



ECONOMÍA ECOLÓGICA

Indicadores de sustentabilidad débil: un pálido reflejo de una realidad más robusta y compleja

Fander Falconí

INTRODUCCIÓN

La medición del grado de avance o retroceso de una sociedad hacia la sustentabilidad o la insustentabilidad reviste importancia y contempla un conjunto amplio de elementos en interacción, en donde los más notorios, aunque no los únicos, son los aspectos sociales, económicos y ambientales.

La medición de la (in)sustentabilidad mediante la aplicación de un grupo de indicadores no sólo constituye un problema técnico o estadístico, sino que tiene profundas implicaciones políticas. Por ejemplo, el Banco Mundial (1998) presenta el denominado *ahorro genuino*¹ para algunos países de América Latina y el Caribe y muestra una gráfica de este indicador para

¹ El Banco Mundial define a la inversión interna extendida (IIE) como la inversión interna bruta más el gasto de educación. El ahorro extendido neto (AEN) es igual a la IIE menos los préstamos externos netos más las transferencias oficiales netas menos la depreciación de los activos producidos. El ahorro genuino I (AGI) es igual a AEN menos el agotamiento de los recursos naturales. El ahorro genuino II (AGII) es igual a AGI menos el daño provocado por las emisiones de dióxido de carbono.

Ecuador, un país cuya economía es muy dependiente de los recursos naturales, en el período 1970-1994. De acuerdo a este organismo internacional, la tasa genuina de ahorro de Ecuador fue cercana a cero o negativa durante el período de la explotación petrolera, y la inversión en capital humano como porcentaje del producto nacional bruto disminuyó en la última década. Los ahorros genuinos negativos implican que la riqueza total se está reduciendo.

Las cifras del Banco Mundial llaman la atención por varios motivos. Primero, porque para obtener el *ahorro genuino* hay que valorar monetariamente el agotamiento del «capital natural» (esa entidad incluye algunos metales y minerales, petróleo crudo, gas natural, y madera, e indica que otros activos —agua, pesca y suelo— «no están incluidos debido a dificultades en valoración»), y además se precisa valorar monetariamente el daño por contaminación ambiental. Justamente, a lo largo de este artículo nos centraremos en las dificultades teóricas y técnicas que conlleva la medición monetaria del agotamiento del «capital natural», por lo que la presentación de un indicador del ahorro genuino levanta como mínimo una genuina sospecha.

Segundo, porque el Banco Mundial no presenta datos del ahorro genuino, y por ende del agotamiento del capital natural y de la contaminación ambiental, para los países del Norte. Esto es parte de una rutina que consiste en corregir o «enveredecer» los agregados macroeconómicos de los países en donde se explotan los recursos naturales pero no el de los países que dependen de la importación de esos recursos, como el Japón o muchos países europeos. Si una economía depende completamente de recursos naturales agotables que son importantes, podría presentar ahorros genuinos positivos, pese a que en la práctica se agotan los recursos naturales. Por ello, este indicador no puede ser visto como un indicador de sustentabilidad a nivel global.

Particularmente, considero que se puede o no estar de acuerdo con estas objeciones, pero, al menos, se debería aclarar



Indicadores de sustentabilidad débil

los supuestos y la forma cómo se obtiene el denominado agotamiento del «capital natural», de esta manera se puede llegar a un debate más transparente sobre la medición de la (in)sustentabilidad en una determinada región o país.

La idea principal de este artículo es discutir críticamente la sustentabilidad en el sentido débil del término, lo que significa asumir que el capital económico y el «capital natural» son sustitutos. Para ello, se hace una aplicación de los indicadores de sustentabilidad débil, concretamente la corrección verde al Sistema de Cuentas Ambientales (SCN), en el caso de la economía ecuatoriana. Adicionalmente, en este trabajo se examinará la utilidad del SCN corregido ambientalmente, para medir el avance o retroceso de una economía hacia la (in)sustentabilidad. ¿Es eficaz la corrección al SCN mediante el método de depreciación o el método del costo de uso para la toma de decisiones de política ambiental? Son algunas de las preguntas que trataremos de responder.

ECONOMÍA NEOCLÁSICA Y ECONOMÍA ECOLÓGICA

La economía neoclásica analiza el proceso de formación de precios en función del mercado, y examina a la economía como un sistema cerrado en donde las empresas venden bienes y servicios, y remuneran a los llamados factores de producción (tierra, trabajo y capital).

Bajo los supuestos de competencia perfecta (libre concurrencia de la oferta y la demanda, los agentes que intervienen en el mercado disponen de completa información, ausencia de externalidades, derechos de propiedad claramente definidos, etc.) y una determinada racionalidad económica (el *homo economicus*), los precios son iguales al costo marginal o incremental. En esa condición, los precios emiten señales correctas de asignación de recursos tanto a productores como consumidores, en aras de alcanzar una particular concepción de eficiencia. Los precios, igualmente para el *main stream* económico, son los indicadores de la escasez relativa de los recursos.

El óptimo de Pareto es una definición de eficiencia económica y constituye el sustento de la economía de bienestar (una asignación es Pareto-óptima si no hay forma de reorgani-

zar la producción y distribución de manera que permita elevar la utilidad de uno o más individuos sin reducir la utilidad del resto) (Henderson y Quandt, 1975: 295-296). La asignación satisface la condición de primer orden para la maximización de las preferencias del consumidor, consistente en que la relación marginal de sustitución entre dos bienes cualesquiera es igual a la relación de los precios de los dos bienes (Varian, s/f, p. 235). Esta asignación es a su vez óptima en el sentido de Pareto.

La economía neoclásica asume que existe separación entre eficiencia económica y equidad distributiva, puesto que son dos objetivos distintos. Las contribuciones teóricas a la economía del bienestar se basan generalmente en análisis secuenciales de asignación y distribución, pues en la primera etapa la eficiencia se maximiza (bajo el concepto de óptimo de Pareto), mientras que en la siguiente etapa se examina las implicaciones de las decisiones de asignación para la equidad (Nijkamp, 1986).

Desde el punto de este trabajo, los supuestos en que se asienta el modelo neoclásico resultan débiles y cuestionables, al menos para los países capitalistas periféricos del Sur. Vale impugnar algunos de ellos: las proyecciones de un equilibrio general que supuestamente caracteriza a toda la economía, en donde los aspectos asignativos están separados de los distributivos y no interrelacionados (Martínez-Alier y O'Connor, 1996); la disponibilidad de información y la movilidad perfecta de factores; una sola racionalidad económica (la elección de los individuos es un proceso de maximización); el supuesto de perfecta independencia y autonomía de los criterios de los consumidores (lo cual es frágil en una situación compleja donde las preferencias no son estables); la hipotética ausencia de externalidades,² en una economía saturada de ellas. Simultáneamente, dada la falta de incor-

² De acuerdo con la economía convencional, las externalidades son los efectos externos positivos o negativos generados por la producción o el consumo, las cuales no han sido incorporadas a los precios de mercado. La externalidad existe e implica por tanto un costo siempre que el agente económico que la sufre no sea compensado por el que genera. Cuando se produce la compensación monetaria, la externalidad termina, o en términos económicos, se produce una internalización de la misma. La economía convencional asume que las externalidades son «fallas de mercado», lo cual no es compartido por otras visiones dentro de la disciplina económica, pues se indica que lejos de ser «fallas de mercado», las externalidades son inherentes a la propia economía de mercado.



ECONOMÍA ECOLÓGICA

poración de las externalidades en los costos, los precios no pueden constituirse en indicadores de la escasez relativa de los recursos naturales.

Otro de los supuestos más cuestionables es el horizonte temporal que utiliza el proceso de optimización (el precio que maximiza las ganancias se encuentra relacionado con una determinada tasa de «producción»). No obstante, el punto más importante que omite la economía convencional es la inclusión del sistema económico en el sistema ecológico. Con ello, se desconocen los efectos irreversibles e inciertos de las externalidades negativas, como la emisión de residuos y la contaminación, es decir el incremento de entropía en el medio ambiente (Georgescu-Roegen, 1977), tal como enuncian las leyes fundamentales de la termodinámica.

La Economía Ecológica estudia la relación entre los ecosistemas y los sistemas económicos en el sentido amplio, siendo estas relaciones el punto de convergencia de la mayoría de los problemas actuales (calentamiento global, pérdida de biodiversidad, iniquidad en la distribución de la riqueza), los cuales no son bien cubiertos por ninguna de las disciplinas (Costanza, 1989). De esta manera, la Economía Ecológica ha sido definida como «la ciencia y manejo de la sustentabilidad» (Costanza *et al.*, 1991) o como «el estudio y valoración de la (in)sustentabilidad» (Funtowicz *et al.*, 1997).

Al estudiar las relaciones entre los ecosistemas y los sistemas económicos, queda claro que la Economía Ecológica requiere un enfoque interdisciplinario, que se apoye en la economía, la biología, la demografía, la física, la ética. De ahí la necesidad de una «orquestración de las ciencias». Por tanto, la Economía Ecológica también aboga por un «pluralismo metodológico» (Norgaard, 1989). Esta posición pluralista, según Norgaard, requiere que la mayoría, o al menos los más importantes, de los participantes sean conscientes de sus propias metodologías, sean conscientes de las ventajas y desventajas utilizadas por otros; y, sean tolerantes con las diferentes metodologías usados por otros.

³ El ingreso neto entendido como el valor presente del flujo de los ingresos temporales. En términos matemáticos es la sumatoria (o la integral) de los valores presentes de los ingresos temporales.

El debate entre estas dos visiones (Economía Neoclásica y Economía Ecológica) no sólo tiene una relevancia teórica, sino que se extiende hacia la aplicación concreta de la política económica ambiental. En este artículo también intentamos establecer que la economía convencional no proporciona las herramientas adecuadas para el tratamiento adecuado de la (in)sustentabilidad, por lo que se requiere utilizar los conceptos e instrumentos que sugiere la Economía Ecológica.

LA SUSTENTABILIDAD DÉBIL

Los indicadores de sustentabilidad débil tienen dos raíces conceptuales. En primer lugar, las propuestas de Lewis Gray en 1913-14 y Harold Hotelling en 1931, que establecieron una «regla» acerca del sendero óptimo de extracción de los recursos agotables. El sendero óptimo se obtiene al maximizar el ingreso neto.³ En esencia, en cada instante la elección óptima depende de la comparación entre la ganancia neta (precio de mercado menos costo marginal de extracción) producida por vender el recurso natural e invertirlo a la tasa de interés de mercado y, la ganancia obtenida por mantener el recurso en el subsuelo para venderlo en el futuro.

La segunda raíz conceptual proviene de los modelos neoclásicos de crecimiento económico de los años setenta. Estos modelos teóricos incorporaron el «capital natural» agotable, en el contexto del estudio económico.

En una revisión detallada de estos trabajos, Cabeza (1996) indica que el concepto de sustentabilidad débil puede ser presentado como una aplicación directa de la regla del ahorro-inversión que proviene de la teoría de crecimiento con recursos agotables. Según Cabeza, uno de los objetivos del trabajo de Solow en 1974 fue establecer las condiciones que permitirían a una economía crecer indefinidamente bajo la presencia de recursos naturales limitados. La preocupación de Stiglitz en 1974 se centró también en cómo la existencia de una cantidad finita de capital natural podría limitar el crecimiento económico y de la población. Stiglitz, de acuerdo con la autora, enfatizó en el rol de la sustitución entre el capital natural y el capital económico, y en el papel del cambio tecnológico y los retornos a escala como fuerzas para compensar los límites al creci-

Indicadores de sustentabilidad débil

miento impuestos por los recursos agotables. El supuesto de la sustitución tuvo un rol importante en los trabajos de Dasgupta y Heal en 1979.

La etapa final en la derivación de la regla del ahorro-inversión que era necesaria para definir un indicador de sustentabilidad débil se encontró en el trabajo de Hartwick en 1977 y en los trabajos de Solow en 1986. El artículo de Hartwick presentó los resultados, después conocidos como la Regla Hartwick-Solow, en la cual para obtener un nivel de flujo constante de consumo *per capita* hacia el infinito, la sociedad debía invertir todos los retornos obtenidos de la utilización del stock de los recursos agotables (Cabeza, 1996).

La «variante Solow-Stiglitz», un caso muy clásico de estos modelos, se sostiene, en una función de producción del tipo Cobb-Douglas⁴, en donde uno de los supuestos fundamentales es la sustitución entre el capital económico (KE) y el «capital natural» (KN), por lo que los recursos naturales pueden ser explotados sin límites gracias a las bondades del cambio tecnológico.

Los modelos neoclásicos caracterizan la sustentabilidad como la obtención del bienestar social no decreciente en el tiempo. El bienestar social está definido como una función de utilidad agregada o el nivel de consumo por habitante. La relación entre medio ambiente y economía está restringida a la introducción de un input agregado denominado capital natural en la función de producción, con ningún tratamiento especial para tal input excepto por su existencia de cantidad limitada (Cabeza, 1996).

Con estos criterios, la llamada escuela de Londres conducida por David Pearce y sus colegas, formuló la necesidad de mantener el stock de capital natural, valorizado a precios de mercado (Victor, 1991), como un medio para alcanzar el desarrollo sustentable, sin embargo, hay varios problemas con este enfoque:

Primero, no hay precios de mercado para recursos tales como aire, agua o áreas naturales y los precios sombra tienen que ser estimados. Segundo, los precios que existen pueden que no sean útiles: pueden ser afectados por imperfecciones de mercado e impuestos, y pueden excluir las externalidades involucradas con la producción y uso

del recurso. Además, ellos no capturan adecuadamente el interés de las futuras generaciones. En otras palabras, ellos pueden tener escasa o ninguna relevancia normativa para valorar el stock de capital natural (op. cit., p. 203).

La formalización del postulado de mantener el stock de capital natural, sostén de la sustentabilidad débil, se encuentra en Pearce y Atkinson (1993). En su artículo indican que una economía es sustentable en el sentido débil si el ahorro es mayor que la suma de la depreciación del KE y del KN («regla del ahorro»). Una economía es considerada «débilmente» sustentable si y sólo si el índice de sustentabilidad débil es igual o mayor a cero. En esta percepción, la sustentabilidad deviene en el mantenimiento del stock de capital total, lo que es una mera extensión de los modelos neoclásicos de crecimiento económico con la incorporación de recursos agotables.

Ellos muestran cómo entre las economías sustentables están las de Japón (en primer lugar), Holanda, Alemania y Estados Unidos. Martínez-Alier (1995) ha cuestionado detenidamente estos resultados, pues, además de la debilidad de los supuestos, dado el peso de estos países en la economía mundial, las estimaciones de Pearce y Atkinson (1993) llevarían a la afirmación de que la economía mundial en conjunto ha estado en situación sostenible en el sentido débil.

Desde el lado de la evaluación de proyectos y en la misma línea de la sustentabilidad débil, se inscribe el análisis costo-beneficio (ACB), la herramienta neoclásica *par excellence* en el análisis de política ambiental (Nijkamp, 1986). La construcción de un ACB social tiene varias etapas: la identificación y valoración monetaria tanto de los beneficios como de los costos que genera un proyecto, la determinación de una tasa de descuento, la fijación de un horizonte temporal y la construcción de un indicador que permita traer los costos y beneficios

⁴ ¿Por qué los modelos neoclásicos de crecimiento económico con recursos agotables utilizan funciones de producción Cobb-Douglas? No existe ninguna justificación teórica importante. Generalmente, se emplean por su facilidad de manejo y por que se ajustan a la evidencia empírica de los Estados Unidos.



ECONOMÍA ECOLÓGICA

a valor actual, tal como el valor presente neto o la relación entre costo y beneficio (Munda, 1995, 1997).

El ACB social tiene como objetivo alcanzar el «excedente social» de las decisiones de inversión pública, basado en un principio de eficiencia que resulta de la maximización del excedente del consumidor, el cual tiene algunas críticas: el supuesto de una curva de demanda lineal, la hipotética utilidad marginal constante y la consideración de que la curva de la demanda es sólo parcial y no toma en consideración los efectos de la inversión sobre los precios de todos los bienes (Munda, 1995). Pero quizás una de las críticas más profundas es que el ACB social es incapaz de incluir medidas de equidad ambiental por dos razones: por la incapacidad para transformar los impactos que no pasan por el mercado en un consistente y manejable sistema de precios y, por la insuficiencia para integrar los aspectos distributivos de las medidas ambientales en un contexto de eficiencia (Nijkamp, 1986).

LA CORRECCIÓN AL SCN

La idea de la sustitución entre KN y KE conduce al desarrollo de indicadores monetarios. En este marco y a nivel macroeconómico, se inscribe el Sistema de Cuentas Nacionales (SCN) ajustadas ambientalmente.

El SCN es un instrumento de información macroeconómica, que explica de manera cuantitativa la estructura y variación de la economía en forma integral y sectorial. El SCN tiene un encadenamiento de cuentas vinculadas mutuamente que representan y describen diferentes tipos de actividad eco-

nómica y financiera que tienen lugar en un período determinado; además está conformado por los balances (o cuentas de patrimonio) que registran los valores de los activos y pasivos al principio y final del período.

El crecimiento del Producto Interno Bruto (PIB) (o del PIB por habitante) es casi siempre uno de los objetivos principales de la política económica de los gobiernos: una tasa de crecimiento alta es muchas veces interpretada como un señal del éxito de dichas políticas y también como un indicador del aumento del bienestar de la población. Sin embargo, el cálculo del PIB⁵ ha sido cuestionado, tanto como método de contabilidad de la actividad dentro de una economía, como por su uso como medida de bienestar social.

El SCN ha recibido objeciones desde diversas posturas. Desde el lado ambiental, esencialmente se cuestiona la falta de contabilidad de la degradación de los recursos naturales y la incapacidad del sistema de tratar adecuadamente los gastos defensivos. Se han identificado algunas fallas o inconsistencias del SCN:⁶

- El concepto del mantenimiento del capital se aplica únicamente a los activos hechos por el hombre y, por lo tanto excluye el «capital natural»,
- no se toma en cuenta la contribución de bienes y servicios que no se transan en el mercado, especialmente los servicios provistos por el medio ambiente, a la actividad económica,
- tampoco toma en cuenta el impacto de la actividad económica en el medio ambiente, excepto cuando este último tiene un impacto directo y medible en la producción,
- no se consideran el capital humano e institucional,
- no se incluye el trabajo no remunerado en el hogar,
- el valor del PIB esconde una serie de otras variables que inciden en el bienestar como, por ejemplo, la distribución del ingreso, y
- la deficiente contabilidad de los «gastos defensivos, protectores o mitigadores». En efecto, gran parte de los gastos de los consumidores y de las administraciones públicas se dedican no tanto a obtener bienes como a corregir o evitar los «males» causados por la propia economía. Los gastos en las actividades de limpieza que realizan las empresas petrole-

⁵ El PIB contabiliza la extracción de petróleo como «producción», similarmente la madera, la pesca, pero ignora los costos del agotamiento de un recurso no renovable como el petróleo, la deforestación y la sobrepesca o la pérdida de determinadas especies acuáticas. Dicho de otra forma, mientras más se tala y se corta el bosque primario y más se extrae petróleo, mayor es el PIB. Si se produce un derrame petrolero, uno de los tantos ocurridos en la Amazonía ecuatoriana, el PIB crece debido al equipo y al personal contratado para las actividades de limpieza.

⁶ Tomado de Marconi y Da Ros (1997), Repetto et al. (1992) y Lutz et al. (1989).

Indicadores de sustentabilidad débil

ras debido a los derrames de hidrocarburos que se producen en la Amazonía ecuatoriana, o los gastos para paliar los accidentes en el tráfico vehicular, son algunos ejemplos de «gastos defensivos». Estos gastos a veces figuran como costos intermedios, consumo final e inversión, y por la ausencia de consideración del valor del patrimonio natural (Carvajal *et al.*, 1997).

Sobre este último punto, Christian Leipert del Instituto Internacional para Medio Ambiente y Sociedad de Berlín, Alemania, advierte que si se considera el incremento de las actividades económicas que reflejan las cuentas nacionales como indicador de riqueza y/o de progreso, no deberían considerarse los diferentes gastos que el país debe realizar para reparar el medio ambiente dañado. En caso de hacerlo, se incurriría en una doble contabilidad puesto que con anterioridad se incluyeron las actividades que provocaron esa destrucción o contaminación (Leipert, 1985).

Hay en ese sentido, una «Ley de Leipert» conforme a la cual los gastos defensivos aumentan (según las cifras alemanas) más rápido que el PIB, es decir que a la larga se llegaría a la inconcebible situación de que la economía debe crecer, con el fin de proteger a la ciudadanía del crecimiento de la propia economía.

Harrison (1989) nota que la diferencia entre gastos defensivos verdaderamente incurridos y la depreciación del capital ambiental estaría reflejada en el nivel del producto interno neto. Considerando los recursos agua, aire, suelo como capital natural, cuando éstos son destruidos o degradados, se presentaría como consumo en la medida del ingreso nacional, sea que se incurra o no en gastos defensivos para corregir efectos negativos y restaurar el capital natural degradado.

Por lo tanto, es imprescindible destacar que todos estos gastos sirven solamente para mantener un cierto nivel de la calidad ambiental o en otras palabras, para defenderse de los efectos no deseados de la producción y del consumo. Estos podrían ser considerados como un costo para la sociedad, para ser deducido del PIB y del consumo final. Aparte de los gastos para protección ambiental y para compensación de los daños ambientales, los gastos defensivos pueden también incluir otros costos sociales de urbanización y de industrialización, tales como

costos y provisiones para peligros ambientales en industrias y en trabajo ambiental.

Frente al acuerdo tácito de los autores anteriores, está la crítica de Claude (1994) que abre la posibilidad de que los gastos defensivos deban ajustar hacia arriba el producto, pues están de todas maneras restaurando un bienestar perdido. Sin embargo, el autor citado reconoce que esto podría crear un «crecimiento contaminador» como el más adecuado para acelerar la tasa de incremento del producto, debido a que se producirían incentivos y demandas por actividades de descontaminación que elevarían el empleo, el ingreso, el consumo, y que también contribuirían al bienestar reduciendo la contaminación.

En mi opinión, es necesario definir una metodología que trate a los gastos defensivos de una manera similar. Primero, habría que restar las pérdidas provocadas por la propia economía del PIB. Segundo, habría que sumar los gastos defensivos. Si no se deducen las pérdidas, el argumento central sería que cualquier costo incurrido para prevenir o mitigar una externalidad generada por una actividad productiva (o de consumo) debería ser considerado como gasto defensivo y sería tratado como consumo intermedio, o sea debería ser restado del valor agregado neto y el PIB.

El incremento «irreal» de la economía, producto de los costos ambientales, debería ser analizado conjuntamente con otros indicadores que permitan evaluar o, al menos, detectar la tendencia de lo que efectivamente sucede en la economía en términos de (in)sustentabilidad.

Todos estos cuestionamientos al SCN han dado lugar a una corriente que propugna acercar el PIB, principal indicador macroeconómico, a la noción de ingreso nacional sustentable (SNI). Desde la óptica de la sustentabilidad débil (Pearce y Warford, 1993), un ingreso sustentable se obtiene cuando se mantiene constante el capital total en el tiempo, esto es la suma del capital económico y del «capital natural».

Para alcanzar el SNI, la definición de ingreso hicksiano, el cual está asociado con la regla de que el stock de capital debe permanecer constante de una generación a otra, se ha convertido en referencia obligada. Entonces, si el ingreso está relacionado con un bien que se desgasta como el petróleo, limitado en un futuro próximo, la conducta prudente, a la que hace



ECONOMÍA ECOLÓGICA

mención Hicks (1954) sería generar una corriente alternativa de ingresos, con el objeto de que las próximas generaciones se beneficien del bien que se extingue.

La medición del SNI significa ajustar el SCN y llegar a un producto interno neto (PIN), el cual se define como el PIB menos la depreciación de los stocks de capital económico. Al incorporar la depreciación de los stocks de capital natural se llega al PIN «verde». Por ejemplo, en esto consiste básicamente el método de depreciación propuesto por Repetto (1992).

Esta supuesta relación e incluso identidad entre el SNI, el ingreso hicksiano y el PIN «verde» implica asumir condiciones muy restrictivas (Faucheux y O'Connor, 1997) e involucra valorar a precios de mercado el capital natural, lo que teórica y empíricamente es bastante dudoso.

Los intentos por corregir la contabilidad nacional tampoco son nuevos (Linott, 1996). Nordhaus y Tobin en 1973 fueron los primeros en proponer una versión modificada del ingreso nacional, al que denominaron MEW («Measure of Economic Welfare»). En el MEW se realizó una ampliación de la frontera de los activos y una reclasificación de los gastos, se computó el ocio y algunas formas de producción que no estaban en el mercado, así como se dedujo algunos costos asociados con la urbanización. Zolotas en 1981 calculó una medida alternativa de bienestar considerando los costos de contaminación.

Desde otra perspectiva, Daly (1989) sugiere extender el principio de depreciación para cubrir el consumo de los stocks de capital natural agotados por medio de la producción. También propone sustraer los gastos defensivos necesarios para defender a la sociedad de efectos laterales no deseados de la producción y consumo agregados. Los gastos defensivos están en la naturaleza de los bienes intermedios o los costos de producción antes que en el producto final disponible para consumo. Para una correcta contabilidad de los gastos defensivos en el producto nacional neto, los mismos deben ser estimados y restados para llegar a un estimado del consumo sustentable máximo, o verdadero ingreso.

En síntesis, Daly (1989) plantea llegar a un ingreso correcto, el «producto nacional neto social y sustentable» (PNNSS), como resultado del producto nacional neto (PNN) menos los gastos defensivos (GD) y el agotamiento del capital natural (DCN).

Junto con ello, Daly y Cobb en su libro *For The Common Good* (1989) presentaron el ISEW (Index of Sustainable Economic Welfare), en un intento por acercarse a un indicador de bienestar. Con datos de los Estados Unidos para el período 1950-1986, llegaron a la conclusión que el crecimiento anual del PIB por habitante fue de 1,9%, mientras que el ISEW aumentó sólo al 0,53% anualmente. En la segunda edición de su libro (1994), Daly y Cobb revisaron y ampliaron los cálculos realizados anteriormente, aunque conservaron el fundamento metodológico inicial.

El ISEW tiene como punto de partida el consumo personal. Inicialmente, se corrige el consumo personal por efectos de la distribución de los ingresos (con un índice de inequidad de ingresos). Una vez que se tiene el consumo personal modificado por los efectos distributivos, se suman algunos servicios que no pasan por el mercado (tal como el trabajo que no es remunerado en los hogares por actividades relacionados con la cocina, limpieza y cuidado de los niños) y otros que sí pasan por el mercado como el valor de los servicios que provienen de consumos durables, los servicios proporcionados por la provisión de calles y avenidas y la proporción de los gastos del gobierno en salud y educación considerados no defensivos y que por tanto incrementan el bienestar. Seguidamente, se restan los gastos del gobierno en salud y educación evaluados como defensivos, los costos sociales y ambientales (movilización, urbanización, accidentes de autos, contaminación: agua, aire y ruido), y la pérdida de capital natural (pérdida de humedales, pérdida de tierras agrícolas, el agotamiento de los recursos no renovables y renovables, los daños ambientales a largo plazo). Finalmente, se añade el crecimiento del capital neto y la modificación en la posición internacional neta.

Posteriormente, se han hecho otras aplicaciones para Alemania, Austria, Chile, Dinamarca, Países Bajos, Reino Unido (Castaneda, 1997, Stockhammer *et al.*, 1997). Estos trabajos han tratado de mantener la metodología inicial, pero se han hecho adaptaciones para cada país, tomando en consideración la información disponible.

Por ejemplo, en Austria se efectuó el cálculo del ISEW en tres etapas (Stockhammer *et al.*, 1997). En la primera, la base del consumo fue calculada (consumo privado, consumo público y el valor del trabajo no pagado de los hogares). En la se-

Indicadores de sustentabilidad débil

gunda etapa, se restaron los costos sociales defensivos (movilización, accidentes de autos, urbanización, costos de los avisos), los costos ambientales defensivos (costos de cultivos no sustentables, pérdida de áreas naturales, costos de contaminación de aire, agua, ruido), los gastos defensivos en salud y el agotamiento de los recursos no renovables. Por último, se realizó una corrección con la distribución del ingreso.

En el caso de Chile, prácticamente se siguió una metodología similar al ISEW original de Daly y Cobb. Castaneda (1997) llegó a la conclusión que, durante los años 1965-1995, el PIB p.c. se incrementó en el 88% a una tasa anual del 2,95%, al tiempo que el ISEW p.c. disminuyó en 4,9% a una tasa anual del -0,16%. La autora también empleó primero el consumo personal, lo corrigió con el índice de inequidad, sumó ciertos servicios (trabajo de los hogares, bienes durables, provisión de calles y carreteras, gastos públicos en educación y salud), restó los gastos privados en bienes durables, gastos privados en educación y salud, costos de movilización, costos de accidentes, costos criminales, costos de la contaminación de agua, costos de la contaminación del aire, pérdida de tierra agrícola, agotamiento del capital natural (recursos no renovables y recursos renovables), costos ambientales a largo plazo y agregó la formación neta de capital.

La forma como se calcula muchos de los componentes del ISEW es muy polémica y ha sido muy abiertamente expuesta por los propios autores, lo que ciertamente ayuda a visualizar sus ventajas y desventajas.

Para valorar los trabajos de los hogares no remunerados, Daly y Cobb (1989, p. 414) indican que «las dificultades conceptuales y empíricas de su medición son formidables». La principal dificultad conceptual está en la definición de trabajo de hogar o producción de las unidades familiares. ¿Cuál de las actividades dentro de las unidades familiares debería ser clasificada como trabajo como opuesta al ocio o una actividad intrínsecamente satisfactoria?». El otro punto guarda relación con el salario que se debería atribuir a estos trabajos no remunerados. También se podrían abarcar otros elementos en esta discusión, tal como si la inclusión en la contabilidad, que haría socialmente más visibles a estos trabajos domésticos no pagados, realmente llevaría a, o tienen que ver con, una solución a la desigual distribución del trabajo doméstico (Martínez Alier, 1998).

El cálculo del ISEW implica monetizar una serie de costos ambientales (agua, aire, ruido, etc.), así como el agotamiento del capital natural (recursos no renovables y recursos renovables) y los daños ambientales a largo plazo. Estos cálculos enfrentan los usuales problemas técnicos de la valoración de los bienes y servicios ambientales que no pasan por los mercados convencionales y además una serie de conflictos conceptuales, tal como considerar que el «capital natural» y el capital económico son sustitutos. Para calcular el agotamiento de los recursos no renovables, se utiliza una variación del método propuesto por El Serafy (que se analizará con atención más adelante). Por ello, en mi opinión, si bien el ISEW puede ser un indicador que se acerca más adecuadamente al concepto de bienestar que el PIB, no obstante amplifica los problemas derivados de la valoración monetaria del medio ambiente, más aún cuando se trata de un indicador sintético.

Hueting, desde una perspectiva más cercana a la sustentabilidad fuerte (1989, 1991), que sostiene que ciertas clases de KN son críticas y que el KE no es sustituto del KN, sino complementario, advierte que la corrección del SCN tiene un problema irresoluble: la construcción de precios sombra para la pérdida de las funciones ambientales (el número de los posibles usos actuales y futuros que se pueden hacer del medio ambiente) que sean directamente comparables a los precios de mercado de los bienes y servicios producidos por los humanos.

¿Cuál es la solución de Hueting? En primer lugar, definir estándares físicos para el mantenimiento de las funciones ambientales claves en el largo plazo, basados en su uso supuestamente sustentable; luego formular las medidas de política ambiental necesarias para encontrar esos estándares; y finalmente, estimar las cantidades de dinero necesarias para poner esas medidas en práctica. De esta manera, para cada función ambiental que requiera protección o restauración, se requiere identificar los costos económicos mínimos, con el propósito de alcanzar los niveles sustentables. Estos costos para todas las categorías de las funciones ambientales se añaden, y después se susstraen del PNN.

Ahora bien y éste es un punto esencial: según Hueting los estándares tienen que ser puestos en el marco del desarrollo sustentable, tal como sostiene el reporte de la Comisión Brundtland elaborado en 1987, es decir Hueting asume la posibilidad de interpretar este concepto de desarrollo sustentable



ECONOMÍA ECOLÓGICA

en términos de estándares ambientales. Con justa razón, Roca (1998) también cuestiona esta propuesta y se pregunta «¿tiene sentido, y especialmente a nivel de un único país, definir con precisión exacta cuáles son los estándares de sostenibilidad?».

En este mismo sentido, existe un intento por crear cuentas ambientales satélites. El sistema de cuentas del medio ambiente de Naciones Unidas (Commission of the European Communities *et al.*, 1993) identifica dos clases de costos medioambientales, el primer tipo es el costo imputado a la degradación y agotamiento; y, el segundo, el costo efectivo incurrido en forma de gastos de protección del medio ambiente.

El SCMA incluye un capítulo exclusivamente dedicado al análisis de las cuentas satélites y al tratamiento del medio ambiente. La frontera más importante introducida en la contabilidad medioambiental en comparación con el SCN es la ampliación de la frontera de activos. En el SCN, los activos naturales se incluyen sólo si proporcionan beneficios económicos al titular, característica que se manifiesta en el control por una unidad institucional. Esto significa a menudo la propiedad explícita, sujeta a la legislación nacional en el caso de los bosques naturales, y/o la disponibilidad de precios de mercado. Estos activos reciben en el SCN el nombre de activos económicos. En el SCMA, la frontera de activos se define de manera mucho más amplia. Incluye en principio todos los activos naturales; algunos pueden participar directamente en actividades de producción, pero otros pueden ser afectados por la repercusión medioambiental de actividades económicas. El SCMA no incluye el «capital» humano.

La frontera de activos del SCN sólo incluye los activos económicos: activos producidos, activos fijos, activos cultivados, existencias, trabajos en curso en activos cultivados y activos no producidos; y, otros activos naturales: activos materiales no producidos, tierra (incluyendo la superficie de agua asociada), activos del subsuelo, recursos biológicos no cultivados y recursos hidráulicos. En cambio, el SCMA no distingue entre los activos naturales que son económicos y los que no lo son, centrandó la atención en la repercusión medioambiental con independencia de la ordenación institucional que regule la propiedad y el control.

A partir de la propuesta de Hueting, el enfoque GREENSTAMP plantea una estimación de un PIB verde y, por

extensión, de un SNI basado directamente en una modelización de una economía nacional a fin de calcular un producto económico viable, sujeto a respetar un conjunto específico de normas de calidad ambiental (sustentabilidad ecológica y económica) (O'Connor *et al.*, 1999).

Esta orientación no significa monetizar la demanda social para bienes y servicios ambientales, más bien establece estándares ambientales de sustentabilidad en términos no monetarios (por ejemplo umbrales para la contaminación). De tal forma, más de un PIB verde puede ser calculado en función de los estándares ambientales determinados. Esto implica dos situaciones. En primer lugar, realizar un análisis para evitar costos a nivel de empresas y por ramas y sectores, lo cual constituye la base para calcular las implicaciones de una (hipotética) reducción de una presión ambiental específica (tal como las emisiones de CO₂). En segundo lugar, efectuar una modelización multisectorial en toda la economía, sea a nivel estático o dinámico.

Con estos antecedentes teóricos, se puede revisar críticamente el método de depreciación y su aplicación en el caso ecuatoriano.

APLICACIÓN DEL MÉTODO DE DEPRECIACIÓN PARA EL PETRÓLEO Y BOSQUES

La sustentabilidad débil asume que las formas de capital son sustituibles unas con otras. «En la interpretación de la sustentabilidad débil del desarrollo sustentable no hay un lugar especial para el ambiente. El medio ambiente es simplemente otra forma de capital» (Pearce *et al.*, 1993, p. 16). El reemplazo de las distintas formas de capital se realiza a través de un denominador común que es el dinero.

En términos operativos, una economía es sustentable en el sentido «débil» si ahorra más que la suma combinada de la depreciación del capital económico y la depreciación del «capital natural» (Pearce y Atkinson, 1993). Esto es:

$$Z > 0 \text{ si y sólo si } S > (dKE + dKN)$$

Indicadores de sustentabilidad débil

donde Z es el índice de sustentabilidad, S es el ahorro, dKE es el valor de la depreciación del capital económico y dKN es el valor de la depreciación del capital natural. Si se divide la expresión anterior para el ingreso se tiene que:

$$Z > 0 \text{ si y sólo si } (S/Y) > [(dKE/Y) + (dKN/Y)]$$

La inigualdad anterior deriva en un indicador de sustentabilidad de la siguiente forma:

$$Z1 = (S/Y) - dKE/Y - dKN/Y$$

La depreciación del capital económico

El Banco Central del Ecuador, gracias al sistema de cuentas nacionales (SCN), posee la información cuantitativa para establecer las relaciones S/Y y dKE/Y. El SCN define al ahorro (S), en términos contables, como:

$$S = \text{PIB} - \text{Consumo final total (administraciones públicas y hogares)}$$

La diferencia entre el PIB (producto interno bruto) y el consumo de capital fijo (ccf) o depreciación es el producto interno neto (PIN):

$$\text{PIN} = \text{PIB} - \text{ccf}$$

El ahorro neto (Sn) es igual a:

$$\text{Sn} = \text{PIN} - \text{Consumo final total (administraciones públicas y hogares)}$$

Al equiparar la notación del sistema de cuentas nacionales con la utilizada por Pearce y Atkinson (1993), se llega a:

$$\text{Sn/PIB} = (S/Y) - dKE/Y$$

La depreciación del «capital natural»

La depreciación del «capital natural» se obtiene utilizando el método de depreciación desarrollado por Robert Repetto del World Resources Institute. Este autor hizo algunas aplicaciones en Indonesia, en donde obtuvo un producto interno neto

(PIN), luego de deducir del PIB la depreciación del petróleo, recursos forestales y erosión del suelo. Una de sus principales conclusiones fue que mientras el PIB creció a una tasa anual de 7,1% de 1971 a 1984 (período cubierto por el estudio de caso), el PIN sólo se incrementó al 4% anual (Repetto *et al.* 1992). También se hizo una aplicación de este método en Costa Rica (WRI, 1991).

Kellenberg (1995) realizó cálculos similares para el Ecuador. Al aplicar el método de depreciación, llegó a la conclusión que el agotamiento del valor del capital natural relacionado a los sectores petrolero y forestal ascendió a US\$ 8,9 billones, entre 1971 y 1990. En el presente artículo, además de actualizar la información, se revisa críticamente estas cifras.

La depreciación del capital natural petrolero

a) Valoración física

La identidad básica contable es que el stock inicial petrolero más el incremento (nuevos descubrimientos y/o revisiones técnicas) menos la extracción, destrucción o disminución es equivalente al stock final petrolero.

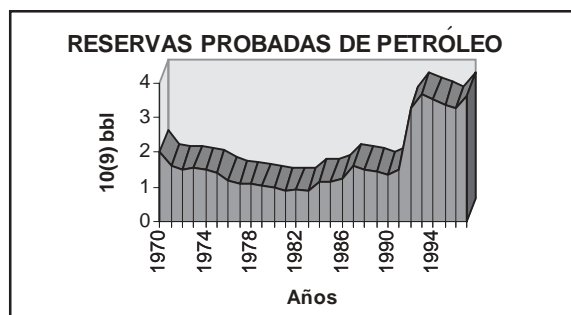
Las reservas petroleras están identificadas como reservas probadas (que pueden ser recuperadas con cierta certeza), reservas probables (que podrían ser recuperadas con una probabilidad alta aunque con menos certeza que las probadas) y reservas posibles (que podrían ser extraídas de yacimientos ya descubiertos, con un grado moderado o baja probabilidad). La valoración de las reservas petroleras se modifica en el transcurso del tiempo. Las estimaciones son ajustadas debido a que continuamente se descubren nuevas reservas y porque las modernas tecnologías incrementan el número de aquellas que pueden ser recuperadas económicamente.

En el Ecuador, en 1972 se estimaron reservas probadas (conocidas con certeza) por 1.500 millones de barriles (bbl), en 1980 se calcularon 974 millones de bbl y a fines de 1997 las reservas probadas eran de 3.631 millones de bbl (ver gráfico 1). Las apreciaciones de las reservas fueron significativas en el año 1973, en el período 1978-1980, entre los años 1984-1987 y en la fase 1991-1993. Con los niveles de extracción de 1997 (147 millones de bbl), la relación entre las reservas probadas y la extracción del petróleo es de 24 años (demanda constante) y

ECONOMÍA ECOLÓGICA

de 16 años si se incorpora el crecimiento esperado del consumo de energía (demanda dinámica).⁷

Gráfico 1



La extracción de petróleo mostró una tendencia ascendente, si bien existieron claramente distintos momentos. En el año 1973, con un volumen de extracción de 76,2 millones de barriles, se notó un pico y luego se observó una reducción en la extracción petrolera. En 1979, con 78,9 millones de barriles, se apreció nuevamente una alza. En los años ochenta, cuando acaeció la crisis económica y social, la extracción aumentó considerablemente. En 1987, debido al terremoto de marzo que destruyó una buena parte de la infraestructura de transporte petrolero, la extracción cayó a 63,8 millones. A partir de 1988 y hasta el momento, la extracción de crudo ha aumentado sostenidamente.

⁷ El índice dinámico (ID) se calcula de la siguiente manera:

$$ID = \ln[(g \times s) + 1]/g$$

donde:

g = tasa de crecimiento proyectada del consumo de energía (3,97% anual).

s = índice estático, o el número de años que durará el recurso con una demanda constante.

\ln = logaritmo natural.

⁸ A inicios de 1999, el costo de extracción fue US\$ 5,5 por barril. Informe del Presidente Constitucional Jamil Mahuad a la Asamblea Constituyente realizado el 19 de enero de 1999.

Entre 1970 y 1997 se extrajeron 2,5 mil millones de barriles del subsuelo, de los cuales 1,6 mil millones de barriles se dirigieron al mercado internacional (OLADE-SIEE, 1998) y el resto fue autoconsumo. Sólo en 1997 se exportaron cerca de 91 millones de barriles (Banco Central del Ecuador, 1998).

La tendencia creciente de la extracción petrolera obedeció principalmente a dos factores: a la necesidad de obtener ingresos fiscales para mitigar los desequilibrios presupuestarios y a un mayor consumo interno de combustibles, debido al aumento de la demanda por habitante y a la intensificación de las necesidades de generación de energía termoeléctrica.

b) Valoración monetaria

El concepto de renta petrolera es central para la valoración monetaria del petróleo. La renta petrolera unitaria es igual al precio de exportación menos los costos de extracción y transporte. La depreciación (apreciación) del petróleo es igual a la modificación anual negativa (positiva) de las reservas probadas anuales expresadas en barriles multiplicadas por la renta petrolera unitaria.

En el Ecuador, la evolución de los precios internacionales de exportación del petróleo ha sido errática a través del tiempo. A partir de 1973 y particularmente en 1974, los precios en términos reales (US\$ 1992) aumentaron considerablemente, tendencia que se mantuvo en la década de los setenta. En 1980, el precio del petróleo llegó a un máximo de US\$ (1992) 60 por barril, en promedio. Desde entonces, los precios del petróleo en términos reales cayeron. El Ecuador se benefició de una importante renta petrolera, debido fundamentalmente a que los costos de extracción fueron relativamente bajos, aunque desde los años ochenta han tenido una tendencia creciente.⁸

Como se aprecia en los gráficos 2 y 3, cuando baja el precio del petróleo, el estado extrae más petróleo de sus reservas, para mantener el beneficio que dan los impuestos para ese objetivo y, para cubrir el presupuesto (excepto en el año 1987 cuando hubo un terremoto que destruyó parte de la infraestructura petrolera). Esta práctica viola el criterio de optimización para la extracción de un recurso no renovable, según lo establecido por Hotelling, quien indica que cuando el precio de un

Indicadores de sustentabilidad débil

Gráfico 2

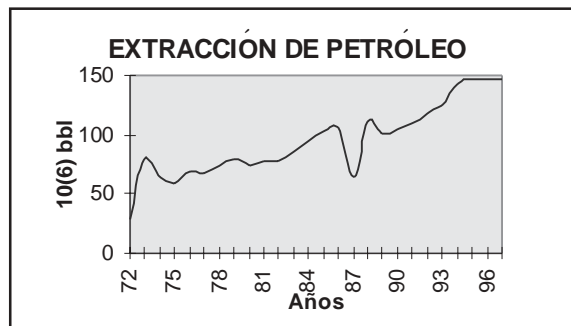
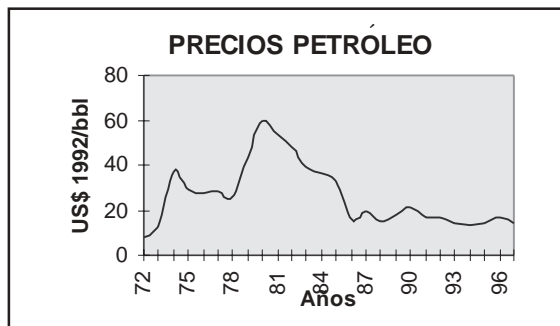


Gráfico 3

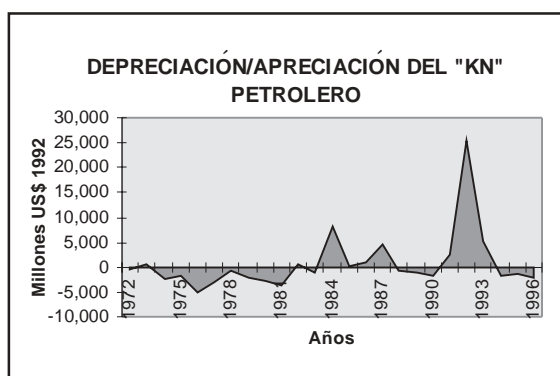


recurso renovable declina, debería extraerse menos y no aumentar la explotación (Burbano, 1996).⁹

El país experimentó una depreciación del capital natural petrolero en el período 1972-1983, salvo en 1973 y 1982, en el lapso comprendido entre 1988 y 1990 y en los años 1994-1996, tal como se comprueba en el gráfico 4. Sin embargo, el incremento en las reservas petroleras permitió una importante apreciación del capital natural petrolero entre 1984 y 1987 y en el período 1991 y 1993.

dos de especies arbóreas conocidas como especies propias de la zona) en el Ecuador no permiten una evaluación precisa del área forestal en el país. Tampoco existe un sistema de inventario forestal nacional continuo que permita el monitoreo de la explotación y de la disponibilidad de los bosques naturales (INEFAN- ITTO, 1993).

Gráfico 4



La depreciación del capital natural forestal

a) Valoración física

Los recursos forestales pueden ser contabilizados en hectáreas, en toneladas de biomasa, o en metros cúbicos de madera disponible. La última medida (metros cúbicos) es probablemente la más importante (Repetto *et al.*, 1992).

El incremento de los stocks forestales puede originarse por la regeneración y el crecimiento «natural» y por la reforestación (plantaciones forestales). Las reducciones pueden ser clasificadas en producción (cosecha), degradación natural (fuego, plagas de insectos, etc.), degradación realizada por los humanos y deforestación. El calificativo «natural» se utiliza en contraposición a las plantaciones forestales.

• Recursos forestales

i) Bosques naturales

Las diferencias entre épocas y metodologías empleadas en los inventarios realizados en los bosques naturales (bosques forma-

⁹ Burbano (1996) aplicó los principios de Hotelling para la optimización del valor presente del flujo de fondos de la exportación petrolera del Ecuador en su condición de país marginal (precio aceptante), considerando la restricción de la capacidad de transporte del Oleoducto Transecuatoriano (cerca de 300 mil barriles por día). El resultado teórico es bastante intuitivo: se debería exportar más cuando hay precios altos. En la práctica, se hace lo opuesto. Luego se relativiza el resultado teórico al considerar los problemas ambientales, pues estos deberían incorporarse en la función de costo, pero aparece el problema de la conmensurabilidad de valores.



ECONOMÍA ECOLÓGICA

Los estudios gubernamentales (FAO *et al.*, 1995) indican que la superficie forestal asciende a 11,5 millones de ha de bosque nativo. De ese total, el Oriente o Amazonía tiene 9,2 millones de ha, la Costa posee 1,5 millones de ha y la Sierra o Región Andina tiene 795.000 ha.

La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación (FAO), en 1970, estimó recursos forestales totales por 16.637.000 ha. Para 1980, los recursos forestales fueron 14.342.000 ha, conforme a las referencias del organismo internacional. En 1990, los recursos forestales, según la FAO (1995a), alcanzaron los 11.962.000 de ha (bosques naturales). Ver tabla 1.

Amén de la falta de inventarios actualizados, las diferencias en los cálculos del área forestal y en las tasas de deforestación¹⁰ se deben a que no existe una definición uniforme de la terminología. Las predominantes visiones acerca de la deforestación se pueden sintetizar en «amplia» y «reducida» (Wunder, 1997). La explicación «amplia» incluye no sólo la conversión forestal sino también los diferentes procesos de degradación que reducen la calidad de los bosques (densidad y estructura, servicios ecológicos, stocks de biomasa, diversidad genética, etc.). Por ejemplo, Norman Myres, adopta esta definición.

La interpretación «reducida» se centra en el cambio de uso de la tierra forestal. Así, la FAO define al bosque como «todo ecosistema que tenga como mínimo un diez por ciento de copa formada por árboles o bambúes, generalmente asociado a flora y fauna silvestres y a condiciones naturales del suelo, y donde no se practican actividades agrícolas» (FAO, 1995a, p. 11).

¹⁰ Estas no son las únicas cifras de deforestación que se han reportado. En el estudio de INEFAN-ITTO (1993) se sostiene que la deforestación estimada entre 1962 y 1985 fue de aproximadamente 140.000 hectáreas (ha) al año. Algunos autores han cuestionado las cifras de deforestación presentadas por el WRI (340.000 ha/año) y en su opinión es «muy probable que la deforestación en el Ecuador no sea sino la mitad de lo que informó el WRI (1990)» (Southgate y Whitaker, 1994, p. 107). Un último reporte del gubernamental Instituto Ecuatoriano Forestal y de Áreas Naturales y de Vida Silvestre (INEFAN) anota que «la deforestación nacional en los últimos 30 años, se estima en 106.000 hectáreas promedio anual» (INEFAN, 1995, p. 11).

De acuerdo con el mismo organismo, deforestación es «un cambio en el aprovechamiento de la tierra reduciendo la cobertura de copa a menos de un 10% del área total» (op. cit. p. 11). Más explícitamente deforestación en el sentido estricto significa «la tala total de todas las formaciones arbóreas (densas o claras) y su reemplazo por tierras cuyo aprovechamiento no es forestal (alienación)» (FAO, 1995b, p. 44). De esta manera, la deforestación significa la tala rasa de los bosques para otro uso (básicamente agropecuario) y su cambio eventual, después de algunos años, por una vegetación secundaria.

La degradación forestal no se refleja en las estimaciones de deforestación de la FAO. La degradación forestal se emplea «para definir el paso de una categoría forestal a otra (bosque denso en bosque claro) con consecuencias negativas para el rodal o el lugar, y que en particular, causan una reducción de la capacidad de producción» (FAO, 1995a, p. 11).

Existen nueve categorías de cubierta vegetal según FAO (1995b, p. 40): bosque denso, bosque claro, barbecho largo (tierras forestales en las que se practica agricultura migratoria, bosques fragmentados (mosaico de tierras boscosas y no forestales), arbustos, barbecho breve, otra cubierta de la tierra, agua y plantaciones.

Las primeras cuatro de las nueve categorías de vegetación representan el bosque en diferentes condiciones: mayor o menor densidad (densos y claros), modificaciones especiales de cubierta («fragmentados») y alteraciones periódicas (agricultura migratoria de larga duración). Al asociar de diferentes formas las cuatro categorías, se obtienen las definiciones del término «bosque», desde la más estricta, que incluye únicamente la categoría de bosques densos, hasta la más amplia que abarca las cuatro categorías.

A juicio de FAO (1995b, p. 46), los bosques densos son formaciones arbóreas continuas de origen natural que tienen una altura media de más de 5 metros y una cubierta de copa superior al 40% del área total. Los bosques claros son formaciones arbóreas continuas de origen natural que poseen una altura media de más de 5 metros y una cubierta de copa entre el 10% y el 40% del área total. Los bosques densos no han sido relativamente alterados por las actividades humanas y los bosques claros (abiertos) son ecosistemas en proceso de regeneración de una alteración substancial.

Indicadores de sustentabilidad débil

Tabla 1
Recursos forestales en América Latina
y tasas anuales de deforestación

	Estimación área forestal			Promedio anual deforestación (4)					
	WRI (1)	FAO (2)	Myres (3)	WRI		FAO		Myres	
	1000 ha			1000 ha	%	1000 ha	%	1000 ha	%
Bolivia	66.760	49.317	7.000	117	0,2	624,7	1,2	150	2,1
Brasil	514.480	561.107	220.000	9.050	1,8	3.670,9	0,6	5.000	2,3
Colombia	51.700	54.064	27.850	890	1,7	367,0	0,7	650	2,3
Ecuador	14.730	11.962	7.600	340	2,3	238,0	1,8	300	4,0
Guyana	18.695	18.416	41.000	3	0	18,0	0,1	50	0,1
Perú	70.640	67.906	51.500	270	0,4	271,2	0,4	350	0,7
Suriname	15.000	14.768	nd	3	0	12,7	0,1	nd	nd
Venezuela	33.870	45.691	35.000	245	0,7	599,0	1,2	150	0,4

(1) Area total a inicios de los ochentas (bosque denso y claro).

(2) Area forestal de bosques naturales en 1990.

(3) Extensión de cubierta vegetal a la fecha del estudio.

(4) Para el WRI corresponde a la deforestación anual en el período 1981-1985. Para la FAO es la deforestación anual en la fase 1981-1990.

Nota: El World Resources Institute (WRI) se basa en las estimaciones que realiza la FAO e incorpora proyecciones propias.

Fuente: FAO (1995a), Myres (1991), WRI (1994).

Elaboración: Autor.

Para definir los volúmenes, se utiliza una de las características siguientes (FAO, 1995b, p. 44):

- VOB (m³/ha). Se refiere al volumen bruto con corteza del tronco libre (desde el tocón o los contrafuertes hasta la copa o la primera rama principal) de todos los árboles vivos de todas las especies cuyo diámetro supera los 10 cm a la altura del pecho (o por encima de los contrafuertes si éstos son más altos). En los trópicos se suele emplear el «volumen con corteza» en lugar del «volumen sin corteza» al no existir tablas con los volúmenes que tienen en cuenta el espesor de la corteza. En los bosques tropicales de América del Sur y el Caribe, el VOB promedio es 116 m³/ha, en Brasil es 116 m³/ha y en Ecuador 109 m³/ha. Multiplicando 109 me-

tros cúbicos por hectárea por 11.962.000 hectáreas del área forestal registrada en 1990, se obtiene una estimación del volumen bruto de los bosques ecuatorianos (1.304 millones de metros cúbicos).

- Biomasa (toneladas/ha). Es el peso secado al horno de todas las especies de árboles hasta un diámetro de 10 cm, e incluye la materia orgánica de la superficie tal como troncos, ramas, ramitas, hojas y frutas. El volumen de biomasa se calcula con diferentes métodos según el tipo de vegetación del que se trate. En los bosques tropicales de América del Sur y el Caribe, la biomasa promedio es 185 toneladas/ha, en Brasil es 189 toneladas/ha y en Ecuador 197 toneladas/ha. Multiplicando 197 toneladas por hectárea por 11.962.000 hectáreas del área forestal registrada en 1990,



ECONOMÍA ECOLÓGICA

se obtiene una estimación de la biomasa de los bosques ecuatorianos (2.355 millones de toneladas).

- VAC (m³/ha). El VAC se refiere al volumen realmente comercializado, es decir, el volumen sin corteza de las trozas extraídas del bosque. Se conoce bien el VAC para los bosques productivos vírgenes; sin embargo, es muy difícil, sino imposible, estimar el volumen comercial promedio que queda en los bosques ya aprovechados (FAO, 1981). Conforme a FAO (1981), el VAC, o sea el volumen de las trozas extraídas de una hectárea de bosque virgen productivo, no es muy alto. En promedio es de 8,5 m³/ha en los bosques latifoliados, y de 42,5 m³/ha en los bosques de coníferas.¹¹ Varía entre 5 y 15 m³/ha para los bosques de latifoliados en los países donde los bosques mixtos representan la totalidad, o la gran mayoría de los bosques latifoliados aprovechados (Brasil, Ecuador, Paraguay, Perú, Venezuela), y es más alto en los países donde los bosques latifoliados homogéneos contribuyen significativamente al aprovechamiento. En el caso del Ecuador, el VAC para los bosques densos productivos latifoliados es 15 m³/ha y el VAC para los bosques densos productivos de coníferas es de 25 m³/ha.

De acuerdo a Southgate y Whitaker (1994, p. 60), en las áreas húmedas del litoral ecuatoriano (en la provincia de Esmeraldas y la parte noroccidental de Pichincha), los mercados madereros y la infraestructura de transporte están comparativamente bien desarrollados. Como consecuencia de esta situación, la porción de biomasa que se puede clasificar como madera comercial es bien alta. Por el contrario, las fronteras agrícolas en la Amazonía son más lejanas, lo que implica que una porción menor de la madera encontrada es comerciable.

El volumen «comercial», estimado de los inventarios realizados en los bosques naturales del Ecuador, varió de 77 m³/ha

¹¹ Los bosques de coníferas tienen árboles clasificados botánicamente como *Gymnospermae*; por ejemplo cedro (*Cedrus*), pino (*Pinus*). La madera procedente de los bosques de coníferas suelen denominarse blandas. Los bosques de no coníferas tienen árboles clasificados botánicamente como *Angiospermae*: por ejemplo guayacán (*Guaiaacum*), chopo (*Populus*), teca (*Tectona*). La madera procedente de los bosques de no coníferas suelen denominarse duras.

en la Amazonía central, hasta 180 m³/ha en el noreste del país. En el noroccidente, para diámetros mayores o iguales a los 10 cm, el volumen comercial estimado fue de 127 m³/ha para un promedio de 186 árboles/ha, o una media de 0,68 m³/árbol. Para diámetros iguales o superiores a los 40 cm, el volumen comercial encontrado en el norte de Esmeraldas fue de 89 m³/ha para un promedio de 34,52 árboles por ha, o sea, una media de 2,59 m³/árbol (INEFAN-ITTO, 1993). Lastimosamente, no se define con exactitud el significado del término «comercial».

ii) Plantaciones

En el Ecuador, el área de plantaciones forestales alcanza aproximadamente las 143.000 hectáreas (INEFAN, 1995, datos hasta septiembre). Las plantaciones están conformadas por eucalipto (50%), pino (40%) y por otras especies (10%). La especie *Eucalyptus globulus* representa el 95% de las plantaciones de eucalipto, y la especie *Pinus radiata* significa un 90% de las plantaciones de pino.

Un 90% de las plantaciones está localizado en la Sierra, un 8% en la Costa y el restante 2% en el Oriente (INEFAN-ITTO, 1993, INEFAN, 1995). La mayoría de las plantaciones de la Sierra son eucaliptos y pinos. En la Costa están las principales áreas de plantaciones de *Ochroma lagopus* (balsa), *Cordia alliodora* (laurel), teca y *Schizolobium parahybum* (pachaco). Las plantaciones en la Amazonía son, en su mayoría, especies nativas.

Los técnicos del INEFAN y los consultores de ITTO (INEFAN-ITTO, 1993), basándose en el análisis de diversos inventarios del país, estimaron un volumen promedio comercial de las plantaciones de 147,64 m³/ha en la sierra, y de 116,76 m³/ha en la costa y la Amazonía, lo que significa un stock en pie de aproximadamente 20,6 millones de m³ (1995). Estos valores fueron obtenidos a partir del incremento medio anual (IMA) promedio calculado para rotaciones de 20 años en la Sierra y de 25 años en la Costa y en la Amazonía. Se determinó un IMA de 17,6 m³/ha/año para la Sierra, y un IMA de 15,4 m³/ha/año para la Costa y la Amazonía. Si se pondera con la participación en la producción de cada región, se tiene un IMA promedio de 17,4 m³/ha/año y una proporción de crecimiento ponderado estimada en 11%.

Indicadores de sustentabilidad débil

• Reducción de los recursos forestales

La reducción de los recursos forestales proviene de la producción (cosecha), deforestación y de la degradación de los bosques.

La deforestación es un proceso multicasual y sin duda es más que un cambio en el aprovechamiento de las tierras o una reducción de la cubierta de copa.

Este proceso proviene, entre otras razones, por la apertura de nuevas vías y carreteras, la ampliación de la frontera agrícola producto de la colonización, la debilidad de las agencias encargadas de la protección y de las políticas económicas y ambientales contradictorias que se han aplicado en América Latina (Laarman, 1996; López, 1996, Simula, 1997). Algunas investigaciones llevada a cabo por el World Wide Fund for Nature (WWF) sugieren que el comercio internacional de madera es ahora la primera causa de la degradación forestal y pérdida en aquellos bosques que contienen los más altos niveles de biodiversidad (Dudley *et al.*, 1998).

Respecto a América Latina, determinados autores presentan una larga lista de políticas gubernamentales inconvenientes. Estas involucran el fomento de la inversión de capital privado a través de incentivos fiscales, la promoción de actividades agrícolas por medio de créditos e inversión en infraestructura vial, los subsidios a las exportaciones agrícolas y de madera, el poco control a las concesiones forestales otorgadas, las políticas débiles sobre derechos de propiedad de la tierra (Barbier *et al.*, 1991; Laarman, 1996). En el caso de la Amazonía brasileña, Moran (1993, 1994) sostiene que las políticas crediticias y fiscales (*tax holiday*) que estimularon la ganadería, más que la tasa de crecimiento de la población, explican la deforestación.

La economía ecuatoriana además ha presentado en los últimos años altas tasas de interés, inestabilidad macroeconómica, elevada inflación, una importante crecimiento de la deuda externa, conjuntamente con una alta tasa de crecimiento demográfico.¹² Estos elementos han sido considerados como impulsores de la deforestación (Cropper y Griffiths, 1994; Hyde, 1996).

Con referencia a la degradación forestal (la pérdida de densidad de los bosques), no existen estudios ni datos cronológicos confiables en el Ecuador. La degradación forestal tampoco se incluye en los cálculos de deforestación de la FAO, por lo que

resultaría aventurado efectuar una estimación. Esto también va a repercutir en el cómputo del incremento natural del bosque secundario, lo que, a juicio de algunos autores, es un proceso importante que se está registrando en zonas amazónicas brasileñas (Moran *et al.*, 1994, 1996), como se analiza a continuación.

• Incremento de los recursos forestales

i) Bosques naturales

Los incrementos de los recursos forestales provienen de la regeneración de los bosques secundarios y del incremento natural. Con el objeto de obtener el incremento volumétrico, Repetto en el caso de Indonesia y Kellenberg (1995) para el Ecuador multiplican el stock forestal (bosque secundario y plantaciones) medido en hectáreas por un factor de incremento anual neto (m³/ha/año).

El estatal INEFAN (1995), con sustento en interpretación de imágenes LANDSAT en 1993, calculó que sólo en la región Litoral había 630.000 ha de bosque intervenido secundario (bosque muy húmedo, húmedo y seco) y en la Sierra habría 683.000 ha de bosque intervenido secundario (húmedo). En este estudio del INEFAN no constó la región Amazónica (que tiene el mayor inventario de bosques) por falta de valoración de áreas de bosques, bajo la tipología establecida.

Desafortunadamente, esto implica una pérdida de información valiosa. Con la utilización de imágenes satelitales, Moran (*et al.*, 1994) llegó a interesantes conclusiones sobre los cambios producidos en la cubierta de la Amazonía brasileña

¹² El crecimiento demográfico generalmente se puntualiza como una de las causas principales de la deforestación. Entre 1962 y 1974, la población en la región Amazónica creció al 7% anual, mientras que la población nacional aumentó al 2,97%. En el lapso comprendido entre 1974 y 1982, y en el período censal 1982-1990 el ritmo de incremento de la población en la región Amazónica disminuyó (5,24% y 4,71% anual, respectivamente), pese a que fue mayor que el aumento nacional. Sin embargo, en la provincia de Esmeraldas, que tiene una de las más altas tasas de deforestación del Ecuador, el incremento de la población entre 1974 y 1982 fue de 2,5% anual, inferior al aumento estadístico nacional (2,77%). Aunque falta mucha investigación sobre este tema, es evidente que el incremento demográfico no puede explicar por sí sólo el aumento de la deforestación.



ECONOMÍA ECOLÓGICA

entre 1985 y 1991. En la región occidental de Altamira, la cubierta secundaria se incrementó en 32.000 ha en ese período de tiempo, comparada con un área deforestada de 19.000 ha. En la región oriental de Altamira ocurrió algo parecido.

En otro artículo (Moran *et al.*, 1996) indica que la restauración natural del bosque secundario tiene importantes implicaciones para procesos tales como el ciclo del carbón global, el ciclo hidrológico, y la sustentabilidad de los sistemas agrícolas en los trópicos húmedos. Añade que se ha dado escasa atención a los procesos en los cuales las áreas deforestadas se convierten en tierra agrícola productiva y/o cubierta de vegetación secundaria, y no en desiertos; sin desconocer que hay significativas diferencias en la diversidad biológica y en la composición entre bosques primarios y secundarios.

ii) *Plantaciones forestales*

Repetto (*et al.*, 1992) y Kellenberg (1995) realizan estimaciones lineales para obtener el incremento medio anual de las plantaciones forestales. De hecho, las curvas de crecimiento o funciones de producción que relacionan la producción de madera con la vida de la plantación son más bien de tipo logístico que lineales (Romero, 1994). Esto significa que, a través del tiempo, el crecimiento es lento cuando la cantidad es pequeña. El crecimiento aumenta exponencialmente cuando la cantidad crece, pero estos incrementos van decreciendo según la cantidad va aumentando.

Entonces, el cálculo de los incrementos de los recursos forestales se debería hacer con las tablas de producción fiables para las especies que se quiere estudiar, pues el crecimiento depende, entre otros factores, del suelo y la climatología. A partir de esas tablas, se pueden derivar las funciones de producción o curvas de crecimiento para cada especie. No obstante, hay una falta de información de campo que permita la determinación precisa de estos índices (ITTO-INEFAN, 1993).

b) Valoración monetaria

Los cambios netos anuales, o sea la diferencia neta a lo largo de un año entre la extensión de la superficie forestal y de otras tierras forestales, a causa de la forestación y de la extensión natural y la disminución de superficie debida a su aprovecha-

miento para otros fines, se multiplican por el valor en pie de la madera (precio neto de los costos). Esta operación expresa la depreciación del capital natural forestal por año.

Se construye una serie del tiempo del área de bosques naturales en base a la evaluación de los recursos forestales y la estimación anual de deforestación de la FAO (en los años 1970, 1980 y 1990). Se interpola entre los años de los inventarios y se extrapola, con los supuestos de 1990, para el período 1991-1995. Los stocks fueron convertidos a m³ utilizando el volumen actualmente comercializado reportado por la FAO, a fin de guardar coherencia con las fuentes utilizadas, a sabiendas de que esta es una estimación muy conservadora. Dada la falta de datos ciertos, se asume que el crecimiento natural y la degradación ya están incluidos dado que se está utilizando el valor de los stocks. Esto es un supuesto fuerte ya que los incrementos naturales o las degradaciones no se manifiestan tanto en el aumento o reducción de la superficie cubierta de vegetación, sino más bien en el paulatino incremento o decremento del volumen de biomasa (y por cierto con repercusiones en la composición de las especies y en la calidad de los suelos).

Con referencia a las plantaciones forestales, se cuenta con una serie del tiempo construida por el INEFAN. Los stocks fueron convertidos a m³ empleando el volumen comercial ponderado construido con las cifras del estudio de INEFAN-ITTO (1993), de esta manera no se incurre en incongruencias con las fuentes utilizadas. Para obtener el stock volumétrico de las plantaciones en el período t , se multiplica el volumen comercial ponderado de las plantaciones por el área en $t-1$, puesto que se asume que las especies plantadas en t no incrementan el volumen en t .

El valor en pie de la madera (*stumpage value*) de los recursos forestales se calcula por la diferencia entre precios de exportación de la madera (trozas tropicales) y la suma de los costos de producción (extracción, transporte y procesamiento).

Dado que los precios de exportación de las trozas tropicales en el Ecuador y América Latina no están disponibles en una serie cronológica, los precios promedios de exportación (f.o.b.) de las trozas tropicales en Asia fueron utilizados para reflejar los costos de oportunidad (FAO 1992, 1995d). Los precios ponderados de exportación de las trozas tropicales asiáticas son menores a los de iguales características africanos, lo que

Indicadores de sustentabilidad débil

arroja un estimado conservador del costo de oportunidad. Los precios están en términos reales (US\$ 1992), para lo cual se utiliza el deflactor del PIB de los Estados Unidos (Banco Mundial, 1998).

Respecto a los costos, Kellenberg (1995) hizo estimaciones para las siguientes áreas productoras de madera: San Lorenzo, Borbón, Esmeraldas, Quinindé, Sucumbíos, Santo Domingo de los Colorados, Los Bancos, Napo, Pastaza, Morona Santiago y Zamora Chinchipe. Se calcularon los costos de extracción, transporte y carga. Se imputó un 20% a los costos para calcular un promedio fob, y así poder relacionarlos con los precios fob. Los costos fueron ponderados con la producción de cada una de las zonas anteriormente descritas, con lo que se obtuvo el costo de producción total. Los costos de producción se asumen constantes entre 1972 y 1995 (US\$ 1992).

De esta manera, la depreciación de los recursos forestales de los bosques naturales es igual a la modificación anual del volumen multiplicada por el valor en pie de la madera (la diferencia entre los precios promedio de exportación de la madera f.o.b. de Asia y los costos de producción f.o.b.). La apreciación de los recursos forestales de las plantaciones es igual al cambio anual del volumen multiplicado por una renta (precio neto de costos) estimada constante entre 1972 y 1995, la que se obtuvo del estudio de INEFAN-ITTO (1993, p. 50). Tal como se aprecia en el Gráfico 5, la depreciación forestal fue mayor durante 1976-1983 debido al alza en términos reales de los precios de exportación de las trozas tropicales.

La economía, al añadir la depreciación del capital natural

petrolero y forestal, fue insustentable en el sentido «débil» en la mayoría de los períodos analizados. A juzgar por la información, la economía fue sustentable en 1973, entre 1978-1979, 1982, en el período 1984-1987 y a través de 1991 y 1993. La «sustentabilidad» alcanzada en esos años dependió fundamentalmente de la apreciación de las reservas probadas de petróleo. La Tabla 2 reporta el indicador de sustentabilidad débil para el período 1972-1995.

A manera de ejercicio, si se «suaviza» la serie de las reservas probadas petroleras, con el objeto de evitar las variaciones bruscas ocurridas en ciertos años, por efectos de los nuevos descubrimientos o revalorizaciones técnicas (hicimos un escenario considerando la tasa de crecimiento anual histórica del 3,2% registrada entre 1971 y 1997), se tendría que la economía fue «sustentable» en todos los períodos analizados.

En el Gráfico 6 se aprecia el indicador de sustentabilidad débil propuesto por Pearce y Atkinson (1993). En el eje vertical aparece el ahorro neto (PIB menos consumo privado y público y menos la depreciación del capital fijo) como porcentaje del PIB y en el eje horizontal está la depreciación del capital natural como porcentaje del PIB. La línea de 45 grados que cruza la nube de puntos se define como una línea de sustentabilidad (cuando el ahorro neto es igual a la depreciación del KN).

Gráfico 5

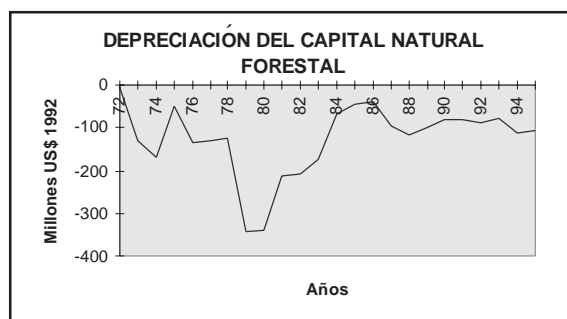
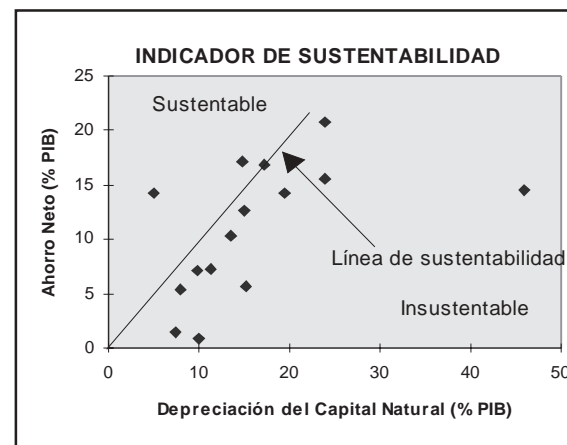


Gráfico 6



ECONOMÍA ECOLÓGICA

Tabla 2
Indicador de sustentabilidad débil propuesto por Pearce

Años	PIB	Consumo Total	Depreciación Capital Fijo	Depreciación Capital Natural	Ahorro Neto	Ahorro Neto/PIB	dKN/PIB	Indicador de Sustentabilidad
						%	%	
(En miles de millones de sucres de 1992)						%	%	
1972	7.521,4	6.287,7	696,9	(732)	537	7,1%	9,7%	Insustentable
1973	9.426,5	7.287,0	774,6	392	1.365	14,5%	-4,2%	Sustentable
1974	10.034,0	7.263,7	690,0	(2.406)	2.080	20,7%	24,0%	Insustentable
1975	10.593,9	8.448,6	809,0	(1.590)	1.336	12,6%	15,0%	Insustentable
1976	11.571,2	8.979,7	915,8	(5.314)	1.676	14,5%	45,9%	Insustentable
1977	12.327,4	9.427,2	984,1	(2.956)	1.916	15,5%	24,0%	Insustentable
1978	13.139,8	10.142,3	1.130,9	(665)	1.867	14,2%	5,1%	Sustentable
1979	13.836,6	10.253,3	1.202,5	(2.047)	2.381	17,2%	14,8%	Sustentable
1980	14.515,5	10.759,6	1.306,1	(2.496)	2.450	16,9%	17,2%	Línea de sust
1981	15.087,8	11.441,8	1.486,1	(2.932)	2.160	14,3%	19,4%	Insustentable
1982	15.267,0	11.765,0	1.633,9	176	1.868	12,2%	-1,2%	Sustentable
1983	14.836,3	11.635,2	1.669,5	(1.997)	1.532	10,3%	13,5%	Insustentable
1984	15.459,8	11.799,4	1.841,6	10.477	1.819	11,8%	-67,8%	Sustentable
1985	16.131,2	12.251,5	1.970,4	275	1.909	11,8%	-1,7%	Sustentable
1986	16.630,9	13.135,4	2.399,3	977	1.096	6,6%	-5,9%	Sustentable
1987	15.635,8	13.068,3	2.747,6	5.517	-180	-1,2%	-35,3%	Sustentable
1988	17.280,5	13.928,6	3.101,5	(1.294)	250	1,4%	7,5%	Insustentable
1989	17.325,0	14.043,0	3.133,0	(1.744)	149	0,9%	10,1%	Insustentable
1990	17.849,7	13.767,6	3.080,9	(2.719)	1.001	5,6%	15,2%	Insustentable
1991	18.745,2	14.281,5	3.088,0	3.684	1.376	7,3%	-19,7%	Sustentable
1992	19.413,6	14.555,0	3.007,2	38.651	1.851	9,5%	-199,1%	Sustentable
1993	19.808,0	15.507,4	3.151,5	6.287	1.149	5,8%	-31,7%	Sustentable
1994	20.663,7	16.117,1	3.035,9	(2.320)	1.511	7,3%	11,2%	Insustentable
1995	21.147,9	16.972,9	3.032,9	(1.686)	1.142	5,4%	8,0%	Insustentable

Indicadores de sustentabilidad débil

EL MÉTODO DEL COSTO DE USO

El método del costo de uso, propuesto por el economista egipcio Salah El Serafy, funcionario del Banco Mundial, parte de la noción básica de que el capital económico y el «capital natural» son sustitutos perfectos, por lo que está inmerso en los indicadores de sustentabilidad débil.

El Serafy (1989) sostiene que el ingreso no está apropiadamente calculado en las economías basadas en recursos naturales. El autor sugiere que el principio fundamental para la contabilidad del ingreso nacional convencional debe ser la separación entre ingreso y capital. En este sentido, el sistema de cuentas nacionales (SCN) falla al distinguir entre ganancias insustentables, derivadas de la venta de recursos naturales, y el ingreso sustentable, producido por los factores de producción.

A su juicio, los depósitos minerales y otros recursos naturales que pasan por el mercado son activos. La venta de activos no genera valor añadido y no debería ser incluida en el PIB. Las ventas generan fondos líquidos, que pueden ser puestos en usos financieros alternativos. Un país puede escoger gastar las ganancias (netas de los costos de extracción) en consumo o en inversión o en alguna combinación de ambas. El punto central es que para la contabilidad, un contenido de ingreso sobre las ganancias netas debe ser estimado. Este contenido de ingreso debería ser parte del PIB si representa valor añadido.

El autor propone la necesidad de convertir los activos minerales en un flujo perpetuo de ingreso. Las series finitas de las ganancias de la venta del recurso tienen que ser convertidas en series infinitas de ingreso verdadero, de tal forma que los valores capitalizados de las dos series sean iguales. De las ganancias anuales por las ventas de los recursos naturales, una porción de ingreso que puede ser gastada en consumo debería ser identificada; el resto, un elemento de capital, debería ser dejado de lado año tras año. Este elemento de capital debería ser invertido para crear un flujo continuo de ingresos, que serían capitalizados durante la vida del recurso para permitir mantener ese flujo de ingresos, cuando se agote el recurso. Entonces, se necesita definir la porción de ingreso verdadero y la parte de capital.

Si se consumen los activos de una nación y se utilizan las ganancias en consumo, entonces un país estaría viviendo por

encima de sus posibilidades, disminuyendo su potencial para generar ingresos futuros. Bajo ciertos supuestos, la relación entre el ingreso verdadero respecto al total de las ganancias se puede simplificar como:

$$X/R = 1 - \left[\frac{1}{(1+r)^{n+1}} \right]$$

X: Ingreso verdadero.

R: Ingreso total recibido (neto de los costos de extracción).

X/R: Relación entre el ingreso verdadero y el ingreso total recibido.

R - X: sería el costo de uso o el factor de agotamiento de capital que debería ser dejado de lado como una inversión de capital y sería totalmente excluido del PIB. Desde el lado del gasto, este factor de agotamiento representaría una desinversión que sería considerado para la formación de capital en nuevos activos, de tal forma que el gasto total sería igual al ingreso verdadero.

La relación entre X/R depende de dos factores:

r: Tasa de descuento.

n: La relación entre las reservas y la extracción del recurso o la expectativa de vida del recurso medida en años. Esta relación se obtiene dividiendo el total de las reservas de un recurso (por ejemplo petróleo) para la extracción anual de ese recurso. La **n** transmite una representación de la abundancia de un mineral en un momento determinado, de tal forma que los cambios en esta relación a lo largo del tiempo, permiten medir si la abundancia percibida aumenta o disminuye.

Por ejemplo, en 1997 la relación entre reservas probadas y extracción de petróleo en Ecuador fue de 24 años. Al emplear el método de El Serafy, del total de las ganancias obtenidas por la venta del recurso no renovable, el 70,5% sería ingreso verdadero y el 29,5% sería el costo de uso, que debería ser excluido de las cuentas macroeconómicas, concretamente del PIB, si se asume una tasa de descuento del 5%. En la Tabla 3 se puede apreciar este cálculo para algunos países latinoamericanos exportadores de petróleo, considerando variaciones en la tasa de descuento.

ECONOMÍA ECOLÓGICA

Tabla 3
Aplicación del método de El Serafy para ciertos países exportadores de petróleo (En 1997)

Países	Relación Reservas/ Extracción (años)	Ingreso Verdadero X/R			Costo Uso 1-(X/R)		
		2,5%	5%	10%	2,5%	5%	10%
Colombia	11	25,6%	44,3%	68,1%	74,4%	55,7%	31,9%
Ecuador	24	46,1%	70,5%	90,8%	53,9%	29,5%	9,2%
México	45	68,0%	89,4%	98,8%	32,0%	10,6%	1,2%
Venezuela	68	82,0%	96,6%	99,9%	18,0%	3,4%	0,1%

Fuente: OLADE- SIEE (1998).
Elaboración: Autor.

El método del costo de uso es útil para estimar los ingresos generados del agotamiento de los recursos no renovables (El Serafy, 1989). Dada la alta participación del petróleo, en las cuentas macroeconómicas, en la balanza comercial y en las cuentas fiscales, el método del costo de uso sería apropiado aplicar en el caso ecuatoriano (en 1997, el petróleo y sus derivados representaron el 30% de las exportaciones totales y el 35% de los ingresos del presupuesto del gobierno central).

Al utilizar el método de El Serafy (con el supuesto fuerte de $r = 5\%$, lo que no tiene ninguna justificación teórica), se obtiene el costo de uso total anual. Además de la tasa de descuento, estos resultados dependen fundamentalmente de la proporción entre las reservas y la extracción de petróleo, lo que se asocia con la escasez relativa del recurso. Esta relación muestra fluctuaciones muy marcadas debido a los descubrimientos de nuevas reservas petroleras y/o la revisión técnica de las mismas.

El costo de uso, en el período comprendido entre 1976 y 1986, y luego en los años 1988, 1990 y 1991, se incrementó en términos reales, dada la caída en la relación entre las reservas y extracción de petróleo. La suma del costo de uso relacionado con la extracción de petróleo en el período 1972- 1997 llegó a $26,3 \times 10^{12}$ sucres de 1992, lo que superó al PIB ecuatoriano registrado en 1997 ($22,3 \times 10^{12}$ sucres de 1992).

Examinado de esta manera, el país no cumplió en ningún

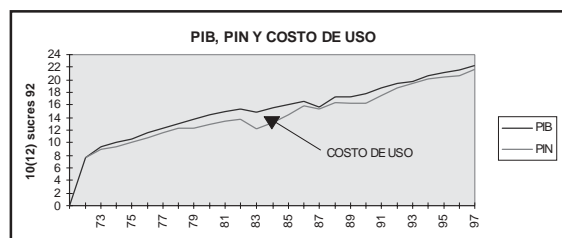
año con los requisitos para alcanzar una sustentabilidad débil, pues no reinvertió la riqueza generada por la exportación del petróleo en actividades productivas (capital de inversión).

Luego de obtener el costo de uso total evaluado en unidades monetarias constantes (sucres de 1992), se procede a sustraer del PIB, con el objeto de obtener el PIN verde o PIB ajustado ambientalmente (Gráfico 7).

LA OMISIÓN DE LAS EXTERNALIDADES NEGATIVAS

Para la aplicación del método del costo de uso, se requiere obtener las ganancias totales (netas de los costos de extracción). No obstante, los precios del petróleo no incorporan los costos sociales negativos representados por el deterioro del medio

Gráfico 7





Indicadores de sustentabilidad débil

ambiente, de la vida y de la salud humana. Esto quiere decir que los precios de exportación del petróleo están subvaluados. Aunque no existen precios correctos sino precios ecológicamente corregidos (Martínez Alier, 1994), si se ajustan los precios de un barril de petróleo considerando los costos sociales negativos asociados a su extracción, transformación y uso, obviamente existirían importantes modificaciones.

La teoría económica convencional identifica a los costos provocados por la explotación petrolera como «externalidades» negativas,¹³ aunque para otros autores es más adecuado denominarles costos sociales negativos no pagados¹⁴ representados en términos físicos por el deterioro del medio ambiente, de la vida y de la salud humana, así como los gastos reales medidos en términos de trabajo requerido para prevenir o remediar los daños causados por los derrames o la contaminación petrolera.¹⁵

En septiembre de 1995, un informe independiente realizado a los campos petroleros operados actualmente por la empresa estatal Petroecuador y antes por la Texaco en la Amazonía, constató que el bosque tropical estuvo continuamente afectado por las operaciones petroleras.¹⁶ El estudio reveló que algunos de los costos de «limpieza» ascendieron a US\$ 630 millones. De ese total, se requería US\$ 600 millones sólo para la reinyección de aguas de formación, uno de los elementos más contaminantes en la explotación petrolera, US\$ 15 millones para el manejo ambiental de los pozos, y US\$ 15 millones para la limpieza de petróleo utilizado en la construcción de caminos, derrames y quema del gas.

Vale hacer hincapié de que se trata tan sólo de una estimación de algunos costos de «limpieza», por lo que no incluye otras externalidades negativas globales, como la emisión de dióxido de carbono (CO₂) debido a la quema de gas. Tampoco abarcan la pérdida de biodiversidad, o la privación de los servicios y funciones que presta el bosque tropical por la deforestación directa o indirecta que ha provocado la explotación petrolera como son: la regulación del clima, el control de la erosión, el tratamiento de agua, la producción de alimentos, etc.; ni incluye los daños incurridos a los residentes o los efectos en la salud.

A pesar de estas evaluaciones, la compensación directa a los afectados (o la «internalización de las externalidades») o las

actividades de limpieza efectuadas por la industria petrolera han sido ínfimas o nulas. Y es que el valor atribuible a las externalidades, tanto teórica como empíricamente, es un producto de las instituciones sociales, de los derechos de propiedad, de las relaciones de poder y de los conflictos distributivos (Martínez Alier y O'Connor, 1996).

La demanda planteada en los Estados Unidos a la empresa Texaco (noviembre de 1993) por sus operaciones entre 1964 y el 30 de junio de 1990, ilustra esta estrategia. Texaco extrajo 1.377.580.906 barriles conforme a la auditoría de la compañía HBT-AGRA contratada por Texaco y el gobierno ecuatoriano. La operación de Texaco afectó a la población indígena Quichua, Cofán, Secoya, Siona, Huaorani, al grupo no contactado de los Tagaeri y probablemente de los Taromenane (los dos últimos son familia del pueblo Huaorani) y directa o indirectamente provocó la extinción definitiva de los últimos Tetetes. En síntesis, afectó a aproximadamente 60.000 indígenas. Has-

¹³ Las siguientes reflexiones provienen del trabajo de Falconí, F. y Garzón, P., titulado «Los costos sociales de la explotación petrolera en el Ecuador». Rainforest. New York, 1999.

¹⁴ Esta idea no es nueva, algunos autores como Karl W. Kapp ya la desarrollaron anteriormente. Ver Federico Aguilera Klink (Ed.). 1995. Economía de los recursos naturales: Un enfoque institucional. Madrid. Fundación Argentaria. Visor Distribuciones.

¹⁵ En el Sistema de Cuentas Nacionales, los gastos de protección del medio ambiente o los gastos «defensivos» son tratados de manera diversa, de tal forma que en ocasiones figuran como costos intermedios, otros como consumo final o como inversión, dependiendo de si son incurridos por las administraciones públicas, los hogares o las empresas. Si son contabilizados como consumo final o inversión incrementan directamente el Producto Interno Bruto (PIB). Para algunos investigadores, los costos incurridos para prevenir o mitigar un daño debe ser considerado como gasto defensivo y ser tratado como consumo intermedio, o sea debe ser deducido del valor agregado neto y el PIB (Carvajal, et al., 1997).

¹⁶ Ver informe de evaluación ambiental presentado por el Dr. Charles B. Koons el 31 de octubre de 1995. El Dr. Koons, un reconocido especialista mundial en esta actividad, participó, por invitación del Congreso Nacional del Ecuador, en un equipo de trabajo que tuvo como objetivo evaluar las condiciones ambientales de la explotación petrolera en la región Amazónica y recomendar actividades para mejorar el medio ambiente. El grupo de trabajo inspeccionó los campos de Shushufindi, Aguarico, Sacha y Yuca. Esta área de trabajo, actualmente operada por la estatal petrolera Petroecuador, fue creada, operada y controlada por Texaco desde el año 1970 hasta junio de 1992.



ECONOMÍA ECOLÓGICA

ta el momento, Texaco ha compensado exiguamente los daños ocasionados.

Pero además, la valoración puede resultar difícil y en algunos casos imposible debido a la (in)determinación monetaria de los costos de la explotación petrolera. Si la valoración monetaria de los bienes y servicios ambientales es muy dudosa y cuestionable, lo es más la valoración monetaria de una cultura o de un modo de vida. A falta de un precio de mercado para muchos bienes ambientales (aunque la teoría económica convencional utiliza valoración de contingencias o mercados artificiales para eludir este «inconveniente») y debido a la existencia de externalidades irreversibles (extinción de especies) e inciertas, resulta compleja la conmensurabilidad de valores.

Una gran parte de las externalidades negativas de la explotación petrolera son inciertas dado que no se conocen los efectos futuros. Por ejemplo, en un derrame petrolero intervienen

la dimensión del evento (área de contaminación, m² de tierra) y la intensidad (barriles/m² de tierra, kg/m³ de aire). Si muchos de los costos ocurrirán a futuro, entonces: ¿Qué tipo de función de costos externos hay que establecer? Así, la propia teoría económica convencional reconoce que se podría tratar de «externalidades acumulativas», en las cuales es difícil estimar el perjuicio incremental.¹⁷

La valoración monetaria de los daños petroleros también resulta difícil de aplicar cuando los daños no son reversibles, tal como ocurrió con la pérdida de biodiversidad por causa del derrame producido el 26 de julio de 1992. En esta fecha, se produjo una fuga de 1200 barriles de petróleo crudo en la estación Sacha Norte 1, situada en el cantón La Joya de los Sachas, provincia del Napo, debido al mal funcionamiento de una válvula (CONAIE, 1992). El derrame, que no fue detectado a tiempo, produjo el sobrellenado de la piscina de decantación y su posterior desborde, y contaminó los ríos Quinchiyacu y Napo, el primero afluente del segundo. Las pérdidas fueron enormes: la vida acuática del río Quinchiyacu desapareció totalmente; la contaminación del agua, de las playas, quebradas y taludes provocaron alteraciones en la biodiversidad de la zona, en los cultivos, flora y fauna; impactos en las actividades productivas, en las vías y caminos vecinales; las comunidades no dispusieron de agua para los animales; se detectaron graves daños a la salud humana como enfermedades a la piel, y afecciones pulmonares.

Igualmente, si las externalidades negativas de un derrame petrolero se pueden presentar en el futuro, aparece otra interrogante: ¿Con qué tasa de descuento se van a actualizar los efectos y cuál va a ser el horizonte temporal para su actualización? Como se indicó antes, el hecho de que las generaciones venideras no estén presentes en el mercado es un impedimento inquebrantable.

A partir de 1972, cuando comenzó la explotación petrolera comercial a gran escala, también se desencadenaron en igual dimensión una serie de externalidades negativas locales y globales: la disminución de la biodiversidad y cobertura forestal y la consiguiente alteración del equilibrio ecológico, la contaminación del agua y del aire por la quema indiscriminada de gas en los pozos y otros efectos perjudiciales en la salud y en la vida humana.¹⁸ Los daños se han producido en todas las fases de la

¹⁷ La literatura económica y ambiental presenta algunos casos. Al relacionar los costos con la acumulación de hidrocarburos (stock), la función de daños ambientales podría presentar una curva en forma de «gradas ascendentes», pues el daño tiende a crecer con los niveles de concentración de hidrocarburos, tal como anota Pearce (1994), al presentar el caso del cadmio.

En el ejemplo del cadmio, la forma «en escalones» de la curva de daños refleja el hecho de que el daño tiende a relacionarse con los niveles de concentración de polución. La curva es creciente porque existe poca o ninguna opción de reducir el «stock» de cadmio en el medio ambiente.

¹⁸ Existe un vacío de información sobre los efectos a la salud producidos por la actividad petrolera. Los directores de los principales centros hospitalarios públicos en Lago Agrio como el Hospital «Marco Vinicio Iza» y el Subcentro de Salud del Instituto Ecuatoriano de Seguridad Social, así como el Dispensario Médico de Petroecuador no han realizado estudios en este campo, ni tienen estadísticas de las personas que han sufrido daños por impactos de la actividad petrolera (Comunicación personal de los Directores de estos centros a Paulina Garzón, 1998).

En el trabajo de UPPSAE (1993), se demuestra que en las zonas donde hay mayor contaminación por petróleo, el índice de abortos en las mujeres y en los animales es mucho más alto.

Jochnick (1994) encontró que ocho individuos de la comunidad de Pimampiro en el río Quinchiyacu cerca de Sacha y una familia en las orillas del río Napo cerca de Coca, sufrían de erupciones en la piel, dermatitis, lesiones crónicas papulesculares y cicatrices hipopigmentadas. Otra familia residente en la Comuna de Rumipamba, en donde se encontró muestras con una concentración de HPA de 49,931 ng/L de una fosa de desechos, reportó la muerte de varios animales después de que ellos bebieron de la piscina contaminada. Dos herma-





Indicadores de sustentabilidad débil

explotación petrolera: sísmica, exploración, extracción, transporte, refinación, y consumo.

Sísmica

Durante la fase sísmica, Texaco abrió 30.000 kilómetros de líneas sísmicas de un ancho aproximado de 3 metros, más los helipuertos que en la época de Texaco superaban una superficie de una hectárea cada uno. En base a cálculos conservadores se podría estimar que se construyó uno por kilómetro. Esto significaría que se deforestaron, al menos, 30.900 hectáreas únicamente por la exploración sísmica.

Gran parte de estas líneas sísmicas estuvieron dentro de los territorios tradicionales de vida de los pueblos indígenas y de población campesina, quienes dependían de este medio para su subsistencia. Se talaron árboles y plantas de uso de las comunidades, se hicieron detonaciones con dinamita en fuentes de agua, en donde también la gente se proveía de pescado.

Texaco alimentó a sus trabajadores con el producto de la caza en las áreas de trabajo. Durante los diez años en los que se realizaron actividades sísmicas, cada persona consumió 0,8 kg de carne diariamente (Rossanía, 1994), otro subsidio para la empresa.

Además Texaco utilizó en forma negligente los explosivos, los mismos que quedaron esparcidos en el área. Estos todavía representan un riesgo para la población, que ha solicitado a la Texaco la contratación de un equipo de especialistas para descubrir y desactivar cada uno de estos aparatos.

Perforación y Exploración

Antes de la perforación, la Texaco despejó entre dos y cinco has. para la plataforma de cada pozo. Por la necesidad de colocar troncos debajo de cada plataforma, alrededor de 15 has aledañas al bosque tropical fueron afectadas (Kimerling, 1993).

Para llegar hasta las estructuras petroleras es necesario perforar un promedio de 3000 m de profundidad, para lo que se usan los lodos de perforación que permiten evitar derrumbamientos dentro del pozo y a la vez actúan como lubricante. Estos lodos contienen, entre otros componentes, aditivos altamente tóxicos. Por cada pozo perforado en el Oriente, un pro-

medio de 4.165 metros cúbicos de lodos y desechos recubiertos de lodos de perforación fueron arrojados en piscinas abiertas (Kimerling, 1993). Texaco abrió 339 pozos petroleros y más de 600 piscinas para almacenamiento de desechos que se descargaron rutinariamente al medio ambiente sin ningún tratamiento.

Jochnick (1994) realizó un estudio en las zonas cercanas a la infraestructura de la Texaco para analizar muestras de agua en busca de hidrocarburos policíclicos aromáticos (HPAs), que fueron los hidrocarburos más tóxicos por sus propiedades cancerígenas.¹⁹ Este estudio constató concentraciones críticas en el agua de producción que salió con el petróleo crudo. Por ejemplo, en la muestra de la Estación Sacha Central, las fuentes de agua de producción presentaron una concentración de 405.634 ng/L. En el agua de consumo humano en el área de la Central de Sacha, se encontró una concentración de 2.798.93 ng/L. En el agua de uso higiénico y de lugares de pesca, a través de una muestra obtenida del riachuelo de la Estación Shushufindi, se encontró 1.486.53 ng/L. De acuerdo al informe, en relación al agua de consumo humano, la población enfrentó un riesgo de desarrollar cáncer en un rango comprendido entre 1/100.000 a 1/1000.

El gas que sale mezclado con el petróleo crudo y el agua de producción, ha sido quemado en mecheros, que en el caso de las estaciones de mayor almacenamiento como Shushufindi y Aguarico están ubicados casi al ras de las piscinas. El país cuenta con una sola planta de gas en la región Amazónica, la

nas de otra familia sufrieron infecciones puritrías crónicas con pequeñas vesículas, un tipo de dermatitis corriente asociada con el petróleo crudo. La niña, entonces de 8 meses de edad, hija de la una de las hermanas, sufrió de dermatitis, puesto que la fuente de agua para bañarse de esta familia tenía una concentración de HPA de 40,62 ng/L. La exposición fue seguramente debido al petróleo que está en los caminos, ya que los residentes generalmente caminan descalzos.

¹⁹ Estos compuestos representan quizás el impacto ambiental más crítico en el proceso de explotación petrolera. Debido al alto riesgo cancerígeno, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos recomienda un nivel de concentración de HPAs cero en el agua ambiental, y estima que la exposición a HPAs de 2,8 nanogramos por litro (ng/L) de concentración corresponde a un riesgo de cáncer en una vida de 1/1.000.000.



ECONOMÍA ECOLÓGICA

de Shushufindi que opera Petroindustrial desde 1981, con una capacidad operativa de 0,7 millones de metros cúbicos (m³) por día. Del total de gas natural extraído entre 1970 y 1997 (19.445 millones de m³), se utilizó apenas el 24% (cálculos propios).

Si se asume que todo el volumen no aprovechado se quemó (14.688 millones de m³), esto equivaldría a aproximadamente 32 millones de toneladas de CO₂ en el periodo 1970-1997.²⁰ La quema del gas contamina la atmósfera con CO₂, óxidos de nitrógeno, azufre y carbono, metales pesados, hidrocarburos y hollín. Muchas de esas emisiones son de naturaleza tóxica²¹ y son cancerígenas a los humanos, pues contienen hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAH) (Koons, 1995).

Transporte y Refinación

La industria petrolera en el Oriente construyó más de 500 kilómetros de carreteras según las estimaciones de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (más del

80% fue obra de Texaco). Se calcula que los colonos cortan entre 2 a 12 kilómetros de bosque a lo largo de ambos lados de los caminos (Kimerling, 1993). Entonces, por cada kilómetro de carretera construido, se ha provocado la tala de entre 400 y 2.400 hectáreas de bosque. Como resultado, por la construcción de los 500 kilómetros de carreteras por parte de la industria petrolera, se habrían cortado entre 200.000 y 1.200.000 hectáreas.

Las actividades de refinación petrolera también han sido altamente negativas. La refinación Esmeraldas, con una capacidad de refinación de 110.000 barriles por día (la capacidad de refinación total del país asciende a 176.000 barriles por día), se halla ubicada a 6 kilómetros de la ciudad de Esmeraldas, en donde habitan aproximadamente 100.000 personas, según los datos del censo de población de 1990 reportados por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC).

Derrames petroleros

Los derrames petroleros se originan por la corrosión interna y externa de la tubería (líneas de transferencia, secundarias y principales) producto de la deficiente protección, fallas tecnológicas, operativas y humanas, accidentes y presuntos sabotajes, inestabilidad de las estaciones de bombeo, desbordamiento de las piscinas en mal estado, taludes inestables, pésimos drenajes que incluso se dirigen hacia la vegetación, cabezales con fugas, plataformas y tanques deteriorados (Petroecuador, AMBIENTEC, ESEN, 1991).

Los derrames petroleros provocan contaminación del aire, el suelo, de los ecosistemas acuáticos (mar, ríos, fuentes de agua), la flora y la fauna. Los derrames ocasionan problemas en la salud humana debido a la exposición a los hidrocarburos y a la contaminación de las bocatomas con agua potable. También generan el descalabro de las actividades productivas (turismo, empleo, construcción, etc.) y otros costos sociales considerables, como por ejemplo las migraciones de pobladores afectados (BID/CONADE, 1997).

Entre 1972 y 1996 se derramaron más de 581.000 barriles de petróleo (o más de 24 millones de galones).²² Estas cifras rebasan con creces al desastre del buque petrolero Exxon Valdez ocurrido en el golfo de Alaska en marzo de 1989, en donde se

²⁰ Al quemar el gas natural se convierte en CO₂, sin embargo si no lo quemaran se quedaría en metano (CH₄) que tiene un potencial de calentamiento de la atmósfera 21 veces más alto que el CO₂. Para la conversión de m³ de gas natural a CO₂, se utiliza las siguientes equivalencias:

0,8 kg/m³ de gas natural es la densidad.

10.000 kcal/kg es el poder calorífico del gas natural.

1 cal = 4,18 joules.

1 Gigajoule de gas natural = 65,8 kg CO₂.

²¹ Normalmente, los mecheros de gas emiten un humo negro, indicando la presencia de hollín. Según el personal técnico de la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), la incineración de gas insuficiente, y los niveles de contaminación pueden aumentar a través del tiempo, cuando los hidrocarburos líquidos se mezclan con los desechos de gas. A menudo este hidrocarburo es derramado desde el mechero, en lugar de ser quemado (Kimerling, 1993).

²² Según información del Ministerio de Energía y Minas, Petroproducción, los monitoreos de las organizaciones locales como la Red de Monitoreo Ambiental y el Frente de Defensa de la Amazonía, organizaciones no gubernamentales como Acción Ecológica y algunos datos de los estudios de impacto ambiental que tiene la empresa estatal Petroecuador, los que fueron recogidas en el marco de una investigación realizada para el Programa BID/CONADE (1997). Estas cifras son superiores a las encontradas por Kimerling (1993).



Indicadores de sustentabilidad débil

vertieron de un solo golpe cerca de 11 millones de galones oficialmente. La compañía Exxon pagó US\$ 5.000 millones por el desastre y US\$ 287 millones por los perjuicios causados a los pescadores de la zona (El País, 20 de febrero de 1999).

Respecto a las actividades de limpieza, las medidas tradicionalmente han consistido en construir empalizadas y piscinas, quemar el crudo y los desechos al aire libre, lo que genera otros efectos negativos (emisión de azufre, carbono, metales pesados, hidrocarburos, partículas de carbono, óxidos de nitrógeno), tapar con tierra, hojas y árboles el sitio, hasta métodos más sofisticados como absorber o destruir la cadena hidrocarburífera vía remediación natural. Las técnicas y métodos utilizados para la limpieza de piscinas o derrames son demasiado simples y contaminantes, con lo que se provoca un perjuicio más considerable que la propia contingencia. En otras ocasiones, a veces no se limpia y los hidrocarburos permanecen por años en los suelos (BID/CONADE, 1997).

Consumo

En 1997, la extracción de petróleo ascendió a 147,2 millones de barriles y el consumo de derivados de petróleo llegó a 43,4 millones de barriles, según los datos de la OLADE-SIEE (1998).

La estimación contable del costo de cada barril de petróleo también omite las externalidades negativas asociados al creciente consumo de combustibles fósiles tanto a lo interno como a lo externo, aunque conviene señalar que la extracción y el consumo ecuatorianos son marginales en el ámbito internacional.²³

El problema de contaminación ambiental generados por el consumo de combustibles fósiles proviene básicamente del transporte (41% del consumo final energético en 1996) y del sector industrial (17% del total). La industria arroja un amplio espectro de emisiones, dependiendo del sector de donde se derivan; en el transporte, el principal problema se origina en la contaminación por plomo contenido en la gasolina y en las emisiones de hidrocarburos no quemados, monóxido de carbono, CO₂, oxidantes fotoquímicos, óxidos de nitrógeno, dióxido de azufre, aldehídos, etc. especialmente en las ciudades.

A juicio de la Organización Mundial de la Salud, el con-

tenido máximo aceptable de plomo en la sangre es de 10 ug/dl (microgramos de plomo por decilitro de sangre), mientras que un estudio de la Fundación Natura realizado en barrios centrales de Quito en 1991, demostró la existencia de concentraciones de plomo en la sangre sobre 280% del valor límite permitido.

De esta manera, queda claro que los precios del petróleo ecuatoriano excluyen las externalidades negativas envueltas en la extracción, transformación y uso de este recurso no renovable. Esto quiere decir que el precio de exportación de cada barril de crudo y derivados está subvaluado en términos ecológicos, a costa de un grave e irreparable daño ambiental que incluso afecta a las áreas protegidas por el estado.²⁴

Algunos de los costos petroleros que no han sido internalizados en los precios de mercado, se resumen en la Tabla 4. Se observa que los costos petroleros no internalizados unitarios, ascienden, al menos, a 1 US\$ por barril. Dado que muchos daños económicos, sociales y afectaciones a la salud humana no han sido valorados aún, reiteramos que este es un costo mínimo estimado.

²³ De acuerdo con los datos de la OLADE-SIEE (1998), el Ecuador tiene apenas el 0,3% de las reservas probadas de petróleo mundiales, la extracción de petróleo significa solo el 0,6% del total global y el consumo de energía representa escasamente el 0,1% del conjunto mundial.

²⁴ La explotación petrolera en el Parque Nacional Yasuni, que fue declarado por la UNESCO como Reserva Nacional de la Biosfera y reconocido internacionalmente por biogeógrafos como una zona de alto endemismo, es un caso representativo. Desde 1986, gran parte del parque ha sido entregado a varias compañías para la explotación petrolera. Una de ellas, Maxus, construyó una carretera de 150 km que atraviesa el parque, para lo que se removieron 45.000 millones de m³ de arcilla roja que contiene aluminio tóxico y hierro. Éstos fueron colocados en los nacimientos de los cuerpos de agua cuando se construyó la carretera. Los lados de la carretera fueron reforestados con especies de pasto agresivo llamadas *Bracharia Decumberis* y *Desmodum sp.* de África y Asia respectivamente, favorables a la ganadería, lo que viola cualquier medida de bioseguridad para áreas protegidas.

ECONOMÍA ECOLÓGICA

Tabla 4

Valor mínimo de algunas externalidades negativas provocadas por la explotación petrolera

Extracción por períodos	10(6) bbl
Extracción petrolera total 1970-1990	1.521
Extracción petrolera total 1970-1997	2.457

Fuente: OLADE-SIEE (1998).

A. COSTOS DE LIMPIEZA POR ACTIVIDADES DE LA COMPAÑÍA TEXACO

	Costo total 10(6) US\$	Costo unitario US\$/bbl
Costo de reinyección de aguas de formación	600	0,39
Costo de «limpieza» caminos, derrames, gas	15	0,01
Costo de «limpieza» a nivel de pozos	15	0,01
Costos de «limpieza» Texaco 1970-1990	630	0,41

Fuente: Koons (1995).

B. COSTOS DE OTRAS EXTERNALIDADES NEGATIVAS DE LA EXPLOTACION PETROLERA

	Unidad Medida	Cantidad	Costo unitario US\$/U	Costo total 10(6) US\$	Costo unitario US\$/bbl
Defor. actv. sísmica Texaco 1970-1990 (1) (2)	ha	30.900	700	21,6	0,01
Defor. construcción caminos 1970-1997 (3)	ha	1.200.000	700	840	0,55
Quema de gas natural 1970-1997(4) (5)	Ton CO ₂	32.318.770	1,73	55,9	0,02
Derrames petroleros (1972-1996) (6)	bbl	581.000			
Daños económicos, sociales y salud	Varias				
Subtotal otras externalidades				917,5	0,59

C. COSTO MINIMO EXTERNALIDADES A+B	US\$/bbl	1.00
---	-----------------	-------------

Fuentes y notas:

(1) Estimación conservadora (Kimerling, 1993).

(2) Estimación mínima por pérdida de madera comercial (US\$ 600/ha) y servicios no madereros (US\$ 100/ha).

(3) Kimerling (1993) y Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional.

(4) Asumiendo que no se aprovecharon 14.688 millones de m³ de gas en ese período (OLADE-SIEE, 1998).

(5) El valor de US\$ 1,73/Ton CO₂ es una estimación de proyectos de algunos proyectos de «implementación conjunta» (US\$ 6,34/ tC).

(6) BID-CONADE (1997).

Elaboración: Autor.

CONCLUSIONES

Existe una amplia tradición en los SCN para medir la depreciación del capital económico; sin embargo, la dificultad principal recae en la medición monetaria de la depreciación del «capital natural». Efectivamente, una de las principales conclusiones de este trabajo es que existe un obstáculo no sólo técnico sino conceptual para medir económicamente el denominado «capital natural». Dada la complejidad de los sistemas ecológicos, muchas de sus funciones se desconocen o se subvaloran, y para otras funciones no existe un mercado (si bien la teoría económica convencional utiliza valoración de contingencias o mercados artificiales).

Si se deja de lado las apreciaciones relativas a la forma como se obtienen los valores bajo los distintos métodos (valoración contingente, el método del costo del viaje o el modelo de los precios hedónicos), las dificultades recaen justamente en la utilización de una sola escala de valor (monetaria) para evaluar las funciones ambientales. La valoración de las funciones ambientales que se pierden, por ejemplo en el caso de la deforestación, es un problema complejo y multidimensional debido al gran número de criterios económicos, sociales, políticos, culturales y ambientales que intervienen. Por ende, es necesario recalcar que no es un problema sencillo a resolver y que necesariamente deben evaluarse otras alternativas e incorporarse otros criterios.

Además la valoración puede resultar difícil y a veces imposible debido a la (in)determinación monetaria de los costos de la explotación de los recursos, como en el caso del petróleo. ¿Cuál es el precio que se debe dar a las culturas indígenas afectadas por la explotación petrolera en el Ecuador? Si la valoración monetaria de los bienes y servicios ambientales es muy dudosa y cuestionable, lo es más la valoración monetaria de una cultura o de un modo de vida. A falta de un precio de mercado para muchos bienes ambientales y debido a la existencia de externalidades irreversibles involucradas en la producción o consumo (extinción de especies, por ejemplo) e inciertas, resulta compleja la commensurabilidad de valores.

Los ajustes al sistema de cuentas nacionales, como los propuestos por Salah El Serafy y Robert Repetto, implican la posibilidad de valorar monetariamente el patrimonio natural y

sus servicios ambientales, a fin de obtener su depreciación. Esto requiere calcular externalidades inciertas e irreversibles. Esto contempla también contar con inventarios físicos de la biodiversidad, lo que resulta imposible en muchos países en los actuales momentos. Se ha examinado, por ejemplo, como en el Ecuador no existe certeza sobre los inventarios forestales actuales ni tampoco sobre el ritmo anual de deforestación, degradación forestal o regeneración del bosque secundario.

El cálculo de la depreciación se obtiene utilizando el método de depreciación propuesto por Repetto, para lo cual se suman las depreciaciones de los recursos. Repetto calculó la depreciación del petróleo, bosques y suelos para Indonesia y se han hecho aplicaciones para Costa Rica. Kellenberg (1995) computó la depreciación petrolera y forestal para el Ecuador entre 1971 y 1990.

En nuestro parecer, cuestionamos el cálculo de la depreciación forestal presentada por estos autores, debido que se asume que todas las categorías de vegetación son sustituibles. Conforme a la forma monetaria de cálculo, la pérdida de bosque primario debido a la deforestación o degradación puede ser reemplazada con el crecimiento del bosque secundario y/o las plantaciones. No hace falta redundar que hay una diferencia importante entre la diversidad y composición biológica de un tipo de bosque y otro, así como hay una disparidad substancial entre un ecosistema bosque denso o claro y una plantación.

Igualmente, se valora en términos monetarios el cambio neto en el volumen físico de los stock forestales, capturando solo la pérdida de la madera comercial debido a la deforestación, o sea por la venta de la madera en los mercados a precios netos de los costos de extracción.

La valoración de los servicios ambientales que prestan los bosques tropicales es uno de los aspectos que ha cobrado una gran importancia en los debates sobre la sustentabilidad. La reflexión central es que los bosques no son solo útiles como madera, sino que prestan una serie de servicios y funciones ambientales que son valiosos para el soporte de la vida humana y de otras especies.

El procedimiento a seguir sería valorar los productos no madereros que se pierden con la deforestación, luego sumar este resultado al valor de los productos madereros evaluados



ECONOMÍA ECOLÓGICA

anteriormente, y finalmente sustraer este total del PIB, a fin de conseguir un «mejor» PIB ajustado ambientalmente. Este método sería una forma de ampliar completar las estimaciones del agotamiento de los recursos madereros comerciales.

A pesar de la aparente facilidad de esta operación, este cálculo es probablemente imposible. Las estimaciones de los

productos no madereros se realizan con un bagaje muy frágil de supuestos, cada cual se puede defender, pero que también son objeto de una intensa polémica.²⁵

Por otra parte, para aplicar el método de El Serafy, se requiere asumir supuestos fuertes respecto a la fijación de una tasa de descuento o interés. No está por demás indicar que la economía convencional asume que los costos y beneficios futuros tendrán una menor importancia en el futuro, que ahora, por la fórmula del descuento. Una tasa de descuento positiva conlleva una discriminación para las siguientes generaciones, pues infravalora las ganancias o perjuicios futuros.

Al respecto, hay una relación de circularidad entre los ajustes verdes de la contabilidad nacional y la tasa de descuento o interés. La aplicación del método de El Serafy requiere la definición de una determinada tasa de descuento. No obstante, la fijación de una tasa de descuento es arbitraria.

Se podría asumir que la tasa de descuento debería ser igual a la tasa de crecimiento «sostenible» de la economía (para poder aplicar el argumento de la utilidad marginal decreciente, siempre que se asuma que las preferencias temporales puras deberían ser iguales o muy cercanas a cero) o similar al crecimiento que depende de las inversiones genuinas o productivas desde el lado ambiental. Entonces se entra en un argumento circular porque para conocer cuál es la parte de crecimiento sostenible, se necesita especificar una determinada tasa de descuento.

Simultáneamente, la definición del costo de restauración y finalmente de los precios que se dan a las externalidades asociadas con la explotación petrolera, no es un problema técnico de costeo o de contabilidad nacional. Éste es un punto esencial. Desde la Economía Ecológica, conocemos que la valoración de las externalidades dependen de los derechos de propiedad, las relaciones de poder y la distribución del ingreso (Martínez Alier y O'Connor, 1996).

La explotación petrolera en el Ecuador ha tenido y tiene costos sumamente altos, los que no han sido internalizados en los precios de mercado tal como propugna la teoría convencional, sino que más bien han sido socializados o directamente transferidos hacia los grupos más débiles o a la sociedad en su conjunto, lo que en la literatura económica y ambiental se conoce como *cost-shifting* (desplazamiento de costos).

²⁵ Pearce (1996) divide a los valores no madereros en valor de extractivismo, valor de no extractivismo y valor de preservación. A juicio de este autor, los valores anuales de los bosques tropicales fluctúan entre US\$ 687 y US\$ 4.517 por hectárea. De esos totales, la absorción de carbono representa el 87%.

Fearnside (1997), por su parte, evaluó tres tipos de servicios ambientales para los bosques tropicales situados en Brasil: el valor de existencia de la biodiversidad, el valor del mantenimiento de los stocks de carbón y el valor del ciclo del agua. En promedio, llegó a la conclusión que el valor del daño total provocado por la deforestación de 1,38 millones de ha en 1990, fue de US\$ 2.498 millones, es decir US\$ 1.810 por hectárea. Del total de los daños en 1990 (flujo anual sin considerar los valores actualizados), la absorción de carbono significó el 98,3%, el valor del ciclo del agua el 1,3% y la biodiversidad significó el 0,4%.

Costanza y algunos de sus colegas, en un controvertido artículo aparecido inicialmente en *Nature* (1997) y posteriormente reimpresso en *Ecological Economics* (1998), estimaron que los bosques tropicales tuvieron un valor por año de US\$ 2.007 por ha, que multiplicados por los 1.900 millones de ha de bosques tropicales en el mundo, arrojaron un flujo global anual aproximado de US\$ 3.813 x 10⁹. Para todos los ecosistemas, el ciclo de nutrientes representó el 51% del valor, seguido por los servicios estéticos, artísticos, educacionales, espirituales y/o científicos de los ecosistemas el 9%. Los restantes 15 servicios ambientales —incluida la biodiversidad— representaron el 40%. Hay cuatro servicios ambientales (formación de suelo, polinización, refugio de especies y recursos genéticos) que tuvieron una participación menor al 1%. ¿Por qué la absorción de carbono tiene un alto peso en el total de los servicios ambientales perdidos? A mi parecer, habría, al menos, tres razones para empezar esta discusión. Primero, el creciente interés que va cobrando el efecto invernadero en las discusiones medio ambientales mundiales, aunque por cierto aún no existen compromisos internacionales sólidos para mitigar este problema, lo que estaría repercutiendo en el precio de la tC. Segundo, la falta de valoración adecuada de los beneficios que provoca la regeneración del bosque secundario. Tercero, las propias limitaciones de los cálculos, pues se podría estar sobrevalorando o subvalorado en términos monetarios ciertos servicios ambientales ya sea por falta de información acerca del comportamiento del mercado o por el desconocimiento de la importancia ecológica que tienen, o sea que los precios no estarían dando señales adecuadas de su real escasez relativa. De todos modos, cabe mencionar que si se deja de lado la absorción de carbono, todos los estudios indicados llegan a la conclusión que los servicios no madereros representan anualmente como mínimo US\$ 100 por hectárea.

Indicadores de sustentabilidad débil

La compensación monetaria a los afectados por parte de los contaminadores ha sido escasa o nula. Todo esto sin dejar de lado que la compensación no tiene como objetivo reducir la degradación ambiental, sino solo compensar el bienestar perdido asociado con la degradación ambiental (Nijkamp, 1986). Tampoco se puede descuidar que estos costos van más allá de aquello que es posible restituir y reparar, pues aparecen otros valores como la cultura, la espiritualidad, el bienestar psicológico, la soberanía, todos ingredientes básicos para el pleno desarrollo de los pueblos.

Queda claro quienes son los generadores de los daños. Igualmente, está claro quienes son los afectados por la explotación petrolera: las actuales generaciones (fundamentalmente las comunidades indígenas y los colonos), las futuras generaciones, y otras especies. ¿Por qué ocurre esta situación? Evidentemente, debido a que existe una asimetría de poder entre los contaminadores y los afectados. La política de las empresas petroleras para pagar el «costo de restauración» de los daños petroleros en general ha sido ofrecer (ni siquiera cumplir!) pequeñas e insignificantes obras de infraestructura como en el caso de la Texaco.

Vale también hacer una referencia al índice de sustentabilidad (ISEW), el cual se inscribe en los indicadores de sustentabilidad débil, propuesto originalmente por Daly y Cobb (1989). Los cálculos de ciertos componentes del ISEW son muy polémicos. Entre ellos constan la valoración del trabajo doméstico no remunerado, los distintos costos ambientales, el agotamiento del capital natural (recursos no renovables y los recursos renovables) y los daños ambientales a largo plazo. Estas operaciones enfrentan los usuales problemas técnicos de la valoración de los bienes y servicios ambientales que no pasan por los mercados convencionales y además una serie de conflictos conceptuales, tal como considerar que el «capital natural» y el capital económico son sustitutos especialmente para el cálculo del agotamiento del «capital natural». El ISEW amplía los problemas derivados de la valoración monetaria del medio ambiente, más aún cuando se trata de un indicador sintético.

Otra preocupación de este artículo fue examinar la utilidad del SCN corregido ambientalmente, para medir el avance o retroceso de una economía hacia la sustentabilidad. ¿Es efi-

caz la corrección al SCN mediante el método de depreciación o el método del costo de uso para la toma de decisiones de política ambiental?

Respecto al método de depreciación, los datos revelan que la economía ecuatoriana fue insustentable en la mayoría de los periodos. En los años en que la economía era sustentable hubo una serie de factores entremezclados que oscurecieron el análisis. La «sustentabilidad» de la economía en los años indicados se debió básicamente a la incorporación de nuevas reservas petroleras por efectos de la exploración y perforación de pozos, así como de estudios de simulación que permitieron la revaluación de varios campos petroleros. El indicador de sustentabilidad débil no aportó ninguna información acerca de los otros costos implícitos (no los contables) en la obtención de esos nuevos recursos petroleros.

Adicionalmente, dado que se suma distintas formas de KN, se puede producir el agotamiento dramático de un recurso (bosques) y la revalorización contable de otro (petróleo). En el agregado se oculta esta situación y una economía puede ser catalogada como sustentable, aún a pesar de un decremento de uno de sus recursos naturales. Esto se convertiría en un problema mayor si se podría agregar *toda* la depreciación del KN (suelos, bosques, recursos no renovables, etc.) que se registra en un período determinado.

El indicador de sustentabilidad débil igualmente encubre las relaciones internacionales desiguales entre regiones y países. Al respecto, consideramos que la sustentabilidad debería ser vista como un proceso global. En el caso de su aplicación, se deberían contabilizar todos los flujos de intercambio, tanto de entrada como de salida, sea de energía o materiales.

Ecuador exporta productos primarios a precios subvalorados, puesto que no están incorporados los costos sociales negativos como en el caso del petróleo, camarón, banana, flores. Algunos de estos impactos son cuantificables en términos monetarios, otros costos sociales no se pueden valorar crematísticamente. El país exporta «excedentes» de su capacidad de carga, y por ende reduce rápidamente su propia capacidad de carga, tal como se desprende del análisis de la huella ecológica. En consecuencia, no se ve reflejado en los países que importan la capacidad de carga, los que de hecho aparecen como sustentables en las estadísticas de Pearce y Atkinson (1993).



ECONOMÍA ECOLÓGICA

Vale recordar que la huella ecológica es una herramienta para estimar el consumo de recursos y la asimilación de desperdicios requeridos para una determinada población humana o economía, en términos de una correspondiente área de tierra productiva (Rees y Wackernagel, 1996, p. 9).

Estas consideraciones no aparecen reflejadas en el indicador de sustentabilidad débil, lo que puede conducir a equivocaciones tanto en términos de diagnóstico como en la formulación de políticas ambientales.

En cuanto a los resultados de política obtenidos por el método del costo de uso, ciertamente queda claro que el Ecuador no reinvertió (en los términos que propugna la sustentabilidad débil) sus recursos provenientes de la bonanza petrolera. La señal clara sería que el país debería utilizar los recursos petroleros en inversión productiva. Sin duda, esta recomendación de política es útil, pero insuficiente y demasiado general en términos prácticos.

El costo de uso también podría ser considerado un impuesto al agotamiento del «capital natural», o como una forma de compensar el intercambio ecológicamente desigual, esto es la venta de los países del Sur a precios bajos porque no están incorporando las externalidades negativas presentes en el proceso de extracción, transformación y uso de este recurso no renovable.

Como se conoce, entre las políticas para alcanzar la sustentabilidad se ha propuesto la aplicación de un impuesto al agotamiento del capital natural («*ecotax*»), el cual busca gravar el consumo del capital natural (Costanza et al., 1997). El eco impuesto podría ser administrado como otro impuesto, pero requeriría acuerdos internacionales o al menos tarifas ecológicas nacionales para prevenir que algunos países saturen los mercados con productos fabricados con capital natural no gravado.

En el caso ecuatoriano, es interesante anotar que el costo de uso o factor de agotamiento de capital llegó a cerca de US\$ 10 (dólares 1992) por barril, en promedio, en el período 1972-1997. Desde el punto de vista asignativo, el impuesto por agotamiento del capital natural debería ser US\$ 10/bbl (aunque por los vaivenes de los precios internacionales del petróleo, esta cifra es ficticia). Desde el lado distributivo, esto depende de una determinada dinámica local e internacional. ¿En qué lugar debe colocarse el impuesto? ¿En el sitio de extracción o dónde se consume?

Para que el método del costo de uso propuesto por Salah El Serafy, y en general los indicadores de sustentabilidad débil, se conviertan en instrumentos útiles para la toma de decisiones ambientales, deberían considerar todos los costos asociados a la explotación petrolera y no sólo los costos contables de extracción. Dado que muchos de los daños no se han valorado y algunos incluso no se pueden expresar en términos monetarios, por ahora existe una deficiencia en este aspecto.

Por todos estos motivos expuestos, los indicadores de sustentabilidad débil, que son un alcance los modelos neoclásicos de crecimiento económico con recursos agotables, no permiten visualizar con claridad la compleja relación entre la economía y el medio ambiente, y pueden llevar a equívocos en la definición de políticas y en los instrumentos ambientales. Así, por ejemplo se pueden sobrevalorar determinadas funciones ambientales y subvalorar otras por desconocimiento.

Los ajustes a la contabilidad son intentos que resultan demasiado complicados y poco prácticos para la toma de decisiones. Las correcciones al SCN con criterios ambientales sólo permiten, hasta ahora, discusiones en grupos cerrados de expertos, lo que constituye una de sus limitaciones.

La construcción de cuentas satélites, tal como lo ha propuesto Naciones Unidas, puede llevar a generar discusiones más amplias sobre las diferentes metodologías de valoración, pero también pueden empantanar la discusión en el terreno de la valoración monetaria.

¿Se deben abandonar los intentos por corregir la contabilidad nacional? La Economía Ecológica abarca este tipo de investigaciones pero definitivamente no son las únicas. Esta disciplina sugiere interpretar la sustentabilidad fuerte, lo que justifica el desarrollo de indicadores no monetarios.

Desde la perspectiva del autor, aparece apropiado buscar indicadores físicos, químicos y biológicos que permitan adentrarse en la sustentabilidad fuerte. Bajo este concepto, el capital económico y el «capital natural» no son sustitutos sino complementarios, pues el capital natural provee funciones que no pueden ser reemplazadas por el capital económico. Estas funciones que se denominan «capital natural crítico» tienen que ser preservadas para las siguientes generaciones.

En síntesis, se deben buscar indicadores no monetarios. La solución propuesta por Huetting, respecto a fijar estándares

Indicadores de sustentabilidad débil

o normas físicas ambientales, para luego reconocer el menor costo económico de alcanzar estos objetivos (costo- efectividad), y con ello tener un estimado de la distancia entre un SCN sustentable y el SCN convencional, se acerca también al concepto de sustentabilidad fuerte. Estas normas podrían establecerse después de un genuino debate científico- político público, como proponen Funtowicz y Ravetz (1997).

Por lo pronto, el Producto Interno Neto (PIN) «verde» y el supuesto que está tras de bastidores (sustitución perfecta entre «capitales» y recursos naturales inagotables), no deja de ser un indicador que proporciona un pálido reflejo de una realidad mucho más compleja. Frente a estos indicadores tan débiles, se requieren indicadores físicos más robustos.

Finalmente, debe quedar claro que para aplicar la sustentabilidad fuerte se requiere un conjunto de indicadores no monetarios, los que pueden proporcionar señales contradictorias acerca de la (in)sustentabilidad de una determinada región o país, por lo que la construcción de un índice físico sintético de (in)sustentabilidad presenta dificultades que requieren la aplicación de análisis multicriterial.

BIBLIOGRAFÍA

- AGUILERA KLINK, Federico (Ed.), *Economía de los recursos naturales: Un enfoque institucional*, Fundación Argentaria, Visor distribuciones, Madrid, 1995.
- BANCO CENTRAL DEL ECUADOR, «Información Estadística Mensual No. 1.752», Dirección General de Estudios, Quito, 1998.
- BARBIER, B., BURGESS, C., MARKANDYA, A., «The Economics of Tropical Deforestation», *AMBIO* Vol. 20 No. 2, 1991.
- BID (Banco Interamericano de Desarrollo), CONADE (Consejo Nacional de Desarrollo), «Las cuentas ambientales en el Ecuador», Programa Apoyo Institucional a la Planificación Ambiental, Quito, 1997.
- BURBANO, Rafael, «Los costos ambientales y la pauta intertemporal de extracción de petróleo en el Ecuador», Tesis de Maestría, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales (FLACSO), Quito, 1996.
- CABEZA, Maite, «The concept of weak sustainability», *Ecological Economics* 17: 147-156, 1996.
- CARVAJAL, E., FALCONÍ, E., KENBER, M., «Los gastos defensivos en el sistema de cuentas nacionales. Una aproximación al caso del petróleo», *Cuestiones Económicas*, Banco Central del Ecuador, 1997.
- CASTANEDA, Beatriz, «An Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) for Chile», University of Maryland, Institute for Ecological Economics, 1997.
- CLAUDE, Marcel, «Valoración económica de recursos naturales e instrumentos de política macroeconómica», Seminario Valoración y Contabilidad Nacional de Recursos Naturales y Ambientales, Concepción, Chile, 1994.
- Commission of the European Communities, International Monetary Fund, Organization for Economic Cooperation and Development, World Bank, United Nations. 1993. *System of National Accounts 1993*. Brussels/Luxembourg, New York, Paris, Washington, D.C.
- CONAIE, «Derrame de petróleo del campo Sacha Norte-1», Informe de la Comisión Técnica. Copia no publicada (Agosto), 1992.
- COSTANZA, Robert, «What is Ecological Economics?», *Ecological Economics* 1, 1989.
- DALY, H., BARTHOLOMEW, J., «Goals, agenda and policy recommendations for Ecological Economics», Columbia University Press., New York, 1991.
- et al., «The value of the world's ecosystem services and natural capital», *Nature* Vol. 387, 1997.
- CUMBERLAND, J., DALY, H., GOODLAND, R., NORGAARD, R., *An Introduction to Ecological Economics* CRC Press LLC., United States, 1997.
- et al., «The value of ecosystem services: Putting the issues in perspective», *Ecological Economics* 25: 67-72, 1998.
- CROPPER, M., GRIFFITHS C., «The Interaction of Population Growth and Environmental Quality», *The American Economic Review Papers and Proceedings*, 84: 250-254, 1994.
- DALY, Herman E., «Toward a Measure of Sustainable Net National Product», Ahmad Yusuf, Salah El Serafy y Lutz Ernst, *Environmental Accounting for Sustainable Development*, UNEP World Bank Symposium, Washington D.C., 1989.
- DALY, HERMAN E, COBB, J., *For the Common Good*, Beacon Press., Boston, 1989.
- DUDLEY, N., JEANRENAUD, J., SULLIVAN, F., «The Timber Trade and

ECONOMÍA ECOLÓGICA

- Global Forest Loss», *AMBIO* Vol. 27, No. 3: 248-250, 1998.
- El País*, «De capitán de barco a basurero en Alaska», Sábado 20 de febrero de 1999, Madrid.
- EL SERAFY, SALAH, «The Proper Calculation of Income from Depletable Natural Resources», Ahmad Yusuf, Salah El Serafy y Lutz Ernst, *Environmental Accounting for Sustainable Development*, UNEP World Bank Symposium, Washington D.C., 1989.
- «The environment as capital», *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, Edited by Robert Costanza. Columbia University Press, New York, 1991.
- FALCONI, F. Y GARZÓN, P., «Los costos sociales de la explotación petrolera en el Ecuador», *Rainforest*, New York, 1999.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación), «Los Recursos Forestales de la América Tropical», Roma, 1981.
- «Precios de productos forestales 1971-1990», Estudio FAO Montes 104 (ISSN1020-0231), Roma, 1992.
- «Evaluación de los Recursos Forestales, 1990, Países Tropicales», Estudio FAO Montes 112 (ISSN 1014-2886) Roma, 1995a.
- «Evaluación de los Recursos Forestales 1990. Síntesis Mundial», Estudio FAO Montes 124 (ISSN 1014-2886), Roma, 1995b.
- «Precios de los productos forestales 1973-1992», Estudio FAO Montes 125 (ISSN 0258-6150) Roma, 1995c.
- INEFAN, «Estrategia del PAFE para el desarrollo sustentable de la industria forestal», Proyecto GCP/ECU/064/NET Apoyo a la implementación del PAFE, Documento de Trabajo No. 16, 1995.
- FAUCHEUX, Sylvie and O'CONNOR, Martin (ed.), *Valuation for Sustainable Development: Methods and Policy Indicators*, E. Elgar, Cheltenham, 1998.
- FEARNSIDE, Philip M., «Environmental services as a strategy sustainable development in rural Amazonia», *Ecological Economics* 20: 53-70, 1997.
- FUNTOWICZ, S. y RAVETZ, J., «Problemas ambientales, ciencia post-normal y comunidades de evaluadores extendidas», *Ciencia, Tecnología y Sociedad*, Editado por José Cerezo, Marta González y José Luis Luján, Ariel, 1997.
- MARTÍNEZ-ALIER J., MUNDA G., RAVETZ J., «Environmental Policy Under Conditions of Complexity», European Environmental Agency, 1997.
- GEORGESCU-ROEGEN, Nicholas, «¿Qué puede enseñar a los economistas la termodinámica y la biología?». Publicado originalmente en *Atlantic Economic Journal*, V, Marzo 1977, pp. 13-21. En Federico Aguilera Klink y Vicent Alcántara, *De la economía ambiental a la economía ecológica*, Icaria editorial, Barcelona, 1994.
- HARRISON, Anne, «Introducing Natural Capital into the SNA», Ahmad Yusuf, Salah El Serafy y Lutz Ernst, *Environmental Accounting for Sustainable Development*, UNEP World Bank Symposium, Washington D.C., 1989.
- HENDERSON, J. y QUANDT, R., *Teoría Microeconómica*, Ediciones Ariel, Segunda Reimpresión, Barcelona, 1975.
- HICKS, John R., *Valor y Capital*, Fondo de Cultura Económica, Segunda Edición, México, 1954.
- HUETING, Rofie, «Correcting National Income for Environmental Losses: Toward a Practical Solution», Ahmad Yusuf, Salah El Serafy y Lutz Ernst, *Environmental Accounting for Sustainable Development*, UNEP World Bank Symposium, Washington D.C., 1989.
- «Correcting National Income for Environmental Losses: A Practical Solution for a Theoretical Dilemma», *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, Edited by Robert Costanza. Columbia University Press, New York, 1991.
- HYDE, W., «Deforestation and Forest Land Use: Theory, Evidence and Policy Implications», *The World Bank Observer* 11 (2), 1996.
- INEFAN, ITTO, «Estrategias para la industria sostenida de la madera en el Ecuador». Informe Final. Proyecto PD 137/91, 1993.
- INEFAN, «Principales Estadísticas Forestales del Ecuador 1995». Dirección General de Planificación (preparado por Marco Almeida G.). Quito, 1995.
- JOCHNICK, Chris, «Violaciones de derechos en la amazonía ecuatoriana: consecuencias humanas del desarrollo petrolero», Centro de Derechos Económicos y Sociales, Ediciones Abya Yala, Quito, 1994.
- KELLENBERG, John V., «Accounting for Natural Resources. Ecuador 1971-1990», A dissertation submitted to The Johns Hopkins University in conformity with the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. Baltimore, Maryland, 1995.

Indicadores de sustentabilidad débil

- KIMERLING, Judith, *Crudo Amazónico*, Ediciones Abya Yala, Quito, 1993.
- KOONS, B. Charles, «Informe de valoración ambiental presentado al Congreso Nacional del Ecuador», Texas, 1995.
- LAARMAN, Jan G., «Government Policies Affecting Forests in Latin America», Banco Interamericano de Desarrollo, Washington D.C., 1996.
- LEIPERT, Christian, *A critical appraisal of GNP. The measurement of net national welfare and environmental accounting*, Berlin, 1995.
- LINOTT, John, «Environmental accounting: useful to whom and for what?», *Ecological Economics* 16: 179-190, 1996.
- LÓPEZ, Ramón, «Policy Instruments and Financing Mechanisms for the Sustainable Use of Forests in Latin America», Banco Interamericano de Desarrollo, No. ENV-106, Washington D.C., 1996.
- LUTZ, E., EL SERAFY, S., «Environmental and Resource Accounting: An Overview», Ahmad Yusuf, Salah El Serafy y Lutz Ernst. *Environmental Accounting for Sustainable Development*, UNEP World Bank Symposium, Washington D.C., 1989.
- MARCONI, Salvador y DA ROS, Sara, «Cuentas Ambientales: el 'estado del arte'», *Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental*, Facultad de Economía, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Quito, 1997.
- MARTÍNEZ ALIER, J., *De la Economía Ecológica al Ecologismo Popular*, Icaria editorial, Segunda Edición, Barcelona, 1994.
- «Indicadores de Sustentabilidad y Conflictos Distributivos Ecológicos», *Ecología Política* 10: 35-43, 1995.
- y O'CONNOR, M., «Ecological and Economic Distribution Conflicts», R. Costanza y O. Segura (ed.), *Getting down to Earth: practical applications of Ecological Economics*, ISEE, Island Press, 1996.
- *Curso de Economía Ecológica*, Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental No. 1. PNUMA. México, 1998.
- MORAN, Eduardo, «Deforestation and Land Use in the Brazilian Amazon», *Human Ecology* Vo. 21 No. 1: 1-23, 1993.
- BRONDIZIO, E., MAUSEL, P., WU, Y., «Integrating Amazonian Vegetation, Land-use, and Satellite Data», *BioScience* Vol. 44 No. 5: 329-338, 1994.
- PACKER, A., BRONDIZIO, E., TUCKER, J., «Restoration of vegetation cover in the eastern Amazon», *Ecological Economics* 18: 41-54, 1996.
- MYERS, Norman, «Environmental Services of Biodiversity». *Proceedings of the National Academy of Science USA*. 93. 2764-2769, 1996.
- MUNDA, Giuseppe, *Multicriteria Evaluation in a Fuzzy Environment*, Physica Verlag Heidelberg, Germany, 1995.
- «Environmental Economics, Ecological Economics, and the Concept of Sustainable Development», *Environmental Values* 6: 213-233, 1997.
- NORGAARD, Richard, «The Case for Methodological Pluralism». *Ecological Economics* 1: 37-57, 1989.
- NIJKAMP, Peter, «Equity and efficiency in environmental policy analysis: separability versus inseparability», *Distributional Conflicts in Environmental Resource Policy*, Allan Schnaiberg, Nicholas Watts y Klaus Zimmermann (Editors), WZB Publications, 1986.
- O'CONNOR, Martin, *Green Accounting. International Journal of Sustainable Development*, Vol. 2, No. 1, 1999.
- OLADE (Organización Latinoamericana de Energía), *Sistema de Información Económica- Energética*, Quito, 1998.
- PEARCE, David, *Blueprint 3*, Measuring sustainable development, Earthscan Publications. London, 1993, 1998.
- «Los límites del análisis coste-beneficio como guía para la política del medio ambiente». Publicado originalmente en *Hacienda Pública Española*, No. 37, pp. 61-71. Federico Aguilera Klink y Vicent Alcántara. *De la economía ambiental a la economía ecológica*, Icaria Editorial, Barcelona, 1994.
- «Can non-market values save the world's forests?», Paper presented at the International Symposium on the Non-market Benefits of Forestry organized by the Forestry Commission in Edinburgh, June, 1996.
- ATKINSON, D., «Capital theory and the measurement of sustainable development: and indicator of 'weak' sustainability». *Ecological Economics*, 8: 103-108, 1993.
- WARFORD, J., *World without End*, Published for the World Bank, Oxford University Press, 1993.
- Petroecuador, AMBIENTEC, ESEN Cia. Ltda., «Plan Integral de Manejo Ambiental de la Actividad Hidrocarburífera (PIMA)», Varios Volúmenes. Diagnóstico, Quito, 1991.
- REES, William y WACKERNAGEL, Mathis, *Our Ecological Footprint*, Reducing Human Impact on the Earth. New Society Publishers, Canada, 1996.

ECONOMÍA ECOLÓGICA

- REPETTO, Robert, «Wasting assets: natural resources in the national income accounts», En *Environmental Economics*, Anil Markandya y Julie Richardson (Ed.). Earthscan Publications, London, 1992.
- ROCA JUSMET, J., «El debate sobre la elaboración de un indicador macroeconómico corregido ecológicamente», *Ecología Política* 16: 21-30, 1992.
- ROMERO, Carlos, *Economía de los recursos ambientales y naturales*, Alianza Editorial, Madrid, 1994.
- ROSSANÍA, Geovany, «Memorias del taller sobre fases de la actividad petrolera», *Acción Ecológica*, Quito, 1994.
- SIMULA, Markku, «Trade and Environmental Issues in Forest Production», Banco Interamericano de Desarrollo, Washington D.C., 1997.
- SOUTHGATE, D., WHITAKER, M., *Desarrollo y Medio Ambiente: Crisis de Políticas en el Ecuador*, IDEA, Quito, 1994.
- STOCKHAMMER, E., HOCHREITER, H., OBERMAYR, B., STEINER K., «The index of sustainable economic welfare (ISEW) as an alternative to GDP in measuring economic welfare. The results of the Austrian (revised) ISEW calculation 1955-1992», *Ecological Economics* 21: 19-34, 1997.
- THE WORLD BANK, World Development Indicators (CD-room), 1997.
- World Development Indicators (CD-room), 1998.
- UPPSAE, Culturas bañadas por petróleo, Diagnóstico realizado por promotores, Lago Agrio, 1993.
- VARIAN R., Hal. s/f., *Análisis Microeconómico*, Madrid.
- VICTOR, Peter A., «Indicators of sustainable development: some lessons from capital theory», *Ecological Economics* 4: 191-213, 1991.
- WORLD RESOURCES INSTITUTE, «Accounts Overdue: Natural Resource Depreciation in Costa Rica», Tropical Science Center, Costa Rica; WRI, Washington D.C., 1991.
- *World Resources 1994-1995*, A Guide of the Global Environment, Oxford University Press, 1994.
- WUNDER, Sven, «The Economics of Deforestation in the Ecuadorian Highlands», Draft (November), 1997.



REVISTA DEL SUR
PUBLICACION DE LA RED DEL TERCER MUNDO

Es una publicación mensual, con informes y análisis exclusivos, sobre los problemas que afectan a los pueblos del Tercer Mundo y sobre las alternativas diseñadas por estos mismos pueblos para superar la dependencia y la pobreza, explotar sus recursos naturales y contribuir al equilibrio ecológico del planeta.

UNA VOZ PARA LOS PUEBLOS DEL SUR

SUSCRÍBASE Y LÉALA TODO EL AÑO POR SOLO us 50.00 (cheque/giro a nombre del ITeM)

INSTITUTO DEL TERCER MUNDO
Juan D. Jackson 1136
Montevideo 11200 - Uruguay
Tel. (5982) 496192 / Fax. (5982) 419222
Correo electrónico: redtm@chasque.apc.org

