

## **Medición de la ecoeficiencia en procesos productivos en el sector agrario. Caso de estudio sobre producción de cítricos**

Javier Ribal<sup>a</sup>, Neus Sanjuan<sup>b</sup>, Gabriela Clemente<sup>c</sup>, M. Loreto Fenollosa<sup>d</sup>

---

**RESUMEN:** La eco-eficiencia se define mediante la ratio “valor económico/impactos ambientales”. En este trabajo se evalúa la eco-eficiencia de la producción de cítricos en la Comunidad Valenciana. Se han construido 24 escenarios de producción de naranjas según sus prácticas agrícolas y se han determinado sus impactos ambientales mediante Análisis de Ciclo de Vida así como su valor económico añadido. Los resultados se refirieron a 1 kg de naranjas. La integración de la evaluación económica y la ambiental en la ratio se realizó mediante Data Envelopment Analysis. Entre los escenarios más eco-eficientes predominaron los de producción ecológica.

---

**PALABRAS CLAVE:** Eco-eficiencia, Data Envelopment Analysis, Análisis de Ciclo de Vida, cítricos.

---

**Clasificación JEL:** Q10, Q51.

---

### **Eco-efficiency measurement in agricultural production. A case study on citrus fruits production**

---

**SUMMARY:** The eco-efficiency can be defined by using the “economic value/environmental impacts” ratio. In this study the eco-efficiency of orange production in the Comunidad Valenciana was assessed. 24 scenarios of orange production were built regarding their agricultural practices. For every scenario the environmental impacts were assessed by means of Life Cycle Assessment (LCA) as well as the economic value added. The results have been referred to 1 kg oranges. The integration of the economic and environmental assessments was made through Data Envelopment Analysis (DEA). Among the scenarios scored as eco-efficient, those with organic production prevailed.

---

**KEYWORDS:** Eco-efficiency, Data Envelopment Analysis, Life Cycle Assessment, citrus fruits.

---

**JEL classification:** Q10, Q51.

---

---

<sup>a</sup> Dpto. de Economía y Ciencias Sociales. Universidad Politécnica de Valencia.

<sup>b</sup> Dpto. de Tecnología de Alimentos. Universidad Politécnica de Valencia.

<sup>c</sup> Dpto. de Tecnología de Alimentos. Universidad Politécnica de Valencia.

<sup>d</sup> Dpto de Economía y Ciencias Sociales. Universidad Politécnica de Valencia.

*Agradecimientos:* : Los autores agradecen los comentarios críticos de dos revisores anónimos así como del ponente de la propia revista que han contribuido a la mejora de este trabajo

*Dirigir correspondencia a:* Javier Ribal. E-mail: frarisan@esp.upv.es

Recibido en abril de 2008. Aceptado en octubre de 2009.

## 1. Introducción

En los últimos años se han publicado estudios que destacan el impacto ambiental de los procesos productivos agrarios<sup>1</sup>. Existen diversas opciones para reducir el impacto de estos procesos productivos como la selección y dosificación de fertilizantes y fitosanitarios, el sistema de riego o la maquinaria empleada. Sin embargo, establecer las mejores prácticas requiere integrar no sólo los aspectos ambientales sino también aspectos económicos y en este sentido surge el concepto de eco-eficiencia. Para Kicherer *et al.* (2007) la eco-eficiencia es una eficiencia ecológica y económica que mide el impacto medioambiental causado por unidad monetaria ganada. Desimone y Popoff (2000) consideran la eco-eficiencia como la respuesta de las empresas al desafío del desarrollo sostenible<sup>2</sup>. Para Huppés y Ishikawa (2005) la eco-eficiencia es un instrumento para el análisis de la sostenibilidad, indicando una relación empírica entre valor económico e impacto ambiental.

El concepto de eco-eficiencia está ligado al concepto de sostenibilidad, si bien mejorar la eco-eficiencia no implica garantizar la sostenibilidad. En efecto, aunque se logre un nivel de impacto ambiental bajo en relación al valor económico obtenido, el impacto ambiental absoluto puede exceder la capacidad del ecosistema.

Kuosmanen y Kortelainen (2005) consideran útil el concepto de eco-eficiencia por dos razones: es el modo más efectivo de reducir los impactos ambientales, y además, las políticas derivadas son más fáciles de adoptar que las políticas que restringen el nivel de actividad económica. El concepto y la búsqueda de la eco-eficiencia se justifican por la necesidad de lograr un objetivo de calidad ambiental a nivel microeconómico, bien mediante políticas públicas o mediante instrucciones y demostraciones a individuos y empresas.

Los procesos de producción agroalimentarios no deben permanecer ajenos a esta búsqueda o mejora de la eco-eficiencia. El objetivo de este trabajo es evaluar la eco-eficiencia de la producción de cítricos en la Comunidad Valenciana. Para ello se aplica una metodología que recoge los impactos ambientales, el valor económico y la agregación de ambos en un índice de eco-eficiencia utilizando DEA (*Data Envelopment Analysis*).

En primer lugar, se realiza una revisión bibliográfica sobre el tratamiento de los outputs no deseables en modelos DEA y se presenta la metodología de medición de la eco-eficiencia a emplear. En segundo lugar se describe la aplicación o caso de estudio sobre el que se va a emplear la metodología, para a continuación recoger los principales resultados, finalizando con una serie de conclusiones.

<sup>1</sup> Entre otros, Cederberg (1998), Bentrup *et al.* (2001), Sanjuán *et al.* (2005), Milà *et al.* (2006).

<sup>2</sup> "The business response to the challenge of sustainable development- that is, meeting 'the needs of the present without jeopardizing the needs of future generations'".

## 2. Medición de la eco-eficiencia

### 2.1. Antecedentes

Kuosmanen y Kortelainen (2005) cuantifican la eco-eficiencia en una aplicación al transporte por carretera. En dicho trabajo reflejan la relación de intercambio entre resultado económico e impacto ambiental asociado. Proponen para el numerador una medición global del valor económico en el proceso productivo (concretamente el valor económico añadido, recogiendo así un punto de vista social) mientras que en el denominador los impactos ambientales son ponderados mediante DEA en una función de daño ambiental. Pese a ser la primera propuesta de emplear DEA para medir la eco-eficiencia según su definición (ratio valor económico/impactos ambientales), los modelos DEA se han aplicado ampliamente en la integración de emisiones no deseables en la medición de la eficiencia técnica.

Färe *et al.* (1989) muestran la importancia de incluir los outputs no deseables en el análisis de la eficiencia, así como su modelización, considerando que la reducción de los outputs no deseables tiene un coste de oportunidad valorable en términos de una menor producción de output de mercado. Färe *et al.* (1996) crean un índice de evaluación medioambiental compuesto por un índice medioambiental y un índice de eficiencia productiva.

Tyteca (1996) recoge varias posibilidades para medir la eficiencia medioambiental en función del tratamiento de los outputs no deseables. Scheel (2001) analiza diferentes enfoques para el tratamiento de los outputs no deseables y compara las diferentes fronteras eficientes resultantes mediante un ejemplo. Recoge la incorporación de los outputs no deseables de tres modos: como outputs con signo negativo, como inputs, así como su inversa como outputs. Korhonen y Luptacik (2004) emplean diversos modelos DEA para analizar la eco-eficiencia de plantas generadoras de electricidad, el tratamiento de los outputs no deseables es similar a los de Tyteca (1996) y Scheel (2001). Kortelainen y Kuosmanen (2007) miden la eco-eficiencia como la mínima pérdida monetaria que el uso de un servicio o un bien puede proporcionar comparado con la mejor alternativa, para ello determinan precios sombra absolutos expresados en Euros en una aplicación a bienes duraderos.

Dyckhoff y Allen (2001) señalan que la eficiencia ecológica suele medirse comparando indicadores de rendimiento medioambiental y en este contexto el DEA tiene un gran potencial porque permite agregar los diferentes indicadores sin emplear pesos explícitos.

### 2.2. Metodología de medición de la eco-eficiencia

El primer paso de la metodología empleada es la definición del marco del estudio, en la cual se especifican los escenarios a estudiar. A continuación, se realiza una evaluación ambiental de los escenarios mediante Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y una evaluación económica de los mismos mediante una función de resultado económico. Finalmente, se realiza una integración de las dos evaluaciones anteriores a través de modelos no paramétricos de medición de la eficiencia (DEA).

## **Definición del marco del estudio**

La definición del marco del estudio implica los siguientes pasos:

- a) Identificación del sistema o sistemas y caracterización de los escenarios a evaluar. En los procesos agrarios, el sistema de producción determina las prácticas agrícolas a realizar, pudiéndose considerar por tanto distintos escenarios de producción. En consecuencia, se realizará una descripción exhaustiva y cuantitativa de los escenarios a contemplar en el estudio.
- b) Definición de la unidad funcional. La unidad funcional es la unidad de referencia a utilizar en el estudio y refleja la función principal producida por el sistema productivo. Se le asignará un valor numérico concreto para la ejecución de los cálculos (p.e. 1 t. de naranjas). Por tanto, todos los resultados del estudio vendrán referidos a la unidad funcional. Al usar la misma unidad de referencia para los distintos escenarios se consigue que sean comparables entre sí de forma inmediata.
- c) Definición de los límites del sistema. Es la definición clara de qué es lo que se incluye en el mismo y qué es lo que queda fuera. De acuerdo con los objetivos del estudio se puede decidir incluir sólo el proceso productivo en sí (prácticas agrícolas) o también otras etapas como la producción o extracción de materias primas (fabricación de fertilizantes,...).

## **Evaluación ambiental**

El ACV constituye una herramienta reconocida y aceptada que tiene por objeto analizar de forma objetiva, metódica, sistemática y científica el impacto ambiental ocasionado por los productos desde su origen, como la extracción de las materias primas necesarias para su fabricación, hasta que dichos productos se consumen y se convierten en residuos, pasando por el procesado del producto. Es por tanto una herramienta de gestión que sirve para evaluar el comportamiento ambiental de un producto, proceso o actividad a lo largo de todo su ciclo de vida.

Los pasos a seguir para la realización de un ACV se recogen en la serie de normas UNE EN ISO 14040. Un ACV se inicia con la definición de los objetivos y alcance del sistema, que incluye la definición de la unidad funcional y una descripción del sistema o sistemas a estudiar. En la metodología aquí utilizada este paso se realiza previamente en la definición del marco del estudio.

En el paso siguiente, el análisis de inventario, se recopilan datos para cuantificar las entradas (consumo de recursos materiales y energéticos) y salidas (emisiones al aire y agua y residuos sólidos) del sistema estudiado que provengan o vayan directamente a la naturaleza. Todas estas entradas y salidas se expresan en relación a la unidad funcional.

A partir de los datos obtenidos en el análisis de inventario se realiza la evaluación de impactos, de forma que se hace corresponder cada parámetro obtenido en el análisis del inventario con el potencial impacto ambiental a que da lugar. Las categorías de impacto usualmente consideradas en un ACV son efecto invernadero, disminución del ozono estratosférico, lluvia ácida, eutrofización, toxicidad y agotamiento de re-

curso no renovables. El resultado para cada categoría de impacto se determina multiplicando los recursos agregados utilizados y las emisiones agregadas de cada sustancia por un factor de caracterización para cada categoría de impacto a la que potencialmente puede contribuir. Estos factores de caracterización son específicos de cada sustancia y cuantifican la presión ambiental adicional por unidad de emisión de cada sustancia (Basset-Mens y van der Werf, 2005).

## Evaluación económica

La evaluación económica de una actividad productiva implica llegar a una medida absoluta o relativa de la rentabilidad de la misma. La medición del valor y la agregación de costes están claramente definidas, para ello se emplean técnicas de acumulación de costes a lo largo del proceso de producción o bien de medición de resultados como el análisis coste beneficio. En la metodología presentada, siguiendo a Kuosmanen y Kortelainen (2005), en adelante modelo KyK, se opta por una acumulación parcial de costes y la cuantificación de los ingresos por venta de producto para a partir de las mismas estimar el valor añadido. El valor añadido se define como la diferencia de ingresos menos costes intermedios. Los costes intermedios no incluyen costes de mano de obra y capital, por lo que este enfoque no considera íntegramente el punto de vista empresarial, ya que la empresa está interesada en una medida más completa de los resultados económicos (beneficio, margen neto, cash-flow).

## Integración de resultados

La integración de aspectos económicos y ambientales presenta el problema de la agregación de los impactos ambientales. La metodología ACV está bien establecida en cuanto a la identificación y cuantificación de los impactos ambientales, sin embargo la agregación de impactos ha sido mucho menos estudiada y establecida. La agregación en una sola medida es un punto muy delicado ya que los pesos otorgados a las diferentes categorías de impacto serán decisivos en el valor final obtenido.

El modelo de agregación e integración es formalmente igual al modelo de KyK. Las formulaciones clásicas de DEA estudian unidades productivas (DMU) mientras que el ACV se aplica para evaluar diferentes modos de elaborar un producto en cuanto a sus impactos ambientales y sus resultados se expresan en función de la unidad funcional. El modelo empleado se aproxima a este último planteamiento, se mide la eco-eficiencia de diferentes escenarios productivos para la obtención de un mismo producto. Se definen los escenarios reales más probables dentro de un marco homogéneo, por ello el empleo del modelo KyK es directo, sin necesidad de transformación o adaptación de ningún tipo.

El programa fraccional para un escenario  $i$ , considerando  $m$  escenarios y  $n$  categorías de impacto ambiental, es:

$$\max_w EE_i = \frac{V_i}{w_1 \cdot z_{i1} + w_2 \cdot z_{i2} + \dots + w_n \cdot z_{in}}$$

sujeto a

$$\frac{V_1}{w_1 \cdot z_{11} + w_2 \cdot z_{12} + \dots + w_n \cdot z_{1n}} \leq 1$$

$$\frac{V_2}{w_1 \cdot z_{21} + w_2 \cdot z_{22} + \dots + w_n \cdot z_{2n}} \leq 1$$

...

$$\frac{V_m}{w_1 \cdot z_{m1} + w_2 \cdot z_{m2} + \dots + w_n \cdot z_{mn}} \leq 1$$

$$w_1, w_2, \dots, w_n \geq 0$$

donde:  $V_i$ : valor económico añadido por unidad funcional del escenario  $i = 1, \dots, m$ ;  $w_j$ : peso del impacto ambiental  $j = 1, \dots, n$  y  $z_{ij}$ : medida del impacto ambiental  $j = 1, \dots, n$  por unidad funcional para el escenario  $i = 1, \dots, m$ .

La linealización de este problema es sencilla a partir de la inversa de la ratio de eco-eficiencia.

La solución óptima del programa para un escenario estima los pesos o ponderaciones ( $w_j$ ) de cada impacto ambiental que maximizan el índice de eco-eficiencia de ese escenario manteniendo la eco-eficiencia del resto de escenarios menor o igual a la unidad. El índice de eco-eficiencia siempre variará entre 0 y 1, el valor 1 indicará que el escenario es eco-eficiente.

Los escenarios eco-eficientes constituyen una frontera de mejores prácticas que describe las posibilidades de sustitución de impactos ambientales manteniendo constante el valor añadido. Kuosmanen y Kortelainen (2005) subrayan que “mejores prácticas” no implican necesariamente mejor tecnología disponible (BAT).

La utilización del DEA genera medidas de eco-eficiencia relativas respecto al resto de escenarios analizados, los escenarios calificados de eco-eficientes lo son respecto al resto. Esto no implica que no puedan existir escenarios con un nivel de eco-eficiencia superior no considerados. Se trata de un caso de normalización relativa del índice de eco-eficiencia. Huppel y Ishikawa (2005) presentan una serie de críticas a la normalización relativa como que el resultado puede estar influido por alternativas irrelevantes, así como que dicho resultado varía si se incluyen nuevos casos (escenarios).

Por último, señalar que los pesos o ponderaciones para los distintos impactos ambientales podrían interpretarse en términos de precios sombra. En efecto, estamos frente a una serie de medidas de impactos medioambientales para los cuales no existe mercado de referencia. El cálculo de estos pesos mediante DEA se realiza de forma objetiva y ésta es una de las cualidades positivas del modelo. Sin embargo, no se trata de pesos únicos y constantes para cada impacto sino que varían entre escenarios. Esta característica dificulta la interpretación de los pesos como precios sombra.

### 3. Aplicación a la producción de cítricos

Se ha realizado un análisis de la eco-eficiencia de la producción de cítricos, concretamente de naranjas variedad navelina (*Citrus sinensis* L. Osbeck) procedentes de agricultura ecológica e integrada.

De acuerdo con las estadísticas oficiales de la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación así como del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, en el año 2007 la superficie cítrica en la Comunidad Valenciana ascendía a 181.000 ha. De éstas, 314 ha fueron destinadas a producción ecológica (0,35% de la superficie total) y 7.126 ha (3,94% de la superficie total) a producción certificada como integrada. Ambos tipos de producción suponen un porcentaje muy pequeño de la superficie total. No obstante, la mayoría de las explotaciones de producción convencional utilizan prácticas muy próximas a la producción integrada, aunque no estén certificadas, gracias a la labor de difusión de los técnicos de las cooperativas a través de las secciones de cultivo y suministros. Las razones de la baja certificación son dos, por una parte el mercado no distingue entre producción convencional e integrada por lo que no existe un diferencial de precios de venta entre ambas; además la producción integrada supone una serie de costes adicionales por obligaciones de control y certificación.

En cuanto a la producción ecológica, aunque su superficie es muy pequeña, el interés que despierta actualmente entre los consumidores, su potencialidad de mercado, además de la controversia existente en torno a su capacidad para satisfacer las necesidades actuales de la sociedad y sus ventajas reales sobre el medioambiente (Trewavas, 2001; Goklany, 2002; Mäder *et al.*, 2002), hacen inevitable su inclusión en un estudio de medición de la eco-eficiencia.

#### 3.1. Marco del estudio

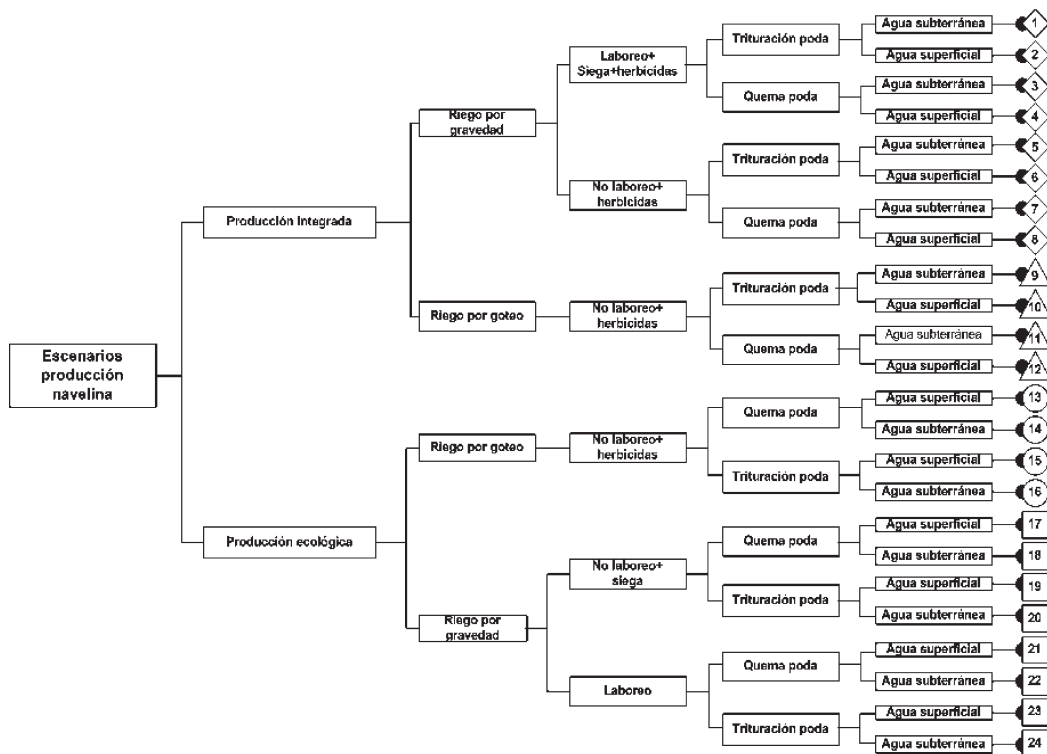
Se ha considerado una plantación de minifundio, en una campaña en plena producción, con una superficie menor de 4 ha, caso representativo de las plantaciones actuales en la Comunidad Valenciana, con un marco de plantación de entre 6 × 4 m y 5 × 4 m.

En este contexto se define escenario como la combinación de diversas prácticas agrícolas dentro de la función de producción de naranja navelina. Así, se han construido 24 escenarios representativos, combinando producción ecológica e integrada, riego a manta o a goteo, con agua de acequia o de pozo, manejo del suelo (laboreo o no laboreo), uso o no de herbicidas, y quema o trituración de la leña de poda e incorporación al suelo. Los posibles escenarios combinando estas variables son superiores a 24, sin embargo, se han eliminado aquellos poco realistas, para lo cual se ha contado con el asesoramiento de técnicos especializados en ambos tipos de producción<sup>3</sup>. La definición acotada del tipo y tamaño de plantación trata de asegurar la homogeneidad requerida de los escenarios. En el gráfico 1 se muestran los escenarios evaluados.

<sup>3</sup> Fuentes: Francisco Girona, Federación de Cooperativas Agrarias Valencianas (FECOAV) y Alfons Domínguez, Estación Experimental Agraria de Carcaixent (IVIA). Comunicación personal.

GRAFICO 1

## Escenarios de producción de naranja variedad navelina



## Caracterización de escenarios

A continuación, se caracterizan los escenarios tomando como unidad de análisis los distintos grupos de prácticas agrícolas detallando el tipo de práctica en función del escenario.

*Riego.* Las necesidades de agua para riego en producción integrada se han considerado de acuerdo a la normativa (DOGV, 2001)  $6.000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$  en riego por gravedad y en los casos de riego a goteo  $5.000 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ .

Para producción ecológica se ha considerado  $5.500 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$  en riego <sup>4</sup> por gravedad, ya que debido al mayor contenido en materia orgánica que presentan estos suelos aumenta la capacidad de retención de agua y el consumo de agua disminuye. En cuanto al riego por goteo se ha tomado el mismo consumo que en producción integrada.

*Tratamientos fungicidas/plaguicidas.* Para producción integrada se ha tenido en cuenta un tratamiento de oxiclورو de cobre para el control del aguado, con una dosis del 250 % p/v con  $3.000 \text{ L} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Para controlar diáspinos y lecaninos se realiza un

<sup>4</sup> Fuente: Alfons Domínguez. Estación Experimental Agraria de Carcaixent (IVIA), comunicación personal.



tratamiento en primera generación de clorpirifos en dosis del 0,2% v/v y en segunda generación se repite el tratamiento anterior y además se aplica aceite de verano (83% m.a. p/v) con una dosis de 1,5% v/v. El tratamiento se realiza con de 6.000 L · ha<sup>-1</sup> con un tanque hidroneumático.

Para producción ecológica, en verano se realiza entre uno y dos tratamientos con aceite mineral o parafínico. La dosis aplicada es 1,5% v/v con 5.000 L · ha<sup>-1</sup>.

*Manejo del suelo y tratamientos herbicidas.* En producción integrada se contemplan dos posibilidades: uso de herbicidas en régimen de no laboreo y siega más herbicidas en régimen de laboreo. En el régimen de no laboreo se realizan cuatro tratamientos al año. En febrero, con una mezcla comercial de glifosato (18% p/v m.a.) y MCPA (18% p/v m.a.); en marzo con glifosato (36% p/v m.a.); en mayo, de nuevo con la mezcla comercial de glifosato (18% p/v m.a.) y MCPA (18% p/v m.a.); y por último en agosto con glifosato (36% p/v m.a.).

En el caso de siega y herbicidas se realiza un tratamiento al año de herbicida residual oxyfluorfen (24% p/v m.a.) en septiembre. Se siega de 3 a 5 veces al año. Los tratamientos se realizan a una dosis del 1,5% v/v en 400 L · ha<sup>-1</sup>. La fresadora se pasa dos veces al año.

En producción ecológica se contemplan régimen de laboreo o de no laboreo con siega. El laboreo se realiza de 2 a 3 veces al año, en primavera y verano, y la siega de 3 a 5 veces al año, entre primavera y otoño.

*Fertilización.* En producción integrada y riego por gravedad, se realiza una fertilización sólida de forma manual fraccionada en tres aplicaciones. En la primera se utilizan 600 kg · ha<sup>-1</sup> de complejo 15-15-15 en marzo, junto con estiércol de oveja (*fem de sac*) a razón de 3.600 kg · ha<sup>-1</sup>. Entre mayo y junio se aplican 300 kg · ha<sup>-1</sup> de nitrato amónico (33,5% N) y entre julio y agosto se repite esta aplicación. En riego localizado, se aplican fertilizantes sólidos solubles: nitrato amónico (33,5% de N), ácido fosfórico (54% P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) y sulfato de potasa (13% N y 46% K<sub>2</sub>O).

En producción ecológica se aporta al terreno estiércol de animales (generalmente de oveja), en una cantidad de 18.000 kg · ha<sup>-1</sup> · año<sup>-1</sup>. Se suele incorporar hacia el final del invierno (al finalizar la recogida del fruto).

*Rendimientos.* La variable diferenciadora es el tipo de producción, el uso de fertilizantes y plaguicidas de síntesis química en los escenarios de producción integrada hace que los rendimientos de los mismos sean superiores. En producción integrada se ha considerado un rendimiento medio de 30.000 kg · ha<sup>-1</sup>, siguiendo a Juste (2006). En producción ecológica los rendimientos son más bajos aunque el nivel de estadísticas y de estudios específicos disponible es mucho menor; concretamente se han tomado 24.000 kg · ha<sup>-1</sup> <sup>5</sup>.

## Unidad funcional

La unidad funcional utilizada y a la cual se han referido todos los datos de inventario y los resultados finales es el producto obtenido, 1 kg de naranjas.

<sup>5</sup> Fuente: Alfons Domínguez. Estación Experimental Agraria de Carcaixent (IVIA), comunicación personal.

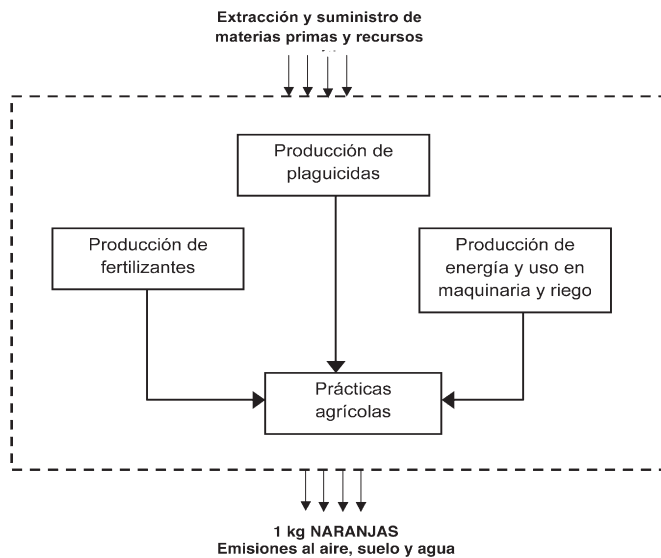
## Límites del sistema

Teniendo en cuenta que el objeto del estudio es la producción agrícola de cítricos, sin considerar los tratamientos post-cosecha, ni la distribución o el consumo de las naranjas, en los límites del sistema se han incluido (gráfico 2): la producción de fertilizantes y de plaguicidas, la producción y el uso de energía para impulsar la maquinaria y el agua de riego, y las prácticas agrícolas, esto es, la aplicación de los insumos agrarios y sus consecuencias.

Se debe señalar que las cargas ambientales de la gestión de la materia orgánica no se han incluido dentro de los límites del sistema, ya que se trata de un residuo de la actividad ganadera, por tanto la finalidad de su producción no es su empleo como enmienda orgánica (Nemecek *et al.*, 2003). El transporte de productos fitosanitarios y fertilizantes hasta la explotación tampoco se ha considerado. La fabricación y mantenimiento de maquinaria y edificios no se ha tenido en cuenta en cuanto a impactos ambientales, como es habitual, debido a larga vida de los mismos (Cederberg, 1998).

GRAFICO 2

### Límites del sistema analizado



### 3.2. Evaluación ambiental (ACV)

Para la realización del análisis de inventario se ha recurrido a diversas fuentes:

- Los datos de producción de electricidad se han tomado de la base de datos DEAM (Ecobilan, Price Waterhouse, Francia).
- Los datos sobre fabricación de fertilizantes se han obtenido de la base de datos DEAM, excepto el complejo NPK 15-15-15 y el nitrato potásico (Davis y Haglund, 1999).

- Los datos de consumo de energía de la maquinaria agrícola han sido obtenidos de un estudio de Gracia *et al.* (1986). Aunque estos datos no son actuales, se puede considerar que siguen vigentes si se tiene en cuenta el tamaño medio de la propiedad que dificulta la mecanización de las fincas.
- La energía para el riego se ha calculado a partir de la presión y el volumen de agua necesarios. En el caso de agua de pozo se ha tomado una profundidad media del acuífero de 30 m. Para riego por goteo se ha considerado una presión de 30 m de columna de agua en el cabezal de riego.
- La lixiviación de nitratos se ha establecido a partir de un estudio de Ramos *et al.* (2002).
- Las emisiones de NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O y N<sub>2</sub> causadas por la aplicación de los fertilizantes han sido calculadas de acuerdo con Bentrup *et al.* (2001).
- La fijación de CO<sub>2</sub> por los árboles (impacto positivo) no se ha tenido en cuenta porque los restos de poda, bien sean quemados bien sean triturados e incorporados al suelo, liberarán esa misma cantidad de CO<sub>2</sub> a la atmósfera. Sin embargo, y a pesar de esta asunción, con la finalidad de estimar el impacto de la quema se han incluido sus emisiones ya que éstas se producen en un período de tiempo mucho menor, casi instantáneo. La estimación de estas emisiones procede de Van Holderbeke *et al.* (2004).

Para la estimación de los impactos ambientales se ha utilizado la metodología CML 2001 (Institute of Environmental Sciences Leiden, 2003), excepto para el consumo de agua. Las categorías evaluadas así como la unidad de medida empleada se muestran en el cuadro 1.

**CUADRO 1**  
**Categorías de impacto ambiental empleadas**

Categoría de impacto ambiental	Unidad de medida
Agotamiento de recursos abióticos	kg equivalentes Sb
Consumo de agua	m <sup>3</sup> de agua de riego
Calentamiento global	kg equivalentes CO <sub>2</sub>
Disminución del ozono estratosférico	kg equivalentes CFC11
Acidificación	kg equivalentes SO <sub>2</sub>
Formación de oxidantes fotoquímicos	kg equivalentes C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>
Eutrofización	kg equivalentes NO <sup>3-</sup>

Las dos primeras categorías del cuadro 1 corresponden al agotamiento de recursos. El agotamiento de recursos no renovables tiene en cuenta el consumo de aquellos recursos que se renuevan por medio de ciclos naturales extremadamente lentos (combustibles fósiles). En ACV se mide el efecto relativo del consumo de recursos sobre el agotamiento de éstos teniendo en cuenta su escasez relativa y el horizonte temporal en el que se cree que se agotarán y se expresan respecto a las reservas de antimonio. El consumo de agua es una categoría de impacto que inicialmente no se tuvo en cuenta en los estudios de ACV. Aunque se renueva mediante ciclos naturales, cada vez es más escasa. No existe una metodología consensuada para caracterizar su con-

sumo, en general se expresa la cantidad total de agua utilizada sin tener en cuenta las reservas de la zona ni las condiciones en las que abandona el sistema.

El calentamiento global y la destrucción de la capa de ozono son impactos de efecto global. El primero está provocado por el aumento del CO<sub>2</sub> y otros gases emitidos a la atmósfera, como el N<sub>2</sub>O liberado por los suelos con exceso de nitrógeno. El efecto de las sustancias que afectan al calentamiento global se mide en función de su capacidad de absorber e irradiar el calor de la Tierra en relación con la capacidad de absorción del CO<sub>2</sub>, de manera que su efecto se mide en kg equivalentes CO<sub>2</sub>. La disminución del ozono estratosférico la provocan compuestos químicos liberados a la atmósfera como los clorofluorocarbonos (CFC). Para caracterizar este impacto se mide la capacidad de destrucción de ozono de cada sustancia respecto al CFC-11.

La acidificación, la formación de oxidantes fotoquímicos y la eutrofización son impactos de alcance regional. La acidificación se produce por el uso de combustibles fósiles que provoca emisiones de óxidos de azufre y nitrógeno al aire. Éstos se combinan con la humedad atmosférica y caen como lluvia ácida. Para caracterizar el efecto de diferentes sustancias sobre la acidificación, se tiene en cuenta su capacidad para formar protones (hacer el pH más ácido) en el medio receptor, en relación con la del SO<sub>2</sub>. La eutrofización tiene lugar cuando los nutrientes (materia orgánica y mineral, como los nitratos lixiviados de los fertilizantes) se acumulan en los ecosistemas acuáticos, incrementan el crecimiento de algas y plantas y agotan los niveles de oxígeno. En un ACV, los efectos se expresan en relación con los nitratos. La formación de oxidantes fotoquímicos se produce cuando se liberan a la atmósfera disolventes y compuestos orgánicos volátiles. Éstos se oxidan bajo la influencia de la luz, originando el *smog* fotoquímico. En presencia de óxidos de nitrógeno se puede formar ozono, con efectos tóxicos. Para la caracterización del impacto se mide la capacidad de formación de moléculas de ozono de cada sustancia respecto al etileno (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>).

Señalar por último que no se han incluido las categorías de ecotoxicidad ni de toxicidad humana por falta de disponibilidad de datos sobre toxicidad de plaguicidas.

### 3.3. Evaluación económica

Para la evaluación económica se ha estimado el valor añadido (ingresos menos costes de los inputs intermedios, sin detracer los costes de la mano de obra ni las amortizaciones).

Los ingresos vienen determinados por el producto de rendimiento y precio. En cuanto a los precios se han considerado 0,21 €/kg de naranja navelina<sup>6</sup> de producción integrada y 0,26 €/kg de naranja<sup>7</sup> navelina obtenida en ecológica. Las series históricas de precios en producción integrada son más extensas y con mayor variabilidad que la información disponible sobre precios de naranja ecológica.

Los costes directos se valoran de forma sencilla una vez fijados los consumos físicos de cada factor de producción. Los consumos físicos en cuanto a fertilizantes y fi-

<sup>6</sup> Precio medio 2005 del kilogramo de naranja en campo para la Comunidad Valenciana según el Informe del sector agrario valenciano.

<sup>7</sup> Peris, E. (2005). Tesis doctoral.

tosanitarios dependen del tipo de productos y de la dosis, detallados en el epígrafe de caracterización de escenarios.

En algunos conceptos la fijación del precio resulta sencilla (servicios exteriores, fitosanitarios y fertilizantes) mientras que en otros no lo es tanto, como en el caso del agua de riego. Las distintas procedencias y formas de gestionar el pago por el agua dificultan la adopción de un criterio homogéneo. No obstante, en los escenarios se ha incluido el origen del agua como una posibilidad más, ya que esta característica es la que más influye en el coste (Carles *et al.*, 1998). Los precios por metro cúbico de agua según la procedencia se han tomado de Peris (2005).

Se ha considerado maquinaria alquilada, lo que supone un coste directo. Si bien existen pequeñas explotaciones que poseen tractor con maquinaria arrastrada y aperos, está muy extendido recurrir a las cooperativas agrícolas. Éstas proporcionan también los productos fitosanitarios, así como el servicio de aplicación de los mismos.

### **3.4. Integración en un índice de eco-eficiencia**

Se ha aplicado el modelo KyK a los 24 escenarios productivos descritos, empleando en cada escenario un output (valor añadido) y siete inputs (7 impactos ambientales). En el programa dual obtenido a partir del programa linealizado del modelo fraccional original esto supone 8 restricciones y 24 observaciones, lo que podría causar un problema de dimensionalidad (pocas observaciones frente el número de restricciones).

Dyson *et al.* (2001), consideran el error de dimensionalidad expresándolo en términos de DMU evaluadas y número de input y outputs. Así, afirman que uno de los errores comunes en la aplicación de DEA es la introducción de un número demasiado elevado de inputs y outputs en relación al número de DMU evaluadas. Como regla orientativa refieren que el número de unidades a evaluar debe ser al menos igual a  $[2 \times \text{número de inputs} \times \text{número de outputs}]$ . En el caso de estudio empleado: *escenarios* =  $24 \geq 2 \times 7 \times 1 = 14$ , por lo que la relación entre valor añadido, impactos y escenarios, es decir, entre restricciones y observaciones es aceptable.

Bowlin (1998) propone una regla de al menos tres DMU por cada input y output considerado, para el caso de estudio: *escenarios* =  $24 \geq 3 \times (7 + 1) = 24$ . Según esta regla el número de escenarios podría considerarse bajo en relación al número de inputs y outputs empleados. Una vez realizada la integración de resultados se analizarán las correlaciones entre los impactos ambientales a fin de determinar si sería posible aplicar el modelo eliminando alguno de ellos.

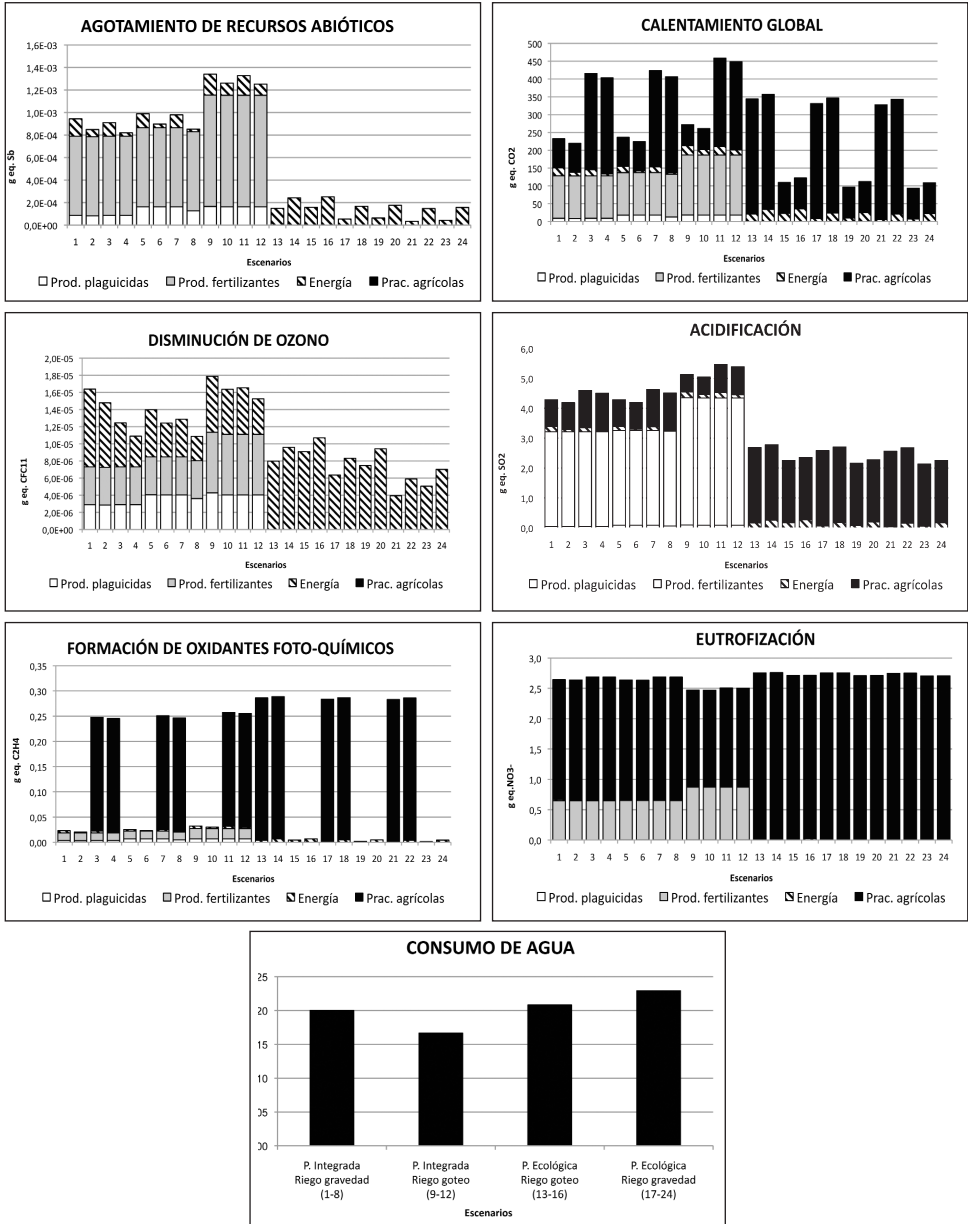
## **4. Resultados**

### **4.1. Principales resultados de la evaluación de impactos ambientales mediante ACV**

Los impactos ambientales causados por los diferentes escenarios productivos quedan recogidos en el gráfico 3. Para cada categoría se muestra la medida obtenida, en las unidades correspondientes, y referida a la unidad funcional del estudio (1 kg de naranjas).

GRAFICO 3

Resultados del ACV por categoría y escenario



Respecto a la categoría de agotamiento de los recursos naturales, los escenarios de producción integrada muestran un impacto mayor debido al consumo de combustibles fósiles en el proceso de fabricación de los fertilizantes. En los escenarios de pro-

ducción ecológica este impacto se debe exclusivamente a la producción y uso de energía para maquinaria y riego.

En cuanto al otro consumo de recursos, el agua de riego, los escenarios con mayor impacto por kg de naranja son los de producción ecológica con riego por gravedad, pues el menor rendimiento de este tipo de cultivo hace que el consumo de agua por unidad producida sea mayor.

Respecto al calentamiento global, en producción integrada las emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> debidas a la producción de los fertilizantes químicos contribuyen considerablemente a este impacto. Destacar también las prácticas agrícolas a causa de las emisiones de óxido nitroso por acción de las bacterias nitrificantes y desnitrificantes del suelo. No obstante, es la quema de los restos de poda, en los escenarios donde ésta se realiza, la actividad que genera un mayor impacto.

Los escenarios de producción integrada muestran un mayor impacto en la categoría de disminución del ozono estratosférico debido a las emisiones de Halón 1301 procedente de las reacciones de combustión de combustibles fósiles en la producción de fertilizantes, plaguicidas y en maquinaria y riego. Los escenarios con mayor impacto son aquellos con riego por goteo con agua de pozo y no laboreo. En producción ecológica sólo contribuye a este impacto el Halón 1301 derivado del consumo de energía para maquinaria y riego.

En cuanto a acidificación, los escenarios de producción integrada muestran un impacto mayor causado en gran parte por el proceso de producción de los fertilizantes, seguido por las prácticas agrícolas a causa de la volatilización de amoníaco tras la aplicación de los fertilizantes, en especial el estiércol. Las prácticas agrícolas de los escenarios de producción ecológica contribuyen en mayor medida a este impacto ya que la dosis de estiércol aplicada es mayor.

La formación de oxidantes fotoquímicos es más elevada en aquellos escenarios con quema de restos de poda, debido principalmente a las emisiones de monóxido de carbono. En los escenarios de producción integrada sin quema de la poda las emisiones de CO<sub>2</sub> y etileno procedentes de la fabricación de fertilizantes son las que más contribuyen a este impacto, mientras que en producción ecológica son estas mismas emisiones las principales responsables pero como consecuencia del consumo de energía en maquinaria y riego.

La eutrofización está muy ligada a la lixiviación de nitratos. Ésta es mayor en la fertilización con estiércol, lo que genera un mayor nivel de impacto en producción ecológica. En producción integrada hay que añadir las emisiones de amoníaco producidas en la fabricación de los fertilizantes nitrogenados. Finalmente, el impacto agregado es ligeramente mayor en producción ecológica.

Tanto en las categorías de acidificación, calentamiento global y eutrofización el impacto de las prácticas agrícolas es mayor en los escenarios de producción ecológica por las emisiones derivadas del uso de estiércol. Sin embargo, el proceso de fabricación de los fertilizantes hace que el valor total en estas categorías de impacto se iguale o incluso sea mayor en los escenarios de producción integrada. Otros autores como Milà i Canals *et al.* (2006) o Avraamides y Fatta (2008) destacan en sendos estudios sobre la producción de manzanas y aceite de oliva, la producción de fertilizantes como aspecto crítico medioambientalmente.

## 4.2. Principales resultados de la cuantificación del valor añadido

Los resultados de la evaluación de costes medidos por hectárea y la contribución de cada concepto a los costes intermedios se recogen en el gráfico 4. Asimismo se incluye el cuadro 2, con los valores numéricos de cada capítulo de costes. Los escenarios de producción ecológica presentan en general mayores costes por hectárea, los menores costes corresponden a los escenarios de producción integrada y riego por goteo con aguas de origen superficial. Estos resultados son coherentes con estudios recientes (Juste, 2006; Peris *et al.*, 2005).

Adicionalmente, en el cuadro 2 se ha incluido el valor añadido de cada escenario así como el porcentaje que supone respecto al escenario con el máximo valor añadido, a modo de indicador, tanto por unidad de superficie (€/ha) como por unidad funcional (€/kg).

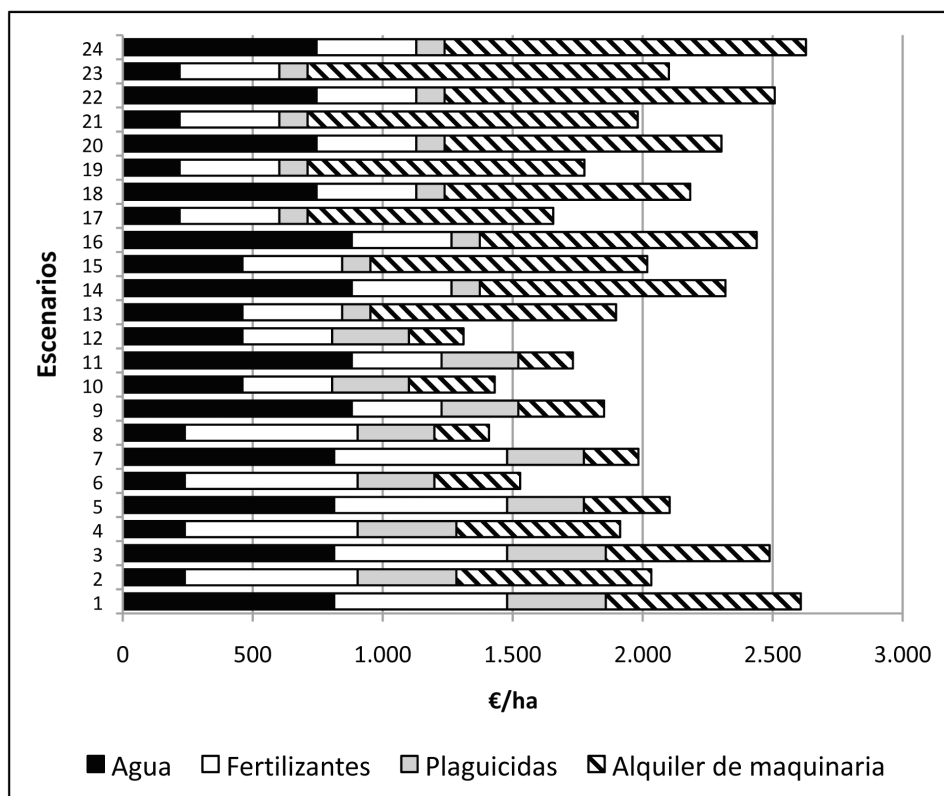
CUADRO 2  
Cálculo del valor añadido por escenario productivo (€/ha) y (€/kg)

Esc.	Ingresos (€/ha) (1)	Costes (€/ha) (2) = (3) + ... + (6)	Agua (€/ha) (3)	Fertili- zantes (€/ha) (4)	Plaguicidas (€/ha) (5)	Servicios exteriores (€/ha) (6)	VA (€/ha) (1) - (2) = (7)	(7)/max (7) = (8)	VA (€/kg) (9)	(9)/max (9) = (10)
1	6.300,00	2.608,22	813,54	664,80	379,88	750,00	3.691,79	74%	<b>0,1231</b>	64%
2	6.300,00	2.033,24	238,56	664,80	379,88	750,00	4.266,77	86%	<b>0,1422</b>	74%
3	6.300,00	2.488,22	813,54	664,80	379,88	630,00	3.811,79	76%	<b>0,1271</b>	67%
4	6.300,00	1.913,24	238,56	664,80	379,88	630,00	4.386,77	88%	<b>0,1462</b>	77%
5	6.300,00	2.103,62	813,54	664,80	295,28	330,00	4.196,39	84%	<b>0,1399</b>	73%
6	6.300,00	1.528,64	238,56	664,80	295,28	330,00	4.771,37	96%	<b>0,1590</b>	83%
7	6.300,00	1.983,62	813,54	664,80	295,28	210,00	4.316,39	87%	<b>0,1439</b>	75%
8	6.300,00	1.408,64	238,56	664,80	295,28	210,00	4.891,37	98%	<b>0,1630</b>	85%
9	6.300,00	1.851,53	881,25	345,00	295,28	330,00	4.448,48	89%	<b>0,1483</b>	78%
10	6.300,00	1.430,73	460,46	345,00	295,28	330,00	4.869,27	98%	<b>0,1623</b>	85%
11	6.300,00	1.731,53	881,25	345,00	295,28	210,00	4.568,48	92%	<b>0,1523</b>	80%
12	6.300,00	1.310,73	460,46	345,00	295,28	210,00	4.989,27	100%	<b>0,1663</b>	87%
13	6.240,00	1.897,61	460,46	383,40	108,75	945,00	4.342,39	87%	<b>0,1809</b>	95%
14	6.240,00	2.318,40	881,25	383,40	108,75	945,00	3.921,60	79%	<b>0,1634</b>	86%
15	6.240,00	2.017,61	460,46	383,40	108,75	1.065,00	4.222,39	85%	<b>0,1759</b>	92%
16	6.240,00	2.438,40	881,25	383,40	108,75	1.065,00	3.801,60	76%	<b>0,1584</b>	83%
17	6.240,00	1.655,83	218,68	383,40	108,75	945,00	4.584,17	92%	<b>0,1910</b>	100%
18	6.240,00	2.182,90	745,75	383,40	108,75	945,00	4.057,11	81%	<b>0,1690</b>	89%
19	6.240,00	1.775,83	218,68	383,40	108,75	1.065,00	4.464,17	89%	<b>0,1860</b>	97%
20	6.240,00	2.302,90	745,75	383,40	108,75	1.065,00	3.937,11	79%	<b>0,1640</b>	86%
21	6.240,00	1.980,83	218,68	383,40	108,75	1.270,00	4.259,17	85%	<b>0,1775</b>	93%
22	6.240,00	2.507,90	745,75	383,40	108,75	1.270,00	3.732,11	75%	<b>0,1555</b>	81%
23	6.240,00	2.100,83	218,68	383,40	108,75	1.390,00	4.139,17	83%	<b>0,1725</b>	90%
24	6.240,00	2.627,90	745,75	383,40	108,75	1.390,00	3.612,11	72%	<b>0,1505</b>	79%



GRÁFICO 4

## Costes de producción para los escenarios de producción de naranja navelina



Los escenarios de producción integrada presentan un valor añadido superior a los de producción ecológica medidos en euros por unidad de superficie (en valor medio del indicador porcentual, 89% frente a 82%). Concretamente, el máximo valor añadido por unidad de superficie lo presenta el escenario número 12, de producción integrada, con riego por goteo con aguas superficiales, régimen de no laboreo y quema de poda.

Considerando la unidad funcional elegida, 1 kg de naranjas, el valor medio del indicador porcentual es de un 77% para los escenarios de producción integrada frente a un 89% de los de producción ecológica. El máximo valor añadido lo presenta el escenario número 17, producción ecológica, riego por gravedad con aguas superficiales, no laboreo y quema de poda. El bajo coste del riego por gravedad con agua de origen superficial junto con la no inclusión de la mano de obra en la medición del valor añadido favorece a los escenarios de producción ecológica con ese tipo de riego.

### 4.3. Principales resultados de la obtención del índice de eco-eficiencia mediante DEA

La resolución del modelo permite obtener los pesos para los diferentes impactos ambientales medidos y el índice de eco-eficiencia de cada escenario (cuadro 3). El índice de eco-eficiencia obtenido refleja la reducción equiproporcional máxima en todas las categorías de impacto ambiental que es técnicamente posible para el valor añadido por kilogramo de naranjas.

CUADRO 3  
Resultados de eco-eficiencia por escenarios productivos

Escenario	Tratamientos y fertilización	Riego	Laboreo	Restos de poda	Origen agua	Eco-eficiencia VA/D(Z)
1	PI	Manta	Siega+herb	Triturar	Subter	0,69
2	PI	Manta	Siega+herb	Triturar	Superf	0,80
3	PI	Manta	Siega+herb	Quemar	Subter	0,69
4	PI	Manta	Siega+herb	Quemar	Superf	0,80
5	PI	Manta	No laboreo	Triturar	Subter	0,79
6	PI	Manta	No laboreo	Triturar	Superf	0,89
7	PI	Manta	No laboreo	Quemar	Subter	0,79
8	PI	Manta	No laboreo	Quemar	Superf	0,89
9	PI	Goteo	No laboreo	Triturar	Subter	0,91
10	PI	Goteo	No laboreo	Triturar	Superf	<b>1,00</b>
11	PI	Goteo	No laboreo	Quemar	Subter	0,92
12	PI	Goteo	No laboreo	Quemar	Superf	<b>1,00</b>
13	PE	Goteo	No laboreo	Quemar	Superf	<b>1,00</b>
14	PE	Goteo	No laboreo	Quemar	Subter	0,90
15	PE	Goteo	No laboreo	Triturar	Superf	<b>1,00</b>
16	PE	Goteo	No laboreo	Triturar	Subter	0,90
17	PE	Manta	No laboreo	Quemar	Superf	<b>1,00</b>
18	PE	Manta	No laboreo	Quemar	Subter	0,88
19	PE	Manta	No laboreo	Triturar	Superf	<b>1,00</b>
20	PE	Manta	No laboreo	Triturar	Subter	0,88
21	PE	Manta	Laboreo	Quemar	Superf	<b>1,00</b>
22	PE	Manta	Laboreo	Quemar	Subter	0,83
23	PE	Manta	Laboreo	Triturar	Superf	<b>1,00</b>
24	PE	Manta	Laboreo	Triturar	Subter	0,82

De acuerdo con el modelo definido, 8 escenarios son eco-eficientes de forma relativa, 6 de los cuales realizan producción ecológica. El índice de eco-eficiencia medio es de 0,89. La producción integrada presenta un valor medio de 0,85, mientras el índice de eco-eficiencia medio del grupo de escenarios de producción ecológica alcanza 0,93.

Observando los escenarios eco-eficientes es posible determinar aquellas características que presentan mayor influencia para lograr un índice de eco-eficiencia igual a uno. La principal característica común a todos ellos es el uso de agua de origen su-

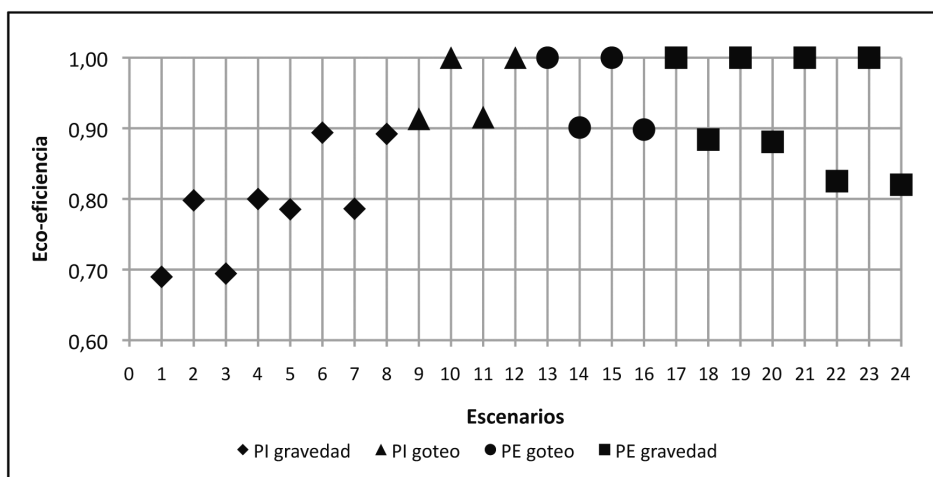
perficial, proveniente de acequia. La energía necesaria para realizar la extracción del agua de los acuíferos incide en diferentes categorías de impacto, penalizando a los escenarios con agua de origen subterráneo.

En cuanto al sistema de riego, la mitad de los escenarios eco-eficientes emplea goteo y la otra mitad riego a manta. En producción integrada se aprecia mayor eco-eficiencia en los escenarios que emplean riego por goteo, mientras que en producción ecológica esta distinción no es posible. El tratamiento de los restos de poda no aparece como un aspecto decisivo. Respecto al manejo del suelo predominan los escenarios de no laboreo.

El resultado económico, medido por el valor añadido, influye de forma notable en el índice de eco-eficiencia, así el coeficiente de correlación lineal entre índice y valor añadido es de 0,91.

El gráfico 5 muestra los resultados del índice de eco-eficiencia. Se han agrupado los resultados de eco-eficiencia en función del segundo nivel del árbol de escenarios (gráfico 1).

GRÁFICO 5  
Índice de eco-eficiencia por escenarios



Con la finalidad de determinar si el posible problema de excesivo número de restricciones en relación al número de escenarios puede influir en los resultados, se ha calculado la matriz de correlaciones de los impactos ambientales. Se ha encontrado que la acidificación del aire y el agotamiento de los recursos abióticos están altamente correlacionados (coeficiente de correlación lineal = 0,98). Así, los cálculos del modelo se han repetido eliminando el agotamiento de los recursos abióticos. Con esta nueva resolución los escenarios eco-eficientes son los mismos, si bien el índice de eco-eficiencia en el resto se modifica ligeramente.

Un modo diferente de analizar los resultados es observar el producto del peso multiplicado por la cantidad de input; es el denominado “input virtual” (Cooper *et*

*al.*, 2006) que, en este caso y dado que trabajamos con impactos ambientales, llamaremos "impacto virtual". La utilización de modelos DEA no hace necesaria ningún tipo de normalización de los resultados obtenidos en el ACV, ya que la composición relativa del denominador no variará ante cambios de unidad de alguna de las medidas de impacto, por lo que estos repartos del denominador son estables y desde un punto de vista del conjunto de impactos ambientales su análisis tiene más sentido que el análisis directo de los pesos. Este análisis proporciona información sobre las fortalezas y debilidades relativas de cada escenario (Kuusmanen y Kortelainen, 2005).

En general sólo aparecen 2 ó 3 categorías de impacto en la composición del impacto virtual de cada escenario, con una claramente predominante (cuadro 4). No son escenarios equilibrados en el sentido de un reparto del impacto virtual entre todos los impactos ambientales posibles. El modelo puede permitir que un escenario sea eco-eficiente aunque presente unos impactos ambientales muy elevados si es mucho mejor relativamente que el resto en otra categoría de impacto, Tyteca (1996) ya advierte de esta posibilidad. Una forma de mitigar el problema sería realizar una elección previa de los impactos ambientales a incluir en el modelo de integración atendiendo a la importancia global de los mismos respecto al impacto total de una economía o en una

#### CUADRO 4

##### Impactos virtuales de los escenarios productivos. Criterio de ordenación: eco-eficiencia decreciente\*

Esc	EE	Acid	Abiot	Ozono	Eutro	Calen	Foto-ox	Agua
10	1,00						2,0%	98,0%
12	1,00			11,0%				89,0%
13	1,00		1,0%	1,0%				98,0%
15	1,00		2,0%					98,0%
17	1,00		7,0%	1,0%				92,0%
19	1,00		1,0%		99,0%			
21	1,00		2,0%	98,0%				
23	1,00		2,0%	97,0%				
11	0,92							100,0%
9	0,91							100,0%
14	0,90	5,0%			37,0%			58,0%
16	0,90	4,0%			36,0%			60,0%
6	0,89				75,0%			25,0%
8	0,89				74,0%		1,0%	24,0%
18	0,88				74,0%			26,0%
20	0,88				74,0%			26,0%
4	0,83			17,0%	83,0%			
2	0,82			21,0%	79,0%			
22	0,80				74,0%		1,0%	24,0%
24	0,80				75,0%			25,0%
7	0,79				74,0%		1,0%	24,0%
5	0,79				75,0%			25,0%
3	0,69				74,0%		1,0%	24,0%
1	0,69				75,0%			25,0%

\* Las celdas vacías indican contribución nula al impacto virtual.

región, es decir, incluyendo sólo aquellos que superen un umbral de importancia relativa. También sería factible introducir relaciones entre los pesos o directamente entre los componentes del impacto virtual (Thompson *et al.*, 1986; Wong y Beasley, 1990).

Pese al referido desequilibrio de reparto del impacto virtual no se debe olvidar la principal cualidad de las técnicas DEA, los escenarios eco-eficientes lo son porque no hay ningún otro escenario con cualquier combinación de pesos que los supere. Por el contrario, los escenarios no eco-eficientes, incluso recurriendo a la asignación de pesos más favorecedora, no pueden alcanzar una ratio de eco-eficiencia igual a la unidad.

Mientras se empleen impactos ambientales objetivamente importantes el uso de este índice de eco-eficiencia tendrá todo su sentido, independientemente de la mejor o peor explicación del denominador. Así, por ejemplo, la categoría de impacto calentamiento global no aparece en el reparto del impacto virtual de ninguno de los escenarios, lo cual no implica que esta categoría no sea importante, sino que los distintos escenarios son comparativamente mejores en otras categorías. Por el contrario, en cinco de los escenarios eco-eficientes (10, 12, 13, 15, 17) el consumo de agua supone la componente de mayor proporción en el impacto virtual.

La metodología presenta problemas, por ejemplo, los escenarios con quema de la leña de poda generan un importante impacto ambiental en la categoría de formación de oxidantes fotoquímicos (gráfico 3) y sin embargo varios escenarios hallados como eco-eficientes emplean esta práctica. En este sentido la práctica alternativa, triturar la leña, genera mucho menos impacto, pero el valor añadido es superior en aquellos escenarios con quema. La aplicación del modelo de optimización evita la inclusión del principal impacto generado por la quema (peso de formación de foto-oxidantes igual a cero) y la maximización de la ratio hace que los escenarios con quema sean preferibles respecto a sus homólogos con trituración debido a su mayor valor añadido. Al emplear la variable valor añadido no se tiene en cuenta la mano de obra que podría hacer menos competitivos desde el punto de vista económico estos escenarios. El uso del valor añadido como estimador del beneficio social hace que no se tengan en cuenta todos los costes en los que incurre el agricultor, esto puede tener sentido desde un punto de vista social pero es discutible desde un punto de vista empresarial.

El uso de la supereficiencia (el escenario evaluado no participa en la evaluación) o la aplicación del modelo SPM, Single Price Model (Ballesteró, 1999; Ballesteró y Maldonado, 2004), que estima la eficiencia en una segunda fase a partir de las denominadas *unidades no ineficientes*, podrían ayudar a lograr un mayor nivel de discriminación entre escenarios eco-eficientes.

## 5. Conclusiones

Desde el punto de vista medioambiental, la síntesis y producción de fertilizantes minerales se revela como la parte del proceso de producción de naranjas que mayores impactos genera en los escenarios de producción integrada, especialmente en cuanto a acidificación, calentamiento global y agotamiento de los recursos abióti-

cos. En los escenarios de producción ecológica son las propias prácticas agrícolas las que contribuyen en mayor medida a las diferentes categorías de impacto ambiental.

Tanto en producción integrada como ecológica es preferible triturar la leña de poda a quemarla y emplear, cuando sea posible, agua de origen superficial. En producción integrada es difícil establecer que prácticas son las más aconsejables, por ejemplo el riego por goteo es preferible por su menor consumo de agua y eutrofización (menor lixiviación). No obstante, la fabricación de los fertilizantes empleados en riego por goteo consume más energía y por tanto en el resto de categorías el impacto es mayor; por este motivo se debería considerar la utilización de otros fertilizantes cuya fabricación genere un menor impacto.

El control de malas hierbas en ambos sistemas no tiene mucha influencia en ninguna de las categorías de impacto consideradas. En producción ecológica, desde el punto de vista de consumo de energía y emisiones derivadas, sería más aconsejable el laboreo que la siega, aunque las diferencias no son significativas. En producción integrada, si se tiene en cuenta el impacto de la producción de herbicidas, es preferible optar por laboreo. En ambos tipos de producción debe considerarse que el laboreo presenta mayor riesgo de erosión y destruye el perfil del suelo y en consecuencia sus características y fertilidad.

Un punto crítico de los escenarios de producción ecológica es la elevada eutrofización, originada por la lixiviación de nitratos. Ésta podría reducirse ajustando las formas de aplicación de la materia orgánica y las dosis de agua de riego.

Desde el punto de vista económico el valor añadido por kilogramo de naranja es superior en producción ecológica si bien el valor añadido por unidad de superficie es inferior en este tipo de producción. En un contexto de excedentes de producción de cítricos y de previsible reconversión del sector las políticas de ayuda deberían incidir preferentemente en los escenarios con mayor valor añadido por unidad producida, lo que significaría un mayor apoyo a la producción ecológica. La utilización de la superficie actual con menores rendimientos contribuiría a disminuir el problema de los excedentes de producción.

Desde el punto de vista de la eco-eficiencia, se han obtenido escenarios eco-eficientes tanto en producción integrada como en producción ecológica, si bien el número de estos últimos es mayor. La única práctica común a todos ellos es el empleo de agua de origen superficial. El riego por goteo supone una mayor eco-eficiencia en los escenarios de producción integrada. Entre los escenarios eco-eficientes predomina el uso del no laboreo del suelo como técnica más adecuada de manejo del mismo.

La metodología utilizada presenta aspectos positivos, como la integración objetiva de medidas muy diferentes, pero puede presentar problemas de discriminación entre escenarios eco-eficientes. La sistematización del Análisis de Ciclo de Vida en la medición de impactos ambientales junto con la medición de la eco-eficiencia mediante DEA puede configurar una metodología útil para determinar los escenarios productivos agrarios más eco-eficientes para cada producto y, por tanto, constituir un marco de referencia para la eco-condicionalidad de las ayudas europeas a la agricultura.

## 6. Bibliografía

- Avraamides, M. y Fatta, D. (2008). "Resource consumption and emissions from olive oil production: a life cycle inventory case study in Cyprus". *Journal of Cleaner Production*, 16(7):809-821.
- Ballesteros, E. (1999). "Measuring efficiency by a single price system". *European Journal of Operational Research*, 115:616-623.
- Ballesteros, E. y Maldonado, J.A. (2004). "Objective measurement of efficiency: applying single price model to rank hospital activities". *Computers and Operations Research*, 31(4):515-532.
- Basset-Mens, C. y van der Werf, H.M.G. (2005). "Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France". *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 105(1-2):127-144.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J. y Kuhlmann, H. (2001). "Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector". *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6):349-357.
- Bowlin, W.F. (1998). "Measuring performance: An introduction to data envelopment analysis (DEA)". *Journal of Cost Analysis*, 3(3):3-27.
- Carles, J., Avellá, L. y García, M. (1998). "Precios, costos y uso del agua en el regadío mediterráneo". Comunicación presentada al *Congreso Ibérico sobre gestión y planificación de agua*. 231-256. Zaragoza.
- Cederberg, C. (1998). "Life cycle assessment of milk production-a comparison of conventional and organic farming". *SIK-Rapport 643*. Gothenburg (Suecia).
- Cooper, W.W., Seiford, L.M. y Tone, K. (2006). *Introduction to Data Envelopment Analysis and its uses*. Springer, New York (USA).
- Davis, J. y Haglund, C. (1999). "Life Cycle Inventory (LCI) of Fertiliser Production. Fertiliser Products Used in Sweden and Western Europe". *SIK report n° 654*. Chalmers University of Technology. Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp, Sweden.
- Desimone, L. D. y Popoff, F. (2000). *Eco-efficiency: The business link to sustainable development*. MIT Press, Cambridge (USA).
- DOGV (Diari Oficial de la Comunitat Valenciana). (2001) 3 de gener de 2001. Resolució de 23 de novembre de 2000, del director general d'Innovació Agrària i Ramaderia, per la qual s'estableixen les normes per a la Producció Integrada en cítrics en l'àmbit de la Comunitat Valenciana. [2000/9741].
- Dyckhoff, H. y Allen, K. (2001). "Measuring ecological efficiency with data envelopment analysis". *European Journal of Operational Research*, 132(2):312-325.
- Dyson, R.G., Allen, R., Camanho, A.S, Podinovski, V.V, Sarrico, C.S. y Shale, E.A. (2001). "Pitfalls and protocols in DEA". *European Journal of Operational Research*, 132(2):245-259.
- Färe, R., Grosskopf, S., Lovell, C.A.K. y Pasurka, C. (1989). "Multilateral productivity comparisons when some outputs are undesirable: a nonparametric approach". *Review of Economic and Statistics*, 71(1):90-98.
- Färe, R., Grosskopf, S. y Tyteca, D. (1996). "An activity analysis model of the environmental performance of firms - Application to fossil-fuel-fired electricity utilities". *Ecological Economics*, 18(2):161-175.
- Goklany, I.M. (2002). "The ins and outs of organic farming". *Science*, 298(5600):1889.
- Gracia, C., Val, L. y Juste, F. (1986). "Consumo energético de las operaciones mecanizadas en el cultivo de agrrios". *Investigación Agraria, Producción y Protección de vegetales*, VI(2):185-207.



- Huppes, G. y Ishikawa, M. (2005). "A framework for quantified eco-efficiency analysis". *Journal of Industrial Ecology*, 9(4):25-41.
- Institute of Environmental Sciences, Leiden University, The Netherlands. (2003). Handbook on Impact Categories "CML 2001". Disponible en: <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/index.html>. Fecha de consulta: 25 de febrero de 2007.
- Juste, F. (2006). "La mecanización del cultivo de los cítricos como forma de reducción de costes". *Revista Comunidad Valenciana Agraria*, 5:23-26.
- Kicherer, A., Schaltegger, S., Tschochohei, H. y Ferreira, B. (2007). "Eco-efficiency. Combining life cycle assessment and life cycle cost via normalization". *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7):537-543
- Korhonen, P.J. y Luptacik, M. (2004). "Eco-efficiency analysis of power plants: An extension of data envelopment analysis". *European Journal of Operational Research*, 154(2):437-446.
- Kortelainen, M. y Kuosmanen, T. (2007). "Eco-efficiency analysis of consumer durables using absolute shadow prices". *Journal of Production Analysis*, 28(1):57-69.
- Kuosmanen, T. y Kortelainen, M. (2005). "Measuring eco-efficiency of production with data envelopment analysis". *Journal of Industrial Ecology*, 9(4):59-72.
- Mäder, P., Fliebach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. y Niggli, U. (2002). "Soil fertility and biodiversity in organic farming". *Science*, 296(5573):1694-1697.
- Milà i Canals, L., Burnip, G.M. y Cowell, S.J. (2006). "Evaluation of the environmental impacts of apple production using Life Cycle Assessment (LCA): Case study in New Zealand". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114(2-4):226-238.
- Nemecek, T., Heil, A., Huguenin, O., Meier, S., Erzingerm, S., Blaserm, S., Dux, D y Zimmermann, A. (2003). "Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems". *Final report Ecoinvent 2000. No. 15. FAL Reckenholz, FAT Tänikon, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland*. <http://www.ecoinvent.ch> [10 December 2007].
- Peris, E. (2005). *La producción orgánica e integrada frente a los sistemas de cultivo tradicional. Su viabilidad y contribución al desarrollo de una agricultura sostenible en cítricos*. T.D.
- Peris, E., Juliá, J.F. y Balasch, S. (2005). "Estudio de las diferencias de costes de producción del cultivo de naranjo convencional, ecológico e integrado en la Comunidad Valenciana mediante el análisis factorial discriminante". *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 5(10):69-88.
- Ramos, C., Agut, A. y Lidón, A. (2002). "Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain)". *Environmental Pollution*, 118(2):215-223.
- Sanjuán, N., Ubeda, L., Clemente, G., Girona, F. y Mulet, A. (2005). "LCA of integrated orange production in the Comunidad Valenciana (Spain)". *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 4(2):163-177.
- Scheel, H. (2001). "Undesirable outputs in efficiency valuations". *European Journal of Operational Research*, 132(2):400-410.
- Trewavas, A. (2001). "Urbans myths of organic farming". *Nature*, 410:409-410.
- 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(3):281-308.
- Thompson, R.G., Singleton, F.D., Thrall, R.M. y Smith, B.A. (1986). "Comparative site evaluations for locating a high-energy physics lab in Texas". *Interfaces*, 16(6):35-49.
- Van Holderbeke, M., Sanjuán, N., Geerken, T. y de Vooght, D. (2004). "The history of bread production: using LCA in the past." N.Halberg and Danish Institute of Agricultural Sciences, ed. *Life Cycle Assessment in the Agri-food*. 255-260.
- Wong, Y.B. y Beasley, J. (1990). "Restricting weight flexibility in DEA". *Journal of the Operational Research Society*, 41(9):829-835.