

El papel de las variables ambientales en la nueva geografía económica

Diego Azqueta Oyarzun y Gonzalo Delacámara Andrés

RESUMEN: Este trabajo analiza algunas repercusiones que el incremento en la demanda social por una mayor calidad ambiental puede tener sobre los patrones de especialización espacial, con independencia de la escala de análisis. Se observa cómo, junto a las posibilidades que para las regiones menos desarrolladas puede suponer este desplazamiento de la demanda, podrían generarse, al mismo tiempo, soluciones subóptimas desde un punto de vista social. En esta misma línea, se plantea la posibilidad de que una asignación eficiente de recursos (incorporando consideraciones ambientales), pueda resultar incompatible con la liberalización del comercio internacional y, en concreto, con el desmantelamiento del proteccionismo agrícola en los países desarrollados. Se hace referencia, específicamente, al impacto sobre la diversidad biológica.

Clasificación JEL: R11, Q57, F18.

Palabras clave: Comercio internacional, medio ambiente, especialización espacial, huella ecológica, deuda ecológica, ahorro genuino, conservación de la diversidad biológica.

The role of environmental factors in the New Economic Geography framework

ABSTRACT: This paper analyses a number of outcomes that the increase in the social demand for a higher environmental quality may have on the patterns of spatial specialization, irrespective of the scale of analysis. This paper aims at exploring how, together with new possibilities for backward regions, some sub-optimal solutions can also be found from a social viewpoint. On the other hand, we reflect on how an efficient allocation of resources (internalising environmental considerations), could well be incompatible with the dismantling of protectionism within the agricultural sectors of developed countries. The impact on biological diversity is specifically studied.

Dirección para correspondencia: Diego Azqueta Oyarzun. Departamento de Fundamentos de Economía e Historia Económica. Universidad de Alcalá. Plaza de la Victoria, 2. 28802 Alcalá de Henares (Madrid). Tel: 34-91 8854247. Fax: 34-91 8854239. E-mail: diego.azqueta@uah.es.

JEL classification: R11, Q57, F18.

Key words: International trade, environment, spatial specialization, ecological footprint, ecological debt, genuine savings, biological diversity conservation.

1. Introducción

Tradicionalmente se señala que el nacimiento de la *nueva geografía económica* (NGE, en adelante) se debe a Krugman (1980)¹, quien comenzó adoptando una serie de nuevas formas funcionales sobre la base del modelo sobre competencia monopolística de Dixit y Stiglitz (1977), para definir una teoría que explica la consolidación de un espacio económico heterogéneo. Desde entonces, aunque con especial intensidad en la última década, se ha asistido a una variedad de ampliaciones más sofisticadas del modelo básico (muchas de las cuales fueron recogidas en Fujita *et al.*, 1999). Sin embargo, a pesar de los avances recientes, no parece existir una idea clara respecto a la trascendencia del instrumental económico implícito en el modelo de la NGE, especialmente en lo que se refiere al análisis de determinados efectos que no han recibido atención prioritaria en este ámbito. Buena parte de esas dudas (aunque no todas) se deben al hecho de que en las aplicaciones de este nuevo enfoque, las fuerzas económicas fundamentales operativas en el modelo (las llamadas fuerzas *centrífugas* o de *dispersión* y *centrípetas* o de *aglomeración*) han sido eclipsadas por el énfasis en las asimetrías y las limitaciones espaciales inherentes a cada región o país.

En los modelos de la NGE la concentración de las actividades económicas y la población se basa en los supuestos de rendimientos de escala y costes de transporte crecientes. Los autores que han trabajado en este ámbito investigan sobre la interacción de las fuerzas centrífugas y centrípetas que, finalmente, configuran el paisaje económico.

Ahora bien, más allá del debate sobre si la NGE es efectivamente *nueva*, o si, como afirman distintos autores, se trata de geografía económica o de economía espacial (Ottaviano y Thisse, 2004), ha pasado de época (Neary, 2001), y, una vez alcanzada su consolidación teórica, necesita profundizar en la definición de políticas públicas y la acumulación de evidencia empírica (Ottaviano, 2002), lo relevante es que los trabajos surgidos a partir de Krugman (1991) han tenido el mérito fundamental de haber enmarcado ideas previas en un contexto de equilibrio general, algo que ha desplazado la geografía económica y la teoría de la localización al centro del interés de la teoría económica. No obstante, los efectos de las consideraciones relativas a la calidad ambiental y la conservación de los recursos naturales en las pautas de especialización espacial quizás no ha recibido toda la atención que merecerían en el marco de la NGE.

Parece obvio que la actividad económica, con independencia de la escala de análisis, se encuentra distribuida desigualmente en el espacio. Este patrón de distribución

¹ Niebuhr (2004) y Ottaviano y Thisse (2004) reconocen el papel precursor de Ohlin (1933).

espacial se explica, en gran medida, por la variedad de climas o las diferentes dotaciones de recursos naturales y productivos. Algunos autores (Henderson *et al.*, 2001) indican, de hecho, que el desarrollo y el subdesarrollo no son sino rasgos específicos de dicha distribución espacial desigual de la actividad económica². Quizás sea ésta la característica más trascendente de la geografía económica mundial, a la luz de la concentración de las regiones con altos ingresos (ver Anexo 1) en zonas templadas del planeta mientras la mayor parte de la superficie terrestre es ocupada por países pobres.

El clima, la dotación de recursos naturales o los diferentes grados de accesibilidad constituyen una restricción de primer nivel para cualquier región o país. Sin embargo, si algo ha caracterizado el desarrollo económico, tal y como lo conocemos, es precisamente su intento de suavizar ese límite, a través de una distribución espacial de la actividad económica que, ocasionalmente, es independiente de la ventaja (o desventaja) natural. En realidad, es precisamente este intento de relajar la restricción que impone la ventaja natural el que constituye el objeto de análisis de la economía espacial. Dicho de otra manera, el énfasis de ésta (o de la geografía económica) reside precisamente en analizar, de manera aislada, no la distribución espacial de la actividad económica a escala global, sino las variaciones condicionadas de la misma, tomando la dotación de recursos naturales como variable de control.

El propósito de este trabajo no es otro que el de analizar algunas cuestiones tradicionalmente ignoradas en esa primera restricción a la que nos referíamos previamente. Todo ello en el escenario en el que estas consideraciones cobran especial relevancia: los flujos de comercio internacional³. Se analizará para ello, en primer lugar, cómo la especialización basada en la explotación de los recursos naturales no sólo ha llevado a sacrificar usos alternativos de los mismos económicamente más valiosos, sino que ha venido acompañada de un ritmo de crecimiento claramente insatisfactorio. Una segunda alternativa, el dumping ecológico, a la que se ven empujados los países pobres ante la escasez de divisas que sufren, tampoco resulta ser una alternativa eficiente, ni desde una perspectiva estrictamente estática, ni desde una perspectiva dinámica. Finalmente, la apertura de los mercados agrícolas del mundo desarrollado a las importaciones de estos países, si bien afloja la presión insostenible sobre su base de recursos naturales, puede tener unas consecuencias ambientales negativas que se hace necesario estudiar en profundidad.

² Así, en el seno de la NGE, autores como Krugman y Venables (1995) explican que la combinación de fuerzas de aglomeración que operan a gran escala (la demanda agregada) y fuerzas de dispersión fuertes (los llamados *factores inmóviles*) conducen a las desigualdades de renta (y de precios de los factores) a nivel internacional.

³ Bohn y Deacon (2000), por citar un ejemplo especialmente sugerente, se hacen eco de la convicción de que la manera en que un país emplea su medio ambiente y sus recursos naturales varía sistemáticamente con su nivel de desarrollo. Mientras existe debate sobre lo que determina esa relación, dos líneas de investigación (una sobre los derechos de propiedad y el uso de los recursos naturales y otra sobre las fuentes del crecimiento económico), parecen ofrecer una explicación atractiva.

1. La naturaleza como fuente de recursos

Las variables ambientales están adquiriendo una relevancia que no es preciso recordar (World Resources Institute, 2003). En concreto, la creciente demanda social con respecto no sólo a la sostenibilidad del proceso de desarrollo sino a una mejor calidad ambiental en términos generales, se está traduciendo tanto en un conocimiento más profundo de las implicaciones de todo tipo que tienen las actividades humanas sobre la biosfera, como en la exigencia de que estos impactos se tomen en cuenta, se interioricen, en el proceso de toma de decisiones⁴.

Las repercusiones que esta evolución puede tener sobre los patrones de especialización espacial, tanto regional como nacional y supranacional, no son en absoluto desdeñables⁵. Si bien es cierto que esta revalorización de los componentes ambientales abre nuevas posibilidades para regiones muy necesitadas de ellas, también lo es que un proceso no intervenido de especialización puede desembocar en soluciones subóptimas desde un punto de vista social (Anderson y Blackhurst, 1992; Bhagwati y Daly, 1995; Corden, 1997; Rauscher, 1997). Al mismo tiempo, una asignación eficiente de recursos que tome en cuenta todas las funciones de la biosfera, y el valor económico de los servicios que las mismas proporcionan, puede resultar incompatible con la liberalización irrestricta del comercio internacional y, en concreto, con el desmantelamiento del proteccionismo agrícola en los países desarrollados (OECD, 1996; 2001; Coyler, 2003 y, en un contexto más específico, Costello y McAusland, 2003).

La dotación de determinados recursos naturales ha generado un proceso de especialización espacial indudable. En los países subdesarrollados, esta explotación de las ventajas comparativas que proporciona una determinada base de recursos naturales, sin embargo, ha ido más allá de lo económicamente razonable. Dos factores, interrelacionados, han contribuido a ello.

a) En primer lugar, una historia de dificultades de balanza de pagos y creciente endeudamiento internacional (ver cuadros 1 y 2), que no vamos a tratar aquí, que ha desembocado, en el caso de muchos de ellos, en una situación insostenible. Un buen

⁴ Como señalan Pasqual y Souto (2003), no parecen existir dudas respecto a la necesidad de avanzar en la gestión de los recursos naturales, después de resolver algunas controversias en el seno de la comunidad científica. Es cierto que existen algunas visiones optimistas (Lomborg, 2001), que han contribuido a agitar este debate desde su escepticismo hacia la degradación ambiental, pero la mayor parte de la literatura parece sugerir la evidencia de que las funciones de la biosfera, en relación con el desarrollo económico, están siendo sobreutilizadas, con serias consecuencias en términos de pérdida de biodiversidad, agotamiento de recursos renovables y destrucción de la capa de ozono estratosférico, entre otros. Véase, asimismo, Heal (1998) y Asheim *et al.* (2001).

⁵ Diversos autores afirman que la tendencia a la especialización, implícita en la teoría del comercio internacional, entra en conflicto con el principio de diversificación, que subyace al *enfoque ecosistema* en la gestión de recursos naturales (Gale, 2000; Polasky *et al.*, 2003). Si bien en otros ámbitos es posible analizar las ventajas asociadas a la especialización, cuando este principio se aplica a sistemas naturales, para incrementar la producción de bienes comerciales, conduce inexorablemente a la simplificación de ecosistemas, a la pérdida de integridad de los mismos y a situaciones de *estrés ecológico*. Un ejemplo podría ser la reciente expansión de cultivos con semillas genéticamente modificadas, que ocurre en presencia de un importante insumo de fertilizantes, herbicidas y pesticidas.

reflejo de lo anterior, en términos económicos, es el elevado valor del *precio cuenta de la divisa*, concepto acuñado en el seno de organismos como el Banco Mundial (Marglin *et al.*, 1972; Little y Mirrlees, 1974; Squire y Van der Tak, 1975), para reflejar la verdadera escasez relativa de moneda extranjera en términos de su contribución al bienestar social (ver Cuadro 2, referido a América Latina y el Caribe).

b) En segundo lugar, la dificultad de acceso a los mercados de los países desarrollados para multitud de productos, tanto primarios como manufacturados, en los que estos países tendrían una ventaja comparativa, debido a la presencia de una serie de barreras proteccionistas tanto arancelarias como no arancelarias.

Cuadro 1. Balanza de pagos: datos sintéticos (cambio porcentual).
América Latina y el Caribe

	1981-90	1991-00	1997	1998	1999	2000	2001	2002 (estimación)	2003 (predicción)
<i>Crecimiento mercado de exportaciones</i> ¹	4,4	11,3	12,7	7,7	5,0	12,0	-1,2	0,3	6,8
<i>Volumen de exportaciones</i> ²	5,4	8,6	9,8	7,9	6,3	10,4	0,7	4,0	8,6
<i>Modificación en los términos de intercambio/PIB</i>	0,9	0,2	0,4	-0,2	0,2	0,7	-0,3	0,0	-0,4
<i>Cuenta corriente/PIB</i>	-1,5	-2,8	-3,3	-4,5	-3,2	-2,4	-2,9	-1,0	-1,2
<i>Transferencias inmigrantes (mil millones de dólares)</i>	—	—	13,6	14,8	16,9	19,2	22,6	25,0	—

Nota 1: Crecimiento medio ponderado de la demanda de importaciones.

Nota 2: Bienes y servicios excluyendo factores de producción.

Fuente: Elaboración propia a partir de Banco Mundial, *Global Development Finance* (2003).

Cuadro 2. Financiación externa y deuda (en miles de millones de dólares).
América Latina y el Caribe

	1995	996	1997	1998	1999	2000	2001	2002 (estimación)	2003 (predicción)
<i>Inversión Directa Extranjera</i>									
<i>Neta</i>	51,3	58,6	62,2	57,6	48,9	44,0	48,9	57,0	61,0
<i>Inversión neta en cartera</i>	9,1	10,1	0,0	-2,8	4,6	19,3	2,9	5,4	7,0
<i>Deuda externa total</i>	462	498	529	535	542	497	504	—	—
A medio y largo plazo	352	368	396	449	467	433	411	—	—
A corto plazo	110	130	133	86	75	64	93	—	—
En manos de prestatarios públicos	263	263	278	295	315	294	289	—	—
En manos de prestatarios privados	199	235	251	240	227	203	215	—	—
A favor de acreedores públicos	167	160	159	185	206	194	187	—	—
A favor de acreedores privados	295	338	370	350	336	303	317	—	—
<i>Reservas brutas de divisas</i>	154,5	199,7	212,5	233,2	262,5	272,6	320,3	377,3	432,3

Fuente: Elaboración propia a partir de Banco Mundial, *Global Development Finance* (2003).

Esta dificultad en la obtención de dólares a través de la vía convencional de las ventajas comparativas, ha llevado a la búsqueda de nuevos yacimientos de divisas, en

el campo de los recursos naturales, y a la sobreexplotación (minería) de los existentes (Bartelmus, 1998).

Desde el punto de vista de la racionalidad estrictamente económica, este proceder puede incluso considerarse justificado, una vez que se toman en consideración, conjuntamente, dos parámetros clave para el planificador social: el alto *precio de cuenta de la divisa*, por un lado, y la elevada *tasa social de descuento*, por el otro.

Desgraciadamente, este proceder, si bien explicable en el corto plazo, incluso desde una perspectiva social, tiene dos inconvenientes graves. En primer lugar, no garantiza una utilización eficiente de los servicios de la biosfera desde el punto de vista del bienestar económico. En segundo lugar, conspira contra el desarrollo y el propio bienestar social, en el largo plazo.

1.1. Recursos naturales y especialización en el comercio internacional

El primer problema que surge, en efecto, con esta explotación intensiva de los recursos naturales, es que discrimina en favor de aquellas funciones de los mismos que son valoradas en el mercado, que tienen un precio, y en contra de aquellas que, por importantes que sean, carecen del mismo. Un bosque, por ejemplo, cumple una gran cantidad de funciones de todo tipo: económicas (fuente de madera y productos no maderables, protección contra la erosión hídrica y eólica, producción de agua de una determinada calidad, etc.), ecológicas (regulación del clima, depósito de diversidad biológica), recreativas e incluso culturales. De todas ellas, sin embargo, sólo algunas son susceptibles de traducirse en un flujo de rentas monetarias para su propietario o administrador: aquellas que valora el mercado, natural o construido (como, por ejemplo, el derivado de los *mecanismos de flexibilidad* aprobados en el contexto del artículo 12 del Protocolo de Kioto, y en concreto, el llamado *mecanismo de desarrollo limpio*). El resto, al no proporcionar ninguna rentabilidad financiera, ni directa ni indirecta, a sus propietarios, quedará sacrificado. Sin embargo, no es seguro que las funciones económicas que se priorizan de esta forma, sean las que generen un mayor incremento en el bienestar social⁶. Más bien parecería lo contrario, como se han encargado de mostrar diversos estudios de valoración (Adamowicz *et al.*, 1994; Rolfe y Bennett, 1996; Boxall *et al.*, 1998), entre los que destaca, por las repercusiones que ha tenido, el debido a Costanza *et al.* (*op. cit.*).

1.2. Explotación de recursos naturales, capital natural y ahorro genuino

En segundo lugar, esta presión sobre la base de recursos naturales, que intensifica la explotación de los existentes (bancos pesqueros, yacimientos minerales) o la transformación «productiva» de la base natural (transformación de bosques en terreno de cultivo, de manglares en granjas camarónicas: Huitric *et al.*, 2002), puede estar minando

⁶ Véase, por ejemplo, Heywood (1995) o Boyd y Wainger (2003).

las posibilidades de un mayor desarrollo en el futuro, sin que los frutos actuales de tal proceder sean significativos.

Hace algunos años, el Banco Mundial publicó un informe, preliminar, sobre la riqueza real de los distintos países (World Bank, 1997). En realidad, se trataba de una propuesta de medición que, completando las medidas convencionales, aproximara de manera más fidedigna el *stock* acumulado de capital en cada país, y su evolución en el tiempo. Para ello, junto al capital producido, se introducían, y cuantificaban, dos formas adicionales de capital: el capital humano, y el *capital natural*. Es este último el que resulta de especial interés para nuestro propósito.

Como señala el propio Banco Mundial (*ibid.*, p. 23), el capital natural se compone de una gran cantidad de elementos interrelacionados: activos naturales, activos ambientales, ecosistemas, etc. Sin embargo, y buscando la operatividad, se considera que, en una primera aproximación, su valor viene dado por la suma de los recursos minerales y combustibles fósiles, los recursos forestales, la tierra de cultivo, los pastos y las áreas protegidas (destaca, por tanto, la ausencia de los recursos hídricos y pesqueros). Para calcularlo se utiliza el método del valor presente de la corriente de beneficios netos que su explotación podría proporcionar a perpetuidad. Este flujo de beneficios futuros se actualiza, a su vez, utilizando una tasa de descuento del 4% (*ibid.*). El valor de las áreas protegidas, por otro lado, se calcula de acuerdo a su coste de oportunidad como tierras de pasto, y el de los recursos no maderables del bosque, suponiendo que un 10% de la superficie forestal generará una corriente perpetua de beneficios derivados del turismo, la caza y los servicios recreativos, con un valor que oscilará entre los 112 y 145 dólares año, dependiendo de si se trata de un país subdesarrollado o desarrollado (*ibid.*).

A partir del cálculo del valor del capital natural, entre otros, el Banco Mundial propone el cálculo de un indicador de sostenibilidad, el *ahorro genuino*⁷ (Bolt *et al.*, 2002), que plantea una serie de nuevas consideraciones con respecto a la determinación convencional del indicador de ahorro neto. Al considerar que el capital no se limita al producido por el ser humano, es necesario incorporar en el cálculo contable de la depreciación, dos nuevas partidas: por un lado, la pérdida del *stock* de recursos naturales y, por otro, la degradación de la calidad ambiental. Por último, también es indispensable considerar las variaciones de capital humano.

Ahora bien, para *valorar* estas partidas en unidades monetarias se procede de la siguiente manera (Quiroga, 2001):

- a) La *depreciación* de los recursos naturales se mide a través del valor de las rentas obtenidas a partir de la explotación comercial de dichos recursos, es decir, como la diferencia entre los ingresos derivados de la venta del recurso y el coste de obtención del mismo. A través de esta aproximación se calcula el valor presente neto de un flujo constante de rentas obtenidas mediante la explotación de los recursos a lo largo de un periodo de tiempo que, en el caso

⁷ El término en inglés es *genuine savings*, por lo que resulta discutible realizar una traducción tan literal como la de *ahorro genuino*, debiendo quizás el lector entender por tal el «ahorro verdadero», «ahorro auténtico» e incluso «ahorro neto ajustado». Sin embargo, en este trabajo apostamos por este término, siguiendo las propias recomendaciones de traducción del Banco Mundial (como puede comprobarse en Banco Mundial, 2000, Cap. XVI).

de los recursos no renovables, se estima con base en las reservas existentes. En el caso de los recursos renovables (en esta categoría figuran únicamente los bosques), el agotamiento se produce si la extracción del recurso en cuestión (es decir, la madera) supera la tasa de crecimiento natural del mismo, y se calcula como la diferencia entre el valor del rendimiento financiero que se está obteniendo del activo y el del crecimiento natural del mismo. Los recursos considerados en la estimación del valor de la depreciación son de tres tipos: energéticos, minerales y forestales. En la valoración de los recursos forestales no se considera el flujo de los servicios ambientales proporcionados por los bosques (fijación de dióxido de carbono, regulación del régimen hídrico, etc.). La pesca queda excluida, por ahora, de los cálculos de depreciación del capital natural, al igual que la erosión del suelo, por razones de índole práctica: carencia de datos y la dificultad de estimar un *stock* móvil.

- b) La pérdida de capital debida a la *degradación ambiental* se mide a partir del *valor presente neto* del daño producido por las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) sobre distintos activos. Los datos utilizados para los cálculos se basan en las estimaciones realizadas por Fankhauser (1995), según las cuales el daño marginal de la contaminación asciende a 20 dólares (de entonces) por tonelada métrica emitida. La integración de cuestiones relativas a la degradación ambiental de los gases de efecto invernadero es un primer paso relevante pero no debe olvidarse que sería necesario seguir avanzando hacia medidas capaces de incorporar el daño producido por otro tipo de contaminantes con efectos, no sólo regionales (partículas en suspensión, óxidos de azufre y nitrógeno, etcétera), sino también globales (como los gases que contribuyen a la destrucción del ozono estratosférico o el calentamiento global del planeta).

Estos datos se han estimado para la serie de años 1970-2001.

El Banco Mundial mantiene, en cualquier caso, una actitud conservadora con respecto a las conclusiones que deriva de los mismos: se puede afirmar que aquellas economías que presenten de forma persistente tasas de ahorro genuino negativas, acabarán experimentando una reducción en el nivel de bienestar de su población. Sin embargo, el hecho de poseer tasas de ahorro positivas no constituye una garantía para la consecución del objetivo de sostenibilidad, aunque contribuya a aumentar la probabilidad de alcanzar el mismo (World Bank, 1997, p. 104)⁸.

⁸ No puede perderse de vista, en efecto, que la medición de la sostenibilidad a través del ahorro genuino resultaría adecuada siempre y cuando se asuma la *perfecta sustitución* entre el capital natural y el producido, algo difícil de asumir sin mayores matizaciones (véase, por ejemplo, Van Geldrop y Withagen, 2000). La interpretación de los resultados deberá realizarse siempre bajo el pleno conocimiento de los elementos que intervienen en el cálculo de este indicador puesto que, en primer lugar, a pesar de su vocación de proponer un enfoque amplio y ambicioso, presenta ausencias relevantes (es el caso de los recursos pesqueros, la degradación de los suelos, la biodiversidad, la calidad del agua o áreas de alto valor ecológico), dada la dificultad de obtener mediciones fiables acerca de la evolución y el estado de los mismos (Hanley, 2001, p. 19). En segundo lugar, las tasas de ahorro positivas no implican un comportamiento ambiental respetuoso puesto que es posible la coexistencia de altos niveles de degradación ambiental y altos niveles de inversión en capital producido, algo muy problemático cuando, como suele ser el caso en muchas ocasiones, no existe la sustituibilidad apuntada entre ambos.

Sea como fuere, los países subdesarrollados, como un todo, presentan una imagen más bien desalentadora al respecto. Por un lado, con la excepción de algunos países asiáticos, sus tasas de crecimiento han sido realmente bajas en las últimas décadas (ver anexo 1), en relación con las esperadas. Por otro, las cifras correspondientes a sus tasas de ahorro genuino son alarmantemente reducidas (ver cuadro 3), sobre todo en lo relativo al valor de su capital natural: en otras palabras, la explotación intensiva e insostenible de su base de recursos naturales, no sólo es subóptima desde el punto de vista del bienestar social global, sino que no parece haber traído como resultado el esperado crecimiento económico.

Cuadro 3. Ahorro genuino por regiones (como porcentaje del PIB) y niveles de renta: 1999

	Ahorro bruto	Consumo de capital fijo	Ahorro neto	Gasto en educación	Depreciación energética	Depreciación mineral	Depreciación forestal	Daños del CO ₂	Ahorro genuino
Mundo	22,2	11,7	10,5	5,0	1,2	0,1	0,1	0,4	13,6
Rentas bajas	17,0	8,0	9,1	3,4	4,2	0,6	1,8	1,2	4,8
Rentas medias	26,2	9,2	17,0	3,5	3,8	0,5	0,2	1,1	15,0
Rentas altas	21,4	12,4	9,0	5,3	0,5	0,0	0,0	0,3	13,5
Asia Oriental y Pacífico	38,3	6,9	31,4	2,1	0,9	0,5	0,7	1,7	29,7
Europa y Asia Central	21,4	13,7	7,9	4,2	4,9	0,1	0,0	1,6	5,6
Latinoamérica y Caribe	20,5	8,3	12,2	3,6	2,7	0,7	0,0	0,3	12,1
África del Norte y Oriental	24,1	8,8	15,3	5,2	19,7	0,1	0,0	0,9	0,3
África del Sur	18,2	9,1	9,1	3,8	2,1	0,4	2,0	1,3	7,1
África Subsahariana	16,8	9,1	7,8	4,5	5,9	1,4	0,5	0,9	3,4

Fuente: Hamilton (2000).

1.3. La huella ecológica y el intercambio de naturaleza

La capacidad del planeta para proporcionar una serie de recursos naturales, renovables y no renovables, así como para absorber los desechos de todo tipo que generan las actividades del ser humano, es limitada. La segunda ley de la termodinámica (conocida como *ley de la entropía*) limita el nivel de producción sostenible al flujo de energía solar recibido (ver Pezzey y Toman, 2002, para una revisión de la literatura al respecto)⁹. Esta idea elemental ha propiciado, desde los lejanos tiempos de Malthus (1798) hasta los más cercanos de los Informes al Club de Roma (Meadows *et al.*, 1972; 1992), la búsqueda de unos posibles límites a la capacidad de crecimiento o,

⁹ Dado que, en un sistema cerrado, el volumen total de energía y materiales útiles decrece en el tiempo, la producción agregada a lo largo del tiempo no puede ser descrita adecuadamente por el tipo de función de producción neoclásica que se emplea en la mayor parte de los análisis sobre crecimiento económico y convergencia, incluso si se acepta una sustitución sencilla entre recursos renovables y no renovables. Sin embargo, Ayres (1998) argumenta que la biosfera no es, en ningún caso, un sistema cerrado debido precisamente al influjo de la energía solar. Adicionalmente, a pesar del hecho de que la materia se degrade, ésta siempre podrá ser reciclada, en gran medida, con el aporte externo de energía. Gracias a ello se restaura la validez de los ejercicios teóricos sobre sostenibilidad y sustitución de capitales (Heal, 2000).

para ser más precisos, el reconocimiento de los mismos. Quizá la forma más reciente que han adoptado estos intentos sea la que se conoce como *huella ecológica* (*ecological footprint*) (Rees, 1992). La huella ecológica correspondiente a una población determinada equivale a «la superficie de tierra productiva y ecosistemas acuáticos necesaria para producir los recursos que la sociedad consume, y asimilar los residuos que produce, dondequiera que se encuentren dicha tierra y agua» (Rees, 2000, p. 371).

Como tal indicador, formalizado tanto en su vertiente conceptual como metodológica, por Wackernagel y Rees (1996), la huella ecológica no es sino un intento de traducir a una unidad común, que permita las comparaciones, la capacidad del planeta de proporcionar recursos y de absorber residuos, por un lado, y el consumo de recursos y emisión de desechos de los patrones de consumo de los distintos grupos sociales contemplados, por otro. Esta unidad común de medida no es otra que una hectárea de *superficie agrícola de productividad media* (biocapacidad), tanto como proveedora de recursos naturales, como en su papel de *sumidero* de las emisiones contaminantes (fijación del carbono atmosférico a través de la función fotosintética). Comparando los requisitos con las posibilidades, se llega a una conclusión fundamental: el habitante promedio del planeta tiene una huella ecológica (unos patrones de consumo) que supera la capacidad de carga de la biosfera. Acto seguido, y a partir del cálculo de la huella ecológica para diferentes grupos sociales (países, regiones, núcleos urbanos) se derivan implicaciones de distinta índole. Entre ellas cabría destacar dos:

- a) Por un lado, es muy ilustrativo calcular la huella diferencial que genera la satisfacción de, básicamente las mismas necesidades, en contextos diferentes. Por ejemplo, el desplazamiento de personas o el transporte de mercancías, en términos unitarios (persona/km, o Tm/km), en diferentes escenarios: transporte público *versus* privado, ferroviario *versus* por carretera, etc. En este sentido, el cálculo correcto de estas magnitudes, utilizando, por ejemplo, la metodología del Análisis del Ciclo de Vida (Heijungs, 2001), podría resultar de gran utilidad para el planificador social.
- b) En segundo lugar, el cálculo anterior, la huella ecológica del ciudadano de un país determinado, se compara con la dotación correspondiente a dicha unidad administrativa, y se llega a la conclusión de que determinados países son capaces de mantener unos niveles de consumo muy superiores a los que les corresponderían (de acuerdo a su dotación de superficie de tierra agrícola de productividad media), gracias a un *intercambio desigual* con los países subdesarrollados (Hornborg, 2003). El comercio internacional, a través de esta exportación de naturaleza, se convertiría, pues, en un mecanismo (otro más) de explotación.

Esta última denuncia de la especialización internacional, sin embargo, no tiene el menor sentido:

- a) Desde el punto de vista de la equidad, supone aceptar una discriminación de partida claramente rechazable: las personas tendrían derecho al disfrute de los dones de la naturaleza, les correspondería una determinada huella ecológica, en función de algo tan arbitrario como el lugar de nacimiento. Un elemental sentido de justicia debería llevar a rechazar este tipo de planteamiento.

- b) Desde el punto de vista de la eficiencia en la conservación de la naturaleza y la garantía de la sostenibilidad, rechazar este tipo de comercio, que involucra el *intercambio de naturaleza*, es abiertamente contraproducente. La autarquía o, en el mejor de los casos, el intercambio de equivalentes, *en términos de naturaleza*, al que obligaría cualquier intento de acabar con esta pretendida explotación, impediría resolver adecuadamente el problema del deterioro ambiental y la sostenibilidad de las pautas de producción y consumo. En efecto, para resolver de forma eficiente el reto de la satisfacción de las necesidades humanas, debería buscarse la asignación espacial de las distintas actividades económicas (producción, distribución y consumo), allí donde su impacto ambiental fuera menor, algo que esta búsqueda de un pretendido equilibrio entre la huella ecológica y la dotación de recursos de cada país impediría.

1.4. Deuda ecológica y deuda externa

Siguiendo en la línea anterior, se ha desarrollado el concepto de *distribución ecológica espacial* (Martínez-Alier, 1995), para analizar cómo se distribuye entre distintos países el daño ambiental generado por las distintas actividades económicas (aspecto del que nos ocuparemos enseguida con mayor detalle). En la esfera de las relaciones internacionales, esta distribución espacial del daño ambiental da lugar a un *intercambio (ecológico) desigual* (parafraseando el trabajo seminal de Emmanuel, 1972) mediante el que los países menos desarrollados tratan de mantener su competitividad. Este comportamiento, por el que estos países degradan su medio ambiente para poder vender sus mercancías en los mercados internacionales, da lugar a una *deuda ecológica* (Muradian y Martínez-Alier, 2001) en la que estarían incurriendo los países más desarrollados debido a la importación de estos productos, a unos precios «ecológicamente» incorrectos.

Algunos autores han tomado esta deuda ecológica como base de un mecanismo de transferencia de recursos a favor de los países subdesarrollados fuertemente endeudados, que les permitiera subsanar el problema de su deuda externa (Torras, 2003). Ahora bien, para poder calcular el monto de la deuda y los mecanismos de asignación de la misma a favor de los potenciales receptores, se hace necesario computar, en primer lugar, la cuantía de esta deuda, en términos físicos, y pasar, en segundo lugar, a determinar su equivalente monetario. Y aquí es donde juega un papel relevante el concepto de la huella ecológica. En efecto, se recomienda que la deuda se calcule a partir, precisamente, de la comparación entre el valor de dicho indicador para diferentes países y su dotación: su biocapacidad. Una vez calculados los déficit y superávit correspondientes, en hectáreas normalizadas, se monetizan utilizando para ello los valores propuestos por Costanza *et al.* (1997), para una hectárea representativa de los distintos ecosistemas. Esa propuesta, sin embargo, tiene el buen sentido (económico) de obviar cualquier consideración de justicia distributiva. Torras, en efecto, no considera la denominada deuda ecológica como una obligación de los países desarrollados a favor de unos países subdesarrollados totalmente inocentes de la degradación que padecen (aunque no lo descarta). Su enfoque es mucho más pragmá-

tico: trata de encontrar un esquema que permita resolver el problema de la deuda externa, que calcule y al mismo tiempo asigne, unos fondos que alivien o resuelvan el problema. Por ello, la primera recomendación de su esquema es eliminar del mismo a los países doblemente perjudicados: aquellos que tienen tanto una deuda externa como una deuda ecológica (que tienen una huella ecológica superior a su capacidad biológica). De otra forma, países como China, la India, Bangladesh y Egipto, por ejemplo, también tendrían que pagar. El resultado final de su propuesta, sin embargo, y aun habiendo resuelto este primer problema, probablemente no pueda ser considerado satisfactorio, ni desde el punto de vista de la equidad, ni desde el punto de vista de la eficiencia: no son precisamente los países más pobres los que reciben las mayores transferencias, sino los que podrían considerarse de desarrollo intermedio y, como es natural, muy ricos en recursos naturales (Brasil, Argentina, Colombia, Indonesia, etcétera).

Probablemente sea más acertado, por tanto, plantear la deuda ecológica en términos de la huella ecológica acumulada por determinados patrones de consumo, que por razones de operatividad identificaríamos con los de las sociedades más desarrolladas, *con el planeta como un todo*, y no con determinados países. Esta deuda, una vez calculada, tal y como lo hace por ejemplo Torras (*op. cit.*), pero en relación a la capacidad biológica promedio del planeta, debería cancelarse a favor de los organismos multilaterales de ayuda al desarrollo para que la asignaran en función de criterios más equitativos, y no premiando a aquellos países que ya cuentan con una buena base de recursos naturales. Podría considerarse como un criterio de partida para recibir estos fondos, la huella ecológica de los países más pobres no con relación a su capacidad biológica, sino a la capacidad promedio del planeta, pero sin excluir otras consideraciones.

2. Especialización en actividades intensivas en la producción de contaminación: el dumping ecológico

La mayoría de las actividades económicas dirigidas a satisfacer las distintas necesidades humanas (producción, distribución y consumo de bienes y servicios), tienen un impacto negativo sobre el medio ambiente. La búsqueda de un nivel de contaminación óptimo, que iguale el beneficio marginal de estas actividades con su coste marginal total (incluyendo, por tanto, los impactos ambientales), pasa por la necesidad de asignar eficientemente, desde el punto de vista espacial, estas actividades (Unterobderster, 2001). Esta solución implica, por tanto, dos tipos de asignaciones interrelacionadas.

2.1. La asignación espacial de actividades contaminantes

En primer lugar, una decisión sobre el nivel de provisión de un determinado bien o servicio, y sobre los mecanismos concretos que lo garanticen, en función de los costes marginales (incluidos los ambientales), de proporcionarlo. Un ejemplo paradigmático nos lo ofrece la producción y distribución de energía eléctrica, que produce

una serie de impactos que tienen su inicio en las emisiones originadas allí donde se sitúa la planta generadora¹⁰. Estas emisiones, que podrían considerarse estándar para cada tecnología de producción, se transmiten por los distintos medios receptores (atmósfera, agua, suelo) de acuerdo a unos modelos de dispersión que identifican, finalmente, unos determinados factores de emisión o cargas contaminantes que se reparten por el territorio. Las funciones de daño que traducen estos impactos sobre el medio en una serie de costes sociales económicos (pérdida de bienestar), requieren, finalmente, de una especificación de las características fundamentales de los medios receptores (personas, sistemas agrícolas y ganaderos, ecosistemas, infraestructuras, etc.), que permita establecer la pérdida de bienestar ocasionada en cada caso en términos monetarios. Existen algunas decisiones que pueden tomarse sin llegar a este último paso, pero no son de mucha ayuda en términos generales. Por ejemplo, utilizando los llamados *modelos del mundo uniforme* (Curtiss y Rabl, 1996)¹¹, que normalizan los agentes receptores en un determinado territorio en función de sus características medias y prescindien, por tanto, de su distribución espacial en el mismo, se puede avanzar en la determinación del nivel óptimo de producción de energía eléctrica (nivel óptimo de contaminación) o, más específicamente, en la determinación de la cuantía de las primas que debería recibir la producción a partir de fuentes renovables menos contaminantes, calculadas como la diferencia entre el daño ambiental marginal de la producción a través de estas vías y la que se origina con las tecnologías convencionales ponderadas convenientemente (para obtener el denominado *mix energético*).

Sin embargo, y una vez trascendido este primer nivel de decisiones, se hace necesario determinar la localización específica de este tipo de actividades productivas, interrogante para cuya solución los modelos anteriores ofrecen muy poca utilidad. En este segundo caso, y desde una perspectiva enteramente ambiental, deben utilizarse modelos que calculan el daño ambiental generado tomando en cuenta, tanto la localización de la planta, como las características de los sistemas receptores afectados por los factores de emisión originados en ella y transmitidos por los distintos medios. El programa ExternE (European Commission, 1995; 1998), puesto en marcha y financiado por la Unión Europea, y que en España ha desarrollado el CIEMAT (1997), es un excelente ejemplo tanto de la metodología adecuada para resolver este problema de localización desde un punto de vista ambiental, como de las dificultades que han de superarse.

Un segundo ejemplo pertinente para el argumento que pretendemos desarrollar en el siguiente epígrafe, es el relativo al destino de los residuos sólidos urbanos (RSU).

¹⁰ Pasamos por alto, para simplificar, el hecho de que en un Análisis de Ciclo de Vida completo, como el que habría de llevarse a cabo en este caso, también se contemplarían las otras fases del ciclo, y sus correspondientes impactos: *desde la cuna hasta la tumba*.

¹¹ Esta metodología, cuyo origen se encuentra en los trabajos de Curtiss y Rabl (*op. cit.*) y en los refinamientos posteriores de Spadaro y Rabl (1999a; 1999b), consiste básicamente en un modelo simplificado de estimación de daños ambientales, a partir de un inventario de emisiones y de algunos supuestos simplificados respecto a la densidad de los diferentes medios uniformes en el espacio, la linealidad de las funciones de exposición-respuesta, la inexistencia de umbrales mínimos de afectación y las velocidades de dispersión de los diferentes contaminantes.

El intenso comercio de basuras que se produce diariamente en el mundo desarrollado no es sino el exponente de un intento de resolver un problema de asignación de residuos de manera eficiente (Bernard y Chang, 1995). En efecto, una vez alcanzado el punto óptimo con respecto a la minimización de la generación de recursos, y del reciclaje, reutilización (p.e., compostaje) y valorización (generación de energía) de los mismos, es necesario buscar un emplazamiento en el que depositar los remanentes. Desde el punto de vista de la eficiencia económica, éste debería ser el terreno cuyo coste de oportunidad social (no su precio) fuera menor, teniendo en cuenta los propios costes ambientales, directos e indirectos, del traslado de las basuras¹². Es poco probable que estos terrenos se encuentren en las proximidades de los grandes núcleos urbanos, por lo que el traslado de los RSU, siempre y cuando, como decimos, se tomen en cuenta los impactos ambientales del mismo, aparece como una solución más eficiente.

2.2. Dumping ecológico: ¿eficiencia espacial o explotación de los menos favorecidos?

Ahora bien, cuando esta búsqueda de la eficiencia en la localización de actividades contaminantes, o en el depósito de residuos, involucra países de distinto nivel de renta, aparece adjetivada con epítetos muy poco atractivos: *dumping ecológico*, explotación, *ecoimperialismo*, etc. Permítasenos una breve aclaración sobre estos conceptos:

- a) Por *dumping ecológico* se entiende el hecho de que determinadas empresas pueden colocar en el mercado su producción por debajo de sus costes marginales, debido a que no computan los costes ambientales de la misma, lo que les permite ser indebidamente competitivas (Rauscher, 1997; Pfluger, 2002). Ello es debido, bien a que el gobierno del país en el que operan tiene una legislación ambiental más permisiva que la de los países más desarrollados, bien a que no quiere o no puede hacerla respetar. Un argumento que le sonará familiar al lector aplicado, por ejemplo, a las condiciones de trabajo (y los correspondientes niveles salariales), al trabajo infantil, etc¹³.
- b) Por *ecoimperialismo* se entiende la utilización de los países del Tercer Mundo para llevar a cabo aquellas actividades que el Primer Mundo no desea en su territorio: instalar las industrias más contaminantes, depositar sus residuos (flujos de basura Norte-Sur y Oeste-Este, en Europa) (Muradian *et al.*, 2002). Curiosamente, existe una segunda acepción del término, bien distinta a la anterior, y muy utilizada en los propios países subdesarrollados. *Ecoimperialismo*, en este caso, hace referencia a los intentos, por parte de los países

¹² El Estado de Dakota del Sur, por ejemplo, «importa» los RSU del vecino Estado de Minnesota aprovechando el viaje de regreso de los trenes que atraviesan su territorio cargados con carbón de Wisconsin con destino a la industria y las centrales térmicas de Minnesota.

¹³ Argumento que, sin embargo, no tiene porqué aplicarse únicamente a los países subdesarrollados: distintos autores han afirmado que aquellos países que no ratifiquen el Tratado de Kioto serían susceptibles de ser acusados de practicar *dumping ecológico* ya que no han interiorizado los costes ambientales de la generación de gases de efecto invernadero (Florax *et al.*, 2003).

desarrollados, de impedir la industrialización de los subdesarrollados, cerrando la entrada a sus mercados de los productos originados en ellos, precisamente con el argumento del *dumping* ecológico (Rotillon y Tazdäit, 1996; Driessen, 2003).

Sea como fuere, esta especialización espacial de los países subdesarrollados en actividades contaminantes no se relaciona con una aparente mayor eficiencia económica, sino con el *intercambio desigual* y la *explotación* que mencionábamos más arriba. Y lo cierto es que, a diferencia de lo que podría ocurrir en el contexto de un país desarrollado, no es una solución ni eficiente ni equitativa al problema de localización de actividades contaminantes.

En efecto. La localización de estas actividades debe hacerse, desde la perspectiva de los daños generados por sus impactos ambientales, aplicando los métodos que proporciona el análisis económico para la valoración de intangibles al final de la cadena mencionada con anterioridad: identificación de los factores de emisión, introducción de los correspondientes modelos de dispersión, y determinación de los consiguientes factores de inmisión (cargas contaminantes) sobre los distintos sistemas receptores (personas, infraestructuras, cultivos, ecosistemas) debidamente geo-referenciados. Para ello se utilizan métodos bien conocidos (y consolidados), como los de los *precios hedónicos* (Court, 1939)¹⁴, el *coste de viaje* (Clawson y Knetsch, 1966)¹⁵ o la *valoración contingente* (Davis, 1963)¹⁶. El problema con la aplicación de estos métodos es que, al descubrir el valor que las personas concederían a la calidad ambiental a partir de la información que proporcionan en mercados subrogados, o simulados, el resultado final depende, como es natural, de la distribución de la renta (Hanemann, 1991): de hecho, lo que estos métodos tratan de descubrir es la correspondiente *función de demanda* de determinados servicios ambientales de la biosfera. Ahora bien, cuando el analista aplica estos métodos en el contexto de un país determinado, puede suprimir esa influencia normalizando por la distribución de la renta (Boyle y Bishop, 1988), y de hecho lo hace cuando imputa un valor uniforme al que suele ser el principal impacto ambiental desde el punto de vista de su incidencia: el valor de una vida estadística (Viscusi, 1993). Sin embargo, cuando se produce esta comparación entre el daño ambiental causado por un mismo impacto ambiental (carga contaminante) en

¹⁴ En realidad, aunque Court (*op. cit.*) tiende a ser identificado como el padre de la modelización de funciones de precios hedónicos, lo cierto es que estudios previos, para la estimación del valor de la tierra de cultivo, ya habían sido desarrollados con anterioridad por Hass (1922) y Wallace (1926). En todo caso, fueron Griliches (1967, 1971) y Rosen (1974) quienes proporcionaron el marco teórico y metodológico básico para la estimación de funciones hedónicas, en su aplicación a la valoración del medio ambiente.

¹⁵ En este caso, la idea del método del coste de viaje se atribuye a Harold Hotelling, quien propuso el concepto en una carta al director de un parque en 1947. Sin embargo, no se puso en práctica hasta finales de la década de los sesenta del siglo pasado, y sólo ha sido formalizado de manera más sofisticada recientemente (siendo McConnel, 1977 y 1985, las referencias básicas).

¹⁶ En 1993, un equipo liderado por los premiados con el Nobel en Economía J.K. Arrow y R. Solow recibió el encargo de analizar la utilidad del método de valoración contingente. Su informe (Arrow *et al.*, 1993) es considerado, todavía hoy, una de las referencias básicas. El método, sin embargo, data de 1947, cuando fue propuesto por S.V. Ciriacy-Wantrup (Universidad de Berkeley). En todo caso, la referencia ineludible, a nuestro juicio, es Carson *et al.* (1992), elaborado para evaluar los daños del vertido de petróleo del Exxon Valdez y sobre el que se construye el análisis crítico de Arrow y Solow.

dos países con niveles de renta *per capita* muy diferente, no se lleva a cabo esta normalización, y el daño resultante es sustancialmente distinto.

La pretendida eficiencia en la asignación de estas actividades reposa pues sobre dos columnas muy endeble:

- a) En primer lugar, un sistema de precios de mercado que no incluye la mayoría de los impactos ambientales, bien porque la legislación ambiental no obligue a internalizar en su totalidad las externalidades generadas, bien porque, como se indicaba previamente, no se cumpla.
- b) En segundo lugar, aun cuando esta anomalía se subsanara, y un planificador social determinara en función de los daños generados la mejor localización de las mismas, la diferencia en los niveles de renta sesgaría la decisión a favor de su localización en las sociedades menos desarrolladas. Podría argumentarse que esto es lógico, dada la mayor urgencia relativa de las necesidades que con ello se cubren: el deterioro ambiental sería el precio a pagar por la satisfacción de necesidades básicas. De esta forma, las divisas obtenidas, los puestos de trabajo generados, los impactos multiplicadores de todo tipo sobre la economía, constituirían la contraparte beneficiosa de esta importación directa o indirecta de contaminación.

Con independencia de los problemas de índole moral que una afirmación como la anterior plantea, no puede olvidarse que, desde una perspectiva de eficiencia dinámica, esta solución puede especializar a los países menos desarrollados en una dirección que dificulte su propio desarrollo futuro. Podría, en otras palabras, reaparecer una versión más actualizada de la «paradoja de Graham» (Ethier, 1982)¹⁷. En este caso, el deterioro ambiental generado por esta especialización en la producción de bienes y servicios intensivos en contaminación, así como en la recepción y almacenamiento de residuos de todo tipo, aun cuando pudieran considerarse eficientes en términos de bienestar social desde una perspectiva estática, y prescindiendo de los problemas morales ya apuntados, podría resultar en una reducción de las tasas de crecimiento económico en el futuro, debido precisamente al deterioro del capital natural y humano (salud de la población) que acarrea.

La distribución espacial de actividades contaminantes no puede hacerse, por tanto, atendiendo a las diferencias de renta *per capita* de los distintos territorios, y mucho menos a la vista de la previsible evolución de la demanda con respecto a los servicios de la naturaleza. Dicho esto, sin embargo, lo cierto es que los países subdesarrollados han de resolver el problema del desequilibrio de su balanza de pagos y de endeudamiento externo, por razones evidentes, entre las que se encuen-

¹⁷ Frank D. Graham publicó un artículo en 1923 en el que mostraba que, en el contexto del modelo de Ricardo de dos países, dos productos y un factor de producción, introduciendo rendimientos crecientes en un sector (producción de relojes) y decrecientes en otro (trigo), el país que se especializara en la producción de este último podría experimentar una pérdida neta de bienestar entrando en el comercio internacional. No era pues cierto que, como afirmaba el modelo de Ricardo, en condiciones normales los dos países ganarían con el librecambio, y que, en el peor de los casos, uno de ellos quedaría como estaba (cuando los precios internacionales coincidieran con los suyos previos al intercambio), pero nunca podría empeorar su situación. Jacob Viner (1937) trató de rebatir este argumento con poco éxito (Emmanuel, 1972, p. 254).

tra la propia necesidad de preservar ecosistemas muy valiosos hoy seriamente amenazados por ello.

3. Liberalización comercial y diversidad biológica

Los países subdesarrollados vienen reclamando desde hace ya algún tiempo el desmantelamiento de las medidas de protección de la agricultura en los países desarrollados y la liberalización del comercio internacional en este sector (Coxhead, 2003; Hertel *et al.*, 2003). Esta protección, se argumenta, hace imposible a los productores de los países atrasados competir con sus contrapartes en los países adelantados, a pesar de su mayor productividad, cerrándoles el acceso a una fuente de divisas muy necesaria. De esta forma, la protección traería una doble consecuencia negativa: no sólo está impidiendo una más eficiente asignación de recursos a nivel internacional, sino que frena el desarrollo económico de quienes más lo necesitan.

3.1. Proteccionismo agrícola y presión sobre los recursos naturales

Las políticas proteccionistas hacia las actividades agrícolas y ganaderas que implementan muchos países industrializados, con el caso paradigmático de la Unión Europea con su *Política Agraria Común (PAC)* o las implicaciones de *Ley Agraria en EE.UU.*, tienen efectos críticos sobre la producción y mercado de numerosos productos agrícolas en muchos países, además de causar cambios estructurales en las economías de los países menos desarrollados.

A título de ejemplo, Borrell y Hubbard (2000) realizaron una estimación de los efectos de la *PAC* sobre distintos grupos de países, centrándose únicamente en la reducción en la producción y en el volumen de exportaciones de ciertos productos, todo ello en un contexto de equilibrio general computable. Entre los resultados más destacables, se encuentra la reducción en la producción de determinados bienes agrícolas (productos cerealísticos y no cerealísticos, carne, ganado y productos lácteos) en porcentajes en algunos casos cercanos al 10% y, por el contrario, un aumento más contenido de la producción de otros productos primarios (minería, productos madereros, etc.), del sector industrial y de otros productos agrícolas.

Por el lado de las exportaciones, importantes en términos de captación de divisas en estos países menos desarrollados en los que este objetivo adquiere especial relevancia ante la necesidad de equilibrar su balanza de pagos, los resultados adquieren mayor magnitud. El descenso en las exportaciones de productos agrícolas en general (productos cerealísticos y no cerealísticos, carne y productos lácteos) supera en todos los casos el 30%, mientras que el aumento de las exportaciones de otros productos primarios generado por las políticas agrícolas proteccionistas de la UE ronda el 9%, por ejemplo (*ibid.*).

En definitiva, la presencia de unas políticas agrícolas proteccionistas en los países más desarrollados tiene efectos significativos sobre la estructura productiva de la economía del resto de países y su distribución espacial; se fomenta la extracción de re-

curso naturales (minería, explotación maderera, etc.), casi siempre de manera insostenible, y se contiene la actividad agraria en general.

La alternativa para obtener divisas y equilibrar en lo posible su balanza de pagos se materializa, por citar un ejemplo, en la tala de bosques tropicales para la obtención de maderas nobles y en las actividades extractivas mineras como fuente de materias primas directamente comercializables en los mercados internacionales, aunque también parece incentivar la aparición de cierto tejido industrial con el fin de, en lo posible, ofrecer productos con mayor valor añadido en el mercado.

Esta búsqueda forzosa de nuevas fuentes de divisas, presionando sobre el medio natural, ante las dificultades encontradas por los productos agrícolas y manufacturados de los países subdesarrollados en los mercados de los países desarrollados, ha tenido consecuencias muy negativas sobre distintos ecosistemas.

El principal impacto de estas actividades extractivas no aparece tanto en términos de pérdidas directas: aunque la principal causa de pérdida sea la deforestación y degradación de los bosques tropicales (Perrings, 2000a), la pérdida de superficie forestal asociada directamente a estas actividades es mucho menor que la asociada a la expansión de la frontera agrícola, por actividades de colonización de nuevas tierras (Chomitz y Thomas, 2003). Sin embargo, la velocidad de expansión de la frontera agrícola se explica, en gran parte, por la acción de mejora de la accesibilidad realizada por otro tipo de actividades (Angelsen y Kaimowitz, 1999), por lo que aparecen destacados efectos indirectos sobre la diversidad biológica. Esta mejora en la accesibilidad no sólo se materializa en una más rápida expansión de la frontera agrícola, sino también en otros agentes o impactos ambientales con efectos igualmente importantes y perniciosos: fragmentación de hábitats, introducción de especies exóticas favorecidas por la movilidad de las poblaciones humanas, etc.

Las actividades extractivas mineras o petroleras tampoco generan una pérdida directa de hábitat tan abultada como la expansión de la frontera agrícola, pero sus impactos sobre los ecosistemas, aparecen también de forma indirecta, es decir, de nuevo asociados a la construcción de carreteras y mejoras de los accesos, nuevos asentamientos (mineros o no), construcción de embalses con fines energéticos, etc. La contaminación de las aguas por el proceso de extracción de los distintos metales y la disposición de los residuos asociados a esta extracción pueden tener serios efectos sobre la calidad de las aguas y afectar gravemente a otro tipo de ecosistemas, como son los hídricos (ríos, estuarios, lagos, deltas, etc.).

3.2. Las consecuencias de la liberalización comercial sobre la diversidad biológica

La *diversidad biológica* es una de las funciones de la biosfera sobre las que con mayor intensidad se refleja la disyuntiva apuntada. No en vano es uno de los componentes fundamentales del patrimonio que nos ha legado la naturaleza (Wilson, 1988;

1992). La preservación de la misma choca, sin embargo, no sólo con la explotación de la biosfera como fuente de recursos naturales de todo tipo, sino con el propio comercio internacional. Como es bien sabido, las dos causas fundamentales de pérdida de diversidad biológica son la destrucción y transformación de hábitats, por un lado, y la introducción de especies foráneas en ellos, por otro (Wilcove *et al.*, 1998; Perrings, 2003).

Las medidas de apertura, se argumente, permitirán a los países en desarrollo vender sus productos agrícolas y ganaderos y, de esta manera, acceder a otra fuente de divisas diferente a la mencionada (extracción de petróleo, minería, venta de maderas nobles, etc.), incentivándose la producción primaria (cultivos y ganadería), reduciendo la presión sobre estos ecosistemas.

Esta reorientación hacia una economía basada en la intensificación de los flujos del mercado internacional, sin embargo, puede ocasionar otra serie de consecuencias sobre los recursos naturales y su conservación. Ambas fuentes de divisas tienen repercusiones tanto en términos de crecimiento económico, *sensu stricto*, como de sostenibilidad, de conservación de la diversidad biológica y del patrimonio natural.

Por un lado, en efecto, aliviará la presión sobre distintos ecosistemas, reduciendo la pérdida de diversidad biológica que ésta conlleva. Este fenómeno se producirá por una doble vía. En primer lugar, como es obvio, por la aparición de una fuente alternativa de divisas. En segundo, por el impacto positivo que todo ello tendrá sobre la pobreza y, como consecuencia, sobre la presión que ésta ejerce sobre la propia base de recursos naturales. El análisis sobre las consecuencias que tendría la liberalización de los mercados internacionales en relación con los productos procedentes de los países en desarrollo se ha centrado, generalmente, en este segundo efecto sobre el crecimiento económico y la eliminación de la pobreza (Frankel y Romer, 1999; Proops, 2004); Chichilnisky, 1994; Neary, 2000; Jayadevappa y Chhatre, 2000; Liddle, 2001).

Sin embargo, se ha prestado una menor atención al impacto que supondrá para la preservación de muchos ecosistemas el hecho de que, al aumentar la rentabilidad de las explotaciones agrarias y ganaderas, el coste de oportunidad de su territorio aumentará en consecuencia, lo que se traducirá en una nueva fuente de presiones sobre el mismo.

En la actualidad, la agricultura es la principal causa de deforestación en el mundo (Darkoh, 2003; Perrings, 2000b), y muy especialmente en América Latina (Fearnside, 2001; Portela y Rademacher, 2001). Esta deforestación, que no debe entenderse únicamente como una simple tala de árboles sino, en términos más generales, como un cambio radical en los usos del suelo, tiene efectos negativos críticos sobre la diversidad biológica del planeta. Si bien en algunos países, especialmente centroamericanos, puede considerarse que la expansión de las tierras de cultivo y pastos a costa de los bosques tropicales ya ha alcanzado su límite al roturarse todas las tierras aptas para ello (Loening y Markussen, 2003), en otros existe en la actualidad un importante potencial de expansión de los territorios agrícolas; sería el caso de Brasil, por ejemplo, que contiene en su territorio gran parte (55%) de la extensión total de la selva Amazónica (Fujisaka *et al.*, 1998). De esta forma, se establece una potencial diferenciación de los efectos de la apertura comercial a los productos agrícolas: mientras

que, en algunos países, la deforestación directamente relacionada con la agricultura y la ganadería se presume ya inexistente (aunque pueden existir otros efectos sobre la diversidad biológica si se procede a la intensificación de la actividad agraria), existen amplios territorios en los que se da un elevado potencial de expansión de la frontera agrícola y, por ello, de destrucción de los bosques tropicales que dan cobijo a gran parte de la diversidad biológica del planeta.

A ello se añadiría, por otra parte, que unos precios internacionales atractivos para algunos de los productos procedentes de los países subdesarrollados podrían estimular la sustitución de cultivos tradicionales por el cultivo de estos nuevos productos más demandados y mejor pagados, imponiendo nuevas presiones sobre los ecosistemas agrarios tradicionales, desplazando a este tipo de cultivos y técnicas de manejo de la tierra más respetuosas con el medio ambiente (May y Segura, 1997).

Algunos autores matizan la afirmación anterior argumentando que, si altos niveles de renta se asocian con aumentos en la demanda por la conservación de la diversidad biológica, entonces, la inversión para proteger el resto de diversidad debería aumentar y el *ratio* de pérdida de diversidad debería bajar a medida que aumenta la renta (Sampson, 2002). Por tanto, las políticas conservacionistas de los gobiernos aumentan tan pronto como se alcanza un determinado umbral de renta. Desgraciadamente, muchas de estas políticas conservacionistas sólo tienen como consecuencia la desaceleración de la pérdida de biodiversidad y no el cese de la misma (Dietz y Adger, 2003)¹⁸.

La transformación de la demanda con respecto a los servicios de la naturaleza, a medida que aumenta la renta mundial, hace necesaria, sin embargo, la introducción de una consideración adicional al argumento anterior, que también obliga a un estudio más detenido de las implicaciones que sobre la eficiencia económica y el bienestar social tendría esta liberalización.

Cuando el nivel de desarrollo de una sociedad es bajo, en efecto, prima la demanda sobre los servicios de la biosfera como fuente de recursos. Dada la urgencia de las necesidades a satisfacer, se busca en ella un apoyo para la producción, directa o indirecta, de bienes y servicios que, normalmente, implican su transformación: cultivo, explotación de recursos naturales renovables y no renovables, explotación turística, etc. La biosfera proporciona de esta manera una serie de recursos que se valorizan al entrar en la esfera económica, se apropian por parte de distintos agentes individuales, y se consumen transformados o no, normalmente de manera competitiva, como bienes privados puros. A medida que la sociedad va desarrollándose, estas funciones básicamente productivas de la biosfera van dejando paso a una demanda social que la contempla más como una parte del patrimonio, no sólo natural, de la so-

¹⁸ La polémica está lejos de haber acabado. Así y aunque son muchos quienes defienden que, a largo plazo, el comercio tiene consecuencias positivas sobre el crecimiento económico y el medio ambiente (WTO, 1999), otros, sin embargo, critican este argumento económico convencional dirigido a resaltar las consecuencias positivas de la liberalización del comercio. Las investigaciones auspiciadas por la OCDE (OECD, 2002), dedicadas al estudio de las interrelaciones existentes entre comercio y medio ambiente, junto con el trabajo de otros autores (Bhagwati y Daly, 1995; Bhagwati, 1996) mostraron que los ratios de pérdida de calidad ambiental eran más bajos en los países con economías abiertas.

ciudad, antes que como una fuente de recursos. Esta nueva demanda social tiende a dar mayor importancia a la conservación de este patrimonio y a su disfrute común y compartido, al margen de la lógica de valoración del sistema de mercado (Azqueta, 2002, p. 390).

El reciente desarrollo de los modelos de equilibrio general computable permite disponer de una potente herramienta de proyección de los cambios productivos derivados de esta liberalización comercial, campo en el que han resultado realmente útiles para el estudio de políticas públicas concretas (Beghin *et al.*, 1996; Xie Jian, 1996; Gómez, 2004). Muchos han sido aplicados a la hora de diseñar políticas agrarias para ver los posibles cambios que la introducción de una medida (por ejemplo, la modificación de la estructura de subsidios), podría tener sobre otros sectores y, sobre todo, sobre los países menos desarrollados (Hertel, 1999; 2000; Hertel *et al.*, 2003). La literatura, por otro lado, ofrece numerosos ejemplos de estos modelos aplicados a las relaciones entre comercio internacional y medio ambiente para diferentes países. Algunos de estos ejercicios son los realizados en Chile, China, Costa Rica, Indonesia, México, Marruecos o Vietnam, recogidos en Beghin *et al.* (2002). En todos ellos se emplearon variantes de modelos de equilibrio general aplicados a las relaciones entre comercio y medio ambiente, los llamados *Trade and Environment Equilibrium Models* (*ibid.*). Una de las dificultades de aplicación de este método, sin embargo, reside en la búsqueda de información y recopilación de datos, puesto que se requieren datos precisos (que, en muchos casos, no existen) para que los resultados también lo sean. Como es bien sabido, un modelo de análisis económico produce resultados tan buenos como la información que lo nutre.

4. Conclusiones

La geografía económica mundial se encuentra caracterizada, fundamentalmente, por la desigual distribución espacial de la actividad económica. Se puede afirmar, así, que el desarrollo (y el subdesarrollo) son rasgos característicos de la misma. Dicha distribución espacial puede explicarse a dos niveles: en primer lugar, por la existencia de una serie de ventajas naturales, asociadas en gran medida a activos ambientales y a la base de capital natural de cada región o país en cuestión; en segundo lugar, por el intento de cada sociedad de suavizar la restricción que se deriva de dicha herencia natural.

El aumento de la demanda social en relación con la sostenibilidad de la pautas de desarrollo económico tiene una repercusión crítica sobre los patrones de especialización espacial. La revalorización de las consideraciones ambientales añade nuevos grados de libertad para regiones caracterizadas por una pobreza más o menos generalizada y por la degradación ambiental asociada a la misma. Al mismo tiempo, sin embargo, es preciso ser conscientes de que un proceso no intervenido de especialización puede desembocar en soluciones subóptimas desde un punto de vista social. Una asignación eficiente de recursos que tome en cuenta todas las funciones de la biosfera, y el valor económico de diferentes servicios ecológicos, puede resultar incompatible con la liberalización sin restricciones del comercio internacional y, en concreto, con el desmantelamiento del proteccionismo agrícola en los países desarrollados.

En este trabajo se analiza la situación a la que se enfrentan aquellos países menos desarrollados en los que la explotación de las ventajas comparativas que proporciona su base de recursos naturales parece ir más allá de lo sensato. La situación crónica de déficit en la balanza de pagos y el creciente endeudamiento se unen a la dificultad para acceder a los mercados de los países más desarrollados, para vender bienes en los que serían competitivos, debido a la existencia de barreras proteccionistas (comúnmente no arancelarias). Esa situación tiene un enorme potencial para generar incentivos (perversos) en contra de la conservación de su capital natural. La sobreexplotación de sus recursos, por otro lado, discrimina en favor de aquellas funciones de los mismos que son valoradas en el mercado (para las que existe un precio) y en contra de aquellas, que por carecer del mismo, son consideradas como *intangibles*. Todo ello se agrava si atendemos al hecho de que la presión sobre su base de recursos naturales daña seriamente las posibilidades de un mayor desarrollo en el futuro, a cambio de unos beneficios actuales a todas luces insuficientes. Este comportamiento, por el que estos países degradan su medio ambiente para poder vender sus mercancías en los mercados internacionales, da lugar, en opinión de algunos autores, a una *deuda ecológica* en la que estarían incurriendo los países más desarrollados debido a la importación de estos productos, a unos precios inadecuados en términos ecológicos. Deuda ecológica que, en nuestra opinión, no se contrae con países particularmente bien dotados de recursos naturales, sino con el planeta como un todo, y que podría proporcionar unos fondos muy necesarios para aliviar problemas de deuda externa de los países más desfavorecidos.

En el intento por aproximarse a la degradación del *stock* de capital natural y a las pérdidas de bienestar asociadas, como resultado de esta pauta de especialización espacial, se han desarrollado una serie de conceptos que contribuyen a esclarecer los diferentes efectos que se han señalado. Así el Banco Mundial desarrolló el concepto de *ahorro genuino*: a todos los efectos, una nueva estimación del ahorro neto de la economía en la que se incorporan no sólo consideraciones relativas a la degradación ambiental sino también a la evolución del *stock* de capital humano. Adicionalmente, en los últimos tiempos ha gozado de especial simpatía, por parte de la literatura económica, la idea de *huella ecológica*, si bien con algunas implicaciones que, a nuestro juicio, no son completamente correctas.

En línea con este último concepto, se pone de manifiesto que, al comparar la huella ecológica de cada ciudadano (de un país concreto) con la dotación natural (de superficie de tierra de cultivo de productividad media) correspondiente a su unidad administrativa de referencia, algunos países son capaces de mantener unas pautas de consumo insostenibles en relación con las que les corresponderían, gracias a un intercambio desigual con países menos desarrollados, de los que «importan» sostenibilidad. Esta afirmación es analizada en este trabajo, tanto en términos de equidad como de eficiencia.

Precisamente, desde el punto de vista de la asignación óptima de recursos, no sólo en términos espaciales sino dinámicos, rechazar este tipo de comercio, que involucra el *intercambio de naturaleza*, es abiertamente contraproducente. Cualquier veleidad autárquica impediría resolver adecuadamente el problema del deterioro ambiental y la sostenibilidad de las pautas de producción y consumo. En realidad, para resolver

de forma eficiente el reto de la satisfacción de necesidades humanas, debería buscarse la asignación espacial de las distintas actividades económicas siguiendo el criterio de que su impacto ambiental fuera menor, algo que la búsqueda de un pretendido equilibrio entre la huella ecológica y la dotación de recursos de cada país impediría.

Se pone de manifiesto, sin embargo, que una misma actividad económica, defendida en pro de la eficiencia en los países más desarrollados, recibe la calificación de *dumping* ecológico en los menos desarrollados. Éstos reclaman, desde hace décadas, el desmantelamiento de los regímenes proteccionistas de actividades económicas clave para su desarrollo, como la agricultura, en las dos grandes áreas comerciales del planeta (la Unión Europea y EE.UU).

Todo sugiere que, ante una apertura de los mercados internacionales producto del desmantelamiento de las medidas proteccionistas al sector agrícola, los gobiernos de los países menos desarrollados gozarían de una alternativa adicional para solucionar su deuda y sus desequilibrios en la balanza de pagos, en este caso no a través de la sobreexplotación de recursos naturales como yacimientos de divisas sino de las exportaciones de productos agrarios. Esta práctica, no obstante, como se ha señalado, también ofrece resultados cuanto menos dudosos.

Bibliografía

- Adamowicz, W.L., Louviere J. y Williams M. (1994). «Combining stated preference and revealed preference methods for valuing environmental amenities». *Journal of Environmental Economics and Management*, 26:271-296.
- Anderson, K. y Blackhurst, R. (ed.), (1992): *The Greening of the World Trade Issues*. Ann Arbor: University of Michigan Press.
- Angelsen, A. y Kaimowitz, D. (1999): «Rethinking the causes of deforestation: lessons from economic models». *The World Bank Research Observer*, 14 (1):73-98.
- Arrow, K., Solow, R. Portney, P. R., Leamer, E. E., Radner, R. y Schuman H. (1993): «Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation». *Federal Register*, 58 (10): 4601-4614.
- Asheim, G., Buchholz, W. y B. Tungodden (2001): «Justifying Sustainability». *Journal of Environmental Economics and Management*, 41:252-268.
- Ayres, R. (1998): «Eco-thermodynamics: economics and the second law». *Ecological Economics*, 26:189-209.
- Azqueta, D. (2002): *Introducción a la economía ambiental*, McGraw-Hill, Madrid.
- Banco Mundial (2000): *Más allá del crecimiento económico*. Programa de Educación para el Desarrollo, Washington.
- Bartelmus, P. (1998): «Overview». En: K. Uno. y P. Bartelmus (eds.) *Environmental accounting in theory and practice*. Kluwer Academic Publisher.
- Beghin, J. Roland-Holst, D. y Van der Mensbrugge. D. (ed.) (2002): *Trade and the environment in general equilibrium: evidence from developing countries economies*, Kluwer Academic Publishers.
- Beghin, J., Dessus S., Roland-Holst, D. y Van der Mensbrugge D. (1996): *General Equilibrium Modelling of Trade and the Environment*, Technical Paper 116, OECD.
- Bernard, A. B. y Chang, P. H. (1995): *Trade in waste among developed countries: evidence and origins*, Working Paper, Wellesley College Department of Economics.
- Bhagwati J. (1996): «Trade and Environment: Does Environmental Diversity Detract from the Case for Free Trade?», en J. Bhagwati y R. E. Hudec (ed.). *Fair Trade and Harmonization*. Cambridge University Press, pp. 159-223.
- Bhagwati J. y Daly H. (1995): «Debate: Does Free Trade Harm the Environment?». *Scientific American* 269, 5, November, 1995.

- Bhagwati J. y Daly H. (1995): «Debate: Does Free Trade Harm the Environment?». *Scientific American*, 269, 5:41-57.
- Bohn, H., y Deacon, R. T. (2000): «Ownership risk, investment, and the use of natural resources». *American Economic Review*, 90:526-49.
- Bolt, K., Matete, M. y Clemens, M. (2002): *Manual for calculating adjusted net savings*. Environment Department, Banco Mundial.
- Borrell, B. y Hubbard, L. (2000): «Global economic effects of the EU Common Agricultural Policy». *Economic Affairs*. June 2000:18-26.
- Boxall, P.C., Englin, J. y Watson, D. O. (1998): «An Empirical Examination of Non-Market Values of Wilderness Recreation and their Role in the Industrial Use of a Canadian Forest». En C. Stewart Roper y A. Park (editors). *The Living Forest: Non-Market Benefits of Forests*. Proceedings of the International Symposium on the Non-Market Benefits of Forestry. The Stationary Office and The Forestry Commission, Londres, pp. 145-152.
- Boyd, J. y Wainger, L. (2003): «Measuring ecosystem service benefits: the use of landscape analysis to evaluate environmental trades and compensation». *Discussion Paper* 02-63, Resources for the Future.
- Boyle, K.J. y Bishop, R.C. (1988): «Welfare Measurements Using Contingent Valuation: A Comparison of Techniques». *American Journal of Agricultural Economics*, 70: 20-28.
- Carson, R. T, Mitchell, R. C., Hanemann, W. M., Koppes, R. J., Presser, S. y Ruud, P. A. (1992): *A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill*, Report to the Attorney General of the State of Alaska.
- Chichilnisky, G. (1994): «North-South Trade and Global Environment». *American Economic Review*, 84 (4):851-874.
- Chomitz, K.M. y Thomas, T.S. (2003): «Determinants of land use in Amazonia: a fine-scale spatial analysis». *American Journal of Agricultural Economics*, 85(4):1016-1028.
- CIEMAT (1997): *ExternE National Implementation. Spain, JOULE III*.
- Clawson, M. y Knetsch, J.L. (1966): *Economics of Outdoor Recreation*. Resources for the Future: Washington, D.C.
- Corden, W.M. (1997): *Trade Policy and Economic Welfare*, Clarendon Press, Oxford.
- Costello, C. y McAusland C. (2003): «Protectionism, trade, and measures of damage from exotic species introductions». *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (4):964-975.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Parulelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. y van den Belt, M. (1997): «The value of the world's ecosystem services and natural capital». *Nature*, 387:253-260.
- Court, A. T. (1939): «Hedonic Price Indexes with Automotive Examples». *The Dynamics of Automobile Demand*, New York: General Motors Corp, pp. 99-117.
- Coxhead, I. (2003): «Trade liberalization and rural poverty». *American Journal of Agricultural Economics*, 85 (5):1307-1308.
- Coyler, D. (2003): «Agriculture and the environment in free trade agreements». *Food, Agriculture and Environment*, 1 (1):145-147.
- Curtiss, P. S. y Rabl, A. (1996): «Impacts of air pollution: general relationships and site dependence». *Atmospheric Environment*, 30:3331-3347.
- Darkoh, M.B.K. (2003): «Regional perspectives on agriculture and biodiversity in the drylands of Africa». *Journal of Arid Environments*, 4:261-279.
- Davis, R. (1963). *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods*. Tesis doctoral en economía. Harvard University.
- Dietz, S. y Neil Adger, W. (2003): «Economic growth, biodiversity loss and conservation effort». *Journal of Environmental Management*, 68:23-35.
- Dixit, A.K. y Stiglitz, J.E. (1977): «Monopolistic competition and optimum product diversity». *American Economic Review*, 67 (3):297-308.
- Driessen, P. (2003): *Eco-imperialism: green power, black death*. Free Enterprise Press.
- Emmanuel, A. (1972): *Unequal Exchange: A Study of the Imperialism of Trade*. Londres, New Left Books.
- Ethier, W. J. (1982): «Decreasing Costs in International Trade and Frank Graham's Argument for Protection». *Econometrica*, 50:1243-1268.

- European Commission (1995): *Externalities of fuel cycles. ExternE Project. Report 2, Methodology*. DG-XII, Science, Research and Development. JOULE.
- European Commission (1998): *ExternE Project. Methodology Report*. DGXII Science, Research and Development, JOULE.
- Fankhauser, S. (1995): *Valuing climate change. The economics of the greenhouse*. Earthscan, Londres.
- Fearnside, P.M. (2001): «Destruction in Brazilian Amazon: the case of Southern Pará». *World Development*, 29 (8):1361-1372.
- Florax, R. J. G. M., Mulatu, A. y Withagen, C. (2003): *Optimal environmental policy differentials under emissions constraints*, Tinbergen Institute Discussion Paper, Amsterdam.
- Frankel, J. A. y Romer, D. (1999): «Does trade cause growth?», *American Economic Review*, 89 (3):379-399.
- Fujisaka, S., Castilla, C., Escobar, G., Rodrigues, V., Veneklaas, E.J., Thomas, R. y Fisher, M. (1998): «Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 69:17-26.
- Fujita, M., Krugman P.R. y A. Venables (1999): *The Spatial Economy: Cities, Regions and International Trade*. Cambridge, MA, The MIT Press.
- Gale, F.P. (2000): «Economic specialization versus ecological diversification: the trade policy implications of taking the ecosystem approach». *Ecological Economics*, 34:285-292.
- Gómez, C. (2002): *Liberalización comercial y su impacto sobre el medio ambiente y los recursos naturales: un enfoque de equilibrio general*. Tesis doctoral, Universidad de Alcalá (España).
- Graham, F. (1923) «Some aspects of protection further considered». *Quarterly Journal of Economics*, 37:213.
- Griliches, Z. (1967): «Hedonic Price Indexes Revisited: Some Notes on the State of the Art». *Proceedings of the Business and Economic Statistics Section*, pp. 324-332.
- Griliches, Z. (ed.) (1971): *Price Indexes and Quality Change*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Hamilton, K. (2000): *Sustaining Economic Welfare: Estimating Changes in per capita Wealth*. Policy Research Working Paper No. 2498, Banco Mundial.
- Hanemann, W.M. (1991): «Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ». *American Economic Review*, 81 635-647.
- Hanley, N. (2001): «Macroeconomic measures of sustainability». *Journal of Economic Surveys*, 13(5):1-30.
- Hass, G. C. (1922): «Sales Prices as a Basis for Farm Land Appraisal». *Technical Bulletin 9*, Saint Paul: University of Minnesota Agricultural Extension Station.
- Heal, G. (1998): *Valuing the future: economic theory and sustainability*. Columbia University Press.
- Heal, G. (2000): «Valuing Ecosystem Services», *Ecosystems*, 3:24-30.
- Heijungs, R. (2001): *A theory of the environment and economic systems*, Edward Elgar, Cheltenham.
- Henderson, J. V., Shalizi, Z. y Venables, A. J. (2001): «Geography and development». *Journal of Economic Geography*, 1:81-105.
- Hertel, T. (1997): *Global Trade Analysis, Modeling and applications*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Hertel, T. W. (1999): *Applied general equilibrium analysis of agricultural and resource policies*. Purdue University Paper, 99-2.
- Hertel, T. W. (2000): *Agriculture and non-agricultural liberalization in the millennium round*. Centre for International Economic Studies.
- Hertel, T. W., Ivanic, M., Preckel, P. V. y Cranfield, J. A. (2003). *Trade liberalization and the structure of poverty in developing countries*. Global Trade Analysis Project.
- Heywood, V. H. (ed.) (1995): *Global biodiversity assessment*, Cambridge University Press para el PNUMA, Cambridge.
- Hornborg, A. (2003): «The Unequal Exchange of Time and Space: Toward a Non-Normative Ecological Theory of Exploitation», *Journal of Ecological Anthropology*, 7:4-10.
- Huitric, M., Folke, C. y Kautsky, N. (2002): «Development, governmental policies and impacts of the shrimp farming industry on mangrove ecosystems of Thailand», *Ecological Economics*, 40: 441-455.
- Jayadevappa, R., y Chhatre, S. (2000): «International trade and environmental quality: a survey». *Ecological Economics*, 32:175-194.

- Krugman, P. R. y Venables, A. J. (1995): «Globalization and the inequality of nations». *The Quarterly Journal of Economics*, 110 (4):857-880.
- Krugman, P.R. (1980): «Scale economies, product differentiation, and the pattern of trade». *American Economic Review* (70):950-959.
- Krugman, P.R. (1991): «Increasing returns and economic geography». *Journal of Political Economy*, 99:483-499.
- Liddle, B. (2001): «Free trade and the environment-development system». *Ecological Economics*, 39:21-36.
- Lile, R., Powell, M. y Toman, M. (1998): «Implementing the Clean Development Mechanism: Lessons from the U.S. Private-Sector Participation in Activities Implemented Jointly». Discussion Paper 99-08, Resources for the Future.
- Little, I. M. D. y Mirrlees, J. A. (1974): *Project appraisal and planning for developing countries*. Heinemann, Londres.
- Loening, L.J. y Markussen, M. (2003): *Pobreza, deforestación y pérdida de biodiversidad en Guatemala*, Instituto Ibero-Americano de Investigaciones Económicas. Documento de Trabajo 91.
- Lomborg, B. (2001): *The skeptical environmentalist*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Malthus, T. (1798): *An essay on the Principle of Population, as it affects the future improvement of society*, Londres, impreso para J. Johnson in St. Paul's Church Yard.
- Marglin, S., Sen, A. y Dasgupta, P. (1972): *Guidelines for project evaluation*, Naciones Unidas, Viena.
- Martínez-Alier, J. (1995): «Distributional issues in ecological economics». *Review of Social Economy*, 53:511-528.
- May, R. M., Lawton, J. H. y Stork, N. E. (1995): «Assessing extinction rates». En J. H. Lawton y R. M. May (ed.), *Extinction Rates*, Oxford, Oxford University Press.
- McConnell, K. (1977): «Congestion and Willingness to Pay: A Study of Beach Use». *Land Economics*, 53:185-195.
- McConnell, K. (1985): «The Economics of Outdoor Recreation» en Kneese y Sweeney (ed.): *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, vol. II. Elsevier Publishers: Amsterdam.
- Meadows, D., Meadows D. y Randers, J. (1972): *The Limits to growth*. Universe books, New York.
- Meadows, D., Meadows D. y Randers, J. (1992): *Beyond the Limits: Confronting Global Analysis, Envisioning a Sustainable Future*. Chelsea Green Publishing Company, Post Mills, Vt.
- Muradian, R. y Martínez-Alier, J. (2001): «Trade and the environment: from a "Southern" perspective». *Ecological Economics*, 36: 281-297.
- Muradian, R., O'Connor, M. y Martínez-Alier, J. (2002): «Embodied pollution in trade: estimating the "environmental load displacement" of industrialized countries». *Ecological Economics*, 41:51-67.
- Neary, J.P. (2000): *International Trade and the Environment: Theoretical and Policy Linkages*. Mimeo.
- Neary, J.P. (2001): «Of hype and hyperbolas: Introducing the new economic geography». *Journal of Economic Literature*, 39 (2):536-561.
- Niebuhr, A. (2004): *Market access and regional disparities: New Economic Geography in Europe*, HWWA Discussion Paper, 269, Hamburgo.
- OECD (1996). *Reconciling Trade, Environment and Development Policies. The Role of Development Cooperation*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.
- OECD (2001). *Environmental goods and services. The benefits of further global trade liberalisation*. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.
- OECD (2002): *Handbook of Biodiversity Conservation. A guide for Policy Makers*, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, París.
- Ohlin, B. (1933): *Interregional and International Trade*, Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Ottaviano, G. (2002): *Regional policy in the global economy: Insights from New Economic Geography*. HWWA Discussion Paper, 211, Hamburgo.
- Ottaviano, G. y Thisse J-F. (2004): *What about the 'N' in the so-called New Economic Geography?* CORE, Universidad Católica de Lovaina, mimeo.
- Pasqual, J. y Souto, G. (2003): «Sustainability in natural resource management». *Ecological Economics*, 46:47-59.
- Perrings, C. (2000a): *The economics of biodiversity loss and agricultural development in low income countries*. Documento de apoyo al seminario vía Internet «Conservación y uso de la biodiversidad», Banco Mundial.

- Perrings, C. (2003): *Mitigation and Adaptation Strategies in the Control of Biological Invasions*. Paper presentado al 4º taller de BIOECON, Venecia, Agosto 2003.
- Perrings, C. (ed.) (2000b): *Economics of Biodiversity Conservation in Sub-Saharan Africa*, Cheltenham, Edward Edgar Publishing Ltd.
- Pezzey, J. y Toman, M. (2002): «Progress and problems in the economics of sustainability». En T. Tietenberg y H. Folmer, eds. *International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2002/3*, pp. 265-232, Edward Elgar, Cheltenham.
- Pfluger, M. (2002): «Ecological dumping under monopolistic competition». *Scandinavian Journal of Economics*, 103:689-707
- Polasky, S., Costello, C. y C. McAusland (2003): «On trade, land-use, and biodiversity», *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 págs., en prensa [disponible en www.sciencedirect.com].
- Portela, R. y Rademacher, I. (2001): «A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazon to provide ecosystem services». *Ecological Modelling*, 143:115-146.
- Proops, J. (2004): «The growth and distributional consequences of international trade in natural resources and capital goods: a neo-Austrian analysis». *Ecological Economics*, 48:83-91.
- Quiroga, R. (2001): *Indicadores de sostenibilidad ambiental y de desarrollo sostenible: Estado del arte y perspectiva*. CEPAL. Serie de Manuales, 16.
- Rauscher, M. (1994): «On Ecological Dumping». *Oxford Economic Papers*, 46:822-840.
- Rauscher, M. (1997): *International Trade, Factor Movements, and the Environment*. Clarendon Press, Oxford.
- Rees, W. E. (1992): «Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out». *Environment and Urbanization*, 4(2):121-130.
- Rees, W. E. (2000): «Ecological footprint: merits and brickbats». *Ecological Economics*, 32 (3):371-374.
- Rolfe, J. y Bennett, J. (1996): *Valuing International Rainforests: A Choice Modelling Approach*. Artículo presentado en el 40th Annual Conference of the Australian Agricultural Economics Society, Melbourne.
- Rosen, S. (1974): «Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition». *Journal of Political Economy*, 82:34-55.
- Rotillon, G. y Tazdaït, T. (1996): «International Bargaining in the Presence of Global Environmental Change». *Environmental and Resource Economics*, 8:293-314.
- Sampson G. P. (2002): «The environmentalist paradox: the world trade organization challenges», *Harvard International Review*, 23 (4):56.
- Spadaro, J.V. y Rabl, A. (1999a): *Air pollution damage estimates: the cost per kg of pollutant*. Ecoles des Mines. París.
- Spadaro, J.V. y Rabl, A. (1999b): «Estimates of real damage from air pollution: site dependence and simple impact indices for LCA». *International Journal of Life Cycle Analysis*, 4(4):229-243.
- Squire, L. y Van der Tak, H. G. (1975): *Economic analysis of projects*, John Hopkins Press, Baltimore.
- Torrás, M. (2003): «An Ecological Footprint Approach to External Debt Relief». *World Development*, 31 (12):2161-2171.
- UNEP (1999): *Environmental Impacts of trade liberalization and policies for sustainable management of natural resources. A case study on Chile's mining sector*. Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Unterobderdoerster, O. (2001): «Trade and Transboundary Pollution: Spatial Separation Reconsidered», *Journal of Environmental Economics and Management*, 41:269-285.
- Van Geldrop, J. y Withagen, C. (2000): «Natural capital and sustainability». *Ecological Economics*, 32:445-455.
- Viner, J. (1937): *Studies in the theory of international trade*. Londres, George Allen & Unwin.
- Viscusi, W. K. (1993): «The value of risks to life and health». *Journal of Economic Literature*, 31:1912-1946.
- Wackernagel, M. y Rees, W. E. (1996): *Our ecological footprint: reducing human impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island, BC.
- Wallace, H.A. (1926): «Comparative Farmland Values in Iowa». *Journal of Land and Public Utility Economics*, 2:385-92.

- Wilcove D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. y Losos, E. (1998): Quantifying threats to imperilled species in the United States. *Bioscience*, 48:607-15.
- Wilson, E. O. (1988): *Biodiversity*. National Academy Press, Washington.
- Wilson, E. O. (1992): *The Diversity of Life*. W.W. Norton & Co., New York.
- World Bank (1997): *Expanding the Measure of Wealth*. Environmentally Sustainable Development Studies and Monographs Series, No. 17, Washington.
- World Bank (2003): *Global Development Finance 2003: striving for stability in finance*. Banco Mundial, Washington.
- World Resources Institute (2003): *World Resources 2002-2004: Decisions for the Earth: Balance, voice, and power*. WRI con el PNUD, el PNUMA y el Banco Mundial.
- World Trade Organization (1999): *Trade and environment*, Special Studies 4.
- Xie Jian (1996): *Environmental policy analysis: A general equilibrium approach*. Avebury, Reino Unido.

Anexo 1. Datos macroeconómicos globales (porcentaje sobre el año previo)

	Predicciones del Global Development Finance						
	2001	2002	2003	2004	2005	2003	2004
<i>Condiciones globales</i>							
Volumen de comercio mundial	0,4	3,0	6,2	8,1	8,1	7,0	8,0
Valor unitario de exportación de manufacturas	-2,9	-1,4	5,6	-0,1	1,2	3,0	2,2
<i>Crecimiento del PIB real</i>							
Mundo	1,2	1,7	2,3	3,2	3,1	2,5	3,1
Ingresos altos	0,8	1,4	1,9	2,9	2,6	2,1	2,7
Países de la OCDE	0,9	1,4	1,8	2,8	2,6	2,1	2,6
Zona Euro	1,5	0,8	1,4	2,6	2,6	1,8	2,6
Japón	0,3	0,3	0,6	1,6	1,4	0,8	1,3
Estados Unidos	0,3	2,4	2,5	3,5	3,0	2,6	3,1
Países fuera de la OCDE	1,1	2,2	3,0	4,3	4,5	3,7	5,3
Países menos desarrollados	2,8	3,1	4,0	4,7	4,8	3,9	4,7
Este de Asia y Pacífico	5,5	6,7	6,4	6,6	5,9	6,1	6,4
Europa y Asia Central	2,3	4,1	3,7	3,7	4,1	3,4	3,6
América Latina y el Caribe	0,3	0,9	1,7	3,8	4,5	1,8	3,7
América Latina y el Caribe (sin Argentina)	1,1	0,8	1,6	3,7	4,7	1,9	3,6
Oriente Medio y Norte de África	3,2	2,6	3,7	3,9	3,7	3,5	3,7
Sur de Asia	4,3	4,9	5,3	5,2	5,3	5,4	5,8
África Subsahariana	3,2	2,6	3,0	3,6	3,7	3,2	3,9

Fuente: Elaboración propia a partir de Banco Mundial, *Global Development Finance* (2003).

Panorama en la red

La inclusión de las variables ambientales en la *geografía económica* es relativamente reciente. En este sentido, es necesario mencionar a la *School of Geography and the*

Environment de la Universidad de Oxford (Reino Unido) [<http://www.geog.ox.ac.uk>], a *The Association of American Geographers* [<http://www.geog.uconn.edu/aag-econ/aagecon.html>] y su sesión sobre *Geografía económica, Medio ambiente y Recursos* [http://convention.allacademic.com/aag2002/browse_panel.html?panel_id=715] y el Departamento de Geografía y Medio Ambiente de la *London School of Economics and Political Science* (Reino Unido) [<http://www.lse.ac.uk/collections/GeographyAndEnvironment>] como ejemplos destacados de esta incipiente preocupación.

También es posible encontrar referencias de interés en los trabajos del *Economic Geography Research Group* [<http://www.econgeog.org.uk/about.html>] donde, por ejemplo, merece algún interés el trabajo de Diane Perrons (2000) [<http://www.econgeog.org.uk/pdfs/perrons.pdf>] y la investigación de la Universidad de Nottingham (Reino Unido) sobre cambio ambiental y biogeografía [<http://www.nottingham.ac.uk/~lgzwww/research/research%20groups/enviro-themes.phtml?menu=gs>].

El interés en relación con las implicaciones ambientales del comercio internacional y su liberalización también se ha ido plasmando en el mundo científico y en el trabajo de diferentes instituciones supranacionales. La Conferencia Ministerial de Doha (noviembre de 2001) supuso la formalización en el seno de la Organización Mundial del Comercio (OMC) de negociaciones sobre algunos aspectos de las relaciones entre comercio y medio ambiente. El seguimiento de este proceso puede realizarse en [http://www.wto.org/english/tratop_e/envir_e/envir_e.htm]. En el *Centre for International Earth Science Information Network* de la Universidad de Columbia (EE.UU.) el lector podrá encontrar una guía temática sobre política comercial y cambio ambiental global [<http://www.ciesin.org/TG/PI/TRADE/tradhmpg.html>], que revisa los movimientos realizados por distintas instituciones internacionales, tanto en el plano comercial como ambiental, algunos estudios panorámicos sobre comercio internacional y medio ambiente, como Cough (1993) [<http://www.ciesin.org/docs/008-065/008-065.html>], e información cuantitativa en relación con geografía y desarrollo económico [<http://www.ciesin.columbia.edu/eidata/data/geog-dev.zip>] o abundancia de recursos naturales y crecimiento económico [<http://www.ciesin.columbia.edu/eidata/data/nra-econgrowth.zip>]. El *International Institute for Sustainable Development* y el PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente) tienen editado un manual sobre comercio internacional y medio ambiente [http://www.iisd.org/pdf/envirotrade_handbook.pdf]. Las relaciones entre comercio y medio ambiente son tratadas con más profundidad por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) [http://r0.unctad.org/trade_env/test1/openF1.htm].

La necesidad de incorporar los efectos del comercio internacional sobre el medio ambiente (explotación de recursos naturales, distribución espacial de las actividades contaminantes, etc.), de cara a optimizar el proceso de toma de decisiones, ha dado lugar a la aparición de varios enfoques metodológicos e indicadores (como el lector habrá encontrado, oportunamente reseñado, en el texto):

- El concepto de *ahorro genuino* desarrollado por el Banco Mundial [<http://lnweb18.worldbank.org/ESSD/envext.nsf/44ByDocName/GreenAccountingAdjustedNetSavings>]. Existen algunas aplicaciones de este concepto, como Hamilton y Clemens (1999) [www.worldbank.org/research/journals/]

wber/revmay99/genuine.htm] y el trabajo desarrollado por la ONG *Redefining Progress* [<http://www.rprogress.org/projects/gpi>]. El Banco Mundial, por otro lado, desarrolla un intenso trabajo en cuanto al diseño de otros indicadores [<http://lnweb18.worldbank.org/ESSD/envext.nsf/44ByDocName/EnvironmentalEconomicsandIndicators>] y prepara un sitio *web* sobre nueva geografía económica [<http://www1.worldbank.org/publicsector/decentralization/topic4.htm>].

- *Huella ecológica*. La revisión de <http://www.pearson-college.uwc.ca/pearson/ensy/ecofoot/ecofoot.htm> permite realizar un completo recorrido por el concepto de huella ecológica, basándose en algunos casos en los trabajos de sus fundadores: Mathis Wackernagel y William Rees. La atención que ha levantado este indicador se manifiesta en la postura sobre el mismo que han adoptado distintas entidades supranacionales, como la Unión Europea [http://www.europarl.eu.int/stoa/publi/pdf/00-09-03_en.pdf, <http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/waste/wackernagel.pdf> y http://europa.eu.int/comm/environment/urban/common_indicators.htm] y los distintos ejemplos de su aplicación [<http://www.mfe.govt.nz/publications/ser/eco-footprint-sep03/> y http://www.panda.org/news_facts/publications/general/livingplanet/index.cfm, por ejemplo].
- *Deuda ecológica*. Los recursos en Internet sobre deuda ecológica giran alrededor de <http://www.deudaecologica.org>, en el que se difunde el concepto y puede encontrarse el libro «Deuda ecológica. El Norte está en deuda con los países del Sur» [<http://www.deudaecologica.org/librodeuda.doc>] donde se recorre su evolución, fundamentos y utilidad. Se trata de un trabajo editado por el *Observatorio de la Deuda en la Globalización* de la Cátedra UNESCO para la Sostenibilidad de la Universidad Politécnica de Cataluña [<http://www.observatoriodeuda.org>] y con el apoyo de la comisión de deuda ecológica de la Red Ciudadana para la Abolición de la Deuda Externa (RCADE) [<http://www.rcade.org/comisiones/deudaecologica.htm>].

En http://www.oecd.org/document/5/0,2340,en_2825_495602_1895813_1_1_1_1,00.html el lector puede encontrar información sobre el volumen de deuda externa que soportan algunos países; se recopilan datos ofrecidos por otras agencias internacionales, como el Fondo Monetario Internacional (FMI) [<http://www.imf.org>] o el *Global Development Finance 2003* del Banco Mundial [<http://www.worldbank.org/prospects/gdf2003/>].

Por último, las relaciones entre comercio internacional y diversidad biológica son tratados en profundidad por el Convenio de Diversidad Biológica [<http://www.biodiv.org/programmes/socio-eco/incentives/int-trade.asp>]. Aquí pueden encontrarse desde enlaces donde se tratan los vínculos entre comercio internacional y medio ambiente de forma general (como los anteriormente citados de la OMC y la Conferencia de Doha) hasta otros sitios *web* donde estas relaciones se enfocan especialmente en el estudio de la diversidad biológica, como la UICN [<http://biodiversityeconomics.org/trade/index.html>].

Por último y dado el énfasis de este trabajo sobre el impacto en los países menos desarrollados, el lector puede estar interesado en revisar las investigaciones de Jeffrey

Sachs *et al.* (2001) en http://www.cid.harvard.edu/cidintheneews/articles/Sciam_0301.html en el contexto del trabajo de la Universidad de Harvard (Estados Unidos) sobre crecimiento económico y distribución espacial del mismo [<http://www.cid.harvard.edu/cidglobal/economic.htm>]. Desde un ámbito institucional, también el Banco Mundial [<http://www.worldbank.org/poverty/inequal/>] y una iniciativa conjunta de la FAO, el PNUMA y el *Consultative Group on International Agricultural Research* (CGIAR) para analizar la distribución espacial de la pobreza [<http://www.worldbank.org/poverty/inequal/>], elemento clave en la base de nuestra reflexión.