya que nos encontramos en un contexto de tipos impositivos bajos pero efectivos, se propone en primer lugar, la ampliación territorial de la fiscalidad sobre emisiones. De esta forma, se corrige la inequidad interregional y las diferencias en la intensidad de la política ambiental. En segundo lugar, consideramos necesario un incremento de los tipos de gravamen, para cumplir de manera eficaz los objetivos de reducción de la contaminación, así como su actualización dinámica de tal forma, que sea más efectivo en el largo plazo.

Finalmente, del compendio de resultados obtenidos a lo largo de todo el trabajo, se han extraído una serie de conclusiones que hemos sintetizado en los apartados anteriores. Como otras investigaciones en ciencias sociales, las conclusiones comportan una serie de implicaciones políticas, que invitan al legislador a establecer los cambios oportunos que requiere la evidencia empírica. En nuestro caso, las más importantes son las siguientes:

- La intervención pública está plenamente justificada y, por tanto, es competencia de las administraciones establecer los mecanismos de corrección correspondientes.
- A la hora de seleccionar la política adecuada, se deben considerar criterios de

eficiencia en el largo plazo y de viabilidad política.

- La imposición ambiental se debe introducir en el marco de una reforma más amplia, que habitualmente se denomina reforma fiscal verde y que persigue la obtención de un doble dividendo en un contexto de neutralidad recaudatoria.
- En la decisión sobre la asignación jurisdiccional, tienen que concurrir el alcance espacial del daño a corregir y la necesidad de coordinación interterritorial.
- Si se trata de corregir la externalidad negativa causada por las emisiones atmosféricas, la necesidad de homogeneizar la política coercitiva es fundamental.
- La fiscalidad tiene un efecto significativo sobre la intensidad regional en emisiones y sobre la contaminación de una muestra de instalaciones contaminantes en España.
- La anterior premisa se constata también a través de dos técnicas econométricas: la estimación de la frontera estocástica y el análisis de la convergencia geográfica.
- Desde la perspectiva microeconómica, la solución que se revela más eficaz es la combinación de la tributación y los permisos de emisión.

En definitiva, a las administraciones les corresponde la función de acometer las políticas de intervención que regulen de manera eficiente el impacto de la actividad económica sobre el medio ambiente. Dicho camino, según nuestros resultados se ha iniciado con cierto éxito, pero le queda un amplio margen de mejora para garantizar el cumplimiento de los objetivos de calidad ambiental.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADMINISTRACIÓN GENERAL DEL ESTADO. INE. Base de datos disponible en www.ine.es

AEMA (2000): “Environmental taxes - Recent developments in tools for integration”. Copenhagen.

AIGNER, D. J., & CHU, S. F. (1968): “On estimating the industry production function”. *The American Economic Review*, 58(4), pp. 826-839.

AIGNER, D., LOVELL, C. A. L., & SCHMIDT, P. (1977): “Formulation and estimation of stochastic frontier production function models”. *Journal of econometrics*, 6(1), pp. 21-37.

AKAIKE, H. (1974): “A new look at the statistical model identification”. *IEEE transactions on Automatic Control* 19, pp. 716-723.

ALBERINI, A., & SEGERSON, K. (2002): “Assessing voluntary programs to improve environmental quality”. *Environmental and Resource Economics*, 22(1-2), 157-184.

ALDY, J. E. (2006): “Per capita carbon dioxide emissions: Convergence or divergence?” *Environmental & Resource Economics*, 33, pp. 533-555.

ALOI, M. & TOURNEMAINE, F. (2011): “Growth effects of environmental policy when pollution affects health”. *Economic Modeling* 28 (4), pp.1683–1695.

Andalucía, Ley 18/2003, de 29 de diciembre, por la que se aprueban medidas fiscales y administrativas, B.O.J.A. nº 251, de 31 de diciembre de 2003.

ANDERSEN, M; DENGSØE, N. & PEDERSEN, A. (2001): “An Evaluation of the Impact of Green Taxes in the Nordic Countries”. Nordic Council of Ministers.

Aragón, Decreto legislativo 1/2007, de 18 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Legislación sobre los impuestos medioambientales de la Comunidad Autónoma de Aragón, BOA núm. 117, de 03-10-07.

- ARELLANO, M., & BOND, S. (1991):** "Some tests of specification for panel data: Monte Carlo evidence and an application to employment equations". *The Review of Economic Studies*, 58(2), pp. 277-297.
- AVIRAL KUMAR, T. & SHAHBAZ, M. (2012):** "The environmental Kuznets Curve and the role of coal consumption in India: cointegration and causality analysis in an open economy".
- AZOMAHOU, T. LAISNEY, F. & VAN, N.P. (2006):** "Economic development and CO₂ emissions: A nonparametric panel approach". *Journal of Public Economics*, 90, pp. 347–1363.
- BACH, S.; KOHLHASS, M.; MEYER, B.; PRAETORIUS, B. & WELSCH, H. (2002):** "The effects of environmental fiscal reform in Germany: a simulation study". *Energy Policy*, 30 (9), pp. 803–811.
- BAI, J., & NG, S. (2004):** "A PANIC attack on unit roots and cointegration". *Econometrica*, 72(4), pp. 1127-1177.
- BALTAGI, B. H., & LI, Q. (1991):** "A Transformation that will circumvent the problem of autocorrelation in an error-component model". *Journal of Econometrics*, 48(3), pp. 385-393.
- BARASSI, M. R., COLE, M. A., & ELLIOTT, R. J. (2008):** "Stochastic divergence or convergence of per capita carbon dioxide emissions: re-examining the evidence". *Environmental and Resource Economics*, 40(1), pp. 121-137.
- BARDAZZI, R. (1996):** "A Reduction in Social Security Contributions: Which Alternatives for Financing Coverage?" *Economics Systems Research* 8 (3), pp. 247-270.
- BARKER, T. & KÖHLER, J. (1998):** "Equity and Ecotax Reform in the EU: Achieving a 10 per cent Reduction in CO₂ Emissions Using Excise Duties". *Fiscal Studies*, 19, pp. 375-402.
- BARNS, D.; EDMONDS, J.; & REILLY, J. (1992):** "Use of the Edmonds-Reilly Model to model energy-related greenhouse gas emissions". *OECD Publishing*, 113.

- BATTESE, G. E., & COELLI, T. J. (1992):** "Frontier production functions, technical efficiency and panel data: with application to paddy farmers in India". *Journal of productivity analysis*, 3(1-2), pp. 153-169.
- BATTESE, G. E., & COELLI, T. J. (1995):** "A model for technical inefficiency effects in a stochastic frontier production function for panel data". *Empirical economics*, 20(2), pp. 325-332.
- BEAUMAIS, O. & BRÉCHET, T. (1995):** "Ecotax, Rational, Use of Energy and CO₂ Emissions" en Environmental Economics, Macmillan Press Ltd, London.
- BECKER, R., PASURKA, C., & SHADBEGIAN, R. (2012):** "Do Environmental Regulations Disproportionately Affect Small Businesses? Evidence from the Pollutionabatement Costs and Expenditures Survey." *US Census Bureau Center for Economic Studies Paper No. CES-WP-12-25*.
- BELOTTI, F., DAIDONE, S., ILARDI, G., & ATELLA, V. (2012):** "Stochastic frontier analysis using Stata". *CEIS Tor Vergata*. 10 (12).
- BERGMAN, L. (1991):** "General equilibrium effects of environmental policy: a CGE-modeling approach". *Environmental and Resource Economics*, 1(1), pp. 43-61.
- BOONE, C. & RUBENSTEIN, D.B. (1997):** "Natural solution: Full cost accounting can help companies to integrate environmental considerations into decision-making". *CA Magazine*, 130(4), pp. 18-22.
- BORREGO, A. & RIERA, P. (2009):** "Implicaciones económicas de la nueva legislación en responsabilidad ambiental". *Economía industrial* 371, pp. 121-128.
- BORDEHORE, C. (2001):** "Problemas ambientales, problemas humanos" en A. Aledo y J.A. Domínguez (dir.) *Sociología ambiental*. Granada: Grupo Editorial Universitario.
- BÖHRINGER, C. & RUTHERFORD, T. (1997):** "Carbon Taxes with Exemptions in an Open Economy: a General Equilibrium Analysis of the German Tax Initiative", *Journal of Environmental Economics and Management*, 32, pp. 189-203.

- BOSQUET, B. (2000):** “Environmental tax reform: does it work? A survey of the empirical evidence”. *Ecological economics*, 34(1), pp. 19-32.
- BRÄNNLUND, R. & GREN, I-M. (1999):** “Green Taxes in Sweden: A Partial Equilibrium Analysis of the Carbon Tax and the Tax on Nitrogen in Fertilizers”, pp.109-35 en BRÄNNLUND & GREN: *Green Taxes. Economic Theory and Empirical Evidence from Scandinavia*. Edward Elgar. Cheltenham, UK & Northampton, MA, USA.
- BRÄNNLUND, R.; GARCÍA, D.; KRÏSTOM, B. & RIERA, P. (2006):** “Manual de economía ambiental y de los recursos naturales”, *Thompson Paraninfo*. Madrid.
- BRUNDTLAND, G. H. & (1987):** “Our common future”. World Commission on Environment and Development. *Oxford University Press*. 383.
- BRUVOLL, A. & LARSEN, BM. (2004):** “Greenhouse gas emissions in Norway: do carbon taxes work?” *Energy Policy* 32, pp. 493–505.
- BUREAU VAN DIJK.** Sistema de análisis de balances ibéricos (SABI). Base disponible en <http://sabi.bvdep.com>
- BYATT, V.I. ET AL. (2006):** “The Stern Review: A Dual Critique, Part II: Economic Aspects”, *World Economics* 7 (4), pp. 199–229.
- CAMBRIDGE ECONOMETRICS (2005):** “Modelling the Initial Effects of the Climate Change Levy.” www.hmrc.gov.uk.
- CANTOS, J.M. & BALSALOBRE, D. (2011):** “Las energías renovables en la Curva de Kuznets Ambiental: una aplicación para España”, *Estudios de economía aplicada*, Vol. 29 (2).
- Castilla La-Mancha**, Ley 11/2000, de 26 de diciembre, del Impuesto sobre determinadas actividades que inciden en el medio ambiente. DOCM de 29 de diciembre de 2000.
- CANTÓ, S.; RIERA, P. & BORREGO, A. (2009):** “La evaluación del impacto ambiental en España coste y limitaciones”. *Economía industrial*, 371, pp. 113-120.

- CARLINO, G. A., & MILLS, L. O. (1993):** “Are US regional incomes converging?: A time series analysis”. *Journal of monetary economics*, 32(2), pp. 335-346.
- CARTER, R. ET AL. (2006):** “The Stern Review: A Dual Critique, Part I: The Science”, *World Economics* 7(4), pp.167–98.
- CASTELLS, N (2005):** “Fundamentos de Economía Ambiental y su relación con los pagos por bienes y servicios que emanan de la biodiversidad”. UNCTAD.
- CAUDILL, S. B., FORD, J. M., & GROPPER, D. M. (1995):** “Frontier estimation and firm-specific inefficiency measures in the presence of heteroscedasticity”. *Journal of Business & Economic Statistics*, 13(1), pp. 105-111.
- CENTRAAL PLAN BUREAU (1997):** “Greening Taxes and Energy: Effects of Increased Energy Taxes and Selective Exemptions”, Working Document no.96 (15).
- CHRISTENSEN, A. (1991):** “Stabilization of CO2 Emissions. Economic Effects for Finland”. Ministry of Finance. Helsinki.
- COASE, R. (1960):** “The Problem of Social Cost”. *Economic Analysis of the Law*.
- COELLI, T., PERELMAN, S., & ROMANO, E. (1999):** “Accounting for environmental influences in stochastic frontier models: with application to international airlines”. *Journal of Productivity Analysis*, 11(3), pp. 251-273.
- COELLI, T., RAHMAN, S., & THIRLTE, C. (2003):** “A stochastic frontier approach to total factor productivity measurement in Bangladesh crop agriculture, 1961–92”. *Journal of International Development*, 15(3), pp. 321-333.
- COELLI, T.J.; PRASADA RAO, D.S.; O'DONNELL, C.J. & BATESSE, G. (2005):** “An introduction to efficiency and productivity analysis”. *Springer*.
- COLE, M. A., ELLIOTT, R. J., & WU, S. (2008):** “Industrial activity and the environment in China: An industry-level analysis”. *China Economic Review*, 19(3), pp. 393-408.
- Comisión Europea.** Comunicación no 260/2001/CE de la Comisión de 23 de mayo de 2001. Comunicación de la comisión al consejo, al parlamento europeo y al

comité económico y social. Política fiscal en la Unión Europea - Prioridades para los próximos años

Comisión Europea. Decisión no 479/2000/CE de la Comisión del 17 de julio de 2000, relativa a la realización de un inventario europeo de emisiones contaminantes (EPER) con arreglo al artículo 15 de la Directiva 96/61/CE del Consejo relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación (IPPC).

COMISIÓN EUROPEA. Oficina europea de estadísticas (EUROSTAT). Base disponible en <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home/>

CONEFREY, T.; GERALD, J.; VALERI, L. & TOL, R. (2008): “The impact of a carbon tax on economic growth and carbon dioxide emissions in Ireland”. *ESRI working paper*, 251.

CORNWELL, C., SCHMIDT, P., & SICKLES, R. C. (1990): Production frontiers with cross-sectional and time-series variation in efficiency levels. *Journal of econometrics*, 46(1), pp.185-200.

COSTA, M; DURÁN, J.M.; ESPASA, M.; ESTELLER, A. & MORA, A. (2003): Teoría básica de los Impuestos: un enfoque económico. Thomson Civitas.

DALES, JH. (1968): “Pollution, property & prices”. *New horizons in environmental economics*. University of Toronto Press. Canada.

DELMAS, M. A., & TERLAAK, A. K. (2001): “A framework for analyzing environmental voluntary agreements”. *California Management Review*, 43(3), 44-63.

DINDA, S.; COONDOO, D. & PAL, M. (2000): “Air quality and economic growth: an empirical study”. *Ecological Economics*. Volumen 34(3), pp. 409–423.

DURÁN, J.M. & GISPERT C. (2004): “La política ambiental de las CCAA: ingresos y gastos”. En *XI Encuentro de Economía Pública:[los retos de la descentralización fiscal ante la globalización]* (p. 11).

EKINS, P. (1999): “European environmental taxes and charges: recent experience, issues and trends”. *Ecological Economics* 31, pp. 39–62.

- EKINS, P. Y SPECK, K. (1999):** “Competitiveness and exemption from environmental taxes in Europe”. *Environmental and Resource Economics* 13, pp. 369-396.
- ENGLE, R. F., & GRANGER, C. W. (1987):** “Co-integration and error correction: representation, estimation, and testing”. *Econometrica: journal of the Econometric Society*, pp. 251-276.
- EPSTEIN, M.J. (1996):** “Measuring Corporate Environmental Performance”. IMA/McGraw Hill. San Francisco.
- ERBSLAND, M. ; RIED, W. & ULRICH, V. (1995):** “Health, health care, and the environment. Econometric evidence from German micro data”. *Health Economics*, 4 (3) pp. 169-82.
- ERIAS, A. (2003):** “La economía del medio ambiente: un asunto de futuro” en Economía, medio ambiente y desarrollo sostenible. Erias. Deputación da Coruña.
- ESKELAND, G. S., & JIMENEZ, E. (1992):** “Policy instruments for pollution control in developing countries”. *The World Bank Research Observer*, 7(2), 145-169.
- España,** Constitución Española de 1978, del 6 de diciembre, BOE núm. 311 de 29/12/1978.
- España,** Ley Orgánica 8/1980, de 22 de septiembre, de Financiación de las Comunidades Autónomas, BOE núm. 236, de 1/10/1980.
- España.** Tribunal Constitucional (Pleno). Sentencia núm. 37/87 de 26 de marzo.
- España,** Ley 24/2001, de 27 de diciembre de Medidas Fiscales, Administrativas y del Orden Social, BOE núm. 313, de 31/12/2001.
- España,** RD 1370/2006, de 24 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Nacional de Asignación de derechos de emisión de gases de efecto invernadero, 2008-2012. BOE del 25/11/2006. Modificado por el Real Decreto 1030/2007, de 20 de julio. BOE del 21/07/2007. Posteriormente por el Real Decreto 1402/2007, de 29 de octubre. BOE del 30/10/2007.

España, RD 508/2007 de 20 de abril, por el que se regula el suministro de información sobre emisiones del Reglamento E-PRTR y de las autorizaciones ambientales integradas. BOE del 21/04/2007.

España, RD 661/2007 de 25 de mayo, por el que se regula la actividad de producción de energía eléctrica en régimen especial. BOE del 26/05/2007.

España, RD 105/ 2008 del 1 de febrero, por el que se *regula la producción y gestión* de los *residuos de construcción y demolición*. BOE Nº 38 del 13/02/08.

ESTEVE, V. & TAMARIT, C. (2012): “Threshold cointegration and nonlinear adjustment between CO₂ and income: The Environmental Kuznets Curve in Spain, 1857–2007”. *Energy Economics* 34, pp. 2148–2156.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2007): “Greenhouse gas emissions, trends and projections in Europe”. EEA Report No 5/2007.

EZCURRA, R. (2007): “Distribution dynamics of energy intensities: a cross-country analysis”. *Energy Policy*, 35(10), pp. 5254-5259.

FARSI, M., & FILIPPINI, M. (2004): “Regulation and measuring cost-efficiency with panel data models: Application to electricity distribution utilities”. *Review of Industrial Organization*, 25(1), pp. 1-19.

FARZANEGAN, M. R., & MENNEL, T. (2012): “Fiscal decentralization and Pollution: Institutions Matter”. *Center for European Economic Research (ZEW)*, 50(7).

FELDER, S. & SCHLEINIGER, R. (1999): “Environmental tax reform: efficiency and political feasibility”. *Institute for Social Medicine*. Working paper.

FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, M. (2002): “Comentarios sobre la reforma fiscal ecológica”. *Medio Ambiente & Derecho: Revista electrónica de derecho ambiental*, 7.

FERNÁNDEZ, Y.; FERNÁNDEZ, M^a. ; GONZÁLEZ, D. & OLMEDILLAS, B. (2013): Intensidad energética y emisiones de CO₂: un análisis para Castilla y León y España*. Reunión de estudios regionales.

- FIELD, B. & FIELD, M (2002):** Environmental Economics – An Introduction. McGraw-Hill, New York.
- FILIPPINI, M.; WILD, J. & KUENZLE, M. (2001):** “Scale and cost efficiency in the Swiss electricity distribution industry: evidence from a frontier cost approach”. CEPE, Centre for Energy Policy and Economics. Swiss Federal Institute of Technology.
- FINANCE MINISTRY OF NETHERLANDS (2007):** “The Netherlands at the Brussels Tax Forum” 2007.
- FINNISH MINISTRY OF ENVIRONMENT (1994):** “Interim Report of the Environmental Economics Committee”. Helsinki.
- FISCHER, C & SPRINGBORN, M. (2011):** “Emissions targets and the real business cycle: Intensity targets versus caps or taxes”. *Journal of Environmental Economics and Management*. 62(3), pp. 352-366.
- FØRSUND, F. & NÆVDAL, E. (1998):** “Efficiency Gains Under Exchange Rate Emission Trading”. *Environmental and Resource Economics* 12 (4), pp. 403-423.
- FRANDSEN, S; HANSEN, J. & TRIER, P. (1996):** “A CGE Model for Denmark Applied to CO₂ Targets and GATT Liberalizations” en *Modelling the Economy and the Environment* (pp. 62-76). Springer Berlin Heidelberg.
- FREDRIKSSON, P. & MILLIMET, D. (2002):** “Strategic Interaction and the Determination of Environmental Policy across U.S. States.” *Journal of Urban Economics* 51, pp. 101–122.
- FREDRIKSSON, P., MANI, M., & WOLLSCHEID, J. (2006):** “Environmental federalism: a panacea or Pandora's box for developing countries?” *World Bank Policy Research Working Paper*, (3847).
- GAGO, A. & LABANDEIRA, X. (1997):** “La imposición ambiental: Fundamentos, Tipología Comparada y Experiencias en la OCDE y en España”. *Hacienda Pública Española*, 141/142, pp. 193-219.

- GAGO, A., LABANDEIRA, X. & RODRÍGUEZ, M. (2002):** "La Práctica de la Imposición Ambiental y de las Reformas Fiscales Verdes", en GAGO, A. & LABANDEIRA, X. (dirs) Energía, Fiscalidad y Medio Ambiente en España. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- GAGO, A. (2003):** "Experiencias recientes en el uso de los impuestos ambientales y de las reformas fiscales verdes". Quinto Congreso de Economía de Navarra.
- GAGO, A; LABANDEIRA, X. & RODRÍGUEZ, M. (2004):** "Evidencia Empírica Internacional sobre los Dividendos de la Imposición Ambiental", en BUÑUEL, M. (editor): Fiscalidad Ambiental, Civitas, Madrid.
- GAGO A.; RODRÍGUEZ, M.; PICOS, F. & LABANDEIRA X. (2005):** La imposición ambiental autonómica. En *La financiación de las comunidades autónomas: políticas tributarias y solidaridad interterritorial* (pp. 86-106). Universitat de Barcelona.
- GALÁN, M. (2006):** "El impuesto andaluz sobre emisión de gases a la atmósfera. Análisis sistemático", Noticias de la Unión Europea nº 261, pp. 19-29.
- Galicia,** Ley 12/1995, de 29 de diciembre, del impuesto sobre la contaminación atmosférica, DOG de 30/12/95.
- GARCÍA FERNÁNDEZ, C. (2013):** "El cambio climático y la crisis económica: el impuesto sobre el carbono como instrumento paliativo". Reunión de estudios regionales.
- GERDTHAM, U. & JOHANNESSON, M. (1999):** "New estimates of the demand for health: results based on a categorical health measure and Swedish micro data". *Social Science & Medicine*. 49 (10), pp. 1325–1332.
- GETZNER, M. & FRIEDL, B. (2003):** "Determinants of CO₂ emissions in a small open economy". *Ecological Economics*, 45(1), pp. 133–148.
- GOMEZ OREA, D. (2009):** "La gestión ambiental en la empresa responsabilidades de productores y consumidores". *Economía Industrial*, 371, pp. 87-100.

- GOULDER, L.H. (1995):** "Effects of carbon taxes in an economy with prior tax distortions: an intertemporal general equilibrium analysis". *Journal of Environmental Economics and Management*, 29 (3), pp. 271–297.
- GREEN FISCAL COMMISSION (2009):** "How Effective are Green Taxes?" Briefing Paper 2.
- GREENE, W. (2005):** "Fixed and random effects in stochastic frontier models". *Journal of Productivity Analysis*, 23(1), pp. 7-32.
- HADRI, K. (2000):** "Testing for stationarity in heterogeneous panel data". *The Econometrics Journal*, 3(2), pp. 148-161.
- HAKONSEN, L. & MATHIESEN, L. (1997):** "CO₂-Stabilization may be a No-Regrets Policy. A General Equilibrium Analysis of the Norwegian Economy", *Environmental and Resource Economics*, 9, pp. 171-198.
- HALL, B. & MAIRESSE, J. (2002):** "Testing for Unit Roots in Panel Data: An Exploration Using Real and Simulated Data". Economics Department, UC Berkeley.
- HATTORI, T. (2002):** "Relative performance of US and Japanese electricity distribution: an application of stochastic frontier analysis". *Journal of Productivity Analysis*, 18(3), pp. 269-284.
- HENDERSON, V. (1995):** "Effects of air quality regulation". National Bureau of Economic Research.
- HINDRIKS, J & MYLES, G.D. (2006):** "Intermediate public economics", *Cambridge MA*, USA: MIT Press.
- HMT (HM TREASURY) (2006):** "The climate change levy package", London,
- IM, K. S., PESARAN, M. & H. SHIN, Y. (2003):** "Testing for unit roots in heterogenous panels". *Journal of Econometrics*, 115, pp. 53-74.
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (2010):** *Perspectivas sobre tecnología energética 2010*, OCDE, Paris.

- INTERNATIONAL INSTITUTE FOR LABOUR STUDIES (2011):** “The double dividend and environmental tax reforms in Europe” EC-IILS Joint discussion paper series no. 13.
- JENKINS, G. P., & LAMECH, R. (1992):** “Fiscal policies to control pollution: international experience” Harvard Institute for International Development, Harvard University.
- JOHNSON, P.; MCKAY, S. & SMITH, S. (1990):** “The Distributional consequences of environmental taxes”. The Institute for fiscal studies.
- JUNG, C.; KRUTILLA, K. & BOYD, R. (1996):** “Incentives for advanced pollution abatement technology at the industry level: an evaluation of policy alternatives”. *Journal of environmental economics and management*, 30.
- KEMPF, H. (2011):** “Crisis ecológica: una cuestión de justicia”, Política Exterior, 139, pp. 26-36.
- KNEESE, (1971):** “Environmental Pollution: Economics and Policy”, *The American Economic Review* 61(2), pp. 153-66.
- KRUEGER, A & GROSSMAN, G. (1991):** “Environmental Impacts of a north American Free Trade Agreement”. National Bureau of Economic Research.
- KUMBHAKAR, S. C. (1990):** “Production frontiers, panel data, and time-varying technical inefficiency”. *Journal of Econometrics*, 46(1), pp. 201-211.
- KUNCE, M. & SHOGREN, J. F. (2002):** On environmental federalism and direct emission control. *Journal of Urban Economics*, 51(2), pp. 238-245.
- KUZNETS, S. (1955):** Economic growth and income inequality. *The American Economic Review* 45(1).
- KWIATKOWSKI, D.; PHILLIPS, P. C.; SCHMIDT, P., & SHIN, Y. (1992):** “Testing the null hypothesis of stationarity against the alternative of a unit root: How sure are we that economic time series have a unit root?” *Journal of econometrics*, 54(1), pp.159-178.

- LABEAGA. J.M.; LABANDEIRA, X. & RODRÍGUEZ, M. (2005):** “Análisis de eficiencia y equidad de una reforma fiscal verde en España”. *Cuadernos económicos de ICE*, 70, pp. 207-225.
- LABANDEIRA, X. & LABEAGA, J. (1999):** “Combining Input-Output and microsimulation to assess the effects of carbon taxation on Spanish households”. *Fiscal Studies*, 20(3) pp. 303-318.
- LABANDEIRA, X.; LÓPEZ, X.; PICOS, F. & RODRÍGUEZ, M. (2006):** “Imposición Energético-Ambiental y Financiación Autonómica”. *CLM-Economía*, 8, pp. 209-228.
- LABANDEIRA X.; LOPEZ, X. & RODRÍGUEZ; M. (2008):** “Imposición ambiental y cambio climático”. *Principios: estudios de economía política*, (11), pp. 85-94.
- LABANDEIRA, X. (2010):** “Impuestos Ambientales Locales”. *Informe IEB sobre Federalismo Fiscal en España*.
- LARSEN, BD. & NESBAKKEN, R. (1997):** “Norwegian Emissions of CO₂ 1987-1994: A Study of Some Effects of the CO₂ Tax”. *Environmental and Resource Economics* 9, pp. 275-290.
- LE LANNIER, A. (2010):** “Enforcement of Yardstick Contracts & Consistency in Performance Rankings: An Application to the Water Industry in England and Wales”. Discussion Paper Series.
- LECHÓN, Y.; CABAL, H.; GÓMEZ, M.; SÁNCHEZ E. & SÁEZ, R. (2002):** “Environmental externalities caused by SO₂ and ozone pollution in the metropolitan area of Madrid”. CIEMAT, Energy Studies Institute. *Environmental Science & Policy* 5(5), pp. 385-398.
- LEE, Y. H. & SCHMIDT, P. (1993):** “A production frontier model with flexible temporal variation in technical efficiency” en FRIED, H.; KNOX LOVELL, CA. & SCHMIDT, S: *The measurement of productive efficiency: Techniques and applications*. Oxford University Press, pp. 237-255.

- LEVINSON, A.** (1997). “A note on environmental federalism: Interpreting some contradictory results”. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33(3), pp. 359-366.
- LIBECAP, G. (2011):** “La economía política de los derechos de propiedad”. *Revista Vasca de Economía, Ekonomiaz.* Vitoria.
- LIN, B. & LI, X. (2001):** “The effect of carbon tax on per capita CO₂ emissions”. *Energy Policy* 39, pp. 5137–5146.
- LIST, J. & GERKING, S. (2000):** “Regulatory federalism and environmental protection in the United States”. *Journal of Regional Science*, 40(3), pp. 453-471.
- LÓPEZ-GUZMÁN, T.; LARA, F.; FUENTES, F. & VEROZ, R. (2006):** “La reforma fiscal ecológica en la Unión Europea: antecedentes, experiencias y propuestas”. *Revista de Economía Institucional*, 8 (15), pp. 321-332.
- LÓPEZ-GUZMÁN, T. & SÁNCHEZ, S. (2009):** “Fiscalidad autonómica y medio ambiente. Una reflexión en torno al impuesto andaluz que grava la contaminación atmosférica”. *Revista de estudios regionales*, 7, pp. 351-358.
- LYON, TP. & MAXWELL, JW (1999):** “Voluntary Approaches to Environmental Regulation: A Survey”. Kelley School of Business.
- MAGADÁN, M. (2009):** “Imposición verde y financiación autonómica: evolución y estructura territorial”. *Revista Economía Industrial*, 371, pp. 155-167.
- MALTHUS, TR (1798):** An Essay on the Principle of Population. London.
- MALUEG, D.A (1989):** “Emission credit trading and the incentive to adopt new pollution abatement technology”. *Journal of Environmental Economics and Management* 18, pp. 52–57.
- MANNE, A. (1992):** “Global 2100: alternative scenarios for reducing carbon emissions”. *OECD Publishing*, 111.
- MASLYUK, S., & DHARMARATNA, D. (2013):** “Renewable Electricity Generation, CO₂ Emissions and Economic Growth: Evidence from Middle-Income Countries in Asia”. *Estudios de Economía Aplicada*, 31, pp. 217-244.

- MATHEWS, M.R. & LOCKHART, J.A. (2001):** “The use of an environmental equity account to internalise externalities”. Aston Business School.
- MEEUSEN, W. & VAN DEN BROEK, J. (1977):** “Efficiency estimation from Cobb-Douglas production functions with composed error”. *International Economic Review*, 18, pp. 435–444.
- MENDELSOHN, R. (2006):** “A Critique of the Stern Report”, *Regulation Magazine* 29 (4), pp. 42–46.
- MENDIETA, JC. (2000):** Programa de Magíster en Economía del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales.
- METCALF, G.; PALSTEV, S.; REILLY, J.; JACOBY, H. & HOLAK, J. (2008):** “Analysis of U.S. Greenhouse Gas Tax Proposals,” Cambridge: MIT.
- MILLIMAN, S.R. & PRINCE, R. (1989):** “Firms incentives to promote technological change in pollution control”. *Journal of Environmental Economics and Management*, 17, pp. 247–265.
- MILLIMET, D. (2003):** “Assessing the empirical impact of environmental federalism”. *Journal of regional science*, 43(4), pp. 711-733.
- MIN, B.S. (2001):** “Regional cooperation for control of transboundary air pollution in East Asia. *Journal of Asian Economics* 12, pp. 137–153.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA Y MEDIO AMBIENTE.** Registro estatal de emisiones y fuentes contaminantes (EPER). Base disponible en <http://www.prter.es.es/>
- MONTGOMERY, W. (1972):** “Markets in Licenses & Efficient Pollution Control Programs”. *Journal of Economic Theory*, pp. 395-418.
- MOON, H. R., & PERRON, B. (2004):** “Testing for a unit root in panels with dynamic factors”. *Journal of econometrics*, 122(1), pp. 81-126.
- MUSGRAVE, R. & MUSGRAVE, P. (1976):** Public finance in theory and practice. McGraw-Hill. New York.

- NARAYAN, P.K & NARAYAN, S (2010):** “Carbon dioxide emissions and economic growth: Panel data evidence from developing countries”. *Energy Policy* 38 (1) pp. 661–666.
- NORDHAUS, W. (1996):** “A regional dynamic general-equilibrium model of alternative climate-change strategies”. *The American Economic Review*, 86, pp. 741-765.
- NORDHAUS, W. (2007):** “A review of the Stern Review on the economics of climate change”. *Journal of Economic Literature* 45, pp. 686-702.
- NORDHAUS, W. (2008):** A question of balance: Weighing the options on global warming policies. Yale University Press.
- NORDIC COUNCIL (1999):** “The use of economic instruments in Nordic environmental policy 1997-1998”. Copenhagen, Denmark.
- NORDIC COUNCIL, (2006):** “The use of economic instruments in environmental policy in the Nordic and Baltic countries 2001-2005”. Copenhagen, Denmark,
- NORWEGIAN MINISTRY OF FINANCE AND CUSTOMS (1998a):** “Green Taxes”. Norwegian Ministry of Finance and Customs, Oslo.
- NURDIANTO, D. & RESOSUDARMO, B. (2012):** “Economy-wide Impact of a Carbon Tax in ASEAN”. The Australian National University.
- OATES, W.E. (1972):** Fiscal Federalism. Harcourt Brace Jovanovich, Nueva York.
- OATES, W.E. & CROPPER M.L. (1992):** “Environmental Economic: a survey.” *Journal of Economic Literature* 30: 675-740.
- OATES, W.E. (1996):** “The invisible hand in the public sector: Interjurisdictional competition in theory and practice”.
- OBSERVATORIO DE LA SOSTENIBILIDAD EN ESPAÑA. (2006):** “Informe Anual”. *Universidad de Alcalá*.
- OECD (1972):** Recommendation of the council on guiding principles concerning international economic aspects of environmental policies. *May. Council*

- Document no. C(72)I28. Paris: Organization of Economic Cooperation and Development.
- OCDE.** OCDE DATABASE. Base de datos disponible en <http://stats.oecd.org/>
- OECD (2001):** "Environmentally Related Taxes in OECD Countries". Paris.
- OECD (2006):** "The Political Economy of Environmentally Related Taxes." Paris.
- OLSON, M. (1969):** The Principle of "Fiscal Equivalence", The division of responsibilities among different levels of government, *American Economic Review* 59 (2): 479-487.
- ORTEGA, JM. (2005):** "Las tasas fiscales de protección al medio ambiente. Potencialidades, límites y perspectivas". *Facultad de Derecho de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos.*
- O'RYAN, R. (2000):** "Economía del medio ambiente". *Departamento de Ingeniería Industrial.* Universidad de Chile.
- PADILLA, E. & ROCA, J. (2003):** "Las propuestas para un impuesto europeo sobre el CO₂ y sus potenciales implicaciones distributivas entre países". *Revista de Economía Crítica.*
- PANAYOTOU, T. (1993):** "Empirical tests and policy analysis of environmental degradation at different stages of economic development". Geneva: International Labor Office, Technology and Employment Programme.
- PARETO, V. (1927):** Manual of Political Economy. Macmillan and Co. Londres.
- PARRY, I. (2003):** "Fiscal Interactions and the Case for Carbon Taxes Over Grandfathered Carbon Permits". *Oxford University Press y Oxford Review of Economic Policy Limited*
- PARRY, I. W. (2004):** "Are emissions permits regressive?" *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(2), 364-387.
- PATUELLI, R.; NIJKAMP, P. & PELS, E. (2005):** "Environmental tax reform and the double dividend: A meta-analytical performance assessment". *Ecological Economics*, 55(4), pp. 564-583.

- PECK, S & TEISBERG, T. (1995):** "International CO₂ emissions control: An analysis using CETA. *Energy Policy*, 23 (4/5), pp. 297-308.
- PELTZMAN & TIDEMAN (1972):** "Local Versus National Pollution Control: Note", *American Economic Review*, 62, pp. 959-963.
- PESARAN, M. H. (2003):** "A Simple Panel Unit Root Test in the Presence of Cross Section Dependence". Cambridge Working Papers in Economics 0346. University of Cambridge
- PESARAN, M. H. (2004):** "General diagnostic tests for cross section dependence in panels". Cambridge Working Papers in Economics 0435. University of Cambridge
- PHILLIPS, P. C. & SUL, D. (2003):** "Dynamic panel estimation and homogeneity testing under cross section dependence". *The Econometrics Journal*, 6(1), pp. 217-259.
- PIGOU, AC. (1920):** The Economics of Welfare. Macmillan and Co. Londres.
- PITT, M. M., & LEE, L. F. (1981):** "The measurement and sources of technical inefficiency in the Indonesian weaving industry". *Journal of Development Economics*, 9(1), pp.43-64.
- POLLITT, M. (2003):** "Government Regulation of Industry". *Class 19: Environmental Regulation*. The Cambrigde –MIT.
- PORRINI, D (2005):** "Environmental policies choice as an issue of informational efficiency" in JÜRGEN G. BACKHAUS (ed): *The Elgar Companion to Law and Economics*. Edward Elgar Publishing, Inc. Massachusetts.
- PROOST, S. & VAN REGEMORTER, D. (1992):** "Carbon Taxes in the European Community: Design of Tax Policies and their Welfare Impacts," *European Economy: The Economics of Limiting CO₂ Emissions*, Special Edition (1) pp. 91-114.
- PROOST, S. & VAN REGEMORTER, D. (1996):** "The Double Dividend Hypothesis, the Environmental Benefits and the International Coordination of the Tax

- Recycling" en "Environmental Fiscal Reform and Unemployment", Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- PUIG-JUNOY, J., & ARGILES, J. M. (2004):** "The influence of management accounting use on farm inefficiency". *Agricultural Economics Review*, 5(2), pp. 47-66.
- Región de Murcia**, Ley 9/2005, de 29 de diciembre, de Medidas Tributarias en materia de Tributos Cedidos y Tributos Propios año 2006, B.O.R.M. suplemento nº 3 del nº 301, de 31 de diciembre de 2005.
- REINHARD, S., KNOX LOVELL, C. A., & THIJSSSEN, G. J. (2000):** "Environmental efficiency with multiple environmentally detrimental variables; estimated with SFA and DEA". *European Journal of Operational Research*, 121(2), pp. 287-303.
- REISMAN, G. (2006):** "El informe británico Stern sobre calentamiento global". Ludwig Von Mises Institute Auburn, Alabama.
- REMUZGO, L., & SARABIA, J. M. (2013):** "Desigualdad en la distribución mundial de emisiones de CO₂ por sectores: Descomposición y estudio de sensibilidad". *Estudios de Economía Aplicada*, 31, 65-92.
- REQUATE, T. (2005):** "Dynamic incentives by environmental policy instruments: a survey". *Ecological Economics*, 54 (2-3), pp. 175–195.
- ROCA, J. (1998):** "Fiscalidad ambiental y reforma fiscal ecológica". *Cuadernos Bakeaz*, 27.
- RODRÍGUEZ, M. (2002):** "Reforma fiscal verde y doble dividendo: una revisión de la evidencia empírica". *Papeles de trabajo del Instituto de Estudios Fiscales. Serie economía*, 27, pp. 7-26.
- ROMERO-ÁVILA, D. (2008):** "Convergence in carbon dioxide emissions among industrialized countries revisited". *Energy Economics*, 30(5), pp. 2265-2282.
- ROSEN, H. (2008):** "Hacienda Pública". McGraw-Hill/ Interamericana de España. Madrid.

- SARGAN, J. D. (1958):** "The estimation of economics relationships using instrumental variables", *Econometrica*, 26, pp. 393-415.
- SCHMIDT, P. & KNOX LOVELL, C. A. (1979):** "Estimating technical and allocative inefficiency relative to stochastic production and cost frontiers". *Journal of econometrics*, 9(3), pp. 343-366.
- SCHMIDT, P., & SICKLES, R. C. (1984):** "Production frontiers and panel data". *Journal of Business & Economic Statistics*, 2(4), pp. 367-374.
- SCHWARZ, G. (1978):** "Estimating the dimension of a model". *Annals of Statistics*, 6, pp. 461-464.
- SEGERSON, K., & MICELI, T. J. (1998):** "Voluntary environmental agreements: good or bad news for environmental protection?" *Journal of environmental economics and management*, 36(2), 109-130.
- SHACKLETON, R.; SHELBY, M.; CRISTOFARO, A.; BRINNER, R.; YANCHAR, J.; GOULDER, L.; JORGENSON, D.; WILCOXEN, P.; PAULY, P. & KAUFMANN, R. (1992):** "The Efficiency Value of Carbon Tax Revenues" Energy Policy Branch, U.S. Environmental Protection Agency.
- SHAHBAZ, M., JALIL, A., & DUBE, S. (2010):** "Environmental Kuznets curve (EKC): Times series evidence from Portugal".
- SHAFIK, N. & BANDYOPADHYAY, S. (1992):** "Economic growth and environmental quality: time series and cross-country evidence". Washington D.C. World Bank.
- SHOBE, W. M., & BURTRAW, D. (2012):** Rethinking Environmental Federalism in a Warming World. *Climate Change Economics*, 3(04).
- SIRIWARDANA, M.; MENG, S. & MCNEIL, J. (2011):** "The Impact of a Carbon Tax on the Australian Economy: Results from a CGE Model". *Business, Economics and Public Policy Working Papers*, 2.
- SMITH, S. (1992):** "Taxation and the environment: a survey. Institute for fiscal studies, 13(4), pp. 21-57.

- STERN, D. (2004):** “The rise and fall of the Environmental Kuznets Curve” *World Development*, 32 (8) pp. 1419–1439.
- STERN, N. (2006):** “Stern Review on the Economics of Climate Change”. *Cambridge University Press*. UK.
- STERNER, T., & KOHLIN, G. (2003):** “Environmental taxes in Europe”. *Public finance and management*, 1.
- STRAZICICH, M. C., & LIST, J. A. (2003):** “Are CO₂ emission levels converging among industrial countries?” *Environmental and Resource Economics*, 24(3), pp. 263-271.
- TER-MINASSIAN, T. (1997):** “Intergovernmental fiscal relations in a macroeconomics perspective: an overview” in TER-MINASSIAN, T.(ed): *Fiscal federalism in theory and practice*. International Monetary Fund. Washington.
- THEIL, H. (1967):** Economics and information theory (Vol. 7). Amsterdam: North-Holland.
- TIEBOUT, C. (1956):** “A pure theory of local expenditures”. *Journal of political economy*, 64 (5).
- TIETENBERG, T. (1985):** “Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy”. *Resources for the Future*. Washington, DC.
- TIMILSINA, G. R. (2009):** “Carbon tax under the Clean Development Mechanism: a unique approach for reducing greenhouse gas emissions in developing countries”. *Climate Policy*, 9(2), pp. 139-154.
- TIRADO, S. (2003):** “El coste externo del cambio climático. Supuesto y opciones éticas de los métodos de valoración económica de la calidad ambiental”.Jornadas Técnicas de Ciencias Ambientales. Universidad de Alcalá.
- TOL, R. (1995):** “The Damage Costs of Climate Change Toward More Comprehensive Calculations.” *Environmental and Resource Economics*, 5(4), pp. 353–74.
- TOMÁS, JA. (2003):** “Indicadores económicos y estrategia de desarrollo sostenible” en Economía, medio ambiente y desarrollo sostenible. Erias. Deputación da Coruña.

- TOMASINI, D. (2001):** “Valoración económica del ambiente”. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.
- TORRAS, M., & BOYCE, J. K. (1998):** “Income, inequality, and pollution: a reassessment of the environmental Kuznets curve”. *Ecological economics*, 25(2), pp. 147-160.
- TRIGO, A. (2008):** “Políticas microeconómicas para la protección del medio ambiente”. *e-pública*, 3, pp. 14-39.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF ENERGY.** Carbon dioxide information analysis center (CDIAC). Base disponible en <http://cdiac.ornl.gov/>
- VAN, P. N. (2005):** “Distribution dynamics of CO₂ emissions”. *Environmental and Resource Economics*, 32(4), pp. 495-508.
- VÁZQUEZ, J. A., & LOMBA, R. (2000):** “La industria asturiana, un sector en transformación”. *Economía Industrial*, (335/336), pp. 111-122.
- WESTERLUND, J & BASHER, S. (2007):** “Testing for Convergence in Carbon Dioxide Emissions Using a Century of Panel Data”. *Environmental and Resource Economics*, 40(1), pp. 109-120.
- WHALLEY, J.; & WIGLE, R. (1991):** “Cutting CO₂ emissions: The effects of alternative policy approaches”. *The Energy Journal*, 12(1), pp. 109-124.
- WOLF, C (1995):** Mercados o gobiernos elegir entre alternativas imperfectas. Instituto de Estudios Fiscales. Madrid.

