

REGULACIÓN AMBIENTAL, PRODUCTIVIDAD Y EFICIENCIA EMPRESARIAL

Andrés J. PICAZO

Ernest REIG

Francesc HERNÁNDEZ (*)

Universitat de València

Resumen

El objetivo de este artículo es realizar un repaso de la literatura económica en relación con la incorporación de los aspectos medioambientales en la medición de la productividad y la eficiencia empresarial. En particular, se destacan aquellas aportaciones que adaptan los procedimientos tradicionales de cálculo de la productividad y la eficiencia de las empresas para incluir la generación de externalidades medioambientales, así como los efectos derivados de las regulaciones públicas establecidas para limitarlas o corregirlas.

Palabras clave: medio ambiente, regulación, productividad, eficiencia.

Abstract

The aim of this article is to carry out a review of the economic literature in relation to the inclusion of environmental aspects in the measurement of business productivity and efficiency. In particular, we underline those contributions that adapt traditional business productivity and efficiency calculation procedures to include the generation of environmental externalities, as well as the effects stemming from the public regulations laid down to limit or correct them.

Key words: environment, regulation, productivity, efficiency.

JEL classification: K23, O47, L51.

I. INTRODUCCIÓN

La importancia de los avances en la productividad para el crecimiento de las modernas economías industriales ha sido ampliamente reconocida, así como el relevante papel del cambio tecnológico a la hora de explicar el aumento de la productividad global de los factores productivos. Es asimismo evidente que el logro de mayores niveles de ingreso por habitante ha venido acompañado de un conjunto de efectos externos negativos sobre el medio ambiente, en forma de contaminación de la atmósfera y de las aguas continentales, contaminación del suelo y deterioro de recursos naturales, que las políticas medioambientales intentan paliar. Este artículo pretende destacar aquellas orientaciones de la literatura económica actual que incorporan los aspectos medioambientales en la medición de la productividad y la eficiencia empresarial. Se trata, por tanto, de analizar en qué forma pueden adaptarse o modificarse los procedimientos tradicionales de cómputo de la productividad total de los factores (PTF) y los análisis de eficiencia, para incluir la generación de externalidades medioambientales por parte de las empresas, así como los efectos derivados de las regulaciones públicas establecidas para limitarlas o corregirlas.

II. PRODUCTIVIDAD Y REGULACION AMBIENTAL

La constatación del declive de las tasas de variación de la PTF en las economías desarrolladas, a partir de mediados de la década de los setenta, fue el punto de

partida de un amplio conjunto de estudios que creyeron ver en la creciente importancia de la regulación medioambiental en estos países una de las causas básicas de la ralentización observada del crecimiento económico (1). La atención se centró, particularmente, en la economía norteamericana, no sólo por la mayor disponibilidad de información estadística, sino también por el importante cambio en la intensidad de la regulación medioambiental que tuvo lugar en los años sesenta y setenta. La mayor parte de los estudios efectuados ha puesto, sin embargo, el acento en los costes, sin evaluar los beneficios sociales producidos por la regulación, aunque reconociendo su existencia.

La razón principal por la que el método residual de cálculo de la PTF (ver el recuadro 1) tiende a reflejar un descenso en la tasa de crecimiento de esta magnitud ante una regulación más intensa, es el hecho de que no distingue entre aquellos *inputs* que se utilizan en la producción de bienes y servicios destinados al mercado y los que se emplean en satisfacer los requerimientos relacionados con la imposición de normas medioambientales más exigentes, como el personal y el equipo de capital dedicados a reducir la emisión de residuos contaminantes. El resultado es que el aumento en el uso de *inputs productivos* —entendiendo por tales los que se destinan a la producción de *output* de mercado— no se corresponde con incrementos de la producción similares a los que tendrían lugar en un entorno regulatorio más laxo. Dado que el gasto en recursos destinados específicamente a cumplir con la regulación suele representar una proporción relativamente pequeña del coste total de producción, cabría esperar, como re-

flejaron los primeros estudios, un efecto pequeño en términos de reducción del ritmo de crecimiento de la productividad. En esta línea, Denison (1979) estimó una caída de 0,35 puntos porcentuales en la tasa de variación de la PTF de la industria manufacturera norteamericana debida al impacto de la regulación medioambiental, lo que venía a representar un 16 por 100 de la caída en su ritmo de crecimiento entre 1972 y 1975. Conrad y Wastl (1995) hicieron uso, por su parte, de una función de costes para calcular la variación de la PTF en varios sectores de la industria alemana. Comparando los resultados obtenidos en una formulación convencional, que no tiene en cuenta la regulación, con otra en la que ésta queda reflejada mediante la introducción de un *input* asignado a las actividades dirigidas a reducir el impacto ambiental —por el que se paga un precio que incluye el coste de la regulación—, llegaron a la conclusión de que existía una diferencia entre ambas medidas de la productividad que alcanzaba el 15 por 100 anual en el período 1976-91 en la industria de la celulosa, el 9 por 100 en la industria química y el 6 por 100 en las industrias del automóvil y del papel, entre otras (2).

Los efectos directos derivados del uso *improductivo* —esto es, no destinado a la obtención de producción de mercado— de ciertos *inputs*, dentro de un esquema global de *contabilidad del crecimiento*, no constituyen, sin embargo, sino una parte del impacto global de la regulación sobre la productividad. Ésta puede imponer restricciones sobre el uso por parte de la empresa de nuevos procesos de producción, lo que puede representar una mayor dificultad para aprovechar innovaciones técnicas, y es posible, asimismo, que contribuya a crear incertidumbre, afectando al ritmo inversor. Teniendo en cuenta estos aspectos, Gray (1987) encontró evidencia de que el conjunto de normas establecidas por la Environmental Protection Agency y la Occupational Safety and Health Administration habían contribuido, aproximadamente, en un 30 por 100 al declive experimentado en los años setenta en el ritmo de avance de la productividad de la industria manufacturera estadounidense.

Los enfoques basados en el análisis de los costes privados que soportan las empresas como consecuencia del cumplimiento de ciertas normas destinadas a la protección del medio ambiente adolecen, sin embargo, de toda una serie de limitaciones. Entre ellas se encuentra la circunstancia de que estos costes constituyen tan sólo una aproximación a los auténticos *costes sociales* de la regulación; asimismo, la consideración de entornos estáticos de análisis descuida los ajustes intertemporales que tienen lugar en la economía en respuesta al nuevo marco legal. Ambos inconvenientes se han tratado de soslayar mediante el uso de modelos econométricos de equilibrio general. Una particularidad de estos mo-

delos es que permiten tener en cuenta la capacidad de la economía para sustituir bienes *sucios*, o contaminantes, por otros que contribuyen menos a la polución, así como la disposición de los individuos a modificar su oferta de trabajo ante cambios en los precios de los bienes de consumo motivados por el coste de la regulación. Haciendo uso de este tipo de aproximación metodológica, Hazilla y Kopp (1990) mostraron la existencia en la economía norteamericana de importantes diferencias entre su estimación de los *costes sociales* de la regulación y el cálculo de los *costes privados* llevado a cabo por la Environmental Protection Agency. Su análisis muestra también que cuando la regulación afecta a sectores que abastecen de *inputs* intermedios a otras ramas de la producción, los efectos indirectos de la regulación son cuantiosos. Así, mientras en su modelo las inversiones para el control de la producción no deseable (residuos contaminantes,...) sólo se exigen en trece sectores productivos, el incremento de los costes de producción y la disminución de la productividad del trabajo tienen lugar en todas las actividades consideradas, siendo las más afectadas la producción de electricidad, automóviles, petróleo y gas natural, las industrias metálicas básicas y la industria química.

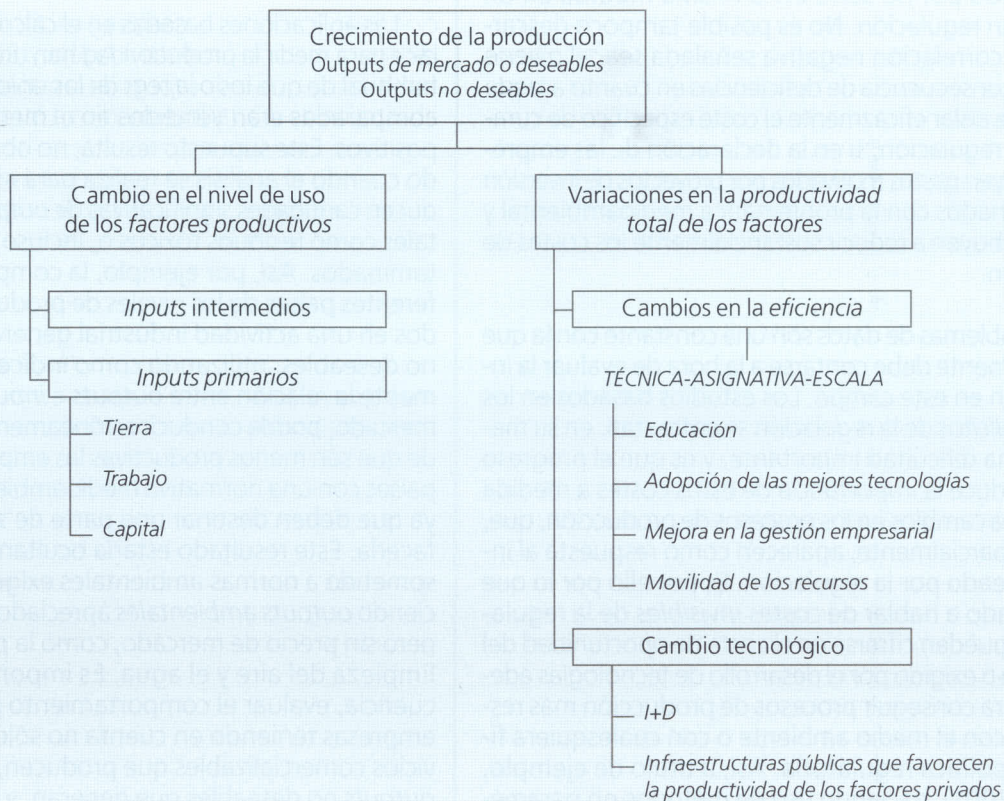
Jorgenson y Wilcoxon (1990) analizaron también el impacto de las regulaciones ambientales mediante un modelo que les permitía simular el comportamiento a largo plazo de la economía norteamericana en dos escenarios alternativos: con y sin regulaciones. Encontraron un efecto a largo plazo de reducción en el 2,59 por 100 del nivel de PNB de los Estados Unidos, y una caída próxima a las dos décimas de porcentaje de la tasa anual de crecimiento de la economía norteamericana a lo largo del período 1973-85.

La política ambiental, ejemplo del tipo de regulación a que se viene haciendo referencia, se asocia comúnmente a los intentos de hacer frente a las *externalidades* negativas de los procesos de producción que tienen lugar en el marco de una tecnología dada. Sin embargo, la moderna teoría del crecimiento otorga un papel vital al cambio tecnológico en el sostenimiento de una mejora continuada en los niveles de renta y productividad. El contraste entre ambos supuestos ha llevado a algunos economistas a defender la conveniencia de considerar la influencia de la política ambiental en el sesgo adoptado por el progreso técnico. Así, McCain (1978) desarrolla un modelo teórico en el que el progreso técnico presenta un sesgo favorable a la polución, y en virtud del cual la estabilización del nivel de contaminación en una economía en crecimiento requiere no solamente la fijación de un *precio* a la polución, sino también que dicho precio crezca al menos proporcionalmente con la productividad del trabajo y los salarios de los tra-

RECUADRO 1

Esquema de contabilidad del crecimiento económico

En un esquema simple de *contabilidad del crecimiento económico*, el cambio en la producción —deseable y no deseable— puede deberse a una alteración en el nivel de uso de los *inputs* productivos —primarios e intermedios— o a una variación de la productividad total de los factores (PTF). La PTF se obtiene de manera residual como la parte del avance de la producción no explicada por el cambio en el nivel de uso de los factores productivos.



bajadores. Porter (1991) ha destacado, asimismo, que una legislación restrictiva en relación con el medio ambiente y la calidad de los productos puede conducir a innovaciones tecnológicas y a mejoras en la eficiencia que otorguen una ventaja competitiva a las empresas y a los países que logren desarrollarlas más tempranamente.

La posibilidad de que la mayor parte de los estudios que hasta el presente se han llevado a cabo estuvieran *sobrevalorando* los costes económicos para el sector privado de la protección ambiental ha sido claramente planteada por Morgenstern, Pizer y Shih (1997), que apoyan su opinión en una investigación realizada con datos de establecimientos pertenecientes a once sectores de la industria norteamericana. Estos autores hacen uso de una metodología basada en la estimación de una función de costes y, como principal resultado, obtienen que,

por cada dólar de gasto adicional motivado por la regulación medioambiental, los costes totales de las empresas se elevan solamente en trece centavos. Aun con las precauciones necesarias (3), este resultado les permite concluir que el auténtico coste económico de la regulación es probablemente inferior a los gastos que las empresas declaran como directamente motivados por su cumplimiento. Ello puede deberse, en primer lugar, a que las empresas no tengan en cuenta en sus informes algunas ventajas pecuniarias relacionadas con la protección medioambiental, tales como la posible recuperación de materiales a través del reciclaje de residuos o los ahorros en otras áreas de la producción. En segundo lugar, hay razones para pensar en la existencia de una relación *negativa* entre los gastos debidos a la regulación y los costes totales de las empresas; podría suceder, por ejemplo, que, previamente a la regulación, una em-

presa estuviera operando de manera ineficiente, y que el cumplimiento de las normas ambientales contribuyera a aumentar su eficiencia. Otra posible explicación sería que los gastos por motivos medioambientales fueran complementarios de la producción convencional, en el sentido de que la reorganización de las líneas de producción motivada por la aplicación de normas medioambientales se aprovechara para llevar a cabo proyectos de inversión rentables que antes no se hubieran emprendido por no serlo en la misma medida en un entorno sin regulación. No es posible tampoco descartar que la correlación negativa señalada sea, al menos en parte, consecuencia de deficiencias en cuanto a la posibilidad de aislar eficazmente el coste específico de cumplir con la regulación, si en la declaración de las empresas se incluyen gastos motivados por proyectos de inversión no relacionados con la problemática medioambiental y que contribuyen a reducir sustancialmente los costes de producción.

Los problemas de datos son una constante con la que necesariamente debe contarse a la hora de evaluar la investigación en este campo. Los estudios basados en los costes explícitos de la regulación se enfrentan, en su mayoría, a una dificultad importante, y es que el progreso técnico reduce la importancia de estos costes a medida que genera cambios en los procesos de producción, que, al menos parcialmente, aparecen como respuesta al incentivo creado por la regulación. Es por ello por lo que se ha pasado a hablar de costes invisibles de la regulación, que pueden cifrarse en el coste de oportunidad del gasto en I+D exigido por el desarrollo de tecnologías adecuadas para conseguir procesos de producción más respetuosos con el medio ambiente o con cualesquiera fines de la política regulatoria. Así, a título de ejemplo, Pasurka (2001), haciendo uso de métodos no paramétricos y trabajando con un solo *output* no deseable, las emisiones de SO_2 , ha encontrado evidencia a favor de que las nuevas tecnologías han contribuido en la industria norteamericana a una reducción de los costes *medibles* de la regulación medioambiental.

1. Análisis de la productividad con externalidades medioambientales

La incorporación de las externalidades medioambientales en los análisis dirigidos a calcular las variaciones en la PTF se ha llevado a cabo por medio de procedimientos tan diversos como los empleados en el cálculo convencional sin externalidades, aunque adaptándolos a esta necesidad concreta. De este modo, se ha hecho uso de la teoría de los números índice, así como de distintos métodos, paramétricos y no paramétricos, de estimación de las variaciones de la productividad y de

formas alternativas de representación de la tecnología de producción (aprovechando las posibilidades ofrecidas por la microeconomía de la *dualidad*), entre ellas del enfoque de la *función distancia*. Esta última, la función distancia, es una forma de representación de la tecnología de producción especialmente apropiada para empresas multiproducto, por lo que resulta muy útil, al poderse adaptar al caso en que la producción incluya *outputs* no deseables.

Las aplicaciones basadas en el cálculo de *números índice* para medir la productividad han utilizado el supuesto habitual de que los *outputs* de las unidades productivas comparadas eran vendidos en el mercado con precios positivos. Este supuesto resulta, no obstante, inadecuado cuando el análisis se realiza para empresas que producen cantidades significativas de *outputs* no deseables, tales como residuos tóxicos o, incluso, agua o aire contaminados. Así, por ejemplo, la comparación entre diferentes países de los niveles de productividad alcanzados en una actividad industrial generadora de *outputs* no deseables, utilizando como índice de medida solamente la relación entre *outputs* e *inputs* con precios de mercado, podría conducir erróneamente a la conclusión de que son menos productivas las empresas ubicadas en países con una normativa medioambiental más estricta, ya que deben destinar una parte de sus *inputs* a satisfacerla. Este resultado estaría ocultando que un sector sometido a normas ambientales exigentes está produciendo *outputs ambientales* apreciados por la sociedad, pero sin precio de mercado, como la preservación de la limpieza del aire y el agua. Es importante, en consecuencia, evaluar el comportamiento productivo de las empresas teniendo en cuenta no sólo los bienes y servicios comercializables que producen, sino también los *outputs* no deseables que generan, y hacerlo, además, de tal modo que sea posible establecer comparaciones transitivas entre ellas.

Las comparaciones multilaterales de productividad entre distintas unidades de producción cuentan con una referencia clásica en los trabajos de Caves, Christensen y Diewert (1982a, 1982b) —CCD en lo sucesivo. En ellos se hace uso del concepto de *función distancia* (ver recuadro 2) para demostrar que, bajo ciertos supuestos, es posible establecer comparaciones entre los niveles de productividad de dos o más empresas, o de una misma unidad productiva en diferentes momentos del tiempo, contando solamente con información discreta sobre precios y cantidades de *inputs* y *outputs*. Los índices propuestos por CCD resultan de gran interés para establecer comparaciones en términos de niveles de producción, uso de *inputs* y productividad entre países o empresas, pero no pueden trasladarse automáticamente al caso en que interesa recoger explícitamente la producción de

RECUADRO 2

Concepto de función distancia

La función distancia convencional en *inputs* mide, para un plan productivo (x,y) y una tecnología de referencia representada por el conjunto de requerimiento de *inputs* $L(y)$, la máxima deflación a la que sería necesario someter el vector de *inputs* x para que, manteniendo el nivel de *outputs* y , el vector resultante se situase sobre la frontera tecnológica. Su valor es igual al recíproco de la medida de eficiencia técnica en *inputs* de Farrell (Farrell, 1957, y Färe y Lovell, 1978). Analíticamente:

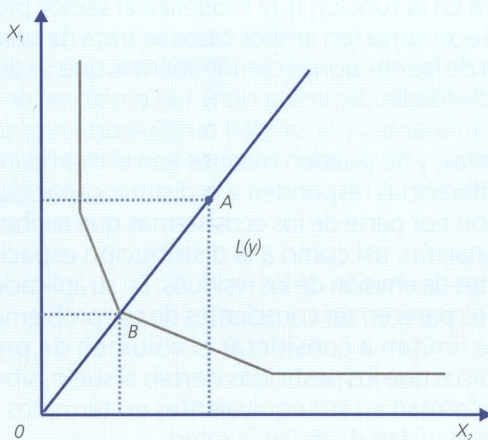
$$D_i(x,y) = \text{Max} [\mu \text{ tal que } (x/\mu) \in L(y)]$$

La función distancia en *outputs* representa, por su parte, la máxima expansión radial del vector de *outputs* y , de forma que, dados un vector de *inputs* x y las restricciones impuestas por el conjunto de posibilidades de producción $P(x)$, el vector resultante se situase sobre la frontera eficiente. Asimismo, la distancia en *outputs* es igual a la inversa de la medida de eficiencia técnica en *outputs* de Farrell, y su formulación es:

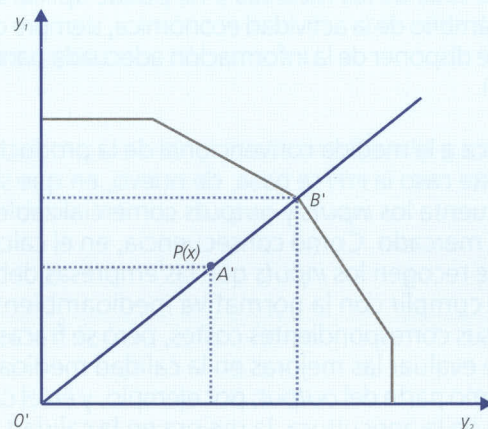
$$D_o(x,y) = \text{Min} [\theta \text{ tal que } (y/\theta) \in P(x)]$$

En el gráfico, la distancia en *inputs* es igual al cociente OA/OB , y, como puede observarse, su valor ha de ser mayor o igual a la unidad. La distancia en *outputs* está determinada, por su parte, por la relación $O'A'/O'B'$, y siempre tomará valores iguales o inferiores a uno. En ambos casos, un valor de la función distancia igual a la unidad significa que la empresa es eficiente técnicamente.

Distancia en *inputs*



Distancia en *outputs*



outputs no deseables. Pittman (1983) explica las razones y propone una interesante vía de adaptación de dichos índices que permite seguir usándolos en este nuevo contexto.

El índice de productividad relativa entre dos entidades económicas propuesto por CCD, o *índice multilateral translogarítmico de productividad*, es equivalente a la diferencia entre los respectivos índices translogarítmicos de *output* e *input*. El problema surge cuando la producción comprende tanto *outputs* con valor de mercado como *outputs* no deseables, que pueden considerarse como *externalidades negativas* que deben incluirse en el cálculo de la productividad. El *índice translogarítmico de outputs* pondera las variaciones cuantitativas en los *outputs* por su peso en el ingreso total; sin embargo, los *outputs* no deseables carecen de

valor de mercado, por lo que el índice debe ser modificado con un sistema alternativo de ponderaciones. La propuesta de Pittman consiste en obtener las ponderaciones de los *no deseables* como el cociente entre el *valor* resultante de multiplicar la cantidad física de cada *output* no deseable por su correspondiente *precio sombra* y una estimación del valor social de la producción. Este último se calcularía restando del ingreso total el *valor* calculado a *precios sombra* de la producción agregada de *outputs* no deseables.

Pittman obtuvo los *precios sombra* necesarios para calcular sus índices corregidos de productividad a partir de diversas estimaciones previas procedentes de cálculos econométricos o de estudios de ingeniería basados en las plantas papeleras de Wisconsin, en Estados Unidos. Los resultados obtenidos le permitieron comparar

la ordenación de las empresas en función del índice convencional de productividad y según índices corregidos basados en dos conjuntos distintos de *precios sombra*, y mostrar que la correspondencia entre la ordenación que resultaba del primero y la que se derivaba de los otros dos era significativamente distinta. La inclusión de la producción de residuos alteraba la posición jerárquica en términos de productividad ocupada por un buen número de empresas de la muestra.

El esfuerzo por encontrar medidas que reflejen el impacto de las regulaciones medioambientales en el comportamiento de las empresas, y en particular en los índices de productividad, ha seguido reflejándose en una literatura creciente. Gollop y Swinand (1998) —GS en lo sucesivo— han propuesto una reformulación del índice convencional que mide los cambios en la PTF para evaluar en forma más adecuada los efectos sobre la productividad de las regulaciones medioambientales que afectan a la agricultura, aunque el índice que estos autores sugieren bajo la denominación de *índice de productividad total de los recursos* (PTR) puede aplicarse a cualquier ámbito de la actividad económica, siempre que sea posible disponer de la información adecuada para su cálculo (4).

La crítica a la medida convencional de la productividad (en este caso la PTF) se basa, de nuevo, en que sólo tiene en cuenta los *inputs* y *outputs* comercializables a través del mercado. Como consecuencia, en el cálculo de la PTF se recogen los *inputs* que las empresas deben usar para cumplir con la normativa medioambiental, así como sus correspondientes costes, pero se fracasa a la hora de evaluar las mejoras en la calidad medioambiental como parte del *output*; por ejemplo, y en el caso particular de la agricultura, la mejora en la calidad del agua al reducir la contaminación por el uso de pesticidas agrícolas.

GS aplican su modelo a la agricultura estadounidense, con un panel de observaciones anuales por estados que cubre el período 1972-93. La medida de los *outputs* no deseables se refiere a los pesticidas que alcanzan las aguas subterráneas ajustados por su nivel de toxicidad, de modo que los datos se convierten en *dosis de pesticidas* que pueden considerarse nocivas para la salud. Para obtener el precio sombra de los *outputs* no deseables, se calcula, en primer lugar, el coste marginal para el sector agrario de mejorar la calidad de las aguas reduciendo en una *dosis* la contaminación; para ello, se estima una función de costes translogarítmica con las correspondientes ecuaciones de participación de los distintos *inputs* en el coste total. A continuación, a partir de los resultados de otros trabajos, se obtienen tres valores alternativos (alto, medio y bajo) para el valor social margi-

nal de una unidad de agua limpia equivalente al consumo humano requerido diariamente. Finalmente, se calcula bajo los tres distintos supuestos el valor del índice PTR y se compara con el del índice PTF convencional (5).

El atractivo del procedimiento de cálculo propuesto por GS no impide que hayan podido destacarse algunas de sus inconsistencias (Smith, 1998). En primer lugar, se asume que la economía está representada por una entidad económica que produce los *outputs* deseables y no deseables, y a la vez experimenta y controla la polución. Si, por el contrario, se supone que los agentes que provocan la polución no coinciden con los que sufren sus efectos, el impacto marginal de la contaminación sobre cada individuo y el número de individuos afectados debería tenerse en cuenta para calcular la desutilidad marginal de los *outputs* no deseables. Por otra parte, en la construcción del modelo teórico, la medida que refleja el efecto de la polución sobre la población (*outputs* no deseables que aparecen como argumento en la función de bienestar) no debería ser la misma que figura en la función que modeliza el sector productivo de la economía (en ambos casos se trata de una medida física de las emisiones contaminantes que se derivan de las actividades de producción). Las *emisiones* de residuos contaminantes y la *calidad medioambiental* son cosas distintas, y no pueden medirse con el mismo indicador; las diferencias responden a la distinta capacidad de absorción por parte de los ecosistemas que reciben la contaminación, así como a la distribución espacial de las fuentes de emisión de los residuos. En su aplicación empírica, GS parecen ser conscientes de ese problema, ya que no se limitan a considerar el volumen de productos químicos que los pesticidas vierten al suelo, sino que los transforman en sus equivalentes en términos de dosis con capacidad de dañar la salud.

2. El cálculo de precios sombra para los *outputs* no deseables

Una parte de la investigación inducida por la voluntad de corregir los índices de productividad y eficiencia para tener en cuenta la producción de *outputs* no deseables ha ido específicamente dirigida a desarrollar procedimientos de cálculo de los precios sombra de dichos *outputs*. Autores como Pitmann (1983) y Gollop y Swinand (1998) han utilizado estimaciones exógenas a su propio método de análisis; sin embargo, existe la posibilidad alternativa de considerar que el *precio* a asignar a las producciones no deseables es el *precio sombra* de las restricciones que las normas medioambientales establecen frente a la libre eliminación de los residuos potencialmente contaminantes. Asumiendo que la tecnología de referencia puede caracterizarse con diferentes su-

puestos acerca de la eliminación de residuos, los *precios sombra* de los *outputs* no deseables pueden definirse como el ingreso a que las empresas deben renunciar a causa de una reducción marginal en la posibilidad de deshacerse libremente de ellos, esto es, sin coste alguno.

Färe, Groskopf, Lovell y Yaisawarng (1993)—en adelante FGLY— han hecho uso de un método de análisis que distingue dos tipos diferentes de referencias tecnológicas para los *outputs*: *eliminación fuerte* para los *outputs* deseables y *débil* para los no deseables (6). Para ello, se basan en una argumentación teórica que demuestra que, bajo determinados supuestos, y haciendo uso de la *dualidad* entre la *función de ingreso* y la *función distancia en output*, las derivadas parciales de una *función distancia en output* coinciden con los *precios sombra* buscados. Los valores de los *precios sombra* que pueden obtenerse para cada empresa a partir de la *función distancia* aparecen normalizados por el ingreso, por lo que para conocer su valor en términos absolutos se hace necesario adoptar el supuesto de que, al menos para uno de los *outputs*, el *precio sombra* absoluto y el precio de mercado o precio observado coinciden, lo que resulta razonable si se elige a tal fin uno de los *outputs* deseables y las empresas trabajan en condiciones competitivas.

FGLY aplican su método de cálculo (7) a los datos de la muestra de empresas papeleras que utilizó Pittman en su trabajo de 1983, y obtienen diferencias importantes en los *precios sombra* según empresas y procesos técnicos de producción. Ello les permite afirmar que las normas medioambientales en vigor en ese momento para esta industria no estaban logrando una asignación eficiente de los recursos, puesto que podía suponerse, por la proximidad geográfica entre las factorías papeleras, que los beneficios medioambientales derivados de una reducción marginal en los efluentes contaminantes emitidos por cualquier empresa podrían ser similares, y en cambio no lo eran, a la vista de los resultados obtenidos, los costes marginales de tal reducción.

En realidad, como ha puesto de relieve Diewert (2000), el establecimiento de *precios* para los *inputs* y *outputs* medioambientales constituye un difícil problema, que puede abordarse bien desde la perspectiva del análisis tradicional de productividad, en cuyo caso los *precios correctos* de la calidad medioambiental son las *tasas marginales de transformación* en la producción, o bien desde la perspectiva del bienestar del consumidor, en cuyo caso los *precios correctos* serían los basados en las *tasas marginales de sustitución* en el consumo. Diversas fuentes de información —como los estudios de ingeniería, en el caso del enfoque del productor, o los epidemiológicos, en el del consumidor— se pueden sumar a toda una variedad de técnicas econométricas y no pa-

ramétricas a la hora de construir los *precios sombra* deseados.

3. La medición de la productividad con funciones distancia

Los métodos de cálculo de la productividad basados en los números índice se enfrentan, a la hora de tener en cuenta el medio ambiente, y como se ha argumentado suficientemente en las páginas precedentes, con la dificultad derivada de la necesidad de obtener, por uno u otro procedimiento, *precios sombra* para las externalidades medioambientales. También deben hacer frente, si quieren aislar los efectos de las normativas reguladoras, a la cada vez más compleja tarea de separar cuantitativamente los *inputs* destinados a funciones directamente productivas de aquéllos que se han de emplear para reducir la polución, y hacer lo mismo con los gastos específicamente destinados a esta función dentro de la estructura general de costes de las empresas. El uso de *funciones distancia* (véase, de nuevo, el recuadro 2) para construir los índices de productividad permite no solamente reconocer la amplia variedad de *outputs* que se derivan de la actividad empresarial, incluyendo los que no son deseables, sino también evitar el problema de tener que manejar precios, que no siempre el mercado puede proporcionar, para los *outputs* y los *inputs* que deben incluirse en el análisis.

El denominado *índice de productividad de Malmquist* se basa en la *función distancia*, y puede calcularse partiendo de los *índices Malmquist* introducidos por Caves, Christensen y Diewert (1982a y b) (8). La aplicación del *índice de productividad de Malmquist* al caso concreto en que se producen también *outputs* no deseables choca, sin embargo, con dificultades que, cuando se utiliza un enfoque basado en el *output*, pueden ocasionar la imposibilidad del cálculo en determinadas circunstancias (9). Esto ha llevado a que, por una parte, se haya propuesto la alternativa de construir un índice basado en la *función distancia en inputs* y, por otra, se sugiera el empleo de un índice distinto, aunque muy próximamente emparentado, denominado *índice Malmquist-Luenberger*, que hace uso de *funciones distancia direccionales*, y cuya particularidad más destacada es que permite simultáneamente la expansión de los *outputs* deseables y la contracción de los *indeseables*.

La primera aproximación en esta línea de trabajo ha sido aplicada empíricamente por Hailu y Veeman (2000). Estos autores aprovechan una definición de cambio técnico basado en la derivada de la *función distancia* respecto al tiempo para poner de relieve que el uso de la función distancia en *inputs* permite tener en cuenta ade-

cuadamente como medida del cambio técnico no solamente la reducción en las necesidades de uso de *inputs* para un volumen de *outputs* constante, sino también los aumentos en la producción de *outputs* deseables y la reducción de los no deseables (10).

En la aplicación concreta que realizan Hailu y Vee-man para la industria canadiense del papel, encuentran evidencia de que en el período 1959-94 la medida convencional de productividad basada en el *índice de Malmquist*, sin considerar los *outputs* no deseables contaminantes de las aguas, subestima considerablemente las mejoras de productividad experimentadas en esta actividad productiva, dando lugar a una tasa media de crecimiento de la PTF del 0,19 por 100 anual. Por el contrario, la inclusión en la *función distancia* de los *outputs* no deseables permite que el *índice de Malmquist* tenga en cuenta las importantes mejoras registradas en forma de reducción de residuos contaminantes entre 1959 y 1994 (11), con lo que la tasa de variación de la productividad pasa a ser del 1 por 100 anual.

La utilización de los *índices de Malmquist-Luenberger* es la vía seguida por Ball, Färe, Grosskopf y Nehring (1998) en su estudio sobre la productividad de la agricultura norteamericana, que incluye como *outputs* no deseables a los efectos de los pesticidas y fertilizantes químicos sobre la calidad de las aguas superficiales y subterráneas. Haciendo uso de un amplio panel con datos para cuarenta y ocho estados norteamericanos, calculan *índices de Malmquist* del tipo convencional —considerando solamente la producción agraria comercializable en el mercado— y los comparan posteriormente con los resultados que ofrecen para el mismo período, que discurre entre los años 1972 y 1993, *índices de Malmquist* e *índices de Malmquist-Luenberger*, que sí incluyen las externalidades negativas que acompañan a la producción agraria. Los resultados obtenidos, como era de esperar, difieren sensiblemente entre ambos escenarios. El *índice de Malmquist-Luenberger* muestra tasas más reducidas de variación de la productividad para aquellos estados en los que se aprecia una tendencia creciente en las variables relacionadas con la polución ocasionada por el uso de fertilizantes y pesticidas químicos. Los autores detectan casos concretos a lo largo del proceso de cálculo en que la presencia de *outputs* no deseables conduce a que los índices no puedan ser definidos. En el caso del *índice de Malmquist*, se trata, como ya se ha señalado anteriormente, de la aparición de cerros, situación que los autores asocian a aquellos casos en que la presencia de *outputs* no deseables decrece con el tiempo. En el caso del *índice de Malmquist-Luenberger*, los problemas de *falta de definición* suelen aparecer cuando las externalidades negativas generadas por la agricultura crecen con el tiempo.

III. REGULACIONES AMBIENTALES Y EFICIENCIA EMPRESARIAL

El desarrollo de medidas de productividad adaptadas a la consideración de los residuos generados en los procesos de producción, cuyas aportaciones más destacadas se han subrayado en el apartado anterior, ha ocurrido en paralelo a una corriente de investigación cuyo principal propósito ha sido considerar la presencia de los *outputs* no deseables en las medidas de *eficiencia* inicialmente propuestas por Farrell en su trabajo seminal publicado en 1957 por la revista *Journal of the Royal Statistical Society*.

La creciente valoración social del entorno ambiental, junto a la ya aludida implantación de normas dirigidas a reducir el impacto derivado de los procesos productivos sobre el medio ambiente, ha generado, asimismo, la necesidad de evaluar la repercusión de la normativa ambiental sobre la eficiencia de las empresas. En este apartado se hace un repaso de las principales aportaciones de la literatura económica en este campo de análisis.

1. Medidas de eficiencia y factores ambientales

La obtención de medidas de eficiencia requiere, como resulta sobradamente conocido, la especificación de las llamadas *fronteras* representativas del comportamiento eficiente. La caracterización de estas combinaciones óptimas de *inputs* y *outputs* puede realizarse a través de métodos paramétricos o no paramétricos. En el primer caso, la frontera de producción, costes o beneficios, se representa como una relación paramétrica de los datos atendiendo a una forma funcional concreta —por ejemplo, *Cobb-Douglas*, *CES* o *translog*—, mientras que los métodos no paramétricos utilizan técnicas de programación matemática con el fin de construir una frontera compatible con los datos y con los axiomas que describen la tecnología. La descripción de la referencia tecnológica y, en particular, los supuestos con los que ésta se caracterice son de crucial importancia en los análisis no paramétricos de eficiencia, de ahí que en el recuadro 3 se proceda a un análisis detallado de los mismos.

La mayoría de los trabajos que incluyen la presencia de *outputs* no deseables en la medición de la eficiencia empresarial han utilizado aproximaciones no paramétricas, en las que se centran las páginas que siguen (12). Entre las primeras aportaciones, Färe, Grosskopf y Pasurka (1986) —FGP en lo sucesivo— estiman el impacto de determinadas regulaciones ambientales sobre la eficiencia de un conjunto de cien empresas generador-

RECUADRO 3

Caracterización de la tecnología: eliminación débil y fuerte de *outputs* no deseables

Con el propósito de realizar una caracterización axiomática de la tecnología, considérese un proceso productivo que utiliza un vector de *inputs* x para obtener un vector de *outputs* deseables y junto a un vector de *outputs* no deseables b . La tecnología de referencia puede caracterizarse a través del conjunto de posibilidades de producción $P(x)$, que representa todos los vectores de *output* (y, b) alcanzables con un determinado vector de *inputs* x , esto es:

$$P(x) = \{(y, b) \text{ tal que } x \text{ puede producir } (y, b)\}$$

Habitualmente, se asume que $P(x)$ cumple las propiedades inicialmente sugeridas por Shephard (1970) (ver también Grosskopf, 1986), entre ellas, la posibilidad de inacción, la exclusión de producción gratuita y la eliminación fuerte de *inputs*. Las propiedades desde la óptica del *output* tienen un interés particular cuando, junto a las producciones deseables de mercado, se obtienen *outputs* no deseables.

En particular, se supone producción conjunta de *outputs* (*null-joint production*). Este axioma fue introducido por Shephard y Färe (1974) y modeliza la idea de que los *outputs* deseables y no deseables se obtienen conjuntamente; en otras palabras, si la empresa desea producir una cantidad positiva de *output* de mercado, deberá producir también alguna cantidad de residuos. Formalmente, puede escribirse:

$$(y, b) \in P(x) ; b = 0 \Rightarrow y = 0$$

Finalmente, puede suponerse eliminación débil o fuerte de *outputs* (deseables y no deseables). El supuesto de *eliminación débil de outputs* se da cuando una reducción de los residuos tiene un coste que puede expresarse en términos de una menor producción de *outputs* deseables. En términos formales:

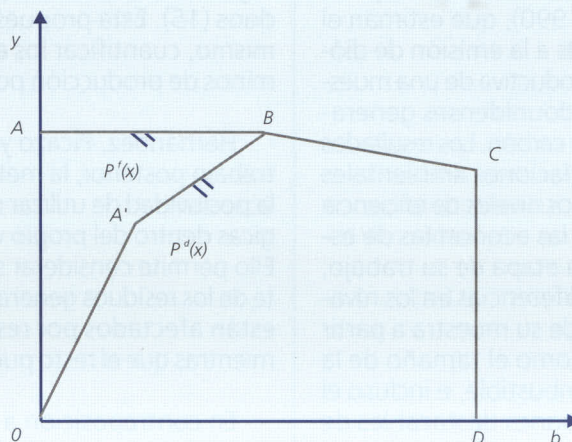
$$(y, b) \in P(x) ; 0 \leq \theta \leq 1 \Rightarrow (\theta y, \theta b) \in P(x)$$

El supuesto de *eliminación fuerte* implica, por su parte, que los *outputs* no deseables se pueden eliminar gratuitamente, sin coste alguno.

Esta distinción resulta de crucial importancia para evaluar los efectos de una regulación ambiental sobre la actividad productiva. En línea con la propuesta de Färe, Grosskopf y Pasurka (1986, 1989) y Färe, Grosskopf, Lovell y Pasurka (1989), una hipotética necesidad de reducir los residuos debida al establecimiento de una regulación ambiental puede representarse por el axioma de eliminación débil. En estas circunstancias, la regulación tendría un coste para las empresas, que deberían destinar recursos *productivos* a su cumplimiento, reduciendo con ello su capacidad para producir *output* deseable. Eliminación fuerte o gratuita de *outputs* se asocia, por su parte, a la no existencia de regulaciones.

Es importante, sin embargo, señalar que los supuestos de eliminación fuerte y débil caracterizan a la tecnología de referencia y, por tanto, tienen un carácter interno a la empresa, mientras que la regulación ambiental supone una exigencia de tipo externo, ya que viene establecida por las autoridades.

Gráficamente, en un proceso caracterizado por la producción de un *output* deseable y junto a un residuo b , a partir del uso de un *input* x , el área $OABCD$ representa el conjunto de posibilidades de producción bajo el axioma de eliminación fuerte de *outputs*. El segmento $OA'BCD$ establece, por su parte, el límite o envolvente superior del conjunto de posibilidades de producción cuando la eliminación de residuos tiene un coste, esto es, se asume el axioma de eliminación débil.



ras de energía. Con este propósito, especifican una tecnología que modeliza la producción conjunta de *outputs* deseables y no deseables, y permite, además, distinguir entre los procesos regulados, en los que los *outputs* no deseables están sometidos a restricciones ambientales, y los procesos libres, es decir, sin ningún tipo de regulación sobre el conjunto de *outputs*. La regulación ambiental se asocia al supuesto de eliminación débil en *outputs*, mientras que los procesos libres exigen el llamado axioma de eliminación fuerte en *outputs* (ver nuevamente el recuadro 3). Comparando los índices de eficiencia obtenidos bajo los supuestos alternativos de eliminación fuerte y débil para los *outputs* no deseables, FGP proponen un indicador para calcular el impacto indirecto de los controles ambientales sobre la eficiencia relativa en *output*, lo que les permite obtener el llamado *coste de oportunidad* de las regulaciones en términos de *output* perdido o no alcanzado (13).

En otro trabajo, que data también de finales de la década de los ochenta, Färe, Grosskopf y Pasurka (1989) estiman los cambios en la eficiencia relativa experimentados por un conjunto de empresas eléctricas americanas entre los años 1969 y 1975. En opinión de los autores, dado que todas las empresas estudiadas realizaron inversiones en tecnología antipolución durante este período, una hipotética caída en sus niveles de eficiencia relativa podría ser debida, al menos en parte, a la necesidad del cumplimiento de la normativa ambiental. Al igual que en su anterior estudio, los autores calculan el coste de oportunidad asociado a la pérdida de eficiencia en términos del *output* potencial no obtenido, concluyendo que la medida de eficiencia técnica global se reduce, aunque no de manera significativa, como consecuencia de las restricciones ambientales sobre la actividad productiva de las empresas.

Una tercera aportación relevante es el trabajo de Bernstein, Feldman y Schinnar (1990), que estiman el efecto de las restricciones relativas a la emisión de dióxido de azufre sobre la eficiencia productiva de una muestra de setenta y seis plantas estadounidenses generadoras de energía eléctrica a partir de carbón. Los resultados obtenidos muestran que las regulaciones ambientales han afectado significativamente a los niveles de eficiencia empresarial, alterando, a su vez, las economías de escala en el sector. En una segunda etapa de su trabajo, los autores tratan de explicar las diferencias en los niveles de eficiencia de las empresas de su muestra a partir de una serie de variables, tales como el tamaño de la planta, la edad, la calidad del combustible, e incluso el ámbito geográfico. Otras aplicaciones destacables de esta metodología en el sector energético son Kopp y Smith (1981) y Baxter, Feldman, Schinnar y Wirshafer (1984).

Sin menoscabo de la importancia de las aportaciones citadas en los párrafos precedentes, es en Färe, Grosskopf, Lovell y Pasurka (1989) —FGLP— donde se sientan las bases metodológicas en el campo de los análisis de eficiencia en presencia de *outputs* no deseables. En particular, se desarrollan y adaptan las llamadas *medidas hiperbólicas de eficiencia* a la presencia de *outputs* no deseables.

En línea con lo descrito por Färe, Grosskopf y Pasurka (1986), FGLP representan la presencia de normativas ambientales sobre la producción de residuos mediante el axioma de *eliminación débil de outputs* no deseables, significando que su reducción tiene un coste de oportunidad que puede ser medido como una menor producción de *outputs* deseables. La ausencia de tales regulaciones se asocia, por el contrario, al axioma de eliminación fuerte de *outputs*. FGLP calculan la medida en que una empresa podría incrementar sus *outputs* deseables, reduciendo simultáneamente los no deseables, bajo las restricciones impuestas por el vector de *inputs* y la propia tecnología. El hecho de que los incrementos obtenidos bajo el supuesto de eliminación débil en *outputs* no deseables represente valores de *output* deseable inferiores a los alcanzables suponiendo eliminación gratuita puede asociarse con la presencia de regulaciones en la generación de *outputs* no deseables (14).

En otras palabras, dada la tecnología existente, la empresa debe desviar recursos potencialmente productivos al cumplimiento de la normativa, lo que la obliga a situarse en niveles de producción por debajo de los que podrían obtenerse de no existir tales restricciones. La comparación de los índices de eficiencia obtenidos bajo los supuestos de eliminación débil y fuerte para los *outputs* no deseables permite, en consecuencia, obtener una medida de los efectos sobre la empresa de una regulación ambiental que limite la producción de residuos (15). Esta propuesta metodológica permite, asimismo, cuantificar los efectos de la regulación en términos de producción potencial perdida (16).

Hernández, Picazo y Reig (2000) desarrollan, en un trabajo posterior, la metodología de FGLP incorporando la posibilidad de utilizar diferentes restricciones tecnológicas dentro del propio vector de *outputs* no deseables. Ello permite considerar situaciones donde sólo una parte de los residuos generados en los procesos productivos están afectados por restricciones medioambientales, mientras que el resto pueden ser libremente eliminados.

En contraposición a los trabajos citados, que comparten la incorporación *implícita* de las regulaciones ambientales a través de diferentes supuestos tecnológicos, una segunda línea de investigación considera las regu-

laciones ambientales, de manera *explícita*, como límites absolutos a la producción de *outputs* no deseables que las empresas no pueden rebasar. Brännlund, Färe y Grosskopf (1995) —BFG en lo sucesivo— proponen un modelo de maximización del beneficio para evaluar los costes de la regulación ambiental sobre los beneficios empresariales. En particular, a partir del cálculo no paramétrico de una función de beneficios, BFG obtienen el máximo beneficio que en el corto plazo podrían obtener un conjunto de empresas papeleras suecas sin restricciones ambientales, por un lado, y el que alcanzarían si una normativa ambiental limitase la cantidad de productos tóxicos que pueden emitir, por otro. La *ratio* entre el beneficio máximo que una empresa obtendría en ambas situaciones, proporciona una medida del coste de la regulación.

En esta misma dirección, Brännlund, Chung, Färe y Grosskopf (1998) analizan los posibles efectos derivados de la implantación de un sistema de permisos de emisión negociables sobre los beneficios de una industria. Con este propósito, siguiendo los criterios descritos en Färe, Grosskopf y Li (1992), se utiliza una modelización no paramétrica y se estiman los beneficios potenciales de un hipotético sistema de permisos en la industria papelera sueca con respecto a una situación en la que éste no existiese. Asimismo, se lleva a cabo un ejercicio de simulación con el fin de calcular el coste de una política ambiental más estricta en términos de una mayor reducción de las emisiones.

Recientemente, Zofío y Prieto (2001) han realizado un estudio comparativo sobre las distintas posibilidades que ofrecen las metodologías *DEA* en el campo de la eficiencia medioambiental. En concreto, los autores comparan las medidas hiperbólicas de eficiencia —que, como se ha apuntado, implican la maximización del *output* deseable y la minimización del no deseable— frente a las medidas radiales de eficiencia —que asumen la expansión del conjunto de los *outputs*, tanto deseables como no deseables. A su vez, proponen una serie de índices que permiten incorporar la regulación ambiental a través del establecimiento de límites específicos en cuanto a la emisión, por ejemplo, de gases contaminantes.

2. Los residuos como *inputs* en los procesos de producción

En su conjunto, los enfoques metodológicos descritos hasta este momento que incorporan aspectos medioambientales en la medición de la eficiencia tienen en común la consideración de los residuos que acompañan a los procesos productivos como *outputs* no deseables. Una línea de trabajo alternativa considera a estos residuos como *inputs* en los procesos de producción,

destacando las contribuciones de Reinhard (1999) y Reinhard, Lovell y Thijssen (1999) —RLT en lo sucesivo. Estudios anteriores ya habían tratado, sin embargo, los residuos como *inputs*; así, Boggs (1997) especifica una función de producción que incluye un vector de *inputs* convencionales, además de un vector de residuos cuya consideración no difiere a la otorgada a cualquier otro factor productivo. Pittman (1981) también consideró, por su parte, la polución como un *input* en el proceso productivo.

En este enfoque metodológico, RLT definen la *eficiencia ambiental* como la relación entre el mínimo uso posible de *inputs* no deseables y el uso efectivamente realizado, condicionada a los niveles observados de *outputs* deseables y de *inputs* convencionales. Así definida, se trata de una medida de eficiencia técnica orientada en *input* que, dada una muestra de empresas, puede obtenerse fácilmente caracterizando a la tecnología y haciendo uso de técnicas de programación matemática y *análisis de la envolvente*. La interpretación de este concepto resulta, además, bastante intuitiva, puesto que un valor para el índice de eficiencia ambiental inferior a la unidad para una empresa determinada significaría que es posible encontrar otra unidad productiva, o un plan productivo resultante de la combinación de la actividad de dos o más empresas de la muestra que, consumiendo no más *inputs* convencionales y obteniendo no menos *outputs* deseables, produce una menor cantidad de residuos.

RLT proponen, sin embargo, y como aportación más destacada, un indicador de eficiencia ambiental obtenido por métodos econométricos a partir de la estimación de una frontera estocástica de producción. En relación con el análisis de la envolvente de datos (*DEA*), la estimación econométrica de funciones frontera presenta la ventaja de que los indicadores de ineficiencia obtenidos tienen propiedades estadísticas, lo que posibilita contrastar su significatividad estadística. Como contrapartida, resulta necesaria la especificación de una forma funcional para la frontera de producción.

Como afirma Scheel (2001), podrían encontrarse argumentos para justificar la consideración de los residuos como *outputs* (el planteamiento mayoritario) o bien como *inputs* no deseables. Sin embargo, lo realmente importante es constatar que se trata de enfoques metodológicos diferentes (17).

3. Funciones distancia y comportamiento ambiental

El uso de metodologías basadas en *funciones distancia* se ha mostrado especialmente útil en el campo medioambiental no sólo para el cálculo de *precios* som-

RECUADRO 4

Función distancia direccional en *output*

Considerando la misma nomenclatura utilizada en el recuadro 2, formalmente, la *función distancia direccional en output* puede expresarse como:

$$\bar{D}_0(x, y, b; g_y, -g_b) = \text{Sup} \left[\beta : (y + \beta g_y, b - \beta g_b) \in P(x) \right]$$

siendo $g = (g_y, -g_b)$ el vector *dirección*.

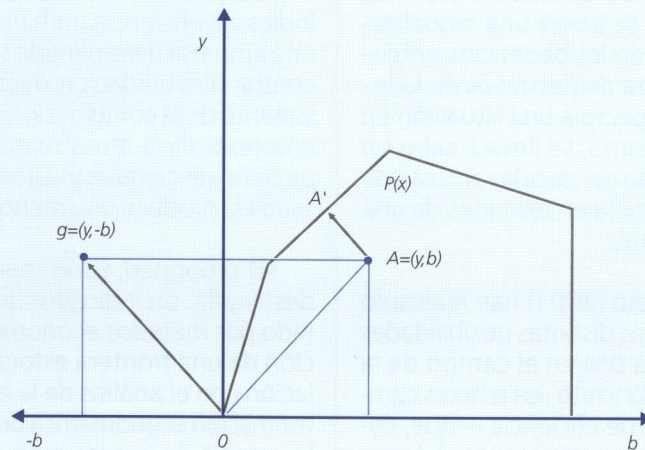
Esta función distancia busca la máxima expansión alcanzable del vector de *outputs* deseables en la dirección g_y , y la máxima contracción posible del vector de *outputs* no deseables en la dirección $-g_b$, que es negativa para considerar la circunstancia de que los residuos son minimizados. La función distancia direccional en *output* proporciona una representación completa de la tecnología y, además, puede probarse que:

$$\bar{D}_0(x, y, b; g_y, -g_b) \geq 0 \Leftrightarrow (y, b) \in P(x)$$

En el caso particular de que el vector dirección sea $g = (y, -b)$, la expresión para la función distancia direccional en *output* es:

$$\bar{D}_0(x, y, b; y, -b) = \text{Sup} \left\{ \beta : [(1 + \beta)y, (1 - \beta)b] \in P(x) \right\}$$

Esta distancia mide el máximo incremento de los *outputs* deseables que puede obtenerse reduciendo simultáneamente los residuos en la misma proporción. En el gráfico, esta distancia particular colocaría el plan productivo A en el límite del conjunto de posibilidades de producción $P(x)$ en el punto A' . El valor de la distancia direccional en *output* sería la ratio de distancias (AA'/Og) .



bra de los *outputs* no deseables, tal y como ya se ha mencionado en epígrafes anteriores, sino también en la obtención de indicadores ambientales. En esta última línea (18), cabría destacar la aportación de Färe, Grosskopf y Tyteca, (1996), donde se propone un *indicador de comportamiento ambiental* mediante el cálculo de funciones distancia en *input* convencionales y se aplica a una muestra de empresas del sector eléctrico estadounidense.

Siguiendo a Luenberger (1992), Chung, Färe y Grosskopf (1997) aportan una base teórica para la representación de la producción conjunta de *outputs* deseables y no deseables haciendo uso de la *función distancia direccional en output*, como extensión de la función distancia convencional (Shephard, 1970). Según Färe y Grosskopf (2000a), la función distancia direccional en

output permite modelizar la producción en presencia de *outputs* no deseables, convirtiéndose en una herramienta útil a la hora de incorporar restricciones de tipo ambiental sobre estos residuos y evaluar sus posibles efectos sobre la actividad de las unidades productivas, y también de evaluar su comportamiento ambiental.

La función distancia direccional es una representación funcional de la tecnología de producción que, a través del llamado *vector dirección*, permite establecer distintas intensidades en cuanto a la reducción de los *outputs* no deseables y a la maximización de los deseables (ver el recuadro 4). Esta flexibilidad ofrece un amplio abanico de posibilidades de análisis, sobre todo en el ámbito de la política ambiental. Picazo, Hernández y Reig (2002) hacen uso de funciones distancia direccionales para analizar el coste sobre un conjunto de em-

presas del sector cerámico español de una regulación ambiental dirigida a una reducción de los residuos producidos. En particular, en un planteamiento similar al seguido en Färe, Grosskopf, Lovell y Pasurka (1989), se comparan las medidas de eficiencia calculadas bajo los supuestos alternativos de eliminación fuerte y débil para los residuos, obteniendo un indicador de comportamiento ambiental que sirve para medir el impacto derivado de la regulación ambiental en términos del *output* deseable potencial de la empresa.

4. Otros indicadores de comportamiento ambiental

Junto a las aportaciones destacadas en los epígrafes anteriores, cabe citar una serie de trabajos en los que se definen diversos indicadores con la pretensión de estudiar el comportamiento ambiental de la empresa, así como de comparar los resultados para varios establecimientos de una misma empresa, diferentes empresas dentro de una industria o, incluso, distintos sectores industriales entre sí. En su conjunto, todos los indicadores comparten una referencia tecnológica caracterizada por el supuesto de eliminación débil para los *outputs* no deseables y eliminación fuerte para los *outputs* deseables. Siguiendo a Tyteca (1997), los indicadores mencionados pueden ser agrupados en las tres categorías que se describen a continuación.

En el primer grupo se integran aquellos índices que comparten un planteamiento en el que, dado un nivel en el uso de *inputs* y en la producción de *outputs* deseables, se busca la máxima reducción radial posible en la producción de residuos; esta es, por ejemplo, la aproximación seguida por Ball, Lovell, Nehring y Somwaru (1994). En aquellos casos en que los *inputs* pueden considerarse recursos valorables ambientalmente —por ejemplo, recursos naturales no renovables—, puede considerarse una segunda categoría de indicadores de comportamiento ambiental que buscan minimizar proporcionalmente la producción de *outputs* no deseables y el uso de *inputs*, siempre bajo las restricciones impuestas por la referencia tecnológica y el nivel observado de *outputs* deseables.

Finalmente, el tercer conjunto de indicadores —denominados por Tyteca *índices normalizados en outputs no deseables*— es el más sencillo de todos, ya que simplemente no se tiene en cuenta la presencia de *inputs*. La referencia es el indicador propuesto por Haynes, Ratick y Cummings-Saxton (1994), el cual maximiza *ratios* de sumas ponderadas de *outputs* deseables en relación con sumas ponderadas de *outputs* no deseables. Algunas de sus limitaciones son, sin embargo,

evidentes, pues, por ejemplo, puede conducir a una situación en que dos empresas que producen igual cantidad de *outputs* deseables generando la misma cuantía de *outputs* no deseables, pero con un distinto uso de *inputs*, sean consideradas igualmente eficientes.

Tyteca (1997) realiza una aplicación empírica con una muestra de empresas del sector eléctrico estadounidense, y constata la existencia de grandes diferencias en cuanto a los resultados que se derivan de los distintos índices propuestos, como ya sucedía, aunque con otro enfoque metodológico, en el trabajo de Färe, Grosskopf y Tyteca (1996). En este sentido, el autor resalta la necesidad de desarrollar indicadores más completos de comportamiento ambiental que incluyan aspectos de tipo socioeconómico, o incluso indicadores sobre *desarrollo sostenible*, en línea con los aportados por Pearce y Atkinson (1993). Tyteca hace también hincapié en las ventajas de la programación matemática y la metodología DEA en este campo de análisis, enfoque que es susceptible, asimismo, de ser empleado cuando se desea establecer la posición relativa de cada empresa, no con relación a la *mejor práctica*, sino respecto a una *frontera* que refleje *objetivos de calidad medioambiental*, representados por empresas hipotéticas que estuvieran respondiendo a esos objetivos.

NOTAS

(*) Este trabajo se ha desarrollado en el marco del proyecto del Ministerio de Ciencia y Tecnología, *SEC 2000-0803*. Agradecemos también la colaboración prestada por la becaria Irene Dede en la tarea de búsqueda bibliográfica.

(1) Otros posibles elementos explicativos serían la rápida obsolescencia económica de una parte importante del *stock* de capital productivo ante la fuerte alteración de los precios relativos tras los *shocks* energéticos de los años setenta, la terciarización de las economías, la ruptura del consenso social que había favorecido la fuerte acumulación de capital de postguerra o el agotamiento de una oleada de innovaciones técnicas. Un amplio análisis de distintas experiencias de crecimiento en los países industriales a lo largo de la segunda mitad del siglo XX puede encontrarse en CRAFTS y TONIOLLO (1995).

(2) El cálculo *dual* de la variación de la PTF realizado responde a la siguiente formulación:

$$\frac{\partial \ln C}{\partial t} = \frac{d \ln C}{dt} - \epsilon_{c,y} \frac{d \ln Y}{dt} - w_k \frac{d \ln q_k}{dt} - w_l \frac{d \ln q_l}{dt} - w_m \frac{d \ln q_m^o}{dt} - \frac{C^a}{C} \left[\frac{d \ln q_m^o}{dt} + \frac{d \ln a}{dt} + \frac{d \ln c(a)}{dt} \right]$$

donde C y C^a representan, respectivamente, el coste total y el coste atribuible a la regulación, Y es la producción, q_k , q_l y q_m son los índices de precios del capital, trabajo e *inputs* intermedios, el término a representa el grado o medida en que la regulación aspira a corregir la externalidad y $c(a)$ es el coste real a precios del año base de dicha corrección por unidad física de residuo potencialmente contaminante.

Los tres términos encerrados entre corchetes, ponderados por la participación en los costes totales de los costes debidos específicamente a la

regulación, representan el efecto de la regulación sobre la productividad. El primer término recoge el efecto de la variación en el precio de los materiales o *inputs* intermedios, cuyo uso para producir un volumen de *output* dado se incrementa por efecto de la regulación; el segundo responde al hecho de que, a medida que la regulación se hace más estricta, se incrementa el coste de *hacer uso* del medio ambiente como *factor de producción*; el tercero expresa, por último, el impacto de la regulación sobre los costes marginales de reducir la polución en términos de su elasticidad con respecto al *grado* en que debe tener lugar dicha reducción, es decir respecto al término α .

(3) Sus resultados indican que, con un intervalo de confianza del 95 por 100, el efecto auténtico podría situarse entre —1 dólar (es decir, un dólar de ahorro) y 1,25 dólares (esto es, un mayor coste).

(4) El modelo propuesto por GS se deriva de la maximización de una *función de bienestar* para un consumidor representativo definida del siguiente modo:

$$\Omega = U[H(Y, R, X, T), R]$$

donde Ω se define como la máxima utilidad que puede lograrse a partir de los recursos X y de la tecnología T ; el término Y representa los *outputs* convencionales y R los *outputs* no deseables, mientras que la función H modeliza el sector productivo de la economía.

Asumiendo que el consumidor representativo maximiza su bienestar sujeto a la habitual restricción presupuestaria, y operando sobre la expresión anterior, se alcanza la siguiente formulación para el *índice de productividad total de los recursos*:

$$PTR = \frac{\partial \ln H}{\partial T} = \frac{\sum_m p_m y_m}{A} \frac{d \ln y_m}{dT} - \frac{\sum_n v_n x_n}{A} \frac{d \ln x_n}{dT} - (\eta - \rho) \frac{R}{A} \frac{d \ln R}{dT}$$

donde A representa el valor monetario de la restricción presupuestaria, m y n indexan *outputs* e *inputs* convencionales, cuyos precios de mercado son p_m y v_n , respectivamente. Por su parte, los parámetros η y ρ (ambos no negativos) representan, respectivamente, el valor monetario en términos absolutos de la desutilidad marginal que resulta de los *outputs* no deseables y del coste marginal de reducir su producción.

El *precio sombra* de los *outputs* no deseables se obtiene a partir del término $(\eta - \rho)$; de este modo, cuando la desutilidad marginal que resulta de la contaminación medioambiental provocada por los residuos (recuérdese medida por el parámetro η) supera el coste marginal de reducirla (parámetro ρ), un aumento de R reducirá el índice de variación de la PTR, mientras que una reducción tenderá a aumentarlo. Por el contrario, cuando el coste marginal de reducir la contaminación supera la desutilidad marginal a que da lugar, un aumento en los *outputs* no deseables incrementará la variación de la PTR, y una disminución contribuirá a reducirla.

(5) Los resultados alcanzados por GS muestran que, adoptando la hipótesis de valor medio para el parámetro η , en el período 1972-79 —etapa de creciente contaminación por pesticidas— el crecimiento del índice PTR es un 7 por 100 inferior al crecimiento del índice tradicional PTF (la tasa de crecimiento medio anual del primero es 0,06 puntos porcentuales inferior a la del segundo). En cambio, para el período 1979-93, en el que se produjo una importante disminución de la contaminación de los recursos hídricos, el avance de la PTR supera en un 3 por 100 (lo que significa 0,05 puntos porcentuales) al crecimiento de la PTF. Las tasas estimadas de variación de la PTF son de un 0,82 por 100 para la etapa 1972-79, y del 1,92 por 100 para 1979-93.

(6) Los aspectos técnicos de esta aportación, fundamental en el análisis no paramétrico de la eficiencia productiva, se abordan en un apartado posterior de este trabajo.

(7) En COGGINS y SWINTON (1996) y REIG, PICAZO y HERNÁNDEZ (2001) se calculan también *precios sombra* utilizando la misma metodología.

(8) El índice original de Malmquist es un índice de cantidades de *inputs*, construido para analizar variaciones en el coste de la vida (MALMQUIST, 1953). Este estadístico sueco no *inventó*, por tanto, ningún índice de productividad, aunque el uso de funciones distancia para la construcción de números índice sí representa una notable contribución que, no obstante, comenzó a revalorizarse en los años setenta. En el año 1982, CAVES, CHRISTENSEN y DIEWERT recuperaron la idea original de MALMQUIST para desarrollar índices de cantidades de *outputs* e *inputs* y también índices de productividad. Sus índices de productividad eran del tipo:

$$M_o^t(x^t, y^t; x^{t+1}, y^{t+1}) = \frac{D_o^t(x^{t+1}, y^{t+1})}{D_o^t(x^t, y^t)}, y$$

$$M_o^{t+1}(x^t, y^t; x^{t+1}, y^{t+1}) = \frac{D_o^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})}{D_o^{t+1}(x^t, y^t)}$$

En vez de estimar las funciones distancia necesarias para calcular estos índices de productividad, CAVES, CHRISTENSEN y DIEWERT optaron por demostrar que, bajo ciertas condiciones, podía calcularse un *índice Törnquist* de productividad (usando información de precios y cantidades) que sería equivalente a la media geométrica de los anteriores índices de Malmquist. En su trabajo, asumen que cada empresa opera en su función de producción, por lo que no existen ineficiencias técnicas.

Inspirados en el trabajo de CAVES, CHRISTENSEN y DIEWERT (1982), FÄRE, GROSSKOPF, LINDGREN y ROOS (1994) estiman un índice de productividad como la media geométrica de los dos índices anteriores de Malmquist, esto es:

$$M_o^{t,t+1}(x^t, y^t; x^{t+1}, y^{t+1}) = \left(\frac{D_o^t(x^{t+1}, y^{t+1})}{D_o^t(x^t, y^t)} \cdot \frac{D_o^{t+1}(x^{t+1}, y^{t+1})}{D_o^{t+1}(x^t, y^t)} \right)^{\frac{1}{2}}$$

Estos autores utilizan métodos no paramétricos para el cálculo de las funciones distancia y admiten la posible existencia de ineficiencias en la producción, lo que les permite descomponer la variación del índice de productividad en un índice de cambio tecnológico y otro de cambio de eficiencia.

Existe, sin embargo, un procedimiento alternativo de cálculo de un índice de productividad basado en los índices de Malmquist. Se trata del denominado índice de Hicks-Moorsten obtenido como la ratio entre un índice de cantidades de *outputs* y un índice de cantidades de *inputs*. Este índice se acerca más a la idea intuitiva de *productividad* como un cociente *output/input*, y puede ser definido como:

$$HM^t = \frac{D_o^t(y^{t+1}, x^t) / D_o^t(y^t, x^t)}{D_i^t(y^t, x^{t+1}) / D_i^t(y^t, x^t)}$$

Comparativamente, puede decirse que el índice de Caves, Christensen y Diewert tiene ventajas cuando se desea conocer las contribuciones relativas al cambio productivo de los cambios técnico y en los niveles de eficiencia (ver GRIFELL-TATJÉ y LOVELL, 1995), mientras que la versión de Hicks-Moorsten es más adecuada si se desea aislar la contribución al avance de la productividad de los cambios en el *output* y en el uso de *inputs*. Un análisis más detallado de la evaluación de la productividad con índices Malmquist se encuentra en ZOFIO (2001).

(9) En particular, estas dificultades responden a que, por construcción, el índice incluye el cálculo de funciones distancia para períodos temporales distintos. La *función distancia en outputs* mide la máxima expansión proporcional en los *outputs* que se requiere para que una observación en $t+1$ sea factible con la tecnología del período t , por lo que puede ocurrir que la presencia de *outputs* no deseables obligue a que la máxima expansión posible sea igual a cero, con lo que el valor estimado para la función distancia quedaría indeterminado.

(10) En efecto, tomando la derivada total respecto al tiempo de la función distancia en *inputs* en el punto en que ésta es igual a la unidad, tenemos:

$$0 = \frac{\partial D(u, x, t)}{\partial t} - \sum_j \left| \frac{\partial D(\cdot)}{\partial u_j} \right| \cdot \frac{du_j}{dt} + \sum_i \left| \frac{\partial D(\cdot)}{\partial u_i} \right| \cdot \frac{du_i}{dt} + \sum_n \left| \frac{\partial D(\cdot)}{\partial x_n} \right| \cdot \frac{dx_n}{dt}, \text{ y, por tanto:}$$

$$\frac{\partial D(u, x, t)}{\partial t} = \sum_j \left| \frac{\partial D(\cdot)}{\partial u_j} \right| \cdot \frac{du_j}{dt} - \sum_i \left| \frac{\partial D(\cdot)}{\partial u_i} \right| \cdot \frac{du_i}{dt} - \sum_n \left| \frac{\partial D(\cdot)}{\partial x_n} \right| \cdot \frac{dx_n}{dt}$$

La ecuación anterior se basa en que la *función distancia en inputs* es no creciente en los *outputs deseables* ($\partial D(\cdot)/\partial u_i \leq 0$), no decreciente en los *outputs no deseables* ($\partial D(\cdot)/\partial u_i \geq 0$) y no decreciente en los *inputs* ($\partial D(\cdot)/\partial x_n \geq 0$). Como puede comprobarse, en la última expresión, tanto una reducción en el uso de *inputs* (x_n), como en la producción de residuos o bienes no deseables (u_i) contribuyen positivamente al cambio técnico, y lo mismo ocurre con un aumento de la producción de bienes deseables (u_j).

(11) Entre ambos años, los dos *outputs* no deseables contemplados —demanda biológica de oxígeno y total de residuos sólidos en suspensión— se redujeron respectivamente en el 68 y el 87 por 100, a la vez que el *output* comercial o deseable crecía en un 220 por 100.

(12) El manual de COOPER, SEIFORD y TONE (2000) ofrece una buena panorámica de la metodología DEA y sus aplicaciones. En ALLEN (1999) puede encontrarse un *survey* sobre el uso de modelos DEA en el campo ambiental.

(13) En la aplicación empírica realizada, el coste medio de las regulaciones ronda los 16 millones de kilovatios/hora como pérdida de *output* potencial para cada planta de la muestra. A ello habría que añadir los gastos directos en el equipamiento para el control de la polución, así como los posibles costes sociales asociados.

(14) Sin embargo, podría defenderse también el punto de vista de que la eliminación débil es una propiedad de la tecnología asociada a la producción de bienes no deseables, tanto con regulación como sin regulación. En este caso, la regulación medioambiental podría incorporarse como una serie de restricciones en la función de comportamiento de los agentes sociales.

(15) FGLP proponen un indicador del impacto de la regulación (*IR*) que para las medidas hiperbólicas de eficiencia en *output* se obtiene como:

$$IR_0 = E_0^f / E_0^d$$

donde E_0^f / E_0^d son los índices de eficiencia en *output* con eliminación fuerte y débil, respectivamente.

La expresión anterior tomará un valor superior a uno si las restricciones ambientales restringen la capacidad de la empresa para expandir su *output* deseable en relación con el incremento que podría alcanzar sin tales restricciones. Cuando el indicador de impacto es igual a la unidad, la regulación tiene, en consecuencia, un efecto neutral sobre la capacidad de la empresa para maximizar su *output* deseable.

(16) Esta medida del *output* perdido se obtendría, para cada productor, como el resultado de multiplicar su *output* deseable por la diferencia entre sus índices de eficiencia bajo el supuesto de eliminación fuerte y débil de *outputs* no deseables. En el caso concreto de una empresa *i* y un *output* deseable *y*, la cuantificación del *output* potencial perdido es:

$$OP_y^i = y^i (E_0^f - E_0^d)$$

Esta expresión mide un coste indirecto o de oportunidad en términos del *output* deseable perdido debido al desvío de recursos productivos que deben ser empleados en el cumplimiento de las restricciones ambientales.

En su aplicación empírica, FGLP estudian una muestra de treinta empresas papeleras estadounidenses y, como resultado más significativo, obtienen una pérdida de *output* potencial cifrada globalmente en 845 millones de dólares, una media de algo más de 28 millones por empresa.

(17) A esta conclusión llega el autor mediante una aplicación empírica para una muestra de trece países considerando como variables su PIB, empleo y las emisiones de óxidos de nitrógeno.

(18) En Tyteca (1996) se referencia un buen número de aportaciones.

BIBLIOGRAFÍA

ALLEN, K. (1999), «DEA in the ecological context-an overview», en WESTERMANN, G. (ed.), *Data Envelopment Analysis in the Service Sector*, Gabler Edition Wissenschaft, Alemania: 203-235.

BALL, E.; FÄRE, R.; GROSSKOPF, S., y NEHRING, R. (1998), «Productivity of the US agricultural sector: The case of undesirable outputs», ponencia presentada en la *1998 Conference on Research in Income and Wealth*, Versión final en HULTEN, Dean, Harper (eds.), *New Developments in Productivity Analysis*, The University of Chicago Press, 2001.

BALL, E.; LOVELL, C.A.K.; NEHRING, R.F., y SOMWARU, A. (1994), «Incorporating undesirable outputs into models of production: An application to U.S. agriculture», *Cahiers d'Économie et Sociologie Rurales*, 31: 60-74.

BAXTER, L.W.; FELDMAN, S.L.; SCHINNAR, A.P., y WIRTSHAFFER, R. (1984), «An efficiency analysis of household energy use», *Energy Economics*, 8 (2): 62-73.

BERNSTEIN, M.A.; FELDMAN, S.L., y SCHINNAR, A.P. (1990), «Impact of pollution controls on the productivity of coal-fired power plants», *Energy Economics*, enero: 11-17.

BOGGS, B. (1997), «Hazardous waste treatment facilities: Modelling production with pollution as both an input and an output», PhD. Dissertation, Department of Economics, University of North Carolina at Chapel Hill, EE.UU., mimeo.

BRÄNNLUND, R.; CHUNG, Y.; FÄRE, R., y GROSSKOPF, S. (1998), «Emissions Trading and Profitability: The Swedish Pulp and Paper Industry», *Environmental and Resource Economics*, 12: 345-356.

BRÄNNLUND, R.; FÄRE, R., y GROSSKOPF, S. (1995), «Environmental regulation and profitability: An application to Swedish pulp and paper mills», *Environmental and Resource Economics*, 6: 23-36.

CAVES, D.W.; CHRISTENSEN, L.R., y DIEWERT, W.E. (1982a), «Multilateral comparisons of output, input and productivity using superlative index numbers», *Economic Journal* 92: 73-86.

— (1982b), «The economic theory of index numbers and the measurement of input, output and productivity», *Econometrica*, 50 (6): 1393-1414.

COGGINS, J., y SWINTON, J. (1996), «The price of pollution: A dual approach to valuing SO₂ allowances», *Journal of Environmental Economics and Management*, 30: 58-72.

CONRAD, K., y WASTL, D. (1995), «The impact of environmental regulation on productivity in German industries», *Empirical Economics*, 20: 615-633.

COOPER, W.; SEIFORD, L., y TONE, K. (2000), *Data Envelopment Analysis: a Comprehensive test with Models, Applications, References and DEA-Solver Software*, Kluwer Academic Publishers.

CRAFTS, N., y TONIOLO, G. (1995), *Economic Growth in Europe since 1945*, Cambridge University Press.

CHUNG, Y.H.; FÄRE, R., y GROSSKOPF, S. (1997), «Productivity and undesirable outputs: A directional distance function approach», *Journal of Environmental Management*, 51: 229-240.

- DENISON, E.P. (1979), *Accounting for slower economic growth: The us in the 1970s*, The Brookings Institution, Washington.
- DI EWERT, E. (2000), «Wich (old) ideas on productivity measurement are ready to use?», en HULTEN, CH.R. DEAN, E.R. y HARPER, M.J. (eds.), *New Developments in Productivity Analysis*, The University of Chicago Press.
- FÄRE, R., y GROSSKOPF, S. (2000a), «Theory and application of directional distance functions», *Journal of Productivity Analysis*, 13: 93-103.
- (2000b), «Research note: Decomposing technical efficiency with care», *Management Science*, 46 (1): 167.
- FÄRE, R., y LOVELL, C.A.K. (1978), «Measuring the technical efficiency of production», *Journal of Economic Theory*, 19 (1): 150-162.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S., y LI, S.K. (1992), «Linear programming models for firm and industry performance», *Scandinavian Journal of Economics*, 94: 595-608.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S., y LOVELL, C.A.K. (1994), *Production Frontiers*, Cambridge University Press.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S., y NORRIS, M. (1997), «Productivity growth, technical progress and efficiency change in industrialized countries: Reply», *The American Economic Review*, 87 (5): 1040-1043.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S., y PASURKA, C. (1986), «Effects on relative efficiency in electric power generation due to environmental controls», *Resources and Energy*, 8: 167-184.
- (1989), «The effect of environmental regulations on the efficiency of electric utilities: 1969 versus 1975», *Applied Economics*, 21 (2): 225-235.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S., y ROOS, P. (1998), «Malmquist productivity indexes: A survey of theory and practice», en FÄRE, R., GROSSKOPF, S. y RUSSELL, R. (eds.), *Index Numbers: Essays in Honour of Sten Malmquist*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; LINDGREN, B., y ROOS, P. (1994), «Productivity developments in Swedish hospitals: A Malmquist output index approach», en CHARNES, A., COOPER, W., LEWIN, A. y SEIFORD, L. (eds.), *Data Envelopment Analysis: Theory, Methodology and Applications*, Kluwer Academic Publishers, Boston.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S., y TYTECA, D. (1996), «An activity analysis model of the environment performance of firms: Application to fossil-fuel-fired electric utilities», *Ecological Economics*, 18: 161-175.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; LOVELL, C.A.K., y PASURKA, C. (1989), «Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: A nonparametric approach», *The Review of Economics and Statistics*, 71: 90-98.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; LOVELL, C.A.K., y YAISAWARNG, S. (1993), «Derivation of shadow prices for undesirable outputs», *The Review of Economics and Statistics*, 75: 374-380.
- FÄRE, R.; GROSSKOPF, S.; NORRIS, M., y ZHANG, Z. (1994), «Productivity growth, technical progress, and efficiency change in industrialized countries», *American Economic Review*, 84 (1): 63-83.
- FARRELL, M. (1957), «The measurement of productive efficiency», *Journal of the Royal Statistics Society, Serie A*, 120 (3): 253-282.
- GOLLOP, F.M., y SWINAND, G.P. (1998), «From total factor to total resource productivity: An application to agriculture», *American Journal of Agricultural Economics*, 80 (3): 577-583.
- GRAY, W.B. (1987), «The cost of regulation: OSHA, EPA and the productivity slowdown», *American Economic Review*, 77 (5): 998-1006.
- GRIFELL-TATJÉ, E., y LOVELL, C.A.K. (1995), «A note on Malmquist productivity index», *Economic Letters*, vol. 47, n.º 2: 169-175.
- GROSSKOPF, S. (1986), «The role of the reference technology in measuring production efficiency», *The Economic Journal*, 96: 499-513.
- HAILU, A., y VEEMAN, T.S. (2000), «Environmentally sensitive productivity analysis of the Canadian pulp and paper industry, 1959-1994: An input distance function approach», *Journal of Environmental Economics and Management*, 40: 251-274.
- HAYNES, K.E.; RATICK, S., y CUMMINGS-SAXTON, J. (1994), «Toward a pollution abatement monitoring policy: Measurements, model mechanics and data requirements», *Environmental Professional*, 16: 292-303.
- HAZILLA, M., y KOPP, R.J. (1990), «Social cost of environmental quality regulations: A general equilibrium analysis», *Journal of Political Economy*, 98 (4): 853-873.
- HERNÁNDEZ, F.; PICAZO, A.J., y REIG, E. (2000), «Efficiency and environmental regulation: An application to Spanish wooden goods and furnishings industry», *Environmental and Resource Economics*, 15 (4): 365-378.
- JORGENSEN, D.W., y WILCOXEN, P.J. (1990), «Environmental regulation and US economic growth», *RAND Journal of Economics*, 21 (2): 314-340.
- KOPP, R., y SMITH, V.K. (1981), «Productivity measurement and environmental regulation: An engineering-econometric analysis», en COWING y STEVENSON (eds.), *Productivity Measurement in Regulated Industries*, Academic Press, Nueva York.
- LUENBERGER, D. (1992), «Benefit functions and duality», *Journal of Mathematical Economics*, 21: 461-481.
- MALMQUIST, S. (1953), «Index numbers and indifference surfaces», *Trabajos de Estadística*, 4: 209-242.
- MCCAIN, R.A. (1978), «Endogenous bias in technical progress and environmental policy», *American Economic Review*, 68 (4): 538-546.
- MORGENSTERN, R.D.; PIZER, W.A., y SHIH, J.S. (1997), «Are we overstating the economic costs of environmental protection?», *Discussion Paper 97-36, Resources for the Future*, Washington.
- PASURKA, C.A. (2001), «Technical change and measuring pollution abatement costs: An activity analysis», *Environmental and Resource Economics*, 18 (1): 61-85.
- PEARCE, D.W., y ATKINSON, G.D. (1993), «Capital theory and the measurement of sustainable development: An indicator of weak sustainability», *Ecological Economics*, 8: 103-108.
- PICAZO, A. J.; HERNÁNDEZ, F., y REIG, E. (2002), «Directional distance functions and environmental regulation», Ponencia presentada al V Encuentro de Economía Aplicada, Oviedo.
- PITTMAN, R.W. (1981), «Issues in pollution control: Interplant cost differences and economies of scale», *Land Economics*, 57: 1-17.
- (1983), «Multilateral productivity comparisons with undesirable outputs», *Economic Journal*, 93: 883-891.
- PORTER, M.E. (1991), *La ventaja competitiva de las naciones*, Plaza & Janés Editores.
- RAY, S.C., y DESLI, E. (1997), «Productivity growth, technical progress and efficiency change in industrialized countries: Comment», *The American Economic Review*, 87 (5): 1033-1039.
- REIG, E.; PICAZO, A.J., y HERNÁNDEZ, F. (2001), «Shadow prices and distance functions: An analysis for firms of the Spanish ceramic pavements industry», *International Journal of Production Economics*, 69: 277-285.
- REINHARD, S. (1999), *Econometric Analysis of Economic and Environmental Efficiency of Dutch Dairy Farms*, Ph.D. thesis, Wageningen Agricultural University.
- REINHARD, S.; LOVELL, C.A.K., y THIJSSSEN, G. (1999), «Econometric estimation of technical and environmental efficiency: An application to Dutch dairy farms», *American Journal of Agricultural Economics*, 81: 44-60.
- SHEEL, H. (2001), «Undesirable outputs in efficiency valuations», *European Journal of Operational Research*, 132: 400-410.

SHEPHARD, R.W. (1970), *Theory of Cost and Production Functions*, Princeton University Press, Princeton.

SHEPHARD, R.W., y FÄRE, R. (1974), «The law of diminishing returns», *Zeitschrift für Nationalökonomie*, 34: 69-90.

SMITH, V.K. (1998), «Should pollution reductions count as productivity gains for agriculture?», *American Journal of Agricultural Economics*, 80: 591-594.

TYTECA, D. (1996), «On the measurement of the environmental performance of firms: A literature review and a productive efficiency perspective», *Journal of Environmental Management*, 46: 281-308.

— (1997), «Linear programming models for the measurement of environmental performance of firms: Concepts and empirical results», *Journal of Productivity Analysis*, 8: 175-189.

ZOFÍO, J.L. (2001), «La evaluación de la productividad con índices Malmquist», en ÁLVAREZ PINILLA, A. (coordinador), *La medición de la eficiencia y la productividad*. Editorial Pirámide, Madrid.

ZOFÍO, J.L., y PRIETO, A.M. (2001), «Environmental efficiency and regulatory standards: The case of CO₂ Emissions from OECD industries», *Resource and Energy Economics*, 23: 63-83.