

Medición de la eco-eficiencia con funciones distancia direccionales

Andrés J. Picazo-Tadeo ^a, Mercedes Beltrán-Esteve ^b and José A. Gómez-Limón ^c

^a Departamento de Economía Aplicada II. Universidad de Valencia. Campus de Tarongers. 46022, Valencia. Spain. Telephone: ++ 34 963 828 349/62; email: andres.j.picazo@uv.es

^b Departamento de Economía Aplicada II. Universidad de Valencia. Campus de Tarongers. 46022, Valencia. Spain. Telephone: ++ 34 963 828 349/55; email: mercedes.beltran@uv.es

^c Departamento de Economía Agraria. Instituto Andaluz de Investigación y Formación Agraria y Pesquera. PO Box 3092. 14080, Córdoba. Spain. Telephone: ++ 34 957 016 051; email: josea.gomezlimon@juntadeandalucia.es

ABSTRACT. Eco-efficiency is a matter of concern at present that is receiving increasing attention in political, academic and business arenas. Broadly speaking, this concept refers to the ability of creating more goods and services with less impact on the environment and consumption of natural resources, thus involving both economic and ecological issues. In this paper we propose the use of directional distance functions and Data Envelopment Analysis techniques to assess eco-efficiency. In particular, we show how these functions can be used to compute a range of indicators representing different objectives of policy-makers and/or firms' managers regarding economic performance and ecological performance. Our methodological approach is illustrated with an empirical application to a sample of olive-growing farmers located in Southern Spain, the foremost finding being that eco-inefficiency is a widespread managerial practice. Finally, some lines for further work in this burgeoning line of research are suggested.

KEYWORDS. Data Envelopment Analysis; eco-efficiency assessment; directional distance functions.

JEL CLASSIFICATION. C61, D21, Q56.

RESUMEN. La eco-eficiencia es un tema que en la actualidad está recibiendo una creciente atención en círculos políticos, académicos y empresariales. Con carácter general, este concepto se refiere a la capacidad para producir más bienes y servicios con menos impacto sobre el medio ambiente y un menor consumo de recursos naturales, implicando, por tanto, aspectos económicos y ecológicos. En este artículo proponemos el empleo de funciones distancia direccionales y técnicas de Análisis de la Envoltura de Datos para evaluar la eco-eficiencia. En particular, mostramos cómo se pueden usar estas funciones para calcular un conjunto de indicadores que representan distintos objetivos de los políticos y/o los gerentes de empresas en relación al comportamiento económico y el comportamiento ecológico. La propuesta metodológica se ilustra con una aplicación empírica sobre una muestra de productores de aceituna ubicados en el Sur de España, entre los que la eco-ineficiencia resulta ser una práctica extendida. Finalmente, sugerimos algunos temas de investigación futura en esta línea de investigación.

PALABRAS CLAVE. Análisis de la Envoltura de Datos; medición de la eco-eficiencia; funciones distancia direccionales.

CLASIFICACIÓN JEL. C61, D21, Q56.

1. Introducción

El concepto de eficiencia económica-ecológica, comúnmente conocido como eco-eficiencia, surge en la década de 1990 como una aproximación empírica al concepto más global de sostenibilidad (Schaltegger, 1996). Con carácter general, la eco-eficiencia se refiere a la capacidad de las empresas, industrias o economías para producir bienes y servicios con un menor consumo de recursos naturales y menores impactos sobre el medioambiente. A fines de los 1990s, la OCDE definió la eco-eficiencia como '*la eficiencia con que se utilizan los recursos ecológicos para satisfacer las necesidades humanas*' (OCDE, 1998). Más tarde, el concepto se popularizó por el World Business Council for Sustainable Development (WBCSD, 2000) como una forma de estimular a las empresas a ser, simultáneamente, más competitivas y más responsables medioambientalmente.

En los últimos quince años, el concepto de eco-eficiencia ha recibido una creciente atención por parte de los políticos, académicos y gerentes empresariales. Mientras que los políticos se enfrentan al desafío de asegurar la sostenibilidad a más largo plazo, los académicos deben proporcionarles información relevante para mejorar el diseño de sus políticas ambientales. Por su parte, muchas empresas han comprendido que ser líderes en el comportamiento ecológico puede proporcionarles importantes ventajas (Elsayed and Paton, 2005). Una importante estrategia competitiva para las empresas hoy en día es crear mejores productos que tengan un menor impacto medioambiental (Porter and van der Linde, 1995; Picazo-Tadeo and Prior, 2009). La medición de la eco-eficiencia aparece, por tanto, como una práctica con un gran potencial para proporcionar información relevante a políticos y gerentes de empresas en la que puedan apoyar sus decisiones estratégicas.

La eco-eficiencia puede valorarse utilizando ratios que relacionan el valor de los bienes y servicios producidos con las presiones o impactos medioambientales generados en sus procesos de producción. Inicialmente, para valorar el concepto de eco-eficiencia se utilizaron indicadores muy simples tales como el PIB sobre las emisiones de CO₂ a nivel macro, o las unidades de producto por unidad de contaminante o presión ambiental a nivel micro. A pesar de la ventaja de su sencillez, estos indicadores tienen importantes limitaciones, por ejemplo, ignoran que un mismo

resultado económico puede producirse con diferentes combinaciones de presiones o impactos sobre el medioambiente; esto es, no tienen en cuenta la posibilidad de sustitución entre presiones o impactos medioambientales. Más recientemente, se han desarrollado aproximaciones más sofisticadas para valorar la eco-eficiencia, como las que utilizan técnicas de *benchmarking* y Análisis Envolvente de Datos (DEA) en el contexto de la teoría neoclásica de la producción.

Según Korhonen y Lupatick (2004), que proponen diversos modelos para valorar la eco-eficiencia de las empresas energéticas europeas, se pueden utilizar dos aproximaciones diferentes para modelizar y valorar la eco-eficiencia en el contexto de las técnicas DEA. La primera supone valorar la eficiencia económica y la eficiencia ecológica por separado en una etapa inicial y combinarlas, en una segunda etapa por medio de un nuevo modelo DEA. En esta línea destaca el trabajo de De Koeijer et al (2002) en el que, para una muestra de productores de remolacha azucarera holandeses, en la primera etapa se calcula un indicador de eficiencia medioambiental y otro de eficiencia en beneficios, para unirlos utilizando un modelo de eficiencia sostenible en la segunda etapa.

La segunda aproximación para medir la eco-eficiencia con modelos DEA consiste en analizar conjuntamente el comportamiento económico y el comportamiento ecológico en un único modelo y conduce a una gran diversidad de modelos dependiendo de cómo se traten la producción económica y/o los contaminantes y presiones ambientales. En esta línea de investigación destaca un artículo de Kuosmanen y Kortelainen (2005) que utiliza *funciones distancia* convencionales de *Shephard* para valorar la eco-eficiencia del transporte por carretera en tres ciudades finesas. Además, Kortelainen y Kuosmanen (2007) analizan la eco-eficiencia en bienes de consumo duraderos con técnicas DEA y precios sombra absolutos, los cuales tienen una interpretación económica directa como pérdidas monetarias debidas a eco-ineficiencias. Zhang et al. (2008) tratan los resultantes no-deseables de los procesos productivos como inputs, y utilizan diversas transformaciones lineales de modelos DEA convencionales para valorar la eco-eficiencia de treinta sistemas industriales provinciales en China.

Otros artículos recientes que tratan la valoración de la eco-eficiencia desde diferentes perspectivas son Barba-Gutierrez et al. (2009), Lin et al. (2010), Picazo-

Tadeo et al. (2011), Wang and Côté (2011), Wursthorn et al. (2011), Yang et al. (2011), Zhao et al. (2011).

Este trabajo se enmarca en la línea de investigación que trata conjuntamente el comportamiento económico y ecológico, y contribuye a esta literatura utilizando funciones distancia direccionales y técnicas de Análisis Envolvente de Datos para valorar la eco-eficiencia. En particular, suponiendo diversos escenarios para el denominado vector dirección se calcula un conjunto de indicadores de eco-eficiencia que representan diferentes objetivos relacionados con el comportamiento económico y ecológico. Hasta donde conocemos, las funciones distancia direccionales no se han utilizado con anterioridad para valorar la eco-eficiencia. Además, la propuesta metodológica se ilustra con una aplicación empírica a una muestra de productores olivareros españoles. Nuestro principal resultado es que la eco-ineficiencia es una práctica muy generalizada entre estos agricultores.

Tras esta introducción, la Sección 2 desarrolla la metodología. La Sección 3 describe la muestra y comenta los resultados y en la Sección 4 se presentan las conclusiones y se sugieren diversas líneas de investigación futura.

2. Metodología

2.1. Eco-eficiencia y funciones distancia direccionales

En este trabajo la eco-eficiencia se define, siguiendo la práctica más habitual en la literatura sobre ecología, como una ratio entre el valor añadido y las presiones ambientales (Schmidheiny and Zorraquin, 1996). Así, la eco-eficiencia mejorará si se reducen las presiones medioambientales manteniendo constante el valor añadido, si aumenta el valor añadido manteniendo las presiones ambientales o, también, si aumenta el valor añadido a la vez que se reducen las presiones. De acuerdo con la clasificación establecida en Huppés and Ishikawa (2005), se adopta una aproximación ratio productividad-medioambiente a nivel micro.

Supongamos ahora que se observa el valor añadido, variable v , generado en los procesos de producción de un conjunto de $k=1, \dots, K$ unidades de toma de decisiones (DMUs). Además, estos procesos generan un conjunto de N presiones perjudiciales para el medioambiente, $p=(p_1, \dots, p_n)$, que se observan a nivel de empresa.

Seguendo a Kuosmanen y Kortelainen (2005) (ver también Picazo-Tadeo et al, 2011), el *conjunto tecnológico generador de presiones* (PGT) que representa todas las combinaciones posibles de valor añadido y presiones medioambientales se define como:

$$PGT = \left[(v,p) \in \mathbb{R}_+^{1+N} \mid \text{el valor añadido } v \text{ puede ser generado con las presiones } p \right] \quad (1)$$

Además, se asume que la tecnología generadora de presiones cumple los siguientes supuestos: a) la actividad económica requiere, inevitablemente, que se ejerzan algunas presiones sobre el medioambiente; b) siempre puede obtenerse un menor valor añadido con la misma cantidad de presiones ambientales; c) siempre pueden aumentarse las presiones sobre el medioambiente para cualquier nivel de valor añadido; y, por último, d) cualquier combinación convexa de dos o más pares factibles (observados) de valor añadido y presiones medioambientales es también posible.

Al igual que en los trabajos pioneros de Korhonen y Lupatick (2004), Kuosmanen y Kortelainen (2005) y, también, en Zhang et al (2008), entre otros, en nuestra caracterización de la tecnología las presiones medioambientales se tratan, formalmente, como los inputs convencionales.¹ Como señalan Zhang et al. (2008; 308) *'...en la economía hay dos clases esenciales de inputs que proceden de la naturaleza y pueden diferenciarse: la oferta de bienes/recursos naturales (tales como las materias primas) y la función de la naturaleza como depósito de residuos y contaminantes'*. Las presiones ambientales pueden considerarse principalmente como inputs procedentes de la naturaleza que pertenecen a la segunda categoría.

Definida la tecnología, el concepto de eco-eficiencia se formaliza como:

$$\text{Eco - eficiencia} = \frac{\text{Valor añadido}}{\text{Presión medioambiental}} = \frac{v}{P(p)}, \quad (2)$$

donde P es una función que agrega las n presiones medioambientales en un único valor de presión o daño medioambiental.

¹ Dyckhoff y Allen (2001) discuten las ventajas e inconvenientes de distintas aproximaciones al tratamiento de los resultantes no deseables de la actividad productiva en el contexto de modelos basados en DEA.

En el cálculo de la presión ambiental agregada se sigue la aproximación más habitual en la literatura consistente en utilizar como función de agregación una media ponderada lineal de las presiones medioambientales individuales. Formalmente, esta función se define como:

$$P(p) = \sum_{n=1}^N w_n p_n, \quad (3)$$

donde w_n es la ponderación asignada a la presión n .

En el siguiente bloque teórico se aborda la *función de distancia direccional* (Färe y Grosskopf, 2000 resumen la teoría de las funciones distancia direccionales, mientras que Picazo-Tadeo et al, 2005 muestran cómo pueden utilizarse para valorar el comportamiento medioambiental). Esta función proporciona una representación completa de la tecnología generadora de presiones y se define como:

$$\bar{D}[v, p; g = (g_v, -g_p)] = \text{Sup} \left[\beta \mid (v + \beta g_v, p - \beta g_p) \in \text{PGT} \right], \quad (4)$$

siendo el *vector dirección*

$$g = (g_v, -g_p) \quad (5)$$

La función de distancia direccional de la expresión (4) modeliza conjuntamente el valor añadido y las presiones ambientales y permite considerar aumentos de valor añadido y reducciones simultáneas de las presiones a lo largo de una dirección previamente determinada por el investigador a partir de un vector dirección establecido. En concreto, aumenta el valor añadido en la dirección g_v y contrae las presiones ambientales en la dirección $-g_p$, manteniéndose dentro del conjunto tecnológico generador de presiones. Además, puede demostrarse que:

$$\bar{D}[v, p; g = (g_v, -g_p)] \geq 0 \Leftrightarrow (v, p) \in \text{PGT} \quad (6)$$

Las funciones distancia direccionales proporcionan una herramienta realmente flexible para el análisis de la eficiencia (otras propiedades se describen en Chambers et al, 1998). Esta característica es particularmente relevante para el propósito de esta investigación, pues permite calcular una serie de medidas de eco-eficiencia que pueden representar los objetivos de los gerentes de las empresas, los gestores de la política económica y/o los investigadores respecto al compor-

tamiento económico y el comportamiento ecológico. Los diferentes objetivos dan lugar a diferentes vectores dirección.

2.2. Vector dirección y objetivos sobre el comportamiento económico y ecológico

Consideremos, en primer lugar, que estamos interesados en valorar la medida en que nuestras DMUs pueden reducir proporcionalmente las presiones ambientales ejercidas sin que su comportamiento económico se vea afectado, es decir, manteniendo el valor añadido. El vector que representa este objetivo es:

$$g = (g_v, -g_p) = (0, -p), \quad (7)$$

y la función de distancia direccional que permite valorar la eco-eficiencia en este escenario es:

$$\text{Eco-eficiencia}_A = \bar{D}[v, p; g = (0, -p)] = \text{Sup} \left\langle \beta_A \mid [v, (1 - \beta_A)p] \in \text{PGT} \right\rangle \quad (8)$$

Dada la tecnología generadora de presiones, esta función de distancia direccional, a saber, el parámetro β_A , valora la proporción en que pueden reducirse todas las presiones ambientales, manteniendo el valor añadido al nivel observado.² Como ya se ha comentado, esta función tiene como límite inferior cero, valor que representa la eco-eficiencia; además, cuanto mayor sea la función de distancia direccional menor será el nivel de eco-eficiencia.

Un caso particular de reducción de las presiones ambientales puede surgir en caso de que los gestores de la política económica estén interesados en conocer en qué medida se puede reducir una determinada presión medioambiental sin

² Esta valoración también se podría realizar utilizando el siguiente vector dirección:

$$g = (g_v, -g_p) = (0, -1),$$

y la función de distancia direccional:

$$\bar{D}[v, p; g = (0, -1)] = \text{Sup} \left\langle \beta_A^* \mid [v, (p - \beta_A^*)] \in \text{PGT} \right\rangle$$

No obstante, mientras que la función distancia direccional de la expresión (8) es invariante respecto a las unidades de medida de las presiones ambientales, esto es, valora proporciones, con este vector dirección el modelo se convierte en aditivo y la función de distancia direccional depende de las unidades de medida. En la práctica esta dificultad puede solucionarse fácilmente utilizando la transformación propuesta por Picazo-Tadeo et al. (2005; 137) consistente en expresar, antes de calcular la función de distancia, el valor observado de cada variable como una fracción del valor máximo observado en la muestra. Las distancias originales pueden

aumentar las demás presiones y, además, manteniendo el valor añadido. Por ejemplo, si los responsables de la política ambiental prevén desarrollar una regulación medioambiental dirigida a reducir una presión determinada, pueden estar interesados en conocer previamente la capacidad que tienen las empresas de la industria o sector implicados para reducir esta presión ambiental manteniendo su comportamiento económico. Si se denomina i a la presión ambiental a reducir y $-i$ a las restantes presiones, en este escenario el vector dirección se convierte en:³

$$g = [g_v, -(g_{p_i}, g_{p_{-i}})] = [0, (-p_i, 0)], \quad (9)$$

y la función de distancia direccional:

$$\begin{aligned} \text{Eco - eficiencia}_{A_i} &= \bar{D} \langle v, p; g = [0, (-p_i, 0)] \rangle \\ &= \text{Sup} \left\{ \beta_{A_i} \mid \langle v, [(1 - \beta_{A_i}) p_i, p_{-i}] \rangle \in \text{PGT} \right\} \end{aligned} \quad (10)$$

El parámetro β_{A_i} , mide, en este caso, la máxima reducción posible en la presión ambiental i sin aumentar las restantes $-i$ presiones y manteniendo el valor añadido observado.

En tercer lugar, los gestores de política económica y/o los directores de las empresas pueden estar interesados en valorar hasta qué punto pueden mejorar su comportamiento económico, esto es, aumentar su valor añadido, sin generar presiones adicionales sobre el medio ambiente. Este objetivo puede formalizarse utilizando el siguiente vector dirección:⁴

recuperarse fácilmente a partir de las distancias calculadas utilizando las variables transformadas (normalizadas). Macpherson et al. (2010) también utilizan esta transformación.

³ Asimismo, estos objetivos pueden modelizarse con un vector dirección:

$$g = (g_v, -g_p) = [g_v, -(g_{p_i}, g_{p_{-i}})] = [0, (-1, 0)]$$

y la función de distancia direccional:

$$\bar{D} \langle v, p; g = [0, (-1, 0)] \rangle = \text{Sup} \left\{ \beta_{A_i}^* \mid \langle v, [(p_i - \beta_{A_i}^*), p_{-i}] \rangle \in \text{PGT} \right\}$$

En este caso, el modelo también se convierte en aditivo y la función de distancia direccional necesita interpretarse como la reducción potencial de la presión medioambiental i , valorada en las mismas unidades de medida en que se ha medido esta presión.

⁴ Según los comentarios realizados sobre las direcciones alternativas para valorar la eco-eficiencia en los escenarios previos, estas preferencias también pueden modelizarse con el vector dirección:

$$g = (g_v, -g_p) = (1, 0)$$

$$g = (g_v, -g_p) = (v, 0) \quad (11)$$

y la función de distancia direccional:

$$\text{Eco - eficiencia}_B = \bar{D}[v, p; g = (v, 0)] = \text{Sup} \langle \beta_B \mid [(1 + \beta_B)v, p] \in \text{PGT} \rangle \quad (12)$$

La función de distancia direccional de la expresión (12), esto es, el parámetro β_B , también tiene un límite inferior igual a cero y mide la proporción en que podría aumentarse el valor añadido sin generar presiones medioambientales adicionales y, asimismo, manteniéndose en el conjunto tecnológico generador de presiones.

Finalmente, consideramos un escenario en el que nuestro interés es ver cuánto pueden mejorar las empresas su comportamiento económico, esto es aumentar el valor añadido, y simultáneamente mejorar su comportamiento ambiental, esto es, reducir las presiones ambientales. Este esquema de objetivos se modeliza con el vector dirección:⁵

$$g = (g_v, -g_p) = (v, -p), \quad (13)$$

el cual lleva a la siguiente función de distancia direccional:

$$\begin{aligned} \text{Eco - eficiencia}_C &= \bar{D}[v, p; g = (v, -p)] \\ &= \text{Sup} \langle \beta_C \mid [(1 + \beta_C)v, (1 - \beta_C)p] \in \text{PGT} \rangle \end{aligned} \quad (14)$$

y la función distancia direccional:

$$\bar{D}[v, p; g = (1, 0)] = \text{Sup} \langle \beta_B^* \mid [(v + \beta_B^*), p] \in \text{PGT} \rangle$$

Una vez más, el modelo se convierte en aditivo y la función distancia direccional debe interpretarse como un aumento potencial en el valor añadido en las mismas unidades en que se ha medido esta variable.

⁵ El máximo aumento posible en el valor añadido mientras que se reducen simultáneamente todas las presiones ambientales también puede utilizar el vector dirección:

$$g = (g_v, -g_p) = (1, -1)$$

y la función de distancia direccional:

$$\bar{D}[v, p; g = (1, -1)] = \text{Sup} \langle \beta_C^* \mid [(v + \beta_C^*), (p - \beta_C^*)] \in \text{PGT} \rangle$$

En este caso, también debe utilizarse la transformación propuesta por Picazo-Tadeo et al (2005; 137) para obtener estimaciones de las funciones de distancia direccional que tengan sentido, dada la dependencia de las unidades de medida del valor añadido y de las presiones.

La función de distancia direccional de la expresión (14), es decir el parámetro β_C , mide la proporción en que puede aumentarse el valor añadido a la vez que se reducen las presiones ambientales en la misma proporción.

Con el propósito de profundizar en la comprensión de los indicadores de eco-eficiencia propuestos, se proporciona una ilustración gráfica. En primer lugar, consideremos una tecnología generadora de presiones (PGT) que relaciona el valor añadido v y dos presiones ambientales, a saber p_1 y p_2 (figura 1). La unidad de toma de decisiones K es, sin lugar a dudas, eco-ineficiente puesto que está situada en un punto interior de la PGT y no sobre la frontera eco-eficiente, representada por el límite inferior de la PGT. Al proyectar esta unidad de toma de decisiones K sobre la frontera eco-eficiente en una dirección que reduce proporcionalmente ambas presiones mientras que se mantiene el valor añadido, dirección $g=(0,-p)$, se alcanza el punto K' , mostrando que al comportarse eco-eficientemente podría reducir las presiones ambientales en la proporción β_A . Los niveles eco-eficientes de las presiones ambientales p_1 y p_2 en el punto K' son $(1-\beta_A)p_1$ y $(1-\beta_A)p_2$, respectivamente. Por otro lado, la proyección de K en dirección Sur, con un vector $g=[0,(-p_1,0)]$, la situaría en el punto sobre la frontera eco-eficiente K'' , mostrando que la presión ambiental p_1 podría reducirse en una proporción β_{A1} sin reducir el valor añadido y manteniendo la presión p_2 en su nivel observado.

Insertar la figura 1 aquí

Consideremos ahora la tecnología generadora de presiones ilustrada en la figura 2, con un valor añadido v y una única presión medioambiental p . La proyección sobre la frontera eco-eficiente en dirección Norte, esto es, con el vector dirección $g = (v,0)$, situaría a la unidad de toma de decisiones K en el punto K''' . En este punto el valor añadido aumenta en una proporción β_B , mientras que se mantiene el nivel observado de la presión p . Por último, la proyección en dirección Noroeste con el vector dirección $g=(v,-p)$ localizaría la unidad de toma de decisiones K sobre la frontera eco-eficiente en el punto K'''' , donde el valor añadido aumenta en una proporción β_C , exactamente la misma proporción en que se reduce la presión medioambiental p .

Insertar la figura 2 aquí

2.3. Cálculo de funciones distancia direccionales con Análisis Envolvente de Datos

El cálculo de los indicadores de eco-eficiencia definidos en la Sección 2.2 se realiza, como se apuntó en la introducción, con las técnicas de Análisis Envolvente de Datos (DEA).⁶ Esta técnica es una aproximación no paramétrica a la medición de la eficiencia introducida por Charnes et al. (1978), que utiliza una variedad de modelos de programación matemática para evaluar el comportamiento relativo de unidades de toma de decisiones comparables (ver en Cooper et al., 2007 y Cook y Seiford, 2009 los fundamentos del análisis DEA).

Las técnicas DEA tienen varias ventajas sobre la aproximación econométrica a la medición de la eficiencia. Una de estas ventajas es que no se requiere ningún supuesto a priori respecto a la forma funcional de la tecnología. En su lugar, la frontera tecnológica se construye a partir de las mejores prácticas observadas. Las desviaciones de una DMU particular respecto a la frontera eficiente se utilizan para calcular medidas de su comportamiento relativo. Además, esta aproximación permite la posibilidad de sustitución entre inputs u outputs en el análisis convencional y entre presiones medioambientales en el caso del análisis de eco-eficiencia. En este sentido, en DEA las ponderaciones con que entran las presiones particulares en el cálculo del valor único de la presión ambiental que figura en el denominador de la ratio de eco-eficiencia, a saber, las variables w_n en la expresión (3), están determinadas endógenamente a nivel de unidad de toma de decisiones.⁷ En particular, el conjunto de ponderaciones para las presiones individuales es el que maximiza la eco-

⁶ El DEA ha sido ampliamente utilizado en el estudio del comportamiento medioambiental (ver Zhou et al, 2008 para una revisión actualizada de estas técnicas en estudios sobre energía y medioambiente. Además, Van Meensel et al (2010) comparan diferentes métodos frontera para analizar los trade-off entre economía y medioambiente.

⁷Una práctica frecuente en la literatura sobre la construcción de indicadores compuestos de comportamiento medioambiental es, no obstante, utilizar ponderaciones que se han determinado exógenamente teniendo en cuenta la opinión de expertos. Además, estas ponderaciones son las mismas para todas las unidades de toma de decisiones (ver Gómez-Limón y Sánchez-Fernández, 2010 y Reig-Martínez et al., 2011).

eficiencia relativa de la DMU evaluada cuando se compara con las demás unidades de la muestra.⁸

El uso de técnicas DEA con el conjunto observado de unidades de toma de decisiones permite calcular el primero de los indicadores de eco-eficiencia para la unidad k' , a saber, eco-eficiencia $_A^{k'}$, a partir de la solución al siguiente programa matemático:

$$\begin{aligned} &\text{Maximizar } \beta_A^{k'}, z^k \text{ Eco-eficiencia}_A^{k'} = \beta_A^{k'} \\ &\text{sujecto a:} \\ &v^{k'} \leq \sum_{k=1}^K z^k v^k \quad (i) \quad , \\ &(1-\beta_A^{k'}) p_n^{k'} \geq \sum_{k=1}^K z^k p_n^k \quad n = 1, \dots, N \quad (ii) \\ &z^k \geq 0 \quad k = 1, \dots, K \quad (iii) \end{aligned} \quad (15)$$

donde z^k es una variable que representa la ponderación de la unidad de toma de decisiones k en la composición de la frontera eco-eficiente con la que se compara la unidad k' .

El parámetro calculado como solución al programa (15) cuantifica, como se ha indicado, la proporción en que la unidad k' podría reducir todas las presiones que ejerce sobre el medioambiente a la vez que mantiene su valor añadido en el nivel observado. Un valor cero indicaría eco-eficiencia, esto es, no se ha encontrado ningún referente que genere menores presiones con el mismo valor añadido; un valor de, por ejemplo, 0,3 significaría que hay posibilidad de reducir todas las presiones ambientales en un 30 por ciento sin reducir el valor añadido.

Para valorar en cuánto podría reducirse una presión medioambiental dada, concretamente la presión i , sin aumentar las restantes presiones $-i$, y manteniendo el valor añadido en el nivel observado, el programa matemático a resolver para cada unidad de toma de decisiones k' es:

⁸ Aunque la endogeneidad de las ponderaciones puede interpretarse como una fortaleza de la técnica, el conjunto óptimo de ponderaciones puede tomar valores que tengan poco sentido, por ejemplo, asignando gran importancia (ponderaciones) a presiones poco relevantes. Para abordar este problema potencial, como proponen Kuosmanen and Kortelainen (2005), en los modelos DEA pueden imponerse restricciones a priori adicionales sobre la importancia de las diferentes presiones (Allen and Thanassoulis, 2004 repasan varias técnicas para introducir restricciones en las ponderaciones).

Maximizar $\beta_{A_i}^{k'}, z^k$ Eco – eficiencia $_{A_i}^{k'} = \beta_{A_i}^{k'}$

sujecto a:

$$\begin{aligned} v^{k'} &\leq \sum_{k=1}^K z^k v^k && \text{(i)} \\ (1 - \beta_{A_i}^{k'}) p_i^{k'} &\geq \sum_{k=1}^K z^k p_i^k && i \in n \text{ and } i \notin -i \quad \text{(ii)} \\ p_{-i}^{k'} &\geq \sum_{k=1}^K z^k p_{-i}^k && -i \in n \quad \text{(iii)} \\ z^k &\geq 0 && k = 1, \dots, K \quad \text{(iii)} \end{aligned} \tag{16}$$

En tercer lugar, el máximo aumento posible en el valor añadido que podría conseguir la unidad k' sin generar presiones adicionales sobre el medioambiente, a saber el indicador eco-eficiencia $_B$, se valora resolviendo el siguiente programa:

Maximizar $\beta_B^{k'}, z^k$ Eco – eficiencia $_B^{k'} = \beta_B^{k'}$

sujecto a:

$$\begin{aligned} (1 + \beta_B^{k'}) v^{k'} &\leq \sum_{k=1}^K z^k v^k && \text{(i)} \\ p_n^{k'} &\geq \sum_{k=1}^K z^k p_n^k && n = 1, \dots, N \quad \text{(ii)} \\ z^k &\geq 0 && k = 1, \dots, K \quad \text{(iii)} \end{aligned} \tag{17}$$

Por último, el indicador de eco-eficiencia $_C$ en el que se aumenta el valor añadido mientras que, simultáneamente, se reducen las presiones ambientales en la misma proporción se calcula para la unidad de toma de decisiones k' a partir del programa:

Maximizar $\beta_C^{k'}, z^k$ Eco – eficiencia $_C^{k'} = \beta_C^{k'}$

sujecto a:

$$\begin{aligned} (1 + \beta_C^{k'}) v^{k'} &\leq \sum_{k=1}^K z^k v^k && \text{(i)} \\ (1 - \beta_C^{k'}) p_n^{k'} &\geq \sum_{k=1}^K z^k p_n^k && n = 1, \dots, N \quad \text{(ii)} \\ z^k &\geq 0 && k = 1, \dots, K \quad \text{(iii)} \end{aligned} \tag{18}$$

En este caso un valor de, por ejemplo, 0,25 para la función de distancia direccional significa que, su fuese eco-eficiente, la unidad de toma de decisiones k' podría aumentar su valor añadido en un 25%, reduciendo al mismo tiempo todas las presiones en esa misma proporción.

Hay que notar que al no restringir la suma de los elementos del vector de intensidades, en los programas (15) a (18) se supone que la tecnología presenta rendimientos constantes a escala (ver Banker et al, 1984). La elección de las

propiedades de los rendimientos a escala en la medición de la eco-eficiencia no es sencilla. Por un lado, desde una perspectiva económica las economías de escala son relevantes para determinar el comportamiento económico en muchas actividades. Por otro lado, desde una perspectiva ecológica la actividad productiva se caracteriza habitualmente con rendimientos constantes a escala; lo que realmente importa son las presiones totales ejercidas sobre el medioambiente y no su distribución entre diferentes empresas (Picazo-Tadeo et al.,2011).

Como la eco-eficiencia implica el análisis conjunto del comportamiento económico y ecológico, deben tenerse en cuenta ambas consideraciones. Por tanto, la cuestión relevante a decidir es si nuestra tecnología generadora de presiones debe caracterizarse utilizando rendimientos constantes o variables a escala. Considerando el 'state-of-the-art' en el campo de investigación, se ha optado por asumir rendimientos constantes a escala, al ser el supuesto más ampliamente utilizado. Adicionalmente, nuestra formalización del concepto de eco-eficiencia está basada en la propuesta de Kuosmanen y Kortelainen (2005; 14) que señalan que *'...el tamaño de la empresa o actividad productiva... no importa en este problema [la valoración de la eco-eficiencia]; solo estamos interesados en la ratio del valor añadido a la presión ambiental. En la literatura DEA [esto] se interpreta como un modelo de rendimientos constantes a escala'*.

3. Ilustración empírica

3.1. Variables y muestra

En esta Sección llevamos a cabo una aplicación empírica de los indicadores de eco-eficiencia propuestos sobre una muestra representativa de productores olivareros del sur de España, concretamente de Andalucía, la mayor región productora a nivel mundial.⁹ Actualmente, la producción de aceitunas en Andalucía alcanza niveles record al verse favorecida por la Política Agraria Comunitaria (PAC) euro-

⁹ En un artículo reciente, Amores and Contreras (2009) estudian la eficiencia económica de la producción olivarera en Andalucía utilizando técnicas DEA como base para proporcionar información para una mejor asignación de los subsidios agrarios europeos.

pea. No obstante, este rápido crecimiento también ha aumentado notablemente las presiones que el cultivo del olivar ejerce sobre el medioambiente (ver Comisión Europea, 2010 para una breve síntesis de estas presiones).

La información de la muestra procede de una encuesta diseñada específicamente en el contexto de un proyecto de investigación más amplio dirigido al análisis del cultivo del olivar en España (ver Gómez-Limón et al, 2011 para más detalles). La encuesta se realizó sobre una amplia muestra de productores elegidos aleatoriamente entre mayo y septiembre de 2010. Los datos utilizados en este trabajo corresponden a 45 agricultores pertenecientes al sistema de cultivo tradicional del olivar en planicie; todos los agricultores comparten la misma tecnología de producción.

Como variables de interés para el análisis de eco-eficiencia, por un lado, se define como indicador de comportamiento económico el ingreso neto por hectárea,¹⁰ que para la explotación k se calcula como:

$$v^k = \text{Renta neta}^k = \frac{\text{Ventas}^k - \text{Costes directos}^k}{\text{Tierra}^k} \quad (19)$$

En el numerador se obtiene el ingreso neto restando los costes directos¹¹ al ingreso obtenido por las ventas de aceitunas (ambos medidos en euros, a precios de 2010), mientras que el denominador recoge la superficie dedicada al cultivo de olivos (en hectáreas). Por tanto, este indicador mide el resultado económico por hectárea, cuanto mayor es su valor mejor es el comportamiento económico.

Por otro lado, entre las presiones ambientales generadas por el cultivo del olivar se han elegido tres de las más representativas; aproximadas por las variables riesgo de pesticidas, ratio de nitrógeno y ratio energética. El *riesgo de pesticidas* proporciona información sobre la toxicidad global vertida al medioambiente a través de los pesticidas utilizados en la producción olivarera. Esta toxicidad se ha estimado

¹⁰ Los análisis empíricos llevados a cabo en los sistemas de cultivo del olivar consideran que el ingreso neto es mejor indicador del comportamiento económico que el valor añadido convencional. La razón es que el trabajo es el input más importante en el cultivo del olivar; en promedio representa el 60% de los costes totales (Pérez-Hernández, 2008).

¹¹ Los costes directos incluyen los costes derivados del uso de trabajo (propio y ajeno), fertilizantes, pesticidas, energía, servicios contratados y costes fijos directamente relacionados con la producción de aceitunas (depreciación y mantenimiento de maquinaria). El trabajo propio se ha valorado al mismo precio que el trabajo contratado, como un coste de oportunidad.

por el potencial letal sobre organismos vivos (capacidad biocida) de las materias incluidas en estos productos agroquímicos, medido en kilogramos de rata por hectárea. Formalmente, esta presión se calcula para la explotación k como:

$$p_1^k = \text{Riesgo de pesticidas}^k = \sum_{m=1}^M 1,000 \frac{\text{Cantidad en el producto comercial}_m^k}{\text{Dosis letal } 50_m}, \quad (20)$$

donde el numerador es la cantidad de producto m utilizado por la explotación k (en kilogramos por hectárea) y el denominador es la dosis letal 50% del producto comercial m (en gramos de m por kilogramo de rata). Cuanto mayor es el riesgo de pesticida mayor es la presión sobre el medioambiente.

La *ratio energética* se utiliza como una proxy de las emisiones de gases de efecto invernadero (GHG), y se ha calculado para la explotación k como:

$$p_2^k = \text{Ratio de energía}^k = \frac{\sum_{t=1}^T \text{Energía en inputs}_i^k}{\text{Energía en output}^k}, \quad (21)$$

donde el numerador mide la energía incluida en los inputs utilizados en cada tarea agraria realizada por la explotación k y el denominador es la energía fijada por los olivos y exportada por medio de la producción cosechada (olivas). Ambas están calculadas en kilocalorías por hectárea. Cuanto mayor sea el valor de este indicador peor es el comportamiento ecológico de la explotación k desde una perspectiva energética.

Por último, la ratio de nitrógeno se cuantifica para la explotación k utilizando la siguiente fórmula:

$$p_3^k = \text{Ratio de nitrógeno}^k = \frac{\text{Nitrogeno en input}^k}{\text{Nitrogeno en output}^k}, \quad (22)$$

donde el numerador representa la cantidad de nitrógeno utilizado para fertilizar el olivar y el denominador la cantidad de nitrógeno extraído en las aceitunas recolectadas por la explotación k, ambos medidos en kilogramos por hectárea. Esta ratio proporciona información sobre el comportamiento ecológico en el uso del input nitrógeno; cuanto mayor es su valor, peor su comportamiento.

La tabla 1 muestra algunos estadísticos descriptivos de los datos.

Insertar la tabla 1 aquí

3.2. Resultados y discusión

Con la muestra y las variables descritas se han calculado los indicadores de eco-eficiencia propuestos en la Sección 2.2, resolviendo para cada una de las 45 explotaciones de la muestra los programas (15) a (18). Los principales estadísticos descriptivos de estos resultados están en la tabla 2.

Insertar la tabla 2 aquí

A primera vista, los resultados ponen de manifiesto la existencia de un alto nivel de eco-ineficiencia. Por ejemplo, el potencial para reducir proporcionalmente todas las presiones mientras que se mantiene constante el valor añadido (eco-eficiencia_A) alcanza una media de 0.491; esto significa que con una gestión eco-eficiente los olivareros de la muestra podrían reducir las presiones que ejercen sobre el medioambiente en casi un 50% sin reducir el valor añadido por hectárea. Similarmente, la media del indicador de eco-eficiencia que valora la mejora potencial en el comportamiento económico de las explotaciones manteniendo su comportamiento ecológico (eco-eficiencia_B), indica que podría aumentarse el valor añadido en un 170% sin incrementar las presiones ejercidas sobre el medioambiente.

Las valores para los indicadores de eco-eficiencia_{Ai}, obtenidos en el escenario en el que el propósito es valorar las reducciones potenciales de una presión particular sin aumentar el resto de presiones y, además, manteniendo el valor añadido en los niveles observados, muestran que la mayor reducción potencial se corresponde con la ratio de nitrógeno, con una eco-eficiencia media de 0,670, seguido del riesgo de pesticidas (0,645) y la ratio energética (0,548). Puesto que estos resultados miden la capacidad de las explotaciones para reducir presiones medioambientales particulares, pueden proporcionar a los gestores de la política medioambiental una información sólida como base de las regulaciones ambientales dirigidas a reducir las presiones ambientales. Por último, los resultados para el indicador de eco-eficiencia_C indican que el valor añadido podría aumentarse, en media, un 36,8% reduciendo, al mismo tiempo, las presiones ambientales en esa misma proporción.

Los indicadores de eco-eficiencia en los distintos escenarios se han trasladado a variaciones absolutas, en términos del aumento potencial del valor añadido, en euros por hectárea, y/o las reducciones potenciales de presiones ambientales para las explotaciones individuales. Estos resultados están disponibles previa petición. A título de ejemplo, a partir de los promedios del indicador de eco-eficiencia_c puede afirmarse que las explotaciones de la muestra podrían aumentar su valor añadido en 213 euros por hectárea y reducir, respectivamente, las presiones riesgo de pesticidas, ratio de energía y ratio de nitrógeno en 1,883, 0,119 y 0,512 unidades.

La presencia de una eco-ineficiencia generalizada en el cultivo del olivar español no deben sorprender pues se han encontrado resultados similares en otros sistemas agrarios españoles. Picazo-Tadeo et al (2011) valoran la eco-eficiencia específica por presión ambiental de una muestra de agricultores que operan en el sistema de agricultura de secano de la comarca de Campos (Castilla-León), encontrando que éstos son enormemente eco-ineficientes, con escasas diferencias entre presiones ambientales. Además, Gómez-Limón et al (2011) utilizan técnicas DEA y funciones distancia convencionales para valorar la eco-eficiencia de los olivereros andaluces a nivel de explotación y llegan a la conclusión de que la eco-ineficiencia es también un práctica generalizada.

Existen, al menos, tres razones principales que pueden explicar una eco-ineficiencia tan elevada en la gestión de los olivares. Primero, una ineficiencia técnica generalizada; segundo, la consideración de las presiones ambientales como externalidades que no influyen en función de utilidad personal de los agricultores; y tercero, una toma de decisiones por parte de los agricultores basada en múltiples criterios y no solo en criterios económicos. No obstante, un análisis más amplio de las causas del comportamiento eco-ineficiente de los productores olivereros va más allá del objetivo de este artículo, que es fundamentalmente metodológico.

En nuestra opinión, la valoración de la eco-eficiencia que se ha realizado en la aplicación empírica puede ser interesante, por sí misma, tanto para los gestores de política económica como para los agricultores, en la medida en que se valora la eco-eficiencia en diferentes escenarios que representan distintos objetivos sobre el

comportamiento económico y ecológico. Además, en este artículo, planteamos una última cuestión relativa a la similitud de las ordenaciones de las explotaciones de la muestra que resulta de los distintos indicadores de eco-eficiencia. Para ello se ha efectuado un test de correlación de rangos de Spearman. Los indicadores de eco-eficiencia implican un cierto número de ceros, esto es, los valores para las explotaciones que son eco-eficientes,¹² por lo que aparecen colas en el cálculo de los rangos. Para tener en cuenta esta circunstancia se han ordenado las empresas eficientes según su importancia como referentes, medidos por el número de veces que aparecen como referencia para el conjunto de las explotaciones eco-ineficientes (Charnes et al., 1985; ver Adler et al, 2002 para una revisión de los métodos de ordenación de las unidades eficientes en el contexto del análisis DEA).

Los coeficientes de correlación calculados indican que la ordenación de explotaciones que se obtiene a partir de los distintos indicadores de eco-eficiencia no son estadísticamente diferentes a los niveles de significatividad estándar.¹³ A pesar de ello, los cambios en la posición de algunas explotaciones son importantes. Por ejemplo, la empresa número tres de la muestra ocupa la octava posición en el ranking de explotaciones cuando se ordenan según su capacidad para reducir proporcionalmente todas las presiones ambientales mientras que se mantiene el valor añadido (eco-eficiencia_A). No obstante, esta misma explotación cae a la trigésima posición cuando se considera el potencial de reducción del riesgo de pesticidas sin aumentar las restantes presiones y manteniendo, también, su valor añadido (eco-eficiencia A1). Sube a la octava posición al ordenar las explotaciones según su capacidad para reducir la ratio de energía (eco-eficiencia A2) y baja a la decimoctava posición cuando se valora su potencial para reducir la ratio de nitrógeno (eco-eficiencia A3). Estos rankings muestran que, cuando se compara con otras empresas de la muestra, la empresa número tres tiene un potencial particularmente alto para reducir la presión que ejerce sobre el medioambiente por riesgo de pesticidas.

¹² Se han encontrado tres empresas plenamente eco-eficientes en todos los escenarios.

¹³ De hecho, dado que nuestros indicadores de eco-eficiencia se calculan bajo el supuesto de rendimientos constantes a escala, los indicadores de eco-eficiencia derivados de los programas (15), (17) y (18) conducen exactamente a la misma clasificación.

4. Conclusiones y propuestas de investigación futura

La simplicidad del concepto de eco-eficiencia y su ventaja intrínseca de considerar simultáneamente economía y ecología han hecho de este concepto una cuestión de interés práctico para investigadores, políticos y gerentes empresariales. Además, la valoración de la eco-eficiencia se utiliza cada vez más como un instrumento de apoyo en la toma de decisiones que contribuyan al desarrollo sostenible. Así, desde finales de 1990 se ha desarrollado una creciente literatura dedicada a valorar la eco-eficiencia en el ámbito de la empresa, la industria o el conjunto de una economía.

Este trabajo contribuye a la literatura mostrando cómo pueden utilizarse las funciones distancia direccionales en un marco basado en el Análisis de la Envolvente de Datos para valorar diferentes aspectos de la eco-eficiencia. Suponer diferentes escenarios del denominado vector dirección nos permite formular una variedad de indicadores de eco-eficiencia que pueden representar diferentes objetivos de los gestores de política económica y/o directores de empresa relacionados con el comportamiento económico y el comportamiento ecológico. Con fines ilustrativos, se ha realizado una aplicación empírica de estos indicadores de eco-eficiencia a una muestra de explotaciones olivareras españolas. Los resultados revelan que la gestión eco-ineficiente es una práctica habitual entre los productores de aceitunas.

Para terminar, queremos señalar algunas líneas para futuras investigaciones en el campo de la valoración de la eco-eficiencia. En primer lugar, creemos que extender el uso de las funciones distancia direccionales al análisis de conceptos más amplios que el de eco-eficiencia, que incluyan no solo el comportamiento económico y ecológico de las empresas industrias o regiones, sino también otras dimensiones de su comportamiento tales como aspectos sociales, pueden ser interesantes para los profesionales. Además, desde una perspectiva metodológica una posible extensión de nuestro análisis basado en las funciones distancia direccionales, sería tener en cuenta las holguras, a saber, los excesos de presión, y calcular otras medidas de eco-eficiencia no radiales. En este sentido, los recientes artículos de Färe y Grosskopf (2010a) y (2010b), que introducen medidas de eficiencia con holguras utilizando funciones de distancia direccionales, pueden ser

realmente útiles. Contemplar supuestos adicionales respecto a los rendimientos de escala en las propiedades de la tecnología, utilizando el reciente trabajo de Sueyoshi y Goto (2011), también puede ser una línea de investigación futura interesante. Además, para integrar un esquema de preferencias no lineales en la construcción de un indicador compuesto de presiones ambientales en los modelos de eco-eficiencia basados en técnicas DEA, pueden ser útiles las recientes investigaciones sobre la construcción de indicadores compuestos con estructuras no lineales (ver, por ejemplo Zhou et al, 2010).

Agradecimientos

Andrés J. Picazo-Tadeo agradece la ayuda financiera del Ministerio de Ciencia y Tecnología y el FEDER (proyecto ECO2008-05908-C02-02) and la Generalitat Valenciana (programa PROMETEO 2009/098). Mercedes Beltrán-Esteve and José Antonio Gómez-Limón también agradecen el apoyo financiero del Ministerio de Ciencia y Tecnología y el FEDER (proyectos AGL2010-17560-C02-01 and 02/AGRI).

Referencias bibliográficas

- Adler, N., Friedman, L., Sinuany-Stern, Z., 2002. Review of ranking methods in the data envelopment analysis context. *European Journal of Operational Research* 140(2), 249-265.
- Allen, R., Thanassoulis, E., 2004. Improving envelopment in data envelopment analysis. *European Journal of Operational Research* 154(2), 363–379.
- Amores, A., Contreras, I., 2009. New approach for the assignment of new European agricultural subsidies using scores from data envelopment analysis: Application to olive-growing farms in Andalusia (Spain). *European Journal of Operational Research* 193(3), 718-729.
- Banker, R.D., Charnes, R., Cooper, W.W., 1984. Some models for estimating technical and scale inefficiencies in Data Envelopment Analysis. *Management Science* 30, 1078-1092.
- Barba-Gutiérrez, Y., Adenso-Díaz, B., Lozano, S., 2009. Eco-efficiency of electric and electronic appliances: a data envelopment analysis (DEA). *Environmental Modelling and Assessment* 14, 439-447.
- Chambers, R.G., Chung, Y., Färe, R., 1998. Profit, directional distance functions and Nerlovian efficiency. *Journal of Optimization Theory and Applications* 98, 351-364.

- Charnes, A., Clark, C. T., Cooper, W. W., Golany, B., 1985. A developmental study of Data Envelopment Analysis in measuring the efficiency of maintenance units in the US air forces. *Annals of Operations Research* 2, 95-112.
- Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E., 1978. Measuring the efficiency of decision making units. *European Journal of Operational Research* 2, 429-444.
- Cook, W.D., Seiford, L.M., 2009. Data envelopment analysis (DEA)-Thirty years on. *European Journal of Operational Research* 192, 1-17.
- Cooper, W.W., Seiford, L.M., Tone, K., 2007. *Data Envelopment Analysis. A comprehensive text with models, applications, references and DEA-Solver software.* Springer, New York.
- De Koeijer, T.J., Wossink, G.A.A., Struik, P.C., Renkema, J.A., 2002. Measuring agricultural sustainability in terms of efficiency: the case of Dutch sugar beet growers. *Journal of Environmental Management* 66(1), 9-17.
- Dyckhoff, H., Allen, K., 2001. Measuring ecological efficiency with data envelopment analysis (DEA). *European Journal of Operational Research* 132, 312-325.
- Elsayed, K., Paton, D., 2005. The impact of environmental performance on firms' performance: static and dynamic panel data evidence. *Structural Change and Economic Dynamics* 16, 395-412.
- European Commission, 2010. *LIFE among the olives: Good practice in improving environmental performance in the olive oil sector.* Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg, 56 pp.
- Färe, R., Grosskopf, S. 2000. Theory and application of directional distance functions. *Journal of Productivity Analysis* 13, 93-103.
- Färe, R., Grosskopf, S., 2010a. Directional distance functions and slacks-based measures of efficiency. *European Journal of Operational Research* 200(1), 320-322.
- Färe, R., Grosskopf, S., 2010b. Directional distance functions and slacks-based measures of efficiency: Some clarifications. *European Journal of Operational Research* 206(3), 702.
- Gómez-Limón, J.A., Picazo-Tadeo, A.J., Reig-Martínez, E., 2011. Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia. Working Paper WPAE-1105. Universidad de Valencia. Departamento de Estructura Económica.
- Gómez-Limón, J.A., Sanchez-Fernandez, G., 2010. Empirical evaluation of agricultural sustainability using composite indicators. *Ecological Economics* 69, 1062-1075.
- Huppes, G., Ishikawa, M., 2005. A framework for quantified eco-efficiency analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9, 25-41.

- Korhonen, P.J., Luptacik, M., 2004. Eco-efficiency analysis of power plants: an extension of data envelopment analysis. *European Journal of Operational Research* 154, 437-446.
- Kortelainen, M., Kuosmanen, T., 2007. Eco-efficiency analysis of consumer durables using absolute shadow prices. *Journal of Productivity Analysis*, 28, 57-69.
- Kuosmanen, T., Kortelainen, M., 2005. Measuring eco-efficiency of production with Data Envelopment Analysis. *Journal of Industrial Ecology* 9, 59-72.
- Lin, J., Li, Y., Wang, W., Cui, S., Wei, X., 2010. An eco-efficiency-based urban sustainability assessment method and its application. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 17(4), 356-361.
- Macpherson, A., Principe, P., Smith, E., 2010. A directional distance function approach to regional environmental-economic assessments. *Ecological Economics* 69, 1918-1925.
- OECD, Organization for Economic Co-operation and Development, 1998. *Eco-efficiency*, OECD, Paris.
- Pérez-Hernández, P.P., 2008. La economía del cultivo del olivar: evolución y perspectivas. In: *Analistas Económicos de Andalucía (ed.) Informe Anual del Sector Agrario en Andalucía 2008*. Analistas Económicos de Andalucía, Málaga, 293-313.
- Picazo-Tadeo, A.J., Prior, D. 2009. Environmental externalities and efficiency measurement. *Journal of Environmental Management*, 90, 3332-3339.
- Picazo-Tadeo, A.J., Reig-Martínez, E., Gómez-Limón, J.A., 2011. Assessing farming eco-efficiency: A Data Envelopment Analysis approach. *Journal of Environmental Management* 92, 1154-1164.
- Picazo-Tadeo, A.J., Reig-Martínez, E., Hernández-Sancho, F., 2005. Directional distance functions and environmental regulation. *Resource and Energy Economics* 27, 131-142.
- Porter, M.E., van der Linde, C., 1995. Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship. *Journal of Economic Perspectives* 9, 97-118.
- Reig-Martínez, E., Gómez-Limón, J.A., Picazo-Tadeo, A.J., 2011. Ranking farms with a composite indicator of sustainability. *Agricultural Economics*, in press.
- Schaltegger, S., 1996. *Corporate Environmental Accounting*. John Wiley and Sons Ltd, Chichester.
- Schmidheiny, S., Zorraquin, J.L., 1996. *Financing change, the financial community, eco-efficiency and sustainable development*. Cambridge, MA. MIT Press
- Sueyoshi, T., Goto, M., 2011. Measurement of Returns to Scale and Damages to Scale for DEA-based operational and environmental assessment: How to manage desirable (good) and undesirable (bad) outputs? *European Journal of Operational Research* 211, 76-89.

- Van Meensel, J., Lauwers, L., Van Huylenbroeck, G., Van Passel, S., 2010. Comparing frontier methods for economic–environmental trade-off analysis. *European Journal of Operational Research* 207, 1027-1040.
- Wang, G., Côté, R., 2011. Integrating eco-efficiency and eco-effectiveness into the design of sustainable industrial systems in China. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 18(1), 65-77.
- WBCSD, World Business Council for Sustainable Development, 2000. Measuring eco-efficiency. A Guide to Reporting Company Performance. WBCSD, Geneva.
- Wursthorn, S., Poganietz, W.R., Schebek, L., 2011. Economic-environmental monitoring indicators for European countries: A disaggregated sector-based approach for monitoring eco-efficiency. *Ecological Economics* 70(3), 487-496.
- Yang, F., Li, Y., Liang, L., Wu, D. 2011. Modelling undesirable outputs in eco-efficiency evaluation to paper mills along the Huai River based on Shannon DEA. *International Journal of Environment and Sustainable Development* 10(1), 36-47.
- Zhang, B., Bi, J., Fan, Z., Yuan, Z., Ge, J., 2008. Eco-efficiency analysis of industrial system in China: A data envelopment analysis approach. *Ecological Economics* 68(1-2), 306-316.
- Zhao, W., Huppes, G., van der Voet, E., 2011. Eco-efficiency for greenhouse gas emissions mitigation of municipal solid waste management: A case study of Tianjin, China. *Waste Management*, in press.
- Zhou, P., Ang, B.W., Poh, K.L., 2008. A survey of data envelopment analysis in energy and environmental Studies. *European Journal of Operational Research* 189(1), 1-18.
- Zhou, P., Ang, B. W., Zhou, D.Q., 2010. Weighting and aggregation in composite indicator construction: a multiplicative optimization approach. *Social Indicators Research* (2010) 96,169–181.

Tabla 1

Estadísticos descriptivos de la muestra

Variable	Mean	Desviación estándar	Máximo	Mínimo
Comportamiento económico				
Valor añadido (<i>euro/ha</i>)	735	313	1,525	377
Comportamiento ecológico				
Riesgo de pesticidas (<i>kg de rata/ha</i>)	4,965	2,237	10,199	1,558
Ratio de energía (<i>adimensional</i>)	0.275	0.096	0.482	0.133
Ratio de nitrógeno (<i>adimensional</i>)	1.214	0.464	2.091	0.280

Table 2

Indicadores de eco-eficiencia

Indicador	Mean	Desviación estándar	Máximo	Mínimo
Eco-eficiencia _A	0.491	0.278	0.841	0
Eco-eficiencia _{A1} (riesgo de pesticidas)	0.645	0.253	0.923	0
Eco-eficiencia _{A2} (ratio de energía)	0.548	0.296	0.874	0
Eco-eficiencia _{A3} (ratio de nitrógeno)	0.670	0.274	0.935	0
Eco-eficiencia _B	1.706	1.571	5.295	0
Eco-eficiencia _C	0.368	0.238	0.726	0

Figura 1

La tecnología generadora de presiones y los indicadores de eco-eficiencia (i)

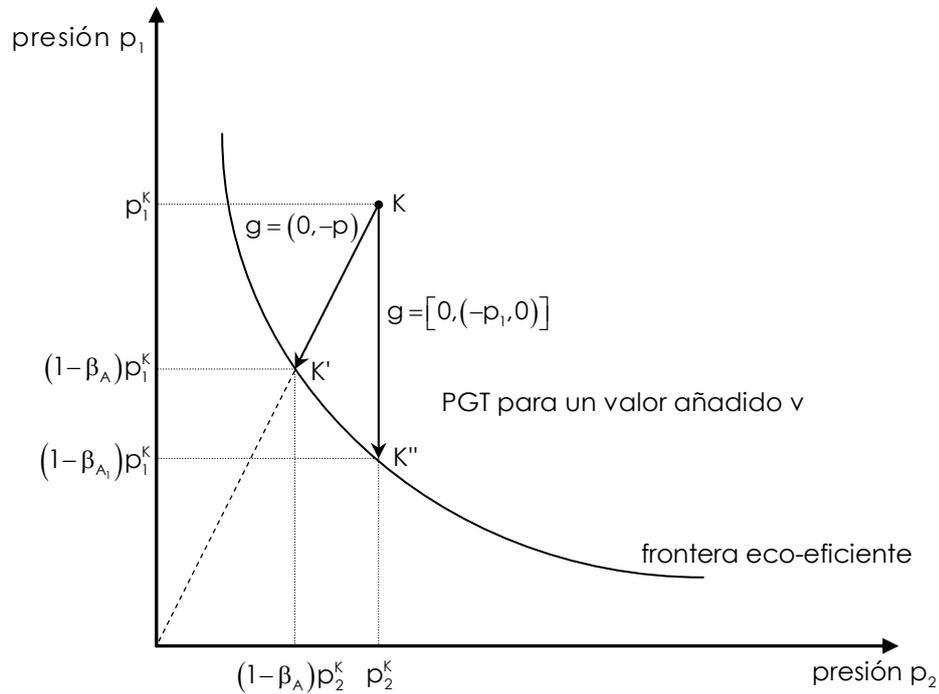


Figura 2

La tecnología generadora de presiones y los indicadores de eco-eficiencia (ii)

