

El contenido de esta obra es una contribución del autor al repositorio digital de la Universidad Andina Simón Bolívar, Sede Ecuador, por tanto el autor tiene exclusiva responsabilidad sobre el mismo y no necesariamente refleja los puntos de vista de la UASB.

Este trabajo se almacena bajo una licencia de distribución no exclusiva otorgada por el autor al repositorio, y con licencia Creative Commons – Reconocimiento de créditos-No comercial-Sin obras derivadas 4.0 Internacional



¿Cuánto vale la Amazonía ecuatoriana?

Arturo Villavicencio

30 de octubre de 2018

¿Cuánto vale la Amazonía ecuatoriana?¹

Arturo Villavicencio
Universidad Andina Simón Bolívar

Un cínico es aquel que conoce el precio de todo y el valor de nada
Oscar Wilde

Todo necio confunde valor y precio
Antonio Machado

Se señalaba al inicio del presente trabajo que la corporatización, mercantilización y privatización de hasta ahora bienes públicos es la señal distintiva del proyecto neoliberal. Hasta hace poco la naturaleza había permanecido al margen de los espacios de acumulación del capital y, por lo tanto, del cálculo de la rentabilidad. Esta situación se ha ido transformando en la medida que va afirmándose la visión de la naturaleza como un capital, como un stock que genera flujos de servicios y bienes indispensables para la humanidad. Esta metáfora de la naturaleza como proveedora de servicios ambientales se ha transformado rápidamente en una actitud optimista sobre los retornos financieros que podrían obtenerse si estos servicios podrían ser monetizados y convertidos en mercancías para su comercialización en el mercado. La lógica de este nuevo negocio es bastante simple: “en la actualidad muchos de estos servicios ecosistémicos están siendo provisionados gratuitamente, pero pueden ser materializados a través de la institucionalización de mercados, mediante instrumentos legales o políticos” (Briceño, Flores, Kocian, & Batker, 2017, pág. 198). Pero la “materialización” de los mercados requiere la creación de unidades ecológicas estandarizadas y la consiguiente aplicación de técnicas de valoración estables que permitan asignarles un precio para su intercambio en el mercado. Así, esta necesidad da lugar a la aparición de una legión de expertos con la tarea de asignar un valor monetario a funciones y servicios de los ecosistemas que van desde la polinización hasta las funciones estéticas y de recreación, pasando por los ciclos de nutrientes, la regulación del clima, las funciones de hábitat y la provisión futura de recursos genéticos, entre otros. Esta información es luego procesada y sistematizada por agencias de gobierno, ONGs y centros académicos con el objetivo de proveer elementos para la formulación de políticas públicas y, lógicamente, para el funcionamiento de los mercados.

La justificación de quienes defienden la necesidad de valorar en términos monetarios la naturaleza puede ser resumida en tres argumentos (Harvey, 2016, pág. 162). En primer término, el dinero es un instrumento por medio del cual valoramos aspectos significantes y generalizados de nuestro ambiente. Seamos o no ecologistas, todos estamos implicados en asignar valores monetarios a la naturaleza en virtud de nuestras prácticas diarias aunque el fetichismo de las mercancías invisibiliza o distorsiona el efecto de nuestros hábitos de consumo sobre el ambiente (Carrier, 2011, pág. 205). En segundo lugar, señala Harvey, el dinero es la única medida entendida como del valor de lo que poseemos. El dinero sirve para comunicar nuestros deseos y nuestras elecciones, preferencias y valores, incluyendo aquellos relacionados con la naturaleza. El dinero

¹ El presente artículo es una versión preliminar de un capítulo del trabajo de investigación sobre la neoliberalización de la naturaleza que lleva a cabo el autor en el marco del Programa de Ambiente y Sociedad del Área de Estudios Sociales y Globales.

permite reducir un mundo ecosistémico asombroso y multidimensional de valores de uso, de deseos y necesidades humanas así como de significados subjetivos a un común denominador que cada uno puede entender. Por último, el dinero en nuestras sociedades es el lenguaje básico, aunque no el único, de poder y hablar en términos de dinero es hablar en un lenguaje que los detentores del poder entienden y aprecian. Este argumento es utilizado por algunos ambientalistas para justificar la valoración monetaria de la naturaleza, aduciendo una suerte de pragmatismo para sensibilizar a los tomadores de decisiones en la dimensión económica, actitud a la que Marínez Alier y Roca Jusmet califican de “fetichismo monetario” (Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013, pág. 232).

El tema de asignación de valores monetarios a la naturaleza es un tópico de aguda controversia. Para los ambientalistas la valoración de la naturaleza se centra en las funciones y servicios de los ecosistemas. Los ecologistas, sociólogos, filósofos están preocupados en los valores intrínsecos de los ecosistemas, sus efectos en la salud humana y en las estructuras sociales, sus contribuciones estéticas y espirituales y su significado para las generaciones futuras. Para los economistas, la base para la valoración de los ecosistemas está dada por las preferencias de los consumidores expresadas en la disposición a pagar por los eco-servicios. Cada disciplina analiza el problema desde su propio marco conceptual que traduce en diferentes variables la variedad de trayectorias y juicios normativos (O'Hara, 1996, pág. 96). Todas estas perspectivas disciplinarias se ven reflejadas en la identificación de criterios de valoración, así como en los métodos de evaluación a ser aplicados. En definitiva, estas perspectivas están polarizadas en dos visiones: por un lado la obligación de preservar la naturaleza por razones éticas, estéticas y espirituales, es decir por su valor intrínseco. Por otro, se encuentra aquella perspectiva según la cual la naturaleza tiene un valor instrumental antes que un valor intrínseco. Esta última visión argumenta (correctamente) que los recursos naturales no deben ser desperdiciados y deben ser usados de manera eficiente para promover la prosperidad y el bienestar de la sociedad.

Frente a esta dicotomía, Harvey sugiere dos actitudes posibles: “evitar el lenguaje de la práctica económica diaria y del poder político y hablar en el vacío, o articular valores no monetarios, fuertemente enraizados en el lenguaje (del dinero, por ejemplo) manteniendo la convicción de ser inapropiados o fundamentalmente extraños” (2016, pág. 168). Sin embargo, coincidimos con Sagoff que el supuesto dilema se plantea en otros términos: el problema pasa por la existencia de “una sociedad inteligente que pueda mantener estas dos ideas opuestas sobre la naturaleza sin necesidad de reducirlas la una a la otra” (2008, pág. 1). Hay que empezar reconociendo que, en general, los objetivos de conservación y crecimiento caen en contradicción. Ellos responden a dos concepciones opuestas de ‘valoración’ de la naturaleza: la una intrínseca, la otra instrumental; visiones que, tarde o temprano, entran en conflicto. “Una cosa es el compromiso de proteger la naturaleza por sí misma y otra es juzgar su valor en términos de sus consecuencias económicas” (pág. 3). El problema consiste en que tanto los ecologistas como los economistas son incapaces de mantener en mente dos ideas importantes pero diferentes: el valor intrínseco de la naturaleza y el desempeño de la economía. En su lugar, los primeros, que deberían argumentar acerca del valor intrínseco de la naturaleza, adoptan el lenguaje de su valor instrumental. Como agudamente lo señala Sagoff, “esta es la causa para la muerte del ambientalismo. No se trata de un crimen, sino de un suicidio” (pág. 15). Por otro lado, los segundos, que deberían limitarse a los problemas de crecimiento, distribución, equidad, están preocupados por incorporar la naturaleza en su lenguaje de excedente del consumidor, disposición a pagar o valor de existencia. Cada lado trata de cooptar el otro adoptando su vocabulario, su apariencia y su bagaje intelectual; los unos tratan de cubrirse de un ropaje de pragmatismo, los otros, en cambio, tratan de aparecer como los salvadores de la naturaleza.

A parte de las objeciones de carácter ético, moral, religioso o la manera como la sociedad trata de resolver la contradicción conservación - crecimiento, la monetización de la naturaleza presenta una “legión de problemas”. Se trata de problemas teóricos, legales y políticos que presuponen que el ambiente tiene una estructura suficientemente clara tal que un argumento tipo costo-beneficio permite construir una relación directa entre los bienes ambientales y los derechos individuales de propiedad. El uso de valoraciones monetarias, además de encerrarnos en una visión del mundo en la que los ecosistemas son percibidos como una externalidad que puede ser internalizada en la acción humana solamente a través de precios arbitrarios, nos impone un proceso de codificación a través del cual la naturaleza pueda hacerse legible al capital. Este es el único mecanismo que permite delimitar los servicios ecosistémicos como unidades discretas y estandarizarlas en clases de equivalencia, es decir en mercancías, que permitan su intercambio. Sin embargo, como se discutió anteriormente, este ejercicio implica dos cosas: en primer lugar, la descontextualización de la naturaleza y su concepción como un simple agregado de funciones y procesos y segundo, una manipulación y sumisión de la ciencia ecológica forzada a crear objetos y lenguajes inteligibles y funcionales a la lógica económica y del capital (Robertson, 2006). En ambos casos, como se analizó en secciones precedentes, la consecuencia para los objetivos de conservación y protección es negativa y perjudicial.

A estas objeciones, que de por sí serían suficientes para desechar la idea de asignar valores monetarios a la naturaleza, se suman otras de carácter más práctico y operacional. Al respecto Harvey (2016, pág. 164) anota que el dinero es siempre inseguro y una representación poco fiable del valor como trabajo social y, por supuesto, del valor de uso de la naturaleza. La inflación, movimientos especulativos muestran como la moneda puede ser seriamente inestable como representación del valor. La evaluación del valor de la naturaleza o del flujo de bienes y servicios en esos términos plantea serios problemas parcialmente resueltos por medio de artificios de cálculo como deflatores, precios constantes y nobles intentos por calcular tasas constantes de cambio en un mundo de una remarcable volatilidad financiera. Añade este autor que resulta difícil asignar valores, excepto valores monetarios arbitrarios a activos, independientemente de los precios de mercado realmente alcanzados por el flujo de bienes y servicios que esos activos proveen. Esto condena la valoración económica a una tautología en la que los precios realizados se convierten en los únicos indicadores disponibles del valor monetario de los activos cuyo valor independiente se trata de determinar. Rápidos cambios en los precios de mercado determinan rápidos cambio en el valor de los activos. Esto demuestra la intensa volatilidad de la valoración de los activos naturales. Así, por ejemplo, los intentos de valorar los servicios ambientales del Parque Nacional Yasuní en función del precio de una tonelada de CO₂ en el mercado del carbono resultaba desacertada no solamente por las fluctuaciones del precio (en realidad se produjo un descalabro), sino por la existencia misma de ese mercado.

Un último problema que conviene señalar es aquel de la aplicación de una tasa de descuento. Las valoraciones monetarias de la naturaleza presuponen una cierta estructura del tiempo así como del espacio (Harvey, 2016, pág. 165). La estructura temporal es definida a través del procedimiento de descuento mediante el cual el valor actual es calculado en términos de un flujo descontado de futuros beneficios. No existe un acuerdo sobre las reglas para aplicar tasas de descuento. Las críticas a favor y en contra de utilizar prácticas de descuento en relación al ambiente son abundantes. Sin embargo, Martínez Alier y Roca Jusmet señalan la existencia de “algo paradójico en la aplicación de una tasa de descuento”. Puntualizan estos autores que “el descuento del futuro menoscaba su propia justificación, pues si el futuro se descuenta, hay que preferir el consumo actual al consumo futuro; pero si los recursos y servicios ambientales se agotan, se pone en peligro el propio nivel de vida futuro, cuyo supuesto aumento constituía la justificación (por la utilidad marginal decreciente)

de la tasa de descuento” (2013, pág. 254). Una importante corriente de pensamiento sostiene, con sobrada razón, que la tasa de descuento aplicada a la valoración de la naturaleza debería ser cero y hasta negativa². En este punto nada más oportuno que la observación de Harrod, quien en 1948 escribía que “el descuento es una expresión educada para indicar rapacidad y la conquista de la razón por la pasión”³.

A esta objeción se agrega otra de carácter ecológico. Las múltiples y a menudo no-lineales nociones del tiempo asociadas a procesos ecológicos plantean profundos problemas. Mientras, en principio, puede ser posible dilucidar tendencias sobre las preferencias humanas (o por lo menos formular hipótesis razonables), las temporalidades múltiples a las que están sometidos los ecosistemas son fundamentalmente de una categoría diferente. Los ecosistemas, como una categoría de sistemas complejos adaptables, están sometidos a procesos o estructuras temporales no lineales (Gunderson & Holling, 2002; Lister, 2008; Jorgensen & Muller, 2000). De ahí que la temporalidad definida por los procesos ecológicos es antagónica con la concepción lineal, progresiva y Newtoniana del tiempo subyacente en el cálculo económico (Harvey, 2016, pág. 167). Resulta difícil a la luz de estos problemas no llegar a la conclusión que existe algo acerca de la valoración monetaria que hace de ella inherentemente anti-ecológica, confinando la esfera de pensamiento y acción a un manejo ambiental netamente instrumental que no puede escapar de los límites de sus propias hipótesis institucionales y ontológicas acerca de cómo el mundo está ordenado y es valorado.

Estos son en resumen los temas abordados en el presente capítulo. La exposición empieza con una corta exposición sobre algunos estudios que abordan el tema de la valoración de los ecosistemas del país. El interés de esta exposición es doble: por una parte sensibilizar a la audiencia sobre el hecho que los ecosistemas nacionales no son ajenos a la onda neoliberal de mercantilización y comercialización de la naturaleza y por otra, mostrar que la ‘urgencia’ o ‘necesidad’ de producir números conduce a prácticas un tanto alejadas de normas elementales de rigurosidad académica. A continuación se presenta una síntesis de los principios y herramientas propuestos por la economía ambiental para la valoración de la naturaleza. Esta fuera del propósito del presente estudio entrar en una discusión detallada sobre este tema. Sin embargo, dos enfoques merecen especial atención y son objeto de análisis en el presente capítulo: la valoración contingente y los métodos multicriteriales. El primero tiene por objetivo dilucidar, mediante técnicas muy cuestionadas, las preferencias de las personas y determinar lo que ellas están dispuesta a pagar por obtener o conservar un servicio ambiental y su disposición a aceptar una compensación por la pérdida de un servicio. Estos pagos son los que, en definitiva, determinan el valor de la naturaleza. Esta perspectiva asume a los individuos como consumidores que maximizan su utilidad en lugar de ciudadanos que toman decisiones en función de los valores que ellos profesan. El segundo, en la práctica, una extensión del primero, integra en un marco de análisis, además de criterios económicos, dimensiones de carácter social, político, cultural y ambiental, por supuesto. Este enfoque multicriterial ha sido utilizado para evaluar alternativas de desarrollo articuladas alrededor de diversos escenarios de explotación de petróleo en el Ecuador. Como se discute más adelante, resulta altamente cuestionable aplicar herramientas, por más ‘sofisticadas’ que parezcan, para

² Al respecto, el estudio *La iniciativa Yasuní-ITT desde una perspectiva multicriterial* aclara que “para aquellos indicadores que suponen el cálculo de un valor actualizado se reportan únicamente los resultados con una tasa de descuento del 12% anual. Sin embargo, para la evaluación multicriterial se consideran en realidad tres tasas de descuento: 6%, 12% y 20%” (Vallejo, et al. 2011, 108). Para dar una idea del significado de estas tasas de descuento basta señalar, por ejemplo, que el valor presente de un beneficio (o daño) ambiental valorado en \$1.000 en veinte años, es de únicamente 30 dólares.

³ Citado en Martínez Alíer y Roca Jusmet (2013, 253).

analizar problemas que van más allá de los estrechos márgenes axiomáticos en el que se fundamentan las técnicas multicriterio. La exposición se cierra con una breve exposición sobre el enfoque de la Ciencia Post-Normal, un marco conceptual apropiado para el manejo de problemas complejos como aquellos que tienen que ver con el desarrollo y el ambiente.

1. Cuando el pragmatismo supera la sensatez

Poniendo precio al planeta

En 1997 la influyente revista *Nature* publicó un resumen de los trabajos sobre valoración de los ecosistemas globales llevados a cabo por un grupo de investigadores bajo el liderazgo del reconocido economista ecológico R. Costanza (Costanza, et al., 1997). El artículo jugó un papel importante en el posicionamiento del concepto de servicios ambientales y posteriormente del pago por servicios ambientales en las agendas de investigación de círculos académicos y en el discurso ambiental predominante en esferas políticas y de desarrollo nacionales e internacionales. El trabajo mencionado, calificado con sutileza por Martínez Alier y Roca Jusmet como “desafortunado” (2013, p. 314), estimó el valor de los servicios de la naturaleza a nivel global entre 16 y 54 trillones de dólares anuales; es decir, un valor promedio de \$33 trillones, aproximadamente el doble del PIB mundial del año 1997 (\$18 trillones). Según sus autores, el objetivo del estudio consistía en llamar la atención sobre como la exclusión en el análisis económico convencional de los factores ambientales, bajo la forma de externalidades, representaba inadecuadamente (o ignoraba) el costo de los impactos ambientales sobre el crecimiento económico. Este mensaje fue rápidamente transformado en una actitud optimista sobre los retornos financieros que podrían obtenerse si este valor de las externalidades ambientales podría ser monetizado y comercializado en el mercado. Se abrió así un amplio espacio en el que el fenómeno de mercantilización de la naturaleza, sobre la base de los llamados instrumentos de mercado, emerge como el paradigma dominante del proyecto neoliberal en las relaciones sociedad - naturaleza. Debido al carácter pionero y a la influencia sobre las políticas ambientales globales y nacionales, nos referimos brevemente a continuación al trabajo de Costanza y sus colegas.

El ejercicio de valoración de los servicios ambientales se basa en dos métodos: i) la productividad de los ecosistemas y ii) el costo de sustitución (o réplica) de los ecoservicios. En los casos de servicios con valores de ‘no-uso’ (estética, recreación, cultura, ...) la técnica de valoración contingente es la herramienta utilizada (este método es discutido en la sección siguiente). El primer método consiste básicamente en el uso de la relación *precio x cantidad* como el proxy del valor económico de un servicio. El razonamiento parte del supuesto que no hay producción (pesca en los océanos, madera de los bosques, cultivos, ...) sin los correspondientes servicios ambientales. Así, por ejemplo, el ecoservicio de los océanos se estima a partir del precio de mercado de los productos del mar y su precio marginal se obtiene de la división del número de hectáreas cubiertas por los océanos dividido por el precio unitario, lo que resulta en un valor del ecoservicio de 15 dólares por hectárea (Costanza, y otros, 1997). El mismo razonamiento es utilizado para los productos agrícolas y forestales. Por el momento basta advertir que uno de los problemas del razonamiento a partir de la producción consiste en que varios insumos (ecoservicios) como estabilización del clima, ciclo de nutrientes o formación del suelo son esenciales en la producción. Si este es el caso, entonces cada servicio posee individualmente un valor proporcional al valor total de la producción ya sea esta agrícola, forestal o de los océanos. Como correctamente lo señala Sagoff, “aquí se comete un craso error al asumir que si x es esencial para la producción de y , el precio de x puede ser inferido del precio de y ” (1997, pág. 9).

El segundo método parte del costo de la creación de sustitutos tecnológicos para ciertos ecoservicios a partir del cual se infiere el costo marginal o incremental de estos últimos. El ciclo de nutrientes que aseguran los océanos ilustra claramente este caso. Este ecoservicio ha sido estimado en alrededor de 17 trillones de dólares (Costanza, y otros, 1997). El razonamiento es como sigue: si los océanos no prestaran este servicio sería necesario remover los nutrientes de los líquidos vertidos y retornarlos a los suelos. En este caso el costo está dado por el producto del costo de separar el nitrógeno y el fosfato de un litro de agua usada multiplicado por 40 mil metros cúbicos de agua que fluyen cada año a los océanos. Este sería el costo de sustituir el ecoservicio que prestan los océanos (Pimm, 1997). De la misma manera, los ecoservicios de control de inundaciones y protección de tormentas son estimados sobre la base del costo de construcción de diques (2.0 trillones de dólares); la polinización artificial de plantas costaría 1.8 trillones y el reemplazo de los beneficios estéticos, artísticos, recreacionales, espirituales o científicos se estima en 3.83 trillones de dólares. Aquí es oportuno recordar que cuando los economistas hablan acerca de sustitución, ellos, en general, no se refieren a métodos alternativos y más costosos de la provisión de un bien o servicio, sino que se refieren a la indiferencia del consumidor entre alternativas a un precio determinado. Nuevamente un craso error: resulta irrelevante el costo de replicar tecnológicamente un servicio ambiental, ya que ese costo no dice nada sobre el valor económico de ese servicio. Más preocupante aún, los ecosistemas son multifuncionales y por debajo de un nivel crítico ellos podrían no ser sustituibles; su degradación no podría ser compensada por un aumento de inversión en capital manufacturado; por el contrario, se traduciría en una disminución de la capacidad para contribuir al bienestar de los seres humanos (Salles, 2010).

Respecto al intento de valorar los servicios ambientales globales, Martinez Alier y Roca Jusmet señalan que “uno no deja de sorprenderse ante este ejercicio cuando los propios autores destacan que sin tales servicios la vida y la economía no existirían” (2013, pág. 315). En efecto, los autores del estudio advierten que “en un sentido, su valor total para la economía es infinito” (Costanza, y otros, 1997, pág. 253) pero, prosiguen, “puede ser instructivo estimar el valor incremental o marginal de los servicios de los ecosistemas. Sin embargo, los autores no aclaran en qué sentido este ejercicio es instructivo. De todas maneras debemos dejar en claro que “ninguno de estos métodos pueden servir de base para estimar el valor de los servicios ecosistémicos, aun si estos servicios son esenciales para el bienestar de los seres humanos” (Sagoff, 1997, pág. 9).

Es a partir de este estudio que va afirmándose la idea de la naturaleza como un capital, un stock que genera diferentes categorías de flujos indispensables para la humanidad: productos o bienes, servicios y beneficios indirectos y valores derivados de la existencia misma de este stock. La metáfora de la naturaleza como un stock fijo de capital capaz de sostener un flujo limitado de servicios ambientales se convierte en el paradigma del pensamiento acerca del desarrollo y el ambiente y señala la hoja de ruta para la formulación y diseño de programas de manejo de la conservación de los ecosistemas (UNEP, 2008; World Bank, 2009). El contexto ideológico dominante está dado por la idea que la asignación de un valor económico a la naturaleza y su sumisión a los procesos de mercado es la clave para una exitosa conservación. La lógica es relativamente simple: una vez que el valor de un ecosistema particular es puesto al descubierto, por ejemplo desde la capacidad de un ecosistema de almacenar carbono hasta atraer turistas, el ecosistema adquiere un valor económico ya sea como proveedor de un servicio en el primer caso o como un recurso no consumible en el segundo. El ecosistema, de esta manera, aparentemente se convierte en una fuente de ingresos creando oportunidades de un desarrollo empresarial-capitalista. Esta es en síntesis el principio de la conservación neoliberal de la naturaleza.

La conceptualización de la naturaleza como un agregado de ‘unidades de servicios’ o ‘unidades de funciones ecológicas’ requiere la aplicación de conceptos y técnicas derivados de la

teoría de sistemas ecológicos (Jorgensen & Muller, 2000). Aunque la idea de unidades de funciones ecosistémicas carece de un significado o precisión ecológica, la tarea de crear unidades estandarizadas de intercambio y técnicas de medición estables para la delimitación de los servicios ambientales ha dado lugar al florecimiento de un lucrativo negocio eco-informático cuyo objeto consiste en medir, evaluar, estandarizar, clasificar la naturaleza, desagregarla en nuevas categorías de bienes y servicios y combinarlas con parámetros sobre su integridad/degradación para asignarles precios de mercado (Sullivan 2013). Una vez más, bajo el resiliente membrete de asistencia técnica para el desarrollo, y con financiamiento de fondos provenientes de los organismos bilaterales y multilaterales, las ONGs transnacionales imponen su agenda tecnológica a través de empresas consultoras especializadas que ofrecen un variado catálogo de servicios, aplicables desde escalas locales hasta escalas globales, en una diversidad de temas, todos relacionados con la monetización y comercialización de la naturaleza. Así, por ejemplo, el Natural Capital Project, una iniciativa conjunta de la universidad de Stanford y Nature Conservancy en el marco del Natural Capital Project ofrecen el programa InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)⁴, un software que permite “mapear y valorar los bienes y servicios de la naturaleza con fines de inversión”. En la misma línea, el software ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services) desarrollado por Conservation International⁵ “con fines de cuantificación, valoración económica”, permite “evaluar la contribución del capital natural a los diferentes sectores económicos, diseñar esquemas eficientes y efectivos de conservación, cuantificar pagos requeridos por compensaciones ambientales y optimizar el pago por servicios ambientales”. Por último, la iniciativa The Economics of Ecosystems and Biodiversity⁶ ofrece una base de datos (The TEEB Valuation Database) que contiene estimaciones monetarias de una extensa variedad de servicios ambientales para diferentes biomes y ecosistemas. A toda esta prolífica actividad de elaboración de manuales, kits de herramientas, lineamientos, guías, directrices, adaptables a todas las circunstancias y requerimientos de los clientes, se suma la presencia de brokers, intermediarios, agentes, asesores en inversiones en mercados ambientales⁷.

Todo este bagaje de conocimiento y herramientas ‘científicas’ se vuelve aún más necesario porque resulta funcional para minimizar o ignorar las dimensiones sociales y políticas de las estrategias y programas de conservación. Un supuesto marco de rigurosidad científica despolitiza la discusión sobre las políticas de conservación y, por consiguiente, refuerza el statu quo social, político y económico. Al igual que en el caso del cambio climático, este enfoque “post-político” sobre la conservación se ‘cientifica’ mediante la creación de un discurso tecnocrático, neutral en valores, que toma la forma de un imaginario universal, apolítico e impersonal ignorando consideraciones éticas y políticas en la discusión (Brulle & Dunlap, 2015, pág. 12). El resultado consiste en que la ideología hegemónica del fundamentalismo de libre mercado permanece no cuestionada e invisible y por lo tanto, las opciones políticas de conservación están limitadas por las lógicas capitalistas liberales.

Poniendo precio al Ecuador

La naturaleza en el Ecuador no ha escapado de la tentación de valorarla y asignarle un precio. Parafraseando a Martínez Alier y Roca Jusmet a propósito de la valoración de los servicios

⁴ <https://www.naturalcapitalproject.org>

⁵ <http://aries.integratedmodelling.org>

⁶ www.teebweb.org

⁷ Para citar unos pocos: Ecosystem Market Place (<https://www.forest-trends.org/ecosystem-marketplace/>), Species Banking (www.speciesbanking.org), Climate Change Capital (<https://www.bloomberg.com/research/stocks/private/>)

ambientales globales (2013, pág. 314) señalamos aquí otra “desafortunada” publicación, en la que las funciones y procesos ecológicos, los servicios y beneficios ambientales de la Amazonia son objeto de una evaluación económica para la asignación de un precio de ‘mercado’ (Cuadro 1). La valoración de los ecosistemas nacionales tiene una intención clara:

“El objetivo de la valoración de los servicios ecosistémicos es reconocer e incorporar una amplia gama de estos beneficios en las estructuras económicas y en los sistemas de incentivos que guían las prácticas de uso del suelo. ... En la actualidad, muchos de estos servicios ecosistémicos están siendo provisionados gratuitamente, pero pueden ser materializados mediante instrumentos legales o políticas” (Briceño, Flores, Kocian, & Batker, 2017, págs. 182, 198).

La extrapolación de los valores presentados en el Cuadro arroja como resultado que *“la contribución (de 9.3 millones de hectáreas) de la región Amazónica a la economía del país a través de los servicios de los ecosistemas, que se proveen anualmente en forma gratuita ... se valoran entre US\$ 7.1 mil millones y US\$ 96.8 mil millones en servicios ecosistémicos que benefician a la población local y global”* (195).

Cuadro 1. Valores de los servicios ecosistémicos de la Amazonía Ecuatoriana

Tipos de cobertura	Valores (US\$/Ha)	
	Bajo	Alto
Buffer repáreo	43.841	53.857
Bosque nublado	518	19.014
Lagos y ríos	4.355	80.475
Bosque tropical	606	2.497
Llanuras inundables	826	23.319
Pradera	122	125

Fuente: (Briceño, Flores, Kocian, & Batker, 2017, pág. 196)

Bajo un horizonte de 25 años, “el valor activo” de estos servicios es, en promedio, de alrededor de 500 mil millones de dólares si se aplica una tasa de descuento del 2 por ciento y de 650 mil millones si la tasa de descuento es cero (pág. 199). Es decir, la valoración de la Amazonía, entre otros depende de la preferencia inter-temporal o tasa de descuento que se aplique en las estimaciones. El primer caso, asume implícitamente que el progreso técnico compensará el valor de la pérdida gradual de los servicios y por lo tanto, el costo de la degradación ecológica disminuye a lo largo del tiempo; en el segundo, estos costos (o beneficios) permanecen constantes. En resumen, el valor anual promedio de los servicios ambientales provistos por la Amazonía, estimados en alrededor de US\$ 6.000 por hectárea, es el resultado de la suma de servicios parciales construidos en forma atomística en relación a todo el ecosistema; una visión Cartesiana de la naturaleza como una máquina con partes reemplazables, que substituye a una visión orgánica, ecosistémica y dialéctica.

Este tipo de valoración monetaria nos condena a una visión del mundo en la que los ecosistemas son considerados como una externalidad a ser internalizada en la acción humana solamente a través de una estructura de precios arbitrariamente seleccionada e impuesta o mediante un régimen regulatorio. ... Es difícil no concluir que existe algo acerca de la valoración monetaria que la hace inherentemente anti-ecológica, confinándola a un campo de pensamiento y acción a un manejo instrumental de la naturaleza (Harvey, 2016, pág. 167).

No debería ser objeto de mayor atención una publicación centrada en la presentación de cifras ficticias y juicios desatinados sino no fuera porque estos números e ideas están penetrando peligrosamente en círculos políticos y centros de decisión, en el imaginario de ciertos movimientos ambientalistas y en el acervo de la academia. A parte del trasfondo ideológico, el problema consiste en que la rápida circulación de la información aumenta la tendencia a la simplificación y convergencia de cifras y estadísticas. Como se discute más adelante, los valores de los ecoservicios Amazónicos son tomados de otros estudios, los que, a su vez son adaptados de otros y así sucesivamente lo que vuelve difícil detectar el origen y legitimidad de las cifras presentadas, pasando estas a formar parte de un cierto ‘sentido común’. Así, por ejemplo, la valoración referida de los servicios ambientales ha servido de base para realizar un análisis costo-beneficio⁸ sobre alternativas de desarrollo de la región Amazónica (ver Cuadro 2); análisis en el que se incluye como uno de los criterios el ‘costo’ de la pérdida de servicios ecosistémicos bajo diferentes escenarios de explotación de los recursos petroleros en esta zona (Larrea, Latorre, & Burbano, 2017). Lo cuestionable aquí y en estudios similares (Vallejo, Larrea, Burbano, & Falconí, 2011) consiste en que la dimensión económica de las alternativas de explotación de petróleo y expansión de la frontera petrolera y minera y de escenarios verdes de conservación y desarrollo ecoturístico son evaluadas y comparadas bajo una sola métrica: el valor de los ecoservicios por hectárea. Este valor es aceptado como un parámetro dado, cuya validez no se cuestiona, convirtiéndose en el árbitro para la toma de decisiones.

Cuadro 2. Valoración económica de la pérdida de los servicios ambientales en la Amazonía Centro-Sur por efectos de la actividad petrolera

<i>Alternativa</i>	<i>Millones \$</i>
<i>Expansión máxima de frontera petrolera y minera con mantenimiento de subsidios al petróleo</i>	24.447
<i>Expansión máxima de la frontera petrolera y minera con reducción progresiva de subsidios a combustibles</i>	24.447
<i>Expansión restringida de la frontera petrolera y minera con reducción progresiva de subsidios a combustibles</i>	15.098
<i>Expansión restringida de la frontera petrolera y minera con reducción progresiva de subsidios a combustibles y empleo de tecnologías off shore en los campos petroleros</i>	5.718
<i>Conservación. No expansión frontera minera ni petrolera, desarrollo de energías limpias, eliminación rápida de subsidios, fomento de turismo, agroecología y agroforestería</i>	684

Fuente: (Larrea, Latorre, & Burbano, 2017, pág. 436)

En este punto resulta oportuna la observación de Sagoff (1997) quien afirma que “el esfuerzo por estimar un valor incremental o marginal de los servicios ecosistémicos debería ser visto como una aberración en el marco del programa de la economía ecológica. Este esfuerzo puede tener éxito únicamente minimizando la credibilidad de esta disciplina y al mismo tiempo aumentando la legitimidad del análisis costo-beneficio, probablemente en detrimento de las políticas de protección del entorno natural”. Aquí cobra actualidad la pregunta planteada por Martínez Alier y Schlupmann hace ya algunos años: “¿por qué esa corriente interdisciplinaria de economía ecológica no ha

⁸ De acuerdo a la referencia se trataría de un análisis multicriterial. En realidad se trata de un simple cálculo beneficio/costo con ponderaciones asignadas exógenamente a los diferentes costos y beneficios.

encontrado un lugar en la enseñanza universitaria o, por lo menos, un ambiente político adecuado fuera de la academia?" (1991, 9).

La tentación de asignar un precio a la naturaleza en el Ecuador no es nueva. Por ejemplo, el valor económico de la deforestación en la Amazonía ecuatoriana fue ya hace una década tema de un artículo publicado en una influyente revista latinoamericana (Azqueta & Delacámara, 2008). Este estudio considera cuatro 'productos' del bosque tropical que se verían afectados por acción de deforestación: i) productos distintos de la madera, ii) ecoturismo, iii) carbono liberado a la atmósfera, y iv) biodiversidad (Cuadro 3). Aunque los autores reconocen que "no tiene sentido tratar de estimar la el valor económico de la biodiversidad por hectárea, porque depende de que hectárea se trate" (p. 67), sin embargo los valores unitarios por hectárea son extrapolados para estimar el costo que representa la deforestación por efectos de la explotación de petróleo.

Cuadro 3. Valor económico de la deforestación en la Amazonía

<i>Componente</i>	<i>Valores unitarios</i>	<i>Porcentaje del valor total (%)</i>
<i>Valor de los productos distintos de la madera (\$/ha)</i>	115.3	3.0
<i>Ingresos por eco-turismo (\$/visitante)</i>	20.0 ⁹	0.5
<i>Valor del carbono liberado (\$/ha)</i>	5000.0 ¹⁰	96.3
<i>Valor de la biodiversidad perdida (\$/ha)</i>	7.0	0.2

Fuente: (Azqueta & Delacámara, 2008, pág. 68)

Bajo la hipótesis de una área de deforestación inicial de 2.000 ha. y asumiendo una tasa anual de deforestación del 8%, el valor presente del costo económico de la deforestación en un período de 50 años es estimado en 451 millones de dólares (con una 'tasa de actualización social' del 4 por ciento)¹¹. Aquí es interesante resaltar que el costo por la pérdida de la biodiversidad en uno de los lugares más biodiversos del planeta representa apenas el 0.2 por ciento del costo total de la degradación ambiental, mientras las emisiones de CO₂ representan sobre el 96 por ciento. En otras palabras, el valor de la Amazonía estaría dado básicamente por su capacidad de almacenar carbono. El estudio concluye: "lo que revelan los costos ambientales relacionados con las exportaciones de petróleo es el beneficio social que puede lograrse (así como el monto de la inversión que se justifica y la diferencia de costos en que se incurre) si se minimizan estas consecuencias" (Azqueta and Delacámara 2008, 72).

Las Islas Galápagos tampoco han escapado al espíritu de mercantilización de la naturaleza. Un análisis económico sobre la Reserva Marina de Galápagos (Wilén, 2000), basado en una encuesta sobre la disposición a pagar de los 'ecoturistas' por que se mantenga la protección de la reserva, estimó en alrededor de US\$ 2.75 millones el beneficio potencial adicional que implicaría su

⁹ "Pérdida de 20 dólares por visitante (suma pagada en dólares por los turistas extranjeros tanto al gobierno de Ecuador como a la población local) (sic) (Azqueta and Delacámara 2008)

¹⁰ "Pérdida de 200 toneladas de carbono por cada hectárea de bosque tropical convertido en tierras cultivables, a razón de 25 dólares por tonelada" (Azqueta and Delacámara 2008)

¹¹ Si se aplica una tasa hiperbólica de actualización (tasa decreciente en el tiempo), el costo ambiental de la deforestación por efecto de la explotación de petróleo alcanzaría un promedio de \$1.728 millones.

protección¹². Añade el estudio que esta cantidad es muy superior a una pérdida de \$ 200 mil anuales que significaría reducir en un 10% la extensión del mar dedicada a esta actividad. En la misma línea de pensamiento, en otro estudio (De Groot,192) el valor de los bienes y servicios ambientales de las Islas Galápagos fue estimado en \$120 por hectárea (Cuadro 4)¹³ del cual cerca del 40% fue corresponde al valor de ‘recreación y turismo’ y apenas el 2% (\$2.7 / ha.) a la ‘información científica y educativa’. Como la señalan Martínez Alier y Roca Jusmet (2013) resulta difícil aceptar que el ‘valor’ de las Islas corresponda a su función como destino turístico (especialmente para los ‘ecoturistas’ del Norte) antes que a su valor científico y de patrimonio de la humanidad.

Cuadro 4. Valoración de los servicios ambientales en las Islas Galápagos

<i>Componente</i>	<i>Valores unitarios (\$/hectárea)</i>
<i>Prevención de la erosión, reciclaje de nutrientes y materia orgánica</i>	58.2
<i>Mantenimiento de la biodiversidad, hábitat de migración y protección de la naturaleza</i>	5.5
<i>Alimentos, materia prima para construcción, acuicultura, recursos energéticos</i>	6.3
<i>Recreación y turismo</i>	45.0
<i>Información científica, estética y cultural</i>	5.0

Fuente: (De Groot, 1992)

La Reinención del paisaje

Surge en este punto la pregunta lógica sobre el grado de validez y coherencia del valor de los ecoservicios amazónicos arriba resumidos. Los lectores y lectoras, con sobrada razón, se preguntarán ¿cómo puede estimarse que la deforestación de una hectárea de bosque en la Amazonía signifique una pérdida de siete dólares de biodiversidad? (Azqueta & Delacámara, 2008, pág. 68) ó ¿qué técnicas de medición permiten afirmar que los servicios de polinización, ciclo de nutrientes, regulación del clima, entre otros, representan un valor de \$518 por hectárea? (Briceño, Flores, Kocian, & Batker, 2017, pág. 196). La primera pregunta no es solamente una cuestión de método, sino que nos deja un tanto perplejos simplemente por el hecho de que no tenemos una idea sobre el significado de la ‘mercancía biodiversidad’, ¿Se refiere a genes, especies, variedades que se pierden? ¿Cuáles son sus unidades de medida? ¿Es la pérdida temporal o irreversible? es decir, toda una inmensa complejidad, incluidas cuestiones de carácter ético, son reducidas a un simple número, que en definitiva no nos dice absolutamente nada. La segunda pregunta plantea interrogantes similares. ¿Es posible aislar procesos y funciones ecológicas complejas y determinar cuál es su contribución para la satisfacción de una necesidad social? En el caso, por ejemplo, de un

¹² Aplicando las técnicas de valoración contingente (tema analizado en la sección siguiente) el estudio muestra la disposición a pagar de un incremento en la tarifa de entrada al Parque Nacional de US\$53 y US\$ 6.4, por parte de los turistas extranjeros y nacionales, respectivamente, si la Reserva Marina es mantenida como área protegida.

¹³ De Groot presenta tres estudios de caso sobre valoración ambiental: el bosque tropical, el mar de Wadden en Holanda y las Islas Galápagos. “Resulta que ese mar holandés (en medio de una región superpoblada y productora de residuos) vale anualmente unas 50 veces más por hectárea que las Galápagos” (Martinez Alier and Roca Jusmet 2013). Añaden estos autores, citando a Roldan Muradian, “si nos dieran a elegir cual de ambas zonas conservar ante una amenaza extraterrestre, la logica de la valoración económica nos debería llevar a sacrificar las Galapagos” (317).

metro cúbico de madera, esto significaría que es posible determinar, en valor, la contribución de la polinización, los nutrientes o el clima al precio de mercado de la madera.

Seguramente las autoras del trabajo referido son conscientes de algunos de los problemas señalados cuando afirman que “la valoración de lo no mercantil ha hecho grandes avances en la academia y en los círculos de política pública y, actualmente, muchas de las valoraciones primarias han sido validadas para asegurar un rigor científico” (Briceño, Flores, Kocian, & Batker, 2017, pág. 187). Parecería que toda la preocupación por el rigor científico del trabajo citado consiste en una extrapolación de “valoraciones hechas en estudios previos de bienes y servicios similares, en lugares comparables”. Sin embargo, el fundamento de esta rigurosidad es más de carácter pragmático que teórico: “la valoración de cada paisaje individual haría este método extremadamente difícil y costoso. Por ello, buscar similitudes dentro de los ecosistemas es la mejor forma para encontrar valores generales” (pág. 189). Entonces debe quedar claro que ninguna de las cifras presentadas sobre la valoración de servicios ambientales de la Amazonía ecuatoriana es el resultado de estudios de campo o trabajos empíricos realizados sobre el terreno. Se trata de una simple transposición de valores estimados (?) en el marco de otros estudios, concretamente el trabajo de Costanza y otros (1997), y sistematizados en el marco del proyecto TEEB (van der Ploeg, De Groot, & Wang, 2010). De esta manera, bajo el eufemismo de ‘método transferencia de beneficios’ las cifras son utilizadas ‘ingeniosamente’ para generar resultados fabulosos como, por ejemplo, la estimación de los servicios ambientales de la Amazonía ecuatoriana en un período de veinticinco años en un valor “1.2 mil billones de dólares” (Briceño, Flores, Kocian, & Batker, 2017, pág. 199).

El volumen de información y su análisis respectivo que demandaría una evaluación ambiental ha llevado al desarrollo de las llamadas técnicas de transferencia de beneficios que consiste en usar información generada en varios casos de estudio y aplicarla en otros casos para los cuales la obtención de información resulta onerosa en términos de tiempo y dinero. En los últimos años una extensa literatura se ha desarrollado para precisar las condiciones de validez de estos enfoques así como para señalar sus excesos (Salles, 2010). El procedimiento de transferencia de información tiene sus raíces en la técnica estadística conocida como Meta-Análisis; método que consiste en descubrir o encontrar una síntesis cuantitativa sistemática de cierta evidencia a través de un número significativo de estudios empíricos (Nelson & Kennedy, 2009, pág. 346). Por ejemplo, si se desea determinar la disposición a pagar por un determinado servicio ambiental en un sitio de la Amazonía se parte de información estimada en otros contextos y mediante técnicas de regresión (meta-regresión, en el lenguaje técnico) se infiere valores o ‘beneficios’ para predecir el comportamiento en el lugar de interés. De ahí el nombre de ‘transferencia de beneficios’ aplicado a este procedimiento. Implícita en este tipo de ejercicio esta la hipótesis de que los estudios primarios son suficientemente similares entre sí y con el caso de estudio. Sin embargo, ya desde el punto de vista estadístico, los persistentes problemas técnicos de heterogeneidad de los datos, heterocedasticidad o correlación entre las observaciones llevan a plantear la pregunta si no se trata de una comparación de peras con naranjas con el riesgo de que el resultado no necesariamente sea una fruta (pág. 359). Desde este punto de vista, se puede afirmar que la valoración los servicios ambientales presentados en los cuadros anteriores es, en el mejor de los casos, un azaroso exceso de estadística.

Bajo qué circunstancias es válido usar los valores estimados (si se puede hablar de estimaciones) en un bosque tropical de África para aplicarlos en la Amazonía ecuatoriana? Insistimos en que la justificación para la utilización de este método radica básicamente en el costo elevado de obtener información directa para la valoración de los ecosistemas en sitios específicos y

por lo tanto, la transferencia de beneficios es considerada un sustituto aceptable¹⁴. Se asume de manera explícita que el valor de los servicios no es intrínseco a un sitio particular o a un sistema ecológico determinado sino que, sobre el supuesto de niveles de correspondencia adecuados, las estimaciones de valores unitarios (generalmente servicios por hectárea) pueden ser aplicadas indistintamente a todos los ecosistemas con un hábitat, tipo de suelo y vegetación similares. Evidentemente que los “errores de generalización” (Plummer 2009, 40) llevan a un serio cuestionamiento de esta práctica.

En efecto, resulta evidente que los hallazgos sobre un ecosistema no pueden trasladarse automáticamente a otro ecosistema aun si ellos aparecen similares. Por el contrario, la literatura sobre ecosistemas supuestamente similares indica más diferencias que similitudes, algunas de ellas aparentemente originadas por trayectorias diferentes de la influencia humana (Norgaard 2010, Castree 2003, Kosoy and Corbera 2010, Daily, et al. 2000). A estas diferencias se añade la calidad de la información de base sobre variables claves como el clima y las condiciones del suelo que son insuficientes para empatar el conocimiento de una zona con otra. La implicación para los ejercicios de valoración ambiental consiste en que la correspondencia entre el estado de un ecosistema y los servicios derivados requiere ser determinada para cada sitio si se quiere asegurar una conexión realística entre pagos, servicios y prácticas de manejo y conservación de los ecosistemas. Más aun, en la medida que el ritmo de cambio de los ecosistemas se acelera, los proyectos que giran alrededor de los servicios ecosistémicos exigen un seguimiento cercano y ajustes continuos. En definitiva, no se puede ignorar que los ecosistemas son idiosincráticos: lo que se considera verdadero en una región puede resultar no aplicable en otra (Daily, et al. 2000, 395). Pero el problema se complica aún más ya que al estar involucrado un sistema de precios, la transferencia asume implícitamente una similitud de los contextos sociales y económicos.

Pero, más allá de justificaciones en términos de costos y tiempo, la transferencia de beneficios responde a las necesidades de crear productos homogéneos, estandarizados para que los mercados de servicios ambientales puedan funcionar. Así, la división de áreas en eco-zonas, cuencas hídricas, unidades de conservación de suelo y conceptos similares trazan la ruta para fijar patrones intercambiables entre entidades distintas. Se trata de una transformación del espacio desde una realidad vívida y comprensible hacia una abstracción geométrica y parametrizable que simboliza el potencial para una futura comercialización (Kelly 2011). Como lo señala Castree (2003, 281), esta abstracción tiene lugar a dos niveles: un nivel funcional que busca similitudes reales y clasificables entre dos realidades diferentes como una pre-condición para una segunda forma de abstracción, esta vez a nivel espacial, que implica un tratamiento idéntico para una entidad localizada en un sitio con otra localizada en otro lugar. Los intentos de privatizar la naturaleza parten de la premisa sobre la ficción de la naturaleza como un objeto único que puede ser atomizado en parcelas susceptibles de ser poseídas. Este proceso es legitimado por las insistentes narrativas acerca conservación y preservación científica de la biodiversidad y los recursos naturales.

Lohmann (2012) nos recuerda el mercado del carbono como una modalidad especial de transferencia de beneficios. Señala este autor que “transformar los beneficios e inconvenientes del clima en ‘cosas cuantificables’ posibilita su intercambio. Por ejemplo, una vez que los beneficios del clima son analogados con reducciones de emisiones, un recorte de emisiones en un lugar se convierte en ‘climáticamente’ equivalente, y por lo tanto intercambiable, con un recorte de la misma magnitud en otro lugar. Bajo la misma lógica, una reducción de emisiones producida por una

¹⁴ Este pragmatismo nos recuerda la anécdota sobre aquella persona que buscaba un objeto perdido bajo una luminaria de alumbrado público por la sencilla razón de que ese lugar estaba más iluminado.

tecnología determinada se convierte en equivalente a una reducción de emisiones producto de otro tipo de tecnología. Allí, donde un recorte de emisiones, que es parte de un paquete que trae consigo un conjunto de impactos sociales, se convierte en climáticamente equivalente a una reducción asociada con otro conjunto de impactos sociales. En los mercados donde se permite la bancarización de los permisos de emisiones, un recorte de emisiones que se logró en un momento determinado se convierte en climáticamente equivalente a un recorte realizado en otro momento. Una vez que todas estas equivalencias se han establecido, se permite que el mercado pueda seleccionar las alternativas (los beneficios climáticos) más baratas” (111). Esta es, en definitiva, la lógica que subyace a la práctica de la transferencia de los beneficios de equivalencia. Entonces, no se trata únicamente de un método (errado, por cierto) para obviar problemas de tipo logístico, sino de una herramienta que se acopla perfectamente a los objetivos de mercantilización de la naturaleza.

En la misma línea de razonamiento, y así mismo bajo consideraciones pragmáticas de economía de recursos y tiempo, han proliferado las llamadas ‘evaluaciones ecológicas expeditas’ (ten Kate and Crowe 2014). Se trata de enfoques híbridos de conocimientos científicos y consideraciones políticas en los que debates científicos son pasados por alto de tal manera que la información ecológica pueda ser estandarizada e inteligible a la lógica del capital sin importar la consistencia de la información generada (Robertson 2006). El objetivo consiste en que el Estado y el capital sean capaces de ver únicamente aquella información ecológica que tiene sentido al interior de sus propias lógicas. Estas evaluaciones consisten en ejercicios que a partir de inferencias sobre información de validez cuestionable y características de difícil medición (provisión de hábitat, polinización, estado de humedales, ...) y mediante la aplicación de algoritmos o protocolos, transmutan la escasa y dudosa información disponible en un índice que sintetiza la integridad del ecosistema en observación y que se erige como su valor funcional. Así, por ejemplo, las observaciones empíricas (25% de cobertura de follaje, por ejemplo) se traducen en un score (‘0.5’) y de este modo, para diferentes procesos y características de los ecosistemas se producen una serie de scores, uno por cada función o característica, que representan (o simbolizan) la complejidad ecosistémica. A su vez, estos índices son transformados en dólares y la agregación de estos valores asignan a los bienes o ecoservicios un valor de cambio convirtiéndolos en mercancías listas para el su intercambio en el mercado (Robertson 2004, 367). ¡En esto consiste la valoración de la naturaleza! El método de transferencia de beneficios, con la transferencia y aplicación de información a sistemas ecológicos para los cuales esta no existe, así como las técnicas de evaluación expedita constituyen la simplificación y banalización extremas de la complejidad de la naturaleza en aras del capital.

En resumen, todas estas simplificaciones disfrazadas bajo un ropaje de científicidad están conduciendo a una estandarización ecológica como la única solución del problema de comensurabilidad de los servicios ecológicos. En principio, la lógica del capital exigiría una precisión ecológica que permita explotar las diferencias y aprovechar las ventajas comparativas de ecosistemas diferentes; pero, por otra parte, su pragmatismo exige información objetiva, precisa y legible para el mundo de los negocios. Esta contradicción está preparando el terreno para una práctica de mitigación en la que la métrica dominante, a costa de ignorar una cantidad inmensa de información ecológica, está dada por la superficie de compensación (Robertson, 2004, pág. 368): “una hectárea aquí es igual a una hectárea allá”; o en términos más concretos, por ejemplo, la afectación de un proyecto minero al ciclo de nutrientes en 40 hectáreas del bosque nublado puede ser compensado con la conservación de recursos genéticos en 20 hectáreas del bosque tropical. Esta solución presenta además dos ventajas dentro de la lógica comercial: una, la de eliminar barreras geográficas para la circulación y el comercio de unidades ambientales y facilitar el mercado, especialmente el mercado de compensaciones ambientales; la otra, eliminar la necesidad de

investigación y trabajo de campo de costoso y difícil financiamiento. Es en este contexto que se debe entender el interés en asignar un precio a 23 categorías de servicios de los ecosistemas para seis tipos de ecosistemas de la Amazonia del país.

Una aritmética bajo toda sospecha

A propósito de la valoración de ciertos servicios ecológicos en los Estados Unidos, D. Simpson (2016) se plantea la pregunta: ¿esperan los promotores de esos ejercicios de valoración que sus cifras sean tomadas en serio? La misma pregunta resulta muy pertinente para el caso que nos ocupa: ¿esperan los promotores de la valoración de los ecosistemas de la Amazonía y de las Islas Galápagos que sus argumentos sean tomados en serio? En otros términos, esta interrogante equivale a preguntarle a usted, lector o lectora, ¿qué comentario le merece que la valoración de la información estética, cultural y científica de cada hectárea de las Islas Galápagos sea 5 dólares? (De Groot, 1992), o que el valor de los servicios de estética y recreación, los recursos genéticos, las funciones de habitat o de retención de tierras de cada hectárea del bosque tropical sea 606 dólares por hectárea (Briceño, Flores, Kocian, & Batker, 2017, pág. 196), o, por último, que las pérdidas por los servicios ecosistémicos debidos a la expansión de la frontera petrolera y minera sea de 24.48 mil millones de dólares? (Larrea, Latorre, & Burbano, 2017, pág. 436).

Como se señala en la sección anterior, los valores de los ecosistemas presentados en los estudios referidos no son el resultado de estudios empíricos o mediciones de campo, sino que se trata del uso de cifras obtenidas de otros estudios, sin aclarar el origen de las cifras utilizadas. “Las valoraciones primarias consumen tiempo y son costosas; como consecuencia, se han desarrollado métodos sofisticados [?] de ajuste dentro de procedimientos de ‘transferencia de beneficios’ para utilizar la información producida en múltiples localidades” (Briceño, Flores, Kocian, & Batker, 2017, pág. 188). Debe quedar claro que la ‘sofisticación’ en referencia consiste en el uso de números desprovistos de significado, la fabricación de estadísticas, verdaderas fachadas numéricas con apariencia de información real pero que carecen de sentido y simplemente no están relacionadas con ninguna medición genuina.

En definitiva se trata de aquella categoría de información denominada acertadamente por C. Seife (2010, pág. 11) como números Potemkin¹⁵. Más aun, con las técnicas de una verdadera tintorería académica (gráficos, mapas y colores), los números y cantidades son presentados con un aura de perfección. Ellos dan la apariencia de verdades absolutas; ellos parecen indisputables; ellos pueden ser modificados y manipulados y, como son ataviados con el “ropaje divino de números irrefutables”, resultan increíblemente poderosos”. El poder de la ‘persuasión aritmética’ (el arte de usar números y argumentos matemáticos espurios para probar algo) aumenta exponencialmente si ellos son presentados con un ropaje de rigor científico, un verdadero ejercicio de *mathiness*, el uso indebido de matemáticas para justificar teorías falsas¹⁶. Como las valoraciones monetarias son

¹⁵ Según la historia, el Príncipe Potemkin, tratando de evitar que la zarina de Rusia, en su viaje a Crimea, constatará la aridez desértica de una región, ordenó construir fachadas de viviendas y pueblos a lo largo de la ruta para dar la impresión de una zona llena de vida. Los números Potemkin son el equivalente matemático de los pueblos Potemkin (Seife, 2010).

¹⁶ En el estudio multicriterio sobre alternativas de desarrollo para la Amazonía los riesgos de derrame de petróleo son calculados “mediante una función no lineal con pendiente positiva y segunda derivada negativa” (Larrea, Latorre, & Burbano, 2017, pág. 422). La fórmula es la siguiente: $Rd = Vol (1/Tec)^{0.8} (1/Ins)^{0.5}$, donde: *Rd* denota el riesgo de derrame, *Vol* el volumen de petróleo y *Tec* e *Ins*, tecnología e institucionalidad, respectivamente. Aun aceptando la validez de la expresión matemática, esta tiene escaso sentido ya que las variables independientes son en realidad variables Potemkin. En un análisis multicriterial sobre la iniciativa Yasuní – ITT (Vallejo, et al. 2011) se presenta un extenso anexo lleno de fórmulas y expresiones matemáticas confusas sobre elementos de Aritmética Difusa que en

presentadas bajo un velo encubridor de códigos científicos y técnicos, estas no son cuestionadas y, por el contrario, son propensas a la repetición y circulación, aumentando la tendencia hacia la reducción y convergencia del discurso sobre la necesidad de mercantilizar la naturaleza. Esta tendencia no es nueva: las mismas imágenes y argumentos, la repetición continua de los mismos clichés y las referencias a las mismas estadísticas e información contribuyen a la construcción y simplificación del mensaje, internalizado y reproducido por los expertos y agentes de decisión (Villavicencio, 2014).

Martinez Alier y Roca Jusmet califican esta práctica de “fetichismo monetario” (2013, p. 232), aquella tendencia de tratar de convencer la bondad los bienes y servicios naturales a través de valores monetarios. Estamos de acuerdo cuando estos autores sostienen que algunas valoraciones monetarias parciales y puntuales son razonables y pueden ser de utilidad, especialmente en procesos de reclamación de compensación por daños en los cuales finalmente las penalizaciones se han de concretar necesariamente en dinero¹⁷. Pero aún en estos casos puntuales, los autores citados advierten “la pretensión de que esta tarea pueda hacerse de forma técnica sin introducir juicios de valores” (p. 232). En general, aquella peligrosa propensión de asignar un precio a la naturaleza puede explicarse, aunque no lo justifica, por un pragmatismo ‘mal entendido’. Como se señalaba al inicio del presente capítulo, en las sociedades ‘modernas’ es una realidad que el dinero es el lenguaje básico (aunque no el único) de poder y hablar en términos de dinero es siempre hablar en un lenguaje que los detentores de poder aprecian y entienden. “Los servicios ecosistémicos y su valor en dólares es una de las pocas ideas que resuena en los directorios de las corporaciones, agencias gubernamentales o la burocracia de organismos multilaterales, en las bolsas, en los hogares de los agricultores, en las chozas de los campesinos o los resorts ecoturísticos” (Tallis & Kareiva, 2005, pág. 748). De acuerdo a esta lógica, el llamado de acción sobre problemas ambientales requiere que el problema no solamente sea articulado en términos universales que todos puedan entender, sino en términos que sean persuasivos para aquellos en el poder. “Si usted quiere influencia, hable de dinero. Este es lenguaje que los burócratas y los políticos escuchan y entienden” (O'Neill, 1997, p. 549).

Al respecto sostiene Harvey (2016, págs. , 163) que el discurso de la economía ambiental, y de la *modernización ecológica* (Janicke, 2008) en particular, consiste precisamente en tratar de representar los problemas ambientales como asuntos de ganancias potenciales (el repetitivo argumento de ganador-ganador), como estrategias pragmáticas para conseguir la inclusión de temas ambientales en las agendas económicas. Los argumentos para programas y acciones de conservación de recursos genéticos, la protección de los bosques, la promoción del ecoturismo, entre otros, responden a esa lógica. De ahí que el entusiasmo, acentuado en los últimos años, por valorar la naturaleza pueda ser explicado, sobre todo, por una justificación pragmática. “Muchas personas convencidas de la necesidad de dedicar muchos más esfuerzos a la conservación ambiental pensaron que esto solo tendría eco social si se demostraba que los ecosistemas generan (lo que es muy verdad) servicios que benefician a los seres humanos y, luego, en un nuevo paso, pensaron que el tema solo pasaría a un primer plano político si dichos servicios se medían en valor monetario” (Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013, pág. 232)

Resulta evidente que en los trabajos referidos anteriormente el ‘pragmatismo ecologista’ supera la imaginación. Es precisamente este “pragmatismo mal entendido” el que explica la presentación de valores ficticios, y hasta asombrosos, como evidencia del valor comercial de la

nada contribuyen a la comprensión del análisis propuesto. Esta apariencia de rigor científico contrasta sensiblemente con los serios errores metodológicos del estudio.

¹⁷ El esquema de pago por servicios forestales implementado en la parroquia Pimampiro sería un caso.

Amazonía. Como no es suficiente demostrar a través de argumentos y debates la necesidad de preservar el ambiente, para tener algún efecto es necesario expresar esta importancia en dinero. Si el problema es salvar la biodiversidad y si ello requiere la creación de precios imaginarios, no importa la invención de números fabulosos, y por lo tanto absurdos (y en realidad lo son). Esto es lo que se requiere en el juego de las decisiones políticas; es parte del ritual de los procesos de toma de decisiones. Esta actitud puramente pragmática, como todas las formas similares de pragmatismo, está abierta a la acusación de una falta de integridad por parte de algunos ambientalistas (O'Neill, 1997). Poco importa la ausencia de lógica y fundamento de las cifras, poco importa que la valoración contingente sea cuestionada, lo importante es que salgan valores ya que no existe otra alternativa para los propósitos de una política pública (Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013, pág. 232). En otras palabras, "siempre es mejor cualquier número que ninguno" (Diamond & Hausman, 1994, pág. 58). Como propaganda, se ha de reconocer, puede ser a veces efectiva pero la perspectiva es, desde luego, poco satisfactoria desde el punto de vista académico y científico.

El manejo altamente arbitrario de información y estadísticas no es privativo en las prácticas de valoración ambiental. Sylos Labini señala que el manejo altamente discrecional de la información ha dado lugar a la emergencia de una "verdadera pseudo-ciencia" (2016, p. 97). En este sentido, el uso de las técnicas de valoración ambiental es parte de una pseudo-ciencia y tiene elementos similares al uso herramientas matemáticas sofisticadas en la economía teórica: su rol consiste en reducir problemas complejos, de naturaleza esencialmente éticos y de principios, a cuestiones técnicas. Bajo esta lógica, los problemas se reducen a encontrar la distribución óptima de recursos basada en los valores de un conjunto particular de indicadores cuantitativos invocados arbitrariamente por un conjunto de expertos. Por esta razón, el mismo dogmatismo que caracteriza el enfoque neoclásico está también presente en el área ambiental¹⁸.

Por último, no puede dejar de mencionarse que la valoración de servicios ecosistémicos también ha sido central para el "renacimiento de la comunidad conservacionista, sobre todo en la reformulación de la lógica de la conservación y en las expectativas para el financiamiento de sus actividades (Fisher y Brown, 2014; Daily y Matson, 2008). Los conceptos de servicios ecosistémicos y su corolario, el pago por servicios ambientales, han sido adoptados principalmente por imperativos instrumentales: la colaboración entre organizaciones promotoras de la conservación y el sector privado es facilitada por el concepto de ecoservicios. En un contexto de deterioro de los recursos para las organizaciones conservacionistas, el discurso de los servicios ambientales es cada vez más usado como apalancamiento para captación de fondos¹⁹. La constatación de que el llamado de las narrativas tradicionales de conservación de la naturaleza por su valor intrínseco ha fallado (o por lo menos ha alcanzado sus límites) ha conducido a buscar al menos una victoria parcial haciendo uso de argumentos más pragmáticos alrededor de la idea de servicios ecosistémicos (Simpson D. , 2016, pág. 103). Sin embargo, este cambio de perspectiva no es únicamente retórico, como lo señalan Fisher y Brown (2014, 264). La diferencia con el enfoque tradicional de conservación radica

¹⁸ Es probable que toda esta fantasía numérica sea parte de aquel nuevo paradigma al que Chris Anderson, el gurú de la informática, se refiere en los siguientes términos: "este es un mundo en el que cantidades masivas de información y matemáticas aplicadas sustituyen cualquier otra herramienta que pueda ser aplicada. Hay que desechar cualquier teoría del comportamiento humano, desde la lingüística hasta la sociología. Hay que olvidar cualquier ontología, taxonomía y sicología. ¿Quién conoce porque la gente hace lo que hace? El punto es que ellos lo hacen y nosotros podemos hacer un seguimiento y medir con absoluta fidelidad. Con suficiente información, los números hablan por ellos mismos" (citado en Sylos-Labini, 2016, 96).

¹⁹ Desde 1990 se produjo una drástica disminución de los fondos disponibles para los programas de conservación en general. Hasta comienzos de la década pasada los fondos habían disminuido en 50% mientras al mismo tiempo el financiamiento de las tres grandes ONGs creció tanto en términos relativos como absolutos (Chapin 2004, 22).

en que bajo este nuevo esquema el sector privado adopta el papel de inversionista en lugar de donante y la inversión está sujeta a la retribución a través de mecanismos de mercado. No se trataría entonces únicamente de una nueva estrategia, sino de un cambio en el paradigma en la conservación de la naturaleza.

Señala O'Neil (1997) que el tratamiento mismo de las funciones ecosistémicas y especialmente de la biodiversidad en términos comerciales es precisamente parte de la crisis ambiental. Esta es parte de la tendencia general en el mundo moderno de expandir el dominio del comercio. Agrega este autor que una serie de bienes no comerciales como el cuerpo humano, el conocimiento académico, las bibliotecas, los bienes educativos y culturales, la deliberación política y las relaciones personales están siendo sujetas a una directa mercantilización o a la introducción de normas del mercado. Asistimos a una erosión de los bordes que separan el mundo del conocimiento libre e inapreciable y la esfera del mercado. La respuesta apropiada a la erosión de esos límites no consiste en alcanzar el mejor precio a medida que ellos desaparecen, sino resistir a la desaparición de los límites entre dos esferas.

El PIB, siempre el PIB

Si el valor en dólares de los servicios ecosistémicos es el lenguaje obligado en la mercantilización de la naturaleza, la referencia al Producto Interno Bruto es la referencia obligatoria de persuasión para los gobiernos y centros de decisión. Siempre es bueno mostrar a los políticos que conservación de la naturaleza y crecimiento económico van de la mano. La naturaleza y las áreas protegidas son crecientemente propuestas como vehículos críticos para el crecimiento económico e impulsar el desarrollo; aunque lo inverso es también verdadero: el crecimiento económico y el desarrollo neoliberal son promovidos de manera creciente como la única manera de conservar la naturaleza amenazada y proteger las áreas para el futuro (esta es la idea detrás del concepto de la curva ambiental de Kuznets). Bajo cualquiera de estas lógicas, la razón por la cual los países (en desarrollo, por supuesto) no han sido hasta capaces de comprender el 'verdadero valor' de la naturaleza y de sus servicios ambientales y culturales asociados, se debe a que este valor nunca se ha hecho explícito. Entonces, ONGs, academia y otros grupos se esfuerzan para rectificar esta omisión (Buscher, 2010, pág. 259) y la forma más efectiva de hacerlo es mostrando como los servicios ambientales, el ecoturismo, la bioprospección, la reforestación etc., es decir, todas aquellas actividades económicas presentadas como paradigmas de la conservación de la naturaleza, contribuyen al crecimiento del PIB (Vallejo, Larrea, Burbano, & Falconí, 2011; Carrión, 2017; Larrea, Latorre, & Burbano, 2017). Es así como el producto bruto se convierte en la medida de la riqueza anual generada por diferentes estrategias de conservación y, por lo tanto, provee la señal inequívoca para evaluar los beneficios de políticas alternativas ambientales y de desarrollo. Implícitamente se asume que todas las opciones analizadas son positivas en términos de generación de 'riqueza', pero no todas contribuyen en igual medida. La intensificación de la explotación petrolera y minera, el ecoturismo, la explotación de la diversidad genética, entre otras tienen impactos diferentes sobre el crecimiento de la economía, la diversificación productiva, el empleo o el ingreso per cápita, entre otros.

Sostienen Costanza y sus colaboradores en el artículo sobre el valor de los ecosistemas globales referido anteriormente, que el PIB mundial sería diferente en su magnitud y composición si adecuadamente fuesen incorporados los servicios ecosistémicos (1997). Al respecto, oportunamente nos recuerda Sagoff (1997, pág. 12) que el objetivo de establecer 'precios correctos' para los servicios ambientales ignora que los valores económicos que surgen de la acción de las fuerzas de mercado no tienen relación con la noción de bienestar y, por consiguiente, el objetivo de corregir los precios de los servicios ecológicos confunde valor de cambio con valor de uso o, en

otros términos, tasas de crecimiento económico con índices de desarrollo humano. Sobre el mismo tema, y bajo una perspectiva complementaria, Martínez Alier y Roca Jusmet (2013) nos recuerdan que el PIB incluye únicamente los “bienes” e ignora los “males” asociados a la obtención y consumo de los primeros. Esta medida de “progreso” pasa por alto la reducción del stock de recursos naturales (energía, materias primas, agua, aire y tierra), no registra la contabilidad económica los efectos destructivos de los residuos y contaminantes (y también del ecoturismo). Tampoco están incluidos los costos externos asociados a la distribución espacial, la centralización de la producción y la urbanización asociada así como los efectos negativos sobre las condiciones de bienestar de la fuerza de trabajo. Más aun, estos impactos que, en principio, deben descontarse en el cálculo de los flujos económicos se los considera como positivos, dando la falsa impresión de aumento de riqueza y bienestar. En el caso del Ecuador, las relativamente altas tasas de crecimiento del PIB en últimos años (2004 – 2013) tuvieron lugar a costa del agotamiento progresivo de recursos no-renovables, así como en la excedencia de la capacidad del ambiente para asimilar los daños causados por la explotación y el consumo de esos recursos. Parafraseando a los autores citados (2013, 107) se puede afirmar que “en el crecimiento de los últimos años existe una mezcla difícilmente separable de crecimiento auténtico y de destrucción”. Si el primero supera al segundo es un tema de debate²⁰.

Esta suerte de fijación funcional entre conservación de la naturaleza y crecimiento económico tiene su trasfondo la hipótesis de la Curva Ambiental de Kuznets, “la versión neoliberal del desarrollo sostenible” (Castree, 2010, pág. 1743). Esta tesis consiste en una extensión a los problemas de desarrollo y ambiente de la hipótesis de Kuznets según la cual la desigualdad del ingreso primero aumenta y luego disminuye a lo largo del proceso de crecimiento económico. En este caso, se trata de la representación de una relación hipotética entre varios indicadores de degradación ambiental y el ingreso per cápita. Se asume que en las etapas tempranas de crecimiento económico la degradación y contaminación del ambiente aumentan, pero más allá de un cierto nivel de ingreso per cápita la tendencia cambia, de tal manera que aumentos en el nivel de ingreso resultan en mejoras del ambiente. Esto implica que los indicadores de impacto ambiental son una función en forma de U invertida del ingreso per cápita. De acuerdo a este criterio, el crecimiento económico, en lugar de ser una amenaza para el ambiente como sostienen los movimientos ecologistas, sería una de los mecanismos para lograr una efectiva conservación del entorno natural que es, en definitiva la tesis de la corriente de modernización ecológica y de la economía verde. La hipótesis sobre la curva ambiental de Kuznets ha sido seriamente cuestionada tanto desde el punto de vista de la teoría económica, así como de su evidencia empírica (Stern, 2004).

Liepert (1994) señala que al incluir en el PIB una contabilidad de costos positiva cuyo significado real es negativo, queda claro que la medida tradicional de crecimiento económico es incorrecta como indicador sustantivo del resultado de la política económica. Tomando como ejemplo la economía alemana, este autor demuestra, lo que Martínez Alier denomina la Ley de Liepert: “los gastos defensivos [o mitigadores o compensatorios] aumentarían más rápido que el PIB, es decir que a la larga se llegaría a la situación absurda de que la economía debe crecer más y más para proteger a la ciudadanía y al medio ambiente de los daños colaterales causados por el crecimiento de la economía” (105). En este caso, las sociedades entrarían en uno de los escenarios catastróficos visualizados en el estudio Límites del Crecimiento (Meadows, Randers, & Meadows,

²⁰ En un trabajo pionero, Repetto (1989) calculó la pérdida de patrimonio de Indonesia ligada a las tres principales actividades exportadoras: petróleo, madera y productos agrícolas. A partir de estadísticas sobre la disminución de las reservas de petróleo, la pérdida de fertilidad del suelo y la disminución de la superficie forestal entre el periodo 1971 – 1984, el estudio concluye que al considerar estos valores, la tasa de crecimiento pasaría de la cifra del 7% anual a una tasa de alrededor del 4% anual.

2005) o, simplemente, se encontrarían frente al dilema de resolver una de las mayores contradicciones del capitalismo (O'Connor, 2001).

2. La valoración ambiental

Resulta pertinente empezar esta sección con una corta digresión que resume en esencia el debate sobre tema de la valoración ambiental. El petrel de Galápagos es un ave marina endémica que anida en áreas de elevada humedad confinadas a las partes altas de cinco islas del archipiélago. Su población ha venido declinando drásticamente, en parte debido a la presencia de mamíferos introducidos, por lo que actualmente se encuentra catalogada como una especie en peligro de extinción, según el Libro Rojo de las aves (Cruz-Delgado & Wiedenfeld, 2005). La presencia de nidos de petreles en las zonas más favorables para el desarrollo de proyectos eólicos de generación de electricidad (cerro Croker en Santa Cruz y cerro San Joaquín en la isla San Cristóbal) pusieron en alerta sobre la posibilidad que las turbinas eólicas puedan interferir las rutas de vuelo y, por consiguiente, afectar la población de estas aves. Este riesgo condujo a la reubicación de los proyectos eólicos en sitios de menor o nulo impacto sobre las aves; decisión que para los proyectos significó: i) un retraso importante en la ejecución; ii) costos adicionales por nuevas mediciones de viento y diseños y; iii) una disminución en la rentabilidad de los proyectos debido a una menor disponibilidad del recurso eólico.

Con el objetivo de evaluar los impactos económicos derivados de la creación de la Reserva Marina de Galápagos, una zona sometida a restricciones de la actividad pesquera, se realizó un estudio detallado sobre la pérdida de ingresos por las limitaciones impuestas a los pescadores y las ganancias potenciales provenientes de la dedicación exclusiva de esa zona a actividades turísticas. Sobre la base de la aplicación de un modelo macroeconómico de dos sectores (turismo y pesca), bajo un horizonte temporal de 15 años y una tasa de descuento de los flujos monetarios del 5 por ciento, el estudio concluyó que el sector pesquero disminuiría sus ingresos en alrededor de 200 mil dólares anuales, mientras el sector turístico generaría ingresos anuales por alrededor de 2.75 millones de dólares (Wilén, Steward, & Layton, 2000).

Estos dos ejemplos revelan, más que dos estrategias, dos visiones respecto a la naturaleza. En el caso del petrel, la respuesta legítima ante la incertidumbre del problema consistió en adoptar el principio de precaución: el riesgo de desaparición de una especie era alto y, por consiguiente, antes que esperar una certeza científica que pueda señalar un curso de acción, la decisión adoptada fue la de evitar el riesgo. En el caso de la reserva marina, la preocupación sobre la fragilidad del ecosistema, incluidos los potenciales efectos negativos de la actividad turística y los efectos sociales de restricción de la pesca ocuparon un segundo plano. La preocupación fundamental se centró en la racionalidad económica de la gestión del ecosistema marino (Villavicencio, 2007). Lamentablemente, es esta segunda visión la que generalmente orienta las decisiones en materia de conservación de la naturaleza.

Enfoques y métodos de valoración

La valoración de la naturaleza, en particular de los servicios ambientales, está de manera taxativa tipificada en la legislación ambiental del país:

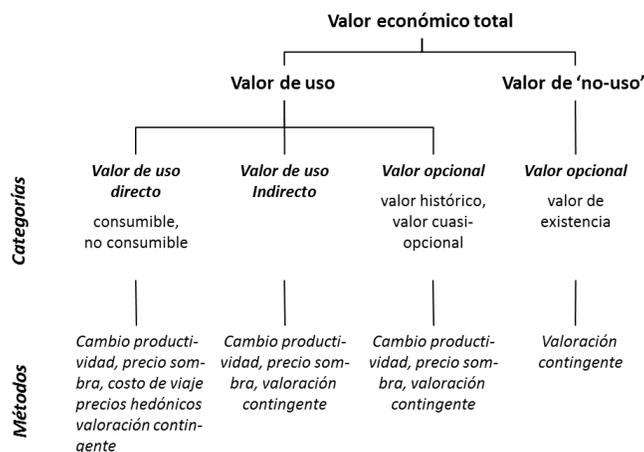
“La evaluación de los servicios ambientales se realizará de una manera integral, internalizando las contribuciones de la biodiversidad y de los ecosistemas, como base para una toma de decisiones de política pública basada en la evidencia. Para ello, se utilizarán herramientas de

*valoración ambiental y otras estrategias de análisis económico de los impactos positivos o negativos sobre la biodiversidad, la calidad ambiental y los recursos naturales*²¹.

No es este el espacio para desenredar la espesa densidad teórica y acrobacia intelectual de esta norma. Así mismo, está fuera del alcance del presente trabajo entrar en detalle sobre los diversos métodos de valoración de la naturaleza²². Nos limitamos aquí a una breve exposición sobre el alcance y significado de estos métodos y señalar sus limitaciones más relevantes.

Existe un consenso generalizado sobre el carácter de la naturaleza como un bien público. Como tal, los bienes y servicios ambientales no son objeto de transacciones en los mercados, nadie puede ser excluido de sus beneficios y el uso individual no limita el uso de otra persona, por lo menos hasta cierto nivel de congestión (Ostrom, 1990). Sin embargo, la economía convencional concibe los problemas ambientales como fallas del mercado. De acuerdo a este enfoque, ya que algunos bienes y servicios no tienen definido un precio y otros si lo tienen, la asignación de los recursos no es óptima. La corrección de esta falla pasa por la construcción de mercados, en forma indirecta o simulada, mediante la valoración y asignación de precios. Para ello, se parte del concepto de Valor Económico Total de los servicios ambientales como marco integrador de una perspectiva instrumental que permite traducir un complejo sistema multifuncional de los ecosistemas en una métrica homogénea como es la moneda. Tres enfoques son propuestos para la evaluación: las técnicas basadas en los costos observables, los métodos sobre las preferencias reveladas y los métodos de preferencias declaradas (Salles, 2010; Martínez-Alier & Roca Jusmet, 2013; Common & Stagl, 2005).

Gráfico 1. Categorías y métodos de valoración ambiental



Las técnicas basadas en los costos observables tiene como punto de partida las estimaciones de las pérdidas directas (disminución de la producción) o indirectas (disminución de la productividad) ocasionadas por la desaparición o disminución de un servicio ambiental. Se asume el costo de las pérdidas económicas como el equivalente del valor del servicio ambiental. Esta equivalencia es aceptable siempre y cuando los costos de reemplazar el servicio sean iguales o

²¹ Código Ambiental, art. 87.

²² Una exposición concisa y clara sobre el tema puede encontrarse en los texto de Martínez Alier y Roca Jusmet (2013, pág. Cap. IV).

inferiores al valor de los servicios perdidos. Los métodos de las preferencias declaradas se basan en las respuestas de encuestas a los consumidores sobre la disposición a pagar por disfrutar de un bien o servicio ambiental o a aceptar compensaciones cuando son privados de ellos. El método asume que ante la ausencia de mercados es posible inferir indirectamente su valor a partir del tratamiento de las respuestas a un cuestionario planteado. El enfoque de las preferencias reveladas parte del comportamiento efectivo de los consumidores que se supone expresan sus preferencias sobre ciertos bienes o servicios ambientales. El objetivo consiste, primero en descubrir las preferencias de los individuos y luego traducirlas en valores monetarios. Las dos técnicas más utilizadas son los precios hedónicos y el costo de viaje o desplazamiento. “Cada uno se aplica en contextos de valoración muy específicos, pero tienen la limitación de que sólo permiten captar, como máximo, el valor de uso (o una parte de él) de algunos activos o bienes ambientales (Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013, pág. 289).

Cada uno de estos enfoques de valoración son operacionalizados mediante el uso de herramientas especiales entre las cuales cabe destacar tres: la valoración contingente, los precios hedónicos y los costos de desplazamiento. La técnica de valoración contingente es el herramienta privilegiada en este tipo de ejercicios y su amplio uso e influencia en las decisiones sobre políticas ambientales requieren un análisis más detallado de sus supuestos y limitaciones, tema tratado en la sección siguiente.

El método de los precios hedónicos se basa en la idea que algunos valores ambientales pueden ser obtenidos a partir de los precios de ciertos bienes, precios que varían de acuerdo a alguna característica ambiental. La idea consiste en que un bien puede ser caracterizado por un conjunto de atributos para los cuales el valor de uno de ellos (características ambientales como niveles de contaminación y de ruido, por ejemplo) puede ser estimado a partir de la diferencia del precio entre bienes con características similares, salvo la característica ambiental objeto de valoración. En realidad lo que se está midiendo es la disposición a pagar por el nivel del atributo en cuestión. La limitación más importante de este método consiste en que, en principio, se puede usar únicamente para ciertas características ambientales cuyos valores pueden ser capturados por el precio de mercado de ciertas mercancías complementarias. La observación de Martinez Alier y Roca Jusmet es muy pertinente al respecto: “la calidad ambiental es un bien público que, como tal, no se intercambia en el mercado; lo que sí se intercambia son bienes cuyo precio depende de dicha calidad” (2013, pág. 295).

En el caso del método del costo de desplazamiento o costo de viaje no es la diferencia de precios sino la ‘disposición a viajar’ la base para la valoración de un servicio ambiental. El método se aplica para estimar el valor monetario de los espacios naturales utilizados con fines recreativos. Los recursos utilizados en el ‘consumo’ del bien (costos de desplazamiento, alojamiento, la tarifa de entrada, el tiempo empleado) son usados como aproximación para establecer el valor del bien. Los parques nacionales y reservas naturales y su utilización con finalidades ecoturísticas entran en esta categoría. Generalmente se aplica este método para comparar los beneficios económicos asociados a esta actividad (recaudación por concepto de tarifas, ingreso de divisas en la economía, generación de empleo) con los costos de conservación, incluyendo los costos de oportunidad por usos alternativos (explotación maderera y recursos mineros o energéticos, producción agrícola)²³. El método consiste en establecer funciones de demanda agregada en términos de número de visitas,

²³ Estos criterios han sido utilizados, entre otros, para valorar la pérdida de los ecosistemas en la Amazonía Centro-Sur (Larrea, Latorre and Burbano 2017), la valoración económica de la deforestación en la Amazonía (Azqueta and Delacámara 2008); el valor de la reserva marina de Galápagos (Wilén, Steward and Layton 2000).

gastos realizados y distancias y a partir de estas funciones se infiere una relación entre la demanda de visitas y su precio. Las deficiencias y limitaciones del método son múltiples; basta señalar dos: la primera tiene que ver con la hipótesis implícita que la demanda depende solo del costo (básicamente de la distancia) y que las poblaciones de las diversas zonas son idénticas en lo que se refiere a variables relevantes como el nivel de ingreso y las preferencias (Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013). La segunda, como se discute más adelante, tiene que ver con la calidad de la información disponible para este tipo de análisis.

El principio de valoración económica total ha sido seriamente cuestionado básicamente por tres tipos de razones tanto conceptuales como prácticas (Salles, 2010, pág. 419). La primera tiene que ver con problemas de información y de formación de preferencias; concretamente sobre la falta de información y comprensión por parte de los agentes involucrados para asegurar la coherencia de sus preferencias. El segundo es un problema de agregación: el valor total de un servicio o bien ambiental puede ser sensiblemente diferente de la suma de los valores individuales de sus componentes y, el tercero es un problema de incongruencia que plantea la pregunta si las preferencias reflejan un utilitarismo extendido o una actitud de compromiso. Estos temas son examinados a continuación.

La valoración contingente

A partir de la década de los años setenta, la teoría económica transformó por completo el análisis costo-beneficio de tal manera que en la actualidad este tiene menos que ver con precios y ganancias y más con preferencias y disposición a pagar. La noción tradicional de costo-beneficio parte de dos supuestos. El primero, que todos los participantes en el mercado están completamente informados de las características cualitativas y cuantitativas de las mercancías y de los términos de intercambio entre ellas; el segundo, que todos los bienes y servicios son intercambiados en un entorno competitivo, es decir, que ningún actor puede influir de manera significativa en los precios mediante un aumento o disminución de la oferta de bienes y servicios. Sostiene la economía ambiental que las condiciones de un mercado ideal están lejos de la economía real y son estas fallas del mercado la causa para asignación ineficiente de los recursos, incluidos los bienes y servicios que provee la naturaleza. La identificación y corrección de las fallas de mercado, según este enfoque económico, requiere dilucidar y medir las preferencias de las personas sobre la base de lo que ellas están dispuestas a pagar por bienes y servicios para los cuales no existen precios de mercado. (Sagoff, 2008, pág. 33).

El análisis costo-beneficio que emergió fue desarrollado para atribuir valor económico a juicios estéticos y de valor como el caso de creencias, actitudes y convicciones de las personas sobre la naturaleza. Los economistas buscaron medir científicamente el valor de estas convicciones morales, éticas y políticas y emprendieron la tarea de caracterizar estas convicciones como 'valores de no-uso' o 'valores de existencia', los cuales ellos estaban en capacidad de calcularlos. Surge así el método de valoración contingente, enfoque que ha ido ganando una posición preponderante (Vatn & Bromley, 1994; Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013)²⁴, no solamente en la práctica de la valoración ambiental, sino también como justificación para apuntalar conceptos básicos de la teoría económica como la existencia y construcción de funciones de demanda, el cálculo del excedente del consumidor o simplemente la determinación de precios de equilibrio. Un volumen abundante de literatura ha sido dedicado al tema y la valoración monetaria de los bienes ambientales constituye

²⁴ Según Vatn y Bromley (1994) la valoración contingente fue la actividad dominante en la economía ambiental durante la década de los noventa.

una actividad académica que no deja de crecer. Así mismo, el tema ha dado lugar a intensos debates que van desde aspectos técnicos hasta consideraciones éticas y de valores sociales.

La idea del método de valoración contingente es bastante simple. El objetivo consiste en obtener precios para los servicios ambientales de manera más directa a partir, ya sea de la Disposición A Pagar (DAP) para conservar u obtener un bien o servicio ambiental o de la Disposición a Aceptar una Compensación (DAC) por un daño o perjuicio causado al ambiente. El método parte de la realización de encuestas sobre una muestra del universo de una población potencialmente afectada sobre la situación que se quiere corregir, o el bien ambiental que se quiere preservar. En general, los encuestados expresan su DAP a través de un hipotético vehículo concreto de pago como un impuesto o el aumento de una tarifa²⁵. De esta manera, la necesidad de proteger especies amenazadas, la protección de la biodiversidad, la reducción de la contaminación, el control de GEI, el mantenimiento de áreas protegidas en la actualidad son medidas ‘científicamente’ y convertidas en equivalentes a la disposición a pagar (Sagoff, 2008, pág. 32).

Son varias las limitaciones de carácter ‘técnico’ que confronta la valoración contingente (Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013). Quizá el cuestionamiento más directo del método consiste en la diferencia que arrojan las encuestas entre la DAP y la DAC. Debido a que la función de utilidad no es directamente observable, los cambios en el bienestar de los individuos, en principio, pueden medirse por la cantidad máxima de dinero que un individuo está dispuesto a pagar para evitar una pérdida o por la cantidad mínima que él está dispuesto aceptar para compensar dicha pérdida. La teoría económica convencional sostiene que en la medida que los efectos del ingreso son marginales, la variación entre la DAC y la DAP es “pequeña y casi trivial” (Gregory, pág. 326). Sin embargo, estudios de carácter empírico han demostrado que la relación DDA/DAP es demasiado alta para ser consistente con la teoría neoclásica de las preferencias de los individuos (Gregory, 1986; Horowitz & McConnell, 2003) por lo que los valores de estos dos parámetros resultan arbitrarios e inútiles para cualquier aplicación práctica. Quizá una de las razones más evidentes para explicar esta divergencia se debe sencillamente al hecho de que “existe una gran diferencia entre llenar un cuestionario sobre lo que una persona está dispuesta a pagar por algo y efectivamente realizar el pago” (Heal, 2000, pág. 122).

Existen otros factores más de fondo que explican la divergencia señalada. Uno de ellos tiene que ver con los derechos de propiedad cuya influencia está ausente en la valoración por lo que estos deben ser asumidos. Bajo la perspectiva de la DAP se asume implícitamente que el encuestado no tiene propiedad sobre el bien, mientras que la DAC asume lo contrario; supuestos que explican porque la DAP tiende a ser menor. Otra razón que explica la divergencia entre la DAP y la DAC tiene su explicación en el llamado ‘efecto renta’. La teoría de las preferencias de la economía neoclásica prevé que exista una diferencia entre las dos magnitudes, que corresponden a lo que se llama variación equivalente y variación compensadora del efecto de la renta sobre las preferencias de los individuos; la anomalía es que sean tan diferentes, incluso para bienes para los que se concluye que la elasticidad-renta no es muy elevada (Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013, pág. 305)²⁶.

²⁵ Este método fue utilizado para a propósito de la Reserva Marina de Galápagos. A través de una encuesta puntual se preguntó a un grupo de turistas el aumento de la tarifa de ingreso al Parque Nacional Galápagos que estarían dispuestos a pagar por la conservación y extensión de la Reserva Marina.

²⁶ Al respecto resulta de interés señalar que en el caso de Galápagos (ver nota anterior), la disposición a pagar por parte de los turistas extranjeros fue de 53 dólares, mientras que los turistas nacionales estaban dispuestos a pagar un incremento de la tarifa de entrada al Parque Nacional Galápagos únicamente de 6 dólares. De acuerdo a la teoría, esta diferencia implicaría que los ecuatorianos valoran las Islas Galápagos alrededor de nueve veces menos que los visitantes extranjeros.

Otra razón de la divergencia entre la disposición a pagar y la disposición a aceptar una compensación encuentra su explicación en el llamado ‘efecto de incrustación’. Estudios empíricos han mostrado que a un mismo bien le es asignado un valor inferior si la DAP es inferida de la DAP de un bien inclusivo en lugar de si este bien particular es evaluado en sí mismo (Kahneman & Knetsch, 1992). Los experimentos llevados a cabo por estos autores demostraron que la DAP permanece aproximadamente constante para bienes públicos que difieren significativamente en su grado de inclusión. Así, por ejemplo, es muy probable que la disposición a pagar por la conservación del Parque Yasuní sea muy diferente de la disposición a pagar por la conservación de toda la Amazonía. Se preguntan Kahneman y Knetsch: si el valor de una zona emblemática dada es mucho mayor cuando es evaluada en sí misma que cuando es evaluada como parte integrante de un paquete más inclusivo de bienes públicos, ¿cuál es la valoración correcta? Estos autores concluyen que las respuestas de la DAP reflejan la disposición a pagar por la satisfacción moral de contribuir a los bienes públicos y no el valor económico de dichos bienes (pág. 69).

Por último, no puede dejarse a un lado el problema de credibilidad que rodea los métodos de valoración contingente. Al respecto, Diamond y Hausman (1994, pág. 45) se preguntan si las respuestas de los encuestados en las que se sustenta el método responden efectivamente a las preguntas que los entrevistadores están tratando de averiguar. Estos autores sostienen que evidencias de muchos estudios conducen a la conclusión que las encuestas de la valoración contingente no miden las preferencias que el método trata de evaluar y que no existen razones para suponer que un cambio en los métodos de encuestamiento alteren esta conclusión (pág. 46). Pero el problema va más allá y tiene que ver con el fenómeno que Tversky y Kahneman (Kahneman, 2011) denominaron el ‘efecto de encuadre’. Sostienen estos autores que la manera de plantear una pregunta influye en la respuesta o, en otros términos, “el resultado de un ejercicio de valoración contingente es arbitrario y depende del diseño concreto del ejercicio” (Martinez-Alier & Roca Jusmet, 2013, pág. 302).

En general, la limitación de los métodos de valoración radica en que el aspecto funcional de la naturaleza que conduce a establecer una diferencia entre valores de uso y valores de no uso está totalmente ausente de la literatura sobre valoración monetaria (Vatn, 2000). La naturaleza parece ser entendida como una colección de ítems (producidos) para la venta como cualquiera de los productos de una fábrica. Evidentemente que los sistemas naturales pueden producir valores de uso, luego convertidos en valor de cambio, y por consiguiente calzan en el modelo convencional. El problema se presenta cuando con todos aquellos ítems sin valor de uso sobre los cuales los individuos no tienen preferencias (Diamond & Hausman, 1994) o les resulta difícil expresar sus preferencias en términos monetarios (Vatn, 2000). Mucha gente encuentra incomprendible o errado el intercambio de principios éticos con valores monetarios. Además de las dificultades de establecer comparaciones entre bienes y dimensiones de valor, los valores éticos muestran la existencia de dimensiones inconmensurables además del problema más general de comparación a lo largo de dimensiones de valor o escalas diferentes.

Marginalidad económica y marginalidad ecológica

Se puede calificar como una perogrullada afirmar que las funciones y servicios ambientales son indispensables para el funcionamiento y aún para la supervivencia de las sociedades. Sin embargo, esta afirmación resulta menos trivial al plantear la pregunta sobre si esta importancia puede ser convertida en un valor económico (Heal, 2000). Es esta la pregunta que subyace a toda la discusión sobre el sentido económico de la valoración de los bienes ambientales. Los economistas ambientales generalmente ignoran un principio fundamental de la teoría económica, aquel según el cual el valor económico de un bien, es decir el precio, es siempre determinado al margen (Heal,

2000; Simpson D. , 1997). Como nos recuerda Simpson (2016, pág. 106), el valor económico de una hectárea de bosque, como un ejemplo de hábitat ecológico, es determinado por el aumento de los servicios que una hectárea adicional puede proveer y no por el valor total del bosque, no por el valor promedio de una hectárea del bosque. Este principio es fundamental y a menudo ignorado por quienes investigan sobre los servicios ecosistémicos y tiende a confundir valor con beneficio. El problema que se presenta con los ecosistemas consiste en que estos pertenecen a la categoría de bienes que los economistas denominan bienes a granel, esto es, bienes que no pueden ser provistos de manera incremental, divididos en partes y vendidos en unidades (Sagoff, 2008, pág. 88). Así, por ejemplo, en el caso de los ecosistemas Amazónicos, no se puede hablar de servicios de polinización, conservación de suelos o regulación del clima, como servicios independientes a los cuales se puede atribuir un valor individual. No existe manera de comercializarlos en cantidades marginales. El concepto de marginalidad, el fundamento de la teoría de precios, no es aplicable para valorar la naturaleza; simplemente no tiene sentido.

Relacionado con el concepto de marginalidad se deriva el concepto de precio como medida de escases. En principio se puede derivar el valor de un bien ambiental que provee un servicio multiplicando el valor del servicio producido por la cantidad adicional del bien ecológico. Se debe tener en cuenta que para una gran variedad de servicios ecosistémicos, mientras mayor es el servicio provisto, menor es la cantidad de servicio por proveer; en otras palabras, el valor de un bien ambiental disminuye a medida que este se vuelve más abundante. Esto implica que en algunos casos los servicios ecosistémicos pueden ser de un valor considerable (si el valor del producto es alto, la capacidad de la unidad marginal es elevada y el bien ecológico que provee el servicio es escaso) o puede ser de menor valor (si el bien que provee el servicio es abundante, la capacidad de proveer el servicio es abundante y queda poco espacio para la contribución de la unidad marginal). En otras palabras, el valor de los servicios ambientales depende de su relativa escases (Simpson D. , 2016), es decir, el precio indica el valor de tener un poco más (o menos) del bien; él no expresa nada acerca de la importancia de tener más o tener menos (Heal, 2000). Como lo expresa claramente Sagoff (2008, pág. 88), “los servicios productivos de la naturaleza reciben precios bajos no por fallas de mercado o porque son un bien público, sino porque el recurso es abundante relativo a la demanda efectiva”.

Esta última observación conduce a un segundo aspecto importante de los precios: ellos reflejan la distribución del ingreso, el orden social existente (Heal, 2000). La distribución del ingreso afecta la demanda de muchos bienes y por consiguiente, sus precios (la paradoja del agua y los diamantes es un típico ejemplo). Pero los precios reflejan el valor para un comprador marginal, es decir, aquel que se sitúa en el borde de no adquirir el bien, el comprador que no adquiriría el bien si el precio se incrementa en una pequeña cantidad. Aquí cabe nuevamente la pregunta formulada anteriormente: ¿qué refleja el precio de un bien? “El precio de un bien refleja cuánto la sociedad ganaría (o perdería) si la disponibilidad de un bien aumenta (disminuye) en una pequeña cantidad”. De ninguna manera la refleja la importancia del bien. Este es el significado económico del valor (pág. 115). Los precios indican el valor social de pequeños cambios en la disponibilidad de un bien.

El problema consiste en que los economistas tratan de valorar los servicios ecosistémicos asignándoles precios de mercado. Esto no siempre es posible, pero aun si lo fuese las valoraciones resultantes no reflejarían en ningún caso la importancia social de los servicios o el alcance de las pérdidas que tendríamos que soportar si estos servicios dejaran de existir. Uno de los problemas radica en que las teorías económicas requieren un número de supuestos que tienen dudosa validez y el efecto de estas simplificaciones es muy raramente tomado en cuenta. De ahí que las valoraciones económicas pueden tener un efecto perverso y pernicioso a menos que sean aplicadas con un cuidado extremo sobre sus limitaciones (Ludwig, 2000, pág. 31). Así, los precios del mercado

nos dicen el valor de una pequeña cantidad (más o menos) de un servicio a la sociedad y no indican la contribución global de dicho servicio. Entonces, tratándose de la naturaleza, la valoración es de importancia terciaria y de ninguna manera es necesaria ni suficiente para su conservación. Los valores económicos son hasta irrelevantes, son los valores personales y sociales de un orden superior y, en general, incompatibles con los valores económicos. “Nosotros conservamos muchos bienes a los cuales no asignamos ningún valor económico y no conservamos mucho de lo que valoramos económicamente” (Heal, 2000, pág. 128). Sea cual fuese el caso, debemos aceptar que la valoración de la naturaleza “es una grave subestimación del infinito” (Toman, 1998, pág. 58).

Aparte de la esfera económica, existe otra dimensión de la marginalidad que limita seriamente la aplicación de conceptos de valoración al caso de los ecoservicios. Se trata del fenómeno de marginalidad ecológica. Los sistemas ecológicos son sistemas complejos metaestables, es decir, ellos son estables únicamente dentro de ciertos límites y cualquier perturbación que los lleve a traspasar los umbrales críticos de estabilidad provoca cambios abruptos que los mueve hacia un nuevo estado; en otras palabras, el ecosistema experimenta una bifurcación (Scheffer, 2009; Holling, 2010; Limburg, O'Neill, Costanza, & Farber, 2002). En este nuevo estado, es posible que los bienes y servicios asumidos en la valoración económica ya no estén disponibles y por consiguiente, las hipótesis del modelo económico de valoración ya no sean válidas.

Todos los enfoques de valoración parten de ciertas hipótesis acerca del estado de los ecosistemas y de su comportamiento cuando es perturbado. Ellos asumen una situación de equilibrio, un ‘régimen marginal’ (Limburg, O'Neill, Costanza, & Farber, 2002), definido como un conjunto de condiciones ecológicas, lejos de los puntos de bifurcación, que aseguran un alto nivel de certidumbre y predictibilidad en la comprensión de las relaciones entre los componentes del ecosistema (pág. 416). Bajo este régimen, la estabilidad, continuidad y predictibilidad del sistema, en principio, permitirían el análisis marginal de los valores del ecosistema sobre la base de la preferencia de los individuos. Pero los sistemas también pueden encontrarse cerca o alcanzar una régimen de no-marginalidad, con un comportamiento dinámico no lineal impredecible y discontinuo en el que pequeñas alteraciones son susceptibles de provocar saltos o ‘catástrofes’, muchas veces irreversibles. El problema consiste en que el conocimiento científico no es suficiente para determinar con seguridad (si es que existe esta posibilidad) en cuál de los regímenes se encuentra un ecosistema (Gunderson & Holling, 2002). En este caso, valorar los servicios que provee un ecosistema es un ejercicio inútil ya que no existe certeza sobre la permanencia del servicio que se valora.

Por último, resulta conveniente referirse en este punto al problema de información en la valoración de la naturaleza. Desde una perspectiva más amplia, la valoración de bienes y servicios ambientales, al igual que la valoración de cualquier bien, implica una pérdida no trivial de información. En efecto, el proceso de la valoración involucra la percepción selectiva de cierta información sobre las características de un bien o servicio. En este sentido, la valoración consiste en un proceso de compresión de un conjunto de atributos en una métrica única. Equipado con esta forma información compacta, el consumidor puede considerar un objeto particular, con un precio asignado (o implícito), y tomar una decisión informada (Vatn & Bromley, 1994). En el caso de los bienes y servicios ambientales, sus características presentan serias complicaciones cuando elecciones colectivas deben hacerse sobre la base de recomendaciones derivadas de la agregación de valores (o precios) individuales obtenidos mediante métodos como el de valoración contingente. Como lo señalan Daly y Cobb (1989), estas complicaciones se derivan del individualismo fundamental de lo económico en su insistencia por reducir todo valor a la disposición a pagar de los individuos en lugar del bienestar común o del interés público. “Esto continua a pesar del Teorema

de la Imposibilidad de Arrow en el que este autor prueba que una función social de bienestar no puede ser derivada de las funciones individuales de bienestar” (pág. 52).

3. ¿Es el desarrollo un problema ‘multicriterial’?

Quienes abogan por la necesidad de valorar la naturaleza asumen que los valores monetarios para bienes que caen fuera de la esfera del mercado realmente existen y que los investigadores son capaces de encontrar procedimientos adecuados para su estimación o medición. Frente a las inobjetable limitaciones conceptuales y prácticas de este enfoque (como las destacadas anteriormente), una corriente de pensamiento acepta la idea que la valoración ambiental no existe en una escala monetaria pero que esta puede ser creada a través de un proceso apropiado de dilucidación de otros valores y criterios (Gregory, Lichtenstein, & Slovic, 1993). Uno de los procedimientos propuestos se basa en la aplicación de los conceptos y técnicas de los llamados métodos multicriteriales (Munda, 2008; Vatn, 2005; Keeney & Raiffa, 1993).

Los métodos multicriteriales

El enfoque multicriterial consiste en un marco de análisis que permite manejar problemas que involucran la selección, de entre un conjunto posible de alternativas, de aquella ‘más conveniente o ventajosa’ que satisfaga de manera ‘eficaz’ un conjunto de criterios algunos de los cuales pueden ser contradictorios. Así, por ejemplo, bajo diferentes alternativas de explotación de petróleo en la región Amazónica, criterios de carácter económico (maximización de la renta petrolera) pueden entrar en conflicto con criterios ambientales (minimización de impactos ambientales), los que a su vez pueden resultar en contradicción con criterios sociales (respeto a culturas y tradiciones locales). En un contexto más general, el método multicriterio puede ser visto como un proceso estructurado en el que el analista apoya al tomador de decisión o a grupos de interés en la definición de un problema, la búsqueda de ‘soluciones’ alternativas, la evaluación de las consecuencias de cada alternativa y un ordenamiento de alternativas de acuerdo a los objetivos del centro de decisión o grupos de interés (Vatn, 2000). Como herramienta para entender conflictos y como herramienta de manejo de conflictos, las técnicas multicriterio han demostrado su utilidad. En la mayoría de situaciones ellas no ofrecen soluciones, pero proveen un marco de análisis para entender la naturaleza de los conflictos y para facilitar la llegada a situaciones de compromiso (Martínez-Alier, Munda, & O'Neill, 1998).

El tema de los métodos multicriterio es relativamente nuevo en la academia y recién está siendo incorporado en las mallas curriculares de algunas carreras universitarias²⁷. En el campo de valoración ambiental el método ha sido utilizado en dos estudios similares: La *iniciativa Yasuni-ITT desde una perspectiva multicriterial* (Vallejo, Larrea, Burbano, & Falconí, 2011) y *Análisis multicriterial sobre alternativas para el desarrollo en la Amazonía* (Larrea, Latorre, & Burbano, 2017). Ambos estudios evalúan alternativas de explotación de petróleo en la región Amazónica frente a un escenario de ‘conservación’ de los ecosistemas. Los estudios consideran un número relativamente grande de indicadores (103 el primero y 38 el segundo), “[ofreciendo] por primera vez, al lector ecuatoriano, una visión amplia e integrada sobre las estrategias futuras en la trayectoria de desarrollo del país, incluyendo aspectos económicos, sociales, culturales,

²⁷ Los métodos multicriterios empezaron a adquirir notoriedad a raíz de la evaluación de las universidades realizada por el exConsejo de Evaluación de la Educación Superior (Conea); evaluación que se llevó a cabo con ayuda de herramientas multicriteriales.

ambientales y políticos, con un énfasis en la región amazónica” (pág. 21). En ambos estudios, la metodología de análisis se basa en la aplicación de técnicas multicriterio²⁸.

Cuadro 5

Los métodos multicriteriales

Los métodos multiatributo o multicriterio se basan en un conjunto axiomático de teorías sobre la formación de las preferencias de los individuos. El principio central de la teoría establece que si los individuos puede hacer elecciones basadas en sus preferencias y si estas preferencias satisfacen un conjunto de axiomas, conocidos como el paradigma del actor racional (Jaeger, Renn, Rosa, & Webler, 1998), entonces es posible (i) asignar números a las utilidades o valores y (ii) especificar una regla para combinar estos números en un índice de medida de tal manera que es posible establecer un orden de preferencias (Gregory, Lichtenstein, & Slovic, 1993). Un típico problema multicriterio puede ser formulado de la manera siguiente: se define un número finito n de posibles alternativas de acción y un número m de criterios considerados relevantes en la selección de un curso de acción. Cada alternativa es evaluada por una métrica $c_i(a_j)$ (cualitativa o cuantitativa) que representa el nivel de desempeño de la alternativa a_j respecto al criterio c_i . Entonces, dado un conjunto A de alternativas y un conjunto C de criterios es posible construir una matriz ($m \times n$) en la que cada elemento representa la evaluación de cada alternativa respecto a cada criterio.

La estructura básica de una matriz multicriterio

Criterios	Unidades	Alternativas				
		a_1	...	a_j	...	a_n
c_1		$c_1(a_1)$...	$c_1(a_j)$...	$c_1(a_n)$
...	
c_i		$c_i(a_1)$...	$c_i(a_j)$...	$c_i(a_n)$
...	
c_m		$c_m(a_1)$...	$c_m(a_j)$...	$c_m(a_n)$

Una variedad de técnicas y algoritmos matemáticos permiten el manejo de la matriz multicriterial con el fin de establecer un ordenamiento de las alternativas sobre la base de las preferencias de quienes intervienen en el proceso de decisión. El ordenamiento puede ser cualitativo o cuantitativo; en este último caso, es posible establecer un índice que permite ordenar unívocamente o establecer un ranking del conjunto de alternativas. La ventaja del análisis multicriterial consiste en proveer un cuadro de análisis que permite expresar formalmente criterios subjetivos en la evaluación de alternativas y explicitar un marco integrador de los componentes multidimensionales de valores complejos (Gregory, Lichtenstein, & Slovic, 1993). Teniendo en cuenta que los atributos de un bien varían en su nivel de generalidad, el enfoque multicriterial requiere que estos puedan ser organizados en una estructura jerárquica (criterios, subcriterios, ..., indicadores) sobre la cual se aplica una regla aditiva de combinación de las utilidades o valores de cada atributo. Sobre la base de compromisos, expresados mediante el uso de ponderaciones o factores multiplicativos, las utilidades de la escala inferior de la jerarquía se suman dando como resultado una utilidad total.

(Munda, 2008; Vatn, 2005; Keeney & Raiffa, 1993)

²⁸ Ambos estudios se basan en la aplicación de la técnica multicriterial NAIAD (Novel Approach to Imprecise Assessment and Decision Environments), un método multicriterio que combina información de tipo numérica, estocástica y difusa en un marco integrador de la teoría de la elección y el análisis de decisión (Munda 2008). En realidad, los estudios mencionados son simples análisis costo-beneficio con ponderaciones diferenciadas para los diferentes costos y beneficios. Los métodos multicriterio han sido desarrollados para asistir a los tomadores de decisión a hacer elecciones en presencia de objetivos en conflicto e incertidumbre. Las ponderaciones, dilucidadas a través de diversas técnicas y procedimientos, se traducen en compromisos que el decidor acepta para llegar a una solución. Es precisamente ese ejercicio de dilucidación entre objetivos contrarios y la negociación de los compromisos el proceso facilitado por el uso de técnicas multicriteriales. Si las ponderaciones son definidas exógenamente, la aplicación de técnicas multicriteriales resulta superflua.

Los economistas ecológicos Martínez Alier y Roca Jusmet, al comentar un artículo de un conocido economista español sobre temas relacionados con la valoración ambiental, señalaban con sutileza que “es difícil encontrar tantas equivocaciones en tan poco espacio” (2013, pág. 268). El mismo comentario es aplicable a los estudios arriba referidos. Parte de la explicación obedece a la tentación de usar métodos cuantitativos (o semi-cuantitativos) como herramientas universales aplicables a todo tipo de problemas, sin tener en cuenta que su sustento axiomático limita las posibilidades de su aplicación y validez. Tal es el caso de los estudios referidos anteriormente en los que la naturaleza y complejidad de los problemas planteados van más allá de dimensiones contrastables y medibles, la parte más simple del sistema, aún si procedimientos “sofisticados” son aplicados en su simulación. Los problemas como aquellos que tienen que ver con “estrategias futuras en la trayectoria de desarrollo del país”, incluida la conservación de la naturaleza, son problemas que involucran “dimensiones de orden superior” (Martínez-Alier, Munda, & O'Neill, 1998, pág. 282), aquellas que tienen que ver con relaciones de poder, intereses creados, participación social, limitaciones culturales o juicios de valor, entre otras; es decir, las variables inevitables y relevantes que influyen fuertemente (aunque no de manera determinista) en los resultados de las estrategias y que no pueden ser expresadas mediante indicadores simples y discretos. En el caso que nos ocupa, estaríamos nuevamente frente al fenómeno referido anteriormente como ‘persuasión aritmética’: el uso de números y argumentos matemáticos inapropiados para el posicionamiento de un discurso. Además, como los métodos son presentados con una aureola de sofisticación y esoterismo científico²⁹, también pueden ser utilizados como un mecanismo de influencia, especialmente en medios académicos no familiarizados con estas herramientas y su lenguaje.

Uso y abuso de los multicriterios

Señalamos anteriormente la inadecuación de los métodos multicriterio en la evaluación de trayectorias alternativas de desarrollo y conservación de la naturaleza como es el caso de los estudios multicriteriales referidos. Esto al menos por razones que tienen que ver con: la definición del problema que se trata de analizar; la identificación del objeto de análisis; la definición de los criterios de evaluación y el problema de conmensurabilidad; el establecimiento de compromisos y ponderaciones, la multi-dimensionalidad, entre otros. Estos temas son abordados a continuación.

- a) En un artículo seminal, Rittel y Webber (1973) definieron dos tipos de problemas: los problemas *domesticados* (‘tame problems’) y los problemas *perversos* o *malvados* (‘wicked problems’), categorías que pueden ser asimiladas a la de problemas de “complejidad estructurada” y problemas de “complejidad no estructurada” (Saaty & Kearns, 1985, pág. 100)³⁰. Los primeros se refieren a situaciones perfectamente definidas como unidades de análisis, caracterizadas por un conjunto de atributos medibles que permanecen constantes y que interactúan mediante relaciones lineales de causalidad claramente identificables y que pueden ser resueltos en el marco de enfoques analíticos convencionales. Por el contrario, para los problemas complejos no existe una formulación definitiva del problema y su definición es parte del problema mismo; cada problema puede ser considerado como síntoma de otro problema; no tienen un conjunto numerable (o descriptible de forma exhaustiva) de soluciones posibles, ni existe un conjunto bien definido de operaciones permitidas que puedan ser incorporadas al plan; los problemas complejos no tienen ninguna ‘regla de detención’ (*stopping rule*), es decir, una solución definitiva

²⁹ Ver, por ejemplo, el Anexo 1 del estudio *La Iniciativa Yasuní-ITT desde una Perspectiva Multicriterial* (Vallejo, Larrea, Burbano, & Falconí, 2011, págs. 123-127)

³⁰ Aunque más correctamente sería hablar simplemente de problemas complicados y problemas complejos ya que la complejidad, por definición, es no estructurada.

(Rittel & Webber, 1973; Prins & Rayner, 2007)³¹. El cambio climático, la pobreza, los problemas de desarrollo, la conservación de la biodiversidad, son ejemplos típicos de problemas complejos. Los métodos multicriteriales son herramientas apropiadas para el tratamiento de problemas en los que el número de soluciones alternativas es finito, los atributos que se evalúan son también finitos y claramente definidos así como la relación de causalidad de estos sobre las alternativas que se evalúan; por consiguiente no resultan apropiados para el análisis de problemas de complejidad no estructurada como los arriba mencionados.

- b) Las ciencias sociales distinguen dos enfoques o métodos para la aprehensión de la realidad social (Abbot, 2001; Grin, Rotmans, & Schot, 2010). El uno asume que el mundo social consiste de entidades fijas (las unidades de análisis), que poseen atributos (las variables). Estas variables actúan para dar resultados que son medibles como atributos de las entidades; en otras palabras, los resultados son el producto de variables independientes que actúan sobre variables dependientes. La literatura se refiere a este enfoque como el de la realidad lineal general o la teoría de la varianza. El segundo enfoque, aquel de procesos o narrativas, se centra en eventos antes que en variables causales. Los eventos son desencadenados por actores, quienes toman decisiones, emprenden acciones e interactúan entre ellos lo que les permite identificar patrones y mecanismos sobre la base de los resultados de secuencias temporales de eventos. Los métodos multicriteriales, evidentemente pueden ser (y en realidad lo son) herramientas útiles de soporte para el primer enfoque. Se parte de la hipótesis que las entidades objeto de análisis poseen un conjunto fijo de atributos o variables (“el mundo es variabilizado”), que tienen un único significado de causalidad, esta causación es inmediata y directa, y la secuencia en que las variables ejercen influencia es irrelevante. Por el contrario, bajo el enfoque de la teoría de procesos el mundo está constituido de entidades que participan en el desarrollo de los procesos y que pueden ir cambiando su identidad. Los sujetos centrales son entidades individuales (las personas, grupos, organizaciones, tecnología) y ellos influyen y son influidos por eventos. La teoría se centra en procesos cuya trayectoria y secuencia es fundamental para la comprensión de la realidad. En este caso, el conjunto de axiomas, conceptos y supuestos en los que se basa la teoría multicriterios los vuelven inapropiados para el análisis de procesos. En el caso que nos ocupa, toda la profunda complejidad de la problemática del desarrollo y la conservación de la naturaleza no pueden ser reducidas a un conjunto de variables que actúan bajo un efecto de causalidad lineal sobre los fenómenos que se desea analizar. Hacerlo, significa trivializar los problemas.
- c) La elección de políticas públicas, especialmente aquellas que involucran dimensiones políticas, sociales, y por supuesto ambientales, confrontan el problema de inconmensurabilidad, es decir, la imposibilidad de reducir objetivos y valores en conflicto a una métrica común (generalmente la moneda) que permita su comparación y compensación. La economía ecológica distingue los conceptos de *conmensurabilidad fuerte* (existe una métrica común que permite comparar las consecuencias de una acción sobre la base de una escala cardinal) y *conmensurabilidad débil* en

³¹ Uno de los escenarios analizados en los estudios referidos parte del supuesto que la actividad petrolera afecta negativamente al ambiente y por lo tanto ocasiona una pérdida de biodiversidad (hipótesis verdadera). El razonamiento es simple: la explotación de petróleo impacta directamente en la deforestación y de manera indirecta porque favorece los procesos de colonización y destrucción de los ecosistemas. Sin embargo, también es válido un razonamiento inverso, es decir, asumir que la limitación de la actividad petrolera (escenario de conservación) provoque una contracción económica (disminución de rentas para el Estado) que se traduce en un aumento de desempleo. La falta de empleo aumenta la presión para un proceso de migración interna y la colonización de nuevos espacios del territorio con fines productivos, lo que se traduce en un incremento de deforestación y, por lo tanto, en una pérdida de biodiversidad. Un ejemplo de que en los problemas complejos las relaciones de causalidad son múltiples y se retroalimentan.

la que la escala de comparación es únicamente ordinal. En el primer caso se habla de *comparación fuerte* y en el segundo de *comparación débil* (Martínez-Alier, Munda, & O'Neill, 1998, pág. 278). Sostienen estos autores que “la evaluación multicriterial ofrece las herramientas metodológicas y matemáticas para operacionalizar el concepto de inconmensurabilidad a niveles micro y macro de análisis. ... Estas técnicas no pueden resolver todos los conflictos pero pueden proveer luces sobre la naturaleza de los conflictos y ayudar a la llegada de compromisos” (pág. 277); aunque luego aclaran que “como regla general no creemos en las soluciones algorítmicas de los problemas multicriteriales (especialmente a nivel macro)” (pág. 281). En conclusión, la utilización de herramientas multicriteriales únicamente resuelve hasta cierto punto el problema de inconmensurabilidad.

- d) El uso de conceptos multicriteriales exige que la estructura de los atributos o criterios de evaluación cumpla con varias condiciones entre las cuales dos son de singular importancia en la aplicación para la valoración de bienes y servicios ambientales. La primera requiere que los atributos sean conjuntamente ‘exhaustivos’, es decir que deben cubrir todas las características inherentes a la valoración de la entidad que se evalúa. La segunda exige que los atributos deben ser ‘mutuamente exclusivos’, es decir, deben referirse a un aspecto claramente definido sin solaparse con los demás (Keeney & Raiffa, 1993; Harguindéguy, 2013)³². Dejando de lado el problema del desarrollo, los ecosistemas, en el marco de una evaluación multicriterial, difícilmente pueden ser definidos como objetos cuyos atributos cumplen estas dos exigencias. El funcionamiento de un ecosistema consiste en un sistema de complementariedades donde la distinción de diferentes atributos es relevante únicamente a nivel de organismos individuales, pero no para los organismos considerados como un todo. ¿Cómo se puede demarcar o establecer límites, definir objetos (reales o imaginados) y evaluarlos en semejante sistema? “Nuestra habilidad de capturar las funciones o procesos relacionados con el sistema de estructuras del suelo, agua y aire es ilusoria” (Vatn, 2000, pág. 503). Como se insiste a lo largo del presente trabajo, al demarcar los ecosistemas y sus servicios y someterlos a un ejercicio de evaluación bajo un número arbitrario y muy restringido de criterios lo que se pretende es aislar ‘valiosas’ entidades de su circulación natural con el último fin de introducir las en la circulación de la economía. Desde la perspectiva de la lógica económica, la demarcación de un ecosistema o servicio ambiental se detendría donde la ganancia (potencial) no cubre los costos de demarcación. Esta regla también se aplicaría al análisis multicriterial que tendría sentido para aquellos atributos relevantes en términos de valor monetario.
- e) Los métodos multicriteriales son de utilidad en situaciones donde la toma de decisiones implica alternativas caracterizadas por un ‘comportamiento’ (o utilidad) diferenciado frente a un conjunto de atributos. Algunas alternativas son ‘mejores’ que otras bajo ciertos criterios y viceversa. Si una alternativa ‘domina’ al resto en todos los criterios, entonces no existe ningún problema, la elección es directa (se trata de una alternativa en la *frontera eficiente*). Este es el caso de las alternativas o escenarios analizados en los dos estudios multicriteriales sobre estrategias de explotación de petróleo y conservación de la Amazonía. Estos son definidos dentro de un espectro delimitado por dos situaciones extremas: por un lado, la alternativa o escenario más desfavorable en términos de impactos negativos (económicos, ambientales, sociales, políticos y culturales), con variantes que difieren en la intensidad de la explotación y por otro, la alternativa más favorable, conservación del petróleo bajo tierra. De igual manera, los criterios o

³² En los dos estudios multicriteriales en referencia muchos de los indicadores son redundantes, es decir, se refieren al mismo atributo o característica, situación que introduce un sesgo considerable en el análisis, poniendo en serio cuestionamiento su validez.

indicadores que se consideran son aquellos que se refieren a propiedades o características que son afectadas por la extracción de petróleo. Evidentemente, la decisión en este caso es trivial. “Se trata de una simple formalidad: sólo hace falta calcular qué aspectos positivos y negativos acarrea cada posible solución, y elegir la mejor (o en su caso, la menos perjudicial)” (Harguindéguy, 2013, pág. 61)³³. Aquí es evidente en los dos estudios un sesgo ideológico que prácticamente vuelve superfluo cualquier análisis y evaluación sobre políticas alternativas de desarrollo. La intensificación de la explotación de petróleo es vista en términos totalmente negativos, la causa de todos los males, mientras que la opción de limitar y superar el extractivismo mediante la bioprospección o el ecoturismo es la única opción para una sociedad del ‘buen vivir’; un dilema cuya solución no requiere mucha ciencia.

- f) Pero en realidad una de las limitaciones de los métodos multicriteriales tiene que ver con la multi-dimensionalidad de los problemas que el método se supone ayuda a resolver o, mejor dicho, a analizar. La lógica de los métodos parte de la presunción que los individuos pueden hacer comparaciones exhaustivas a través de múltiples dimensiones o criterios. Sin embargo, la posibilidad de establecer una relación isomórfica entre un conjunto de atributos y un conjunto de preferencias está bastante alejada de la realidad. Así, por ejemplo, no hay manera de asegurar la coherencia al momento de convertir la belleza de un paisaje y varias dimensiones de su funcionalidad (composición de la biodiversidad, potencial de regulación hidrológica o capacidad de absorber CO₂) en un único índice o valor. No solamente la ausencia de una métrica común, sino la incapacidad de los individuos de dilucidar la complejidad de la problemática del desarrollo y de los bienes ambientales y traducirla en atributos discretos y medibles, hacen de la utilización de enfoques multicriterial un ejercicio muy dudoso.
- g) Por último, la idea de la sociedad o de la naturaleza como un agregado de partes constitutivas que pueden ser aisladas con fines de evaluación y valoración responde a una visión de la sociedad y de la naturaleza como una maquina Cartesiana con partes reemplazables. Evidentemente que esta visión carece de sentido al tratarse de entidades construidas orgánicamente, dialécticamente o, si se quiere, ecosistémicamente. Georgescu-Roegen acuñó el término aritmomórfico para referirse a una “muy restrictiva clase de conceptos, ... con límites discretos, ... claramente definidos ... y distinta individualidad” (1971, págs. 14, 45). Sin embargo, señalaba este autor, “la mayoría de nuestros pensamientos tienen que ver con formas y cualidades y prácticamente cada forma y cada cualidad son conceptos dialécticos, es decir, que cada concepto y su opuesto se traslapan en una penumbra difusa de variable amplitud” (pág. 14). En el caso que nos ocupa, encajar la complejidad de la sociedad y la naturaleza en un marco analítico mecanicista de entidades (funciones) discretas y separables, como es el caso del enfoque multicriterial, equivale a enmarcar como un concepto aritmomórfico, lo que en realidad es un concepto dialéctico. Este intento presenta dos problemas: por una parte, una demarcación real pero incompleta destruye las funciones y propiedades y por otra, una demarcación completa e imaginaria resulta ilusoria (Vatn 2000).

En conclusión, problema que se presenta va más allá de la simple selección de una herramienta apropiada para llegar a una solución ‘correcta’. Después de todo, como lo señalaba

³³ En el estudio *la Iniciativa Yasuní-ITT desde una Perspectiva Multicriterial* (Vallejo, et al. 2011), la alternativa Yasuní-ITT es superior a las alternativas de explotación de petróleo en 99 de un total de 103 indicadores; mientras que en el estudio *¿Está agotado el período petrolero en el Ecuador?* (Larrea, Latorre and Burbano 2017) la alternativa ‘conservación’ es superior a las otras alternativas petroleras en 36 de 38 indicadores. Planteado en esos términos, el análisis multicriterial resulta más o menos equivalente a preguntar a una persona si prefiere ser adinerada y con buena salud o pobre y enferma.

Herbert Simon, uno de los errores más comunes de nuestro tiempo es buscar soluciones óptimas para problemas mal planteados. El error de aplicar métodos multicriteriales para encontrar las 'mejores soluciones' a los problemas de desarrollo y ambiente radica en que al reducir el tema a un problema multicriterial, este es construido como un asunto de preferencias individuales en lugar de plantear el problema en su verdadero ámbito, el de los valores que profesan los individuos. En el primer caso estamos frente a un problema de la economía de bienestar; en el segundo, el problema es de carácter deontológico o Kantiano (Sagoff, 2008)³⁴. Los dos marcos de referencia para la toma de decisiones difieren en la manera como ambos conciben a los actores involucrados en la decisión.

Bajo la perspectiva de la economía del bienestar, el tomador de decisión es un individuo concebido como un conjunto ordenado de preferencias. Se asumen que estas preferencias reflejan los juicios que los individuos expresan acerca de lo que es bueno para ellos. Se asume que los individuos conocen los máximos valores que ellos están dispuestos a pagar por poseer algo o los mínimos que ellos aceptarían por renunciar a un posible beneficio. Estas cantidades –disposición a pagar y disposición a aceptar - se supone que miden el 'valor' o 'beneficio' de cualquier bien o condición social para cualquier individuo. El enfoque deontológico (o Kantiano) admite que la política pública debe responder a los valores que los individuos profesan. Estos incluyen principios morales, éticos y juicios estéticos, no simplemente preferencias del consumidor. Entonces, no se debe confundir los valores que representan lo que el individuo cree que es bueno o correcto para la comunidad con las preferencias que el individuo tiene acerca de sus oportunidades de consumo. La gente defiende sus creencias acerca de una buena sociedad, de las instituciones sociales y políticas mientras busca las preferencias del consumidor en mercados competitivos. Estos son diferentes contextos para la búsqueda de objetivos diferentes (págs. 28, 29). Así, por ejemplo, los objetivos como aire limpio, agua pura, conservación de la biodiversidad y otros, no pueden ser construidos como preferencias personales a ser valoradas mediante criterios de la teoría económica; estos objetivos no representan bienes que seleccionamos sino valores que reconocemos.

Tanto el enfoque Kantiano como el de la economía del bienestar proveen marcos de referencia para elecciones racionales; el uno recurriendo a principios y procedimientos apropiados a la identidad del tomador de decisión en una situación dada; el otro, enfatizando las consecuencias de sus preferencias. El primer contexto plantea la pregunta ética y política: ¿Qué significamos como sociedad? ¿Qué concepción de la voluntad común o de interés público es la correcta? ¿Qué reglas debemos seguir respecto a problemas como la contaminación, extinción de especies, conservación de la naturaleza dadas nuestra cultura, historia y sentido compartido de identidad? El segundo marco de referencia nos conduce a la pregunta planteada por la economía del bienestar: ¿Cuál resultado maximizará el bienestar social neto, definido o medido en términos de la agregación de la satisfacción de las preferencias ordenadas según la disposición a pagar? (Sagoff, 2008, pág. 29).

Ciencia post-normal y racionalidad discursiva

Señalábamos en la sección anterior que los problemas de desarrollo y ambiente escapan a la lógica de las estrategias y prácticas de resolución de problemas en los que estos mismos están bien definidos, las incertidumbres acotadas y los valores en juego son conmensurables. Este tipo de problemas (problemas *domesticados*) pueden ser razonablemente manejados haciendo uso de las prácticas científicas para la solución de problemas, es decir aplicando los enfoques de la 'ciencia normal' en el sentido de Kuhn. Sin embargo, en situaciones donde no existe consenso sobre la definición misma del problema, las incertidumbres sobre las implicaciones de cursos alternativos de

³⁴ La exposición a continuación sigue de cerca los argumentos de este autor.

acción son grandes y lo que está en juego es así mismo inconmensurable (el caso del Parque Nacional Yasuni, por ejemplo), los métodos de la ciencia normal son insuficientes y, por consiguiente, requieren ser tratados en un marco teórico y epistemológico diferente. Este nuevo marco de análisis requiere una apertura del debate científico hacia la incorporación de una multiplicidad de actores, cada uno con visiones, criterios e intereses diferentes. No se trata simplemente de un esfuerzo por democratizar la ciencia, sino por hacerla a esta más efectiva (Backstrand, 2003; Jasanoff & Wynne, 1998). En este contexto, el nuevo conocimiento que emerge del debate deja de ser propiedad exclusiva de los expertos cuya formación y entrenamiento los inclina a concepciones parcializadas y sesgadas. Las alternativas a los problemas emergen ahora de la deliberación y negociación y en este proceso las posiciones de los actores no son construidas como variables exógenas sino que son endógenas al proceso de decisión. En el proceso de deliberación se crean espacios para la redefinición de los problemas, nuevas alternativas emergen, los participantes cambian sus posiciones para transformarlas en representaciones plausibles del interés público o del bien común.

S. Funtowicz y J. Ravetz proponen un nuevo tipo de estrategia para el tratamiento de problemas complejos a la que denominan la Ciencia Post-Normal (Funtowicz & Ravetz, 1991). Según estos autores, la visión analítica-reduccionista que divide los sistemas en sus elementos constitutivos para convertirlos en objetos de estudios de especializaciones cada vez más esotéricas debe ser sustituida por un “enfoque sistémico, sintético y humanista”. Este nuevo enfoque trasciende las viejas dicotomías entre hechos y valores, entre conocimiento e ignorancia, para dar paso a una nueva condición basada en hipótesis de incertidumbre, control parcial y pluralidad de legítimas perspectivas. Bajo el enfoque de la ‘ciencia normal’ (en el sentido Kuhniano), entendida como un ejercicio intelectual de solución de problemas en el que la ciencia avanza gradualmente entre revoluciones conceptuales, las incertidumbres son automáticamente manejadas, los valores son sobreentendidos y los problemas fundamentales tratados como excepciones. Por el contrario, bajo la ciencia post-normal, las incertidumbres no son ignoradas sino manejadas, los valores no son supuestos sino explicitados. El modelo de argumentación científica no consiste en la deducción formalizada sino en el dialogo interactivo. En resumen, los problemas de la ciencia post-normal son analizados en términos de incertidumbre en cuanto al conocimiento y complejidad en cuanto a la ética.

Los dos factores o variables que intervienen en el proceso de decisión son, precisamente, las incertidumbres del sistema y los valores que están en juego. En este caso el sistema se refiere al problema bajo consideración, incluyendo sus aspectos técnicos, científicos y administrativos. Las incertidumbres del sistema están dadas por el rango de los posibles resultados de las acciones que corresponden a cada conjunto de *inputs* y decisiones. En otras palabras, las incertidumbres sistémicas se refieren a lo que es conocido y desconocido acerca de la realidad, de manera particular la realidad biofísica, técnica y económica. Las decisiones en juego se refieren a los costos materiales y no materiales y a los beneficios de todas las partes involucradas; de manera particular a los temas de valores, principios, creencias.

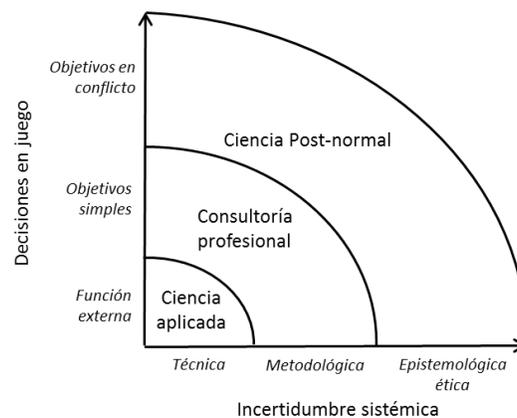
De acuerdo al enfoque post-normal, cuando las incertidumbres sistémicas son menores, focalizadas principalmente a nivel técnico, y los valores en juego son así mismo menores, reducidos por ejemplo a problemas de aseguramiento de calidad o seguridad de productos y bienes de consumo, el proceso de decisión sigue los procedimientos estándares de rutina mediante la aplicación de herramientas y técnicas familiares a las disciplinas involucradas en el problema. Se trata de un problema de ciencia aplicada (Funtowicz & Ravetz, 1993) o ciencia consensual. Cuando los valores en juego y las incertidumbres aumentan, aumentan también las dificultades en el proceso de decisión. El problema se torna multidisciplinario y requiere el concurso de nueva

expertise y nuevas perspectivas. A este nivel, denominado como consultoría profesional o ciencia robusta, las decisiones implican sacrificar un conocimiento consensual ideal para dar paso a un nivel de conocimiento más cualitativo y apropiado para el problema en cuestión. No se trata de verificar una teoría general frente a la realidad, sino de evaluar la viabilidad del sistema (Brandt, 2007, pág. 41). Por último, cuando las incertidumbres y los valores en juego son elevados el proceso de decisión entra en el campo de la ciencia post-normal o ciencia abierta (ver Cuadro 6).

Cuadro 6

La Ciencia Post Normal

La ciencia post-normal establece una tipología de problemas de acuerdo a dos dimensiones: la una epistemológica (conocimiento) y, la otra, axiológica (valores). En el gráfico, estas dimensiones corresponden a los dos ejes que representan la intensidad de la incertidumbre y la magnitud de los valores que están en juego. Estos dos categorías, incertidumbre y valores, son opuestos a los atributos que tradicionalmente han caracterizado a la ciencia: certidumbre y neutralidad de valores. Estas dos dimensiones son mostradas en el gráfico marcadas por tres intervalos que definen tres zonas que caracterizan tres tipos de estrategias en la solución de problemas:



- Ciencia aplicada (o ciencia consensual). Las formas convencionales de solución de problemas y evaluación de riesgos son las herramientas apropiadas para analizar situaciones en las que las incertidumbres son a nivel técnico y las decisiones se limitan a funciones externas.
- Consultoría profesional (o ciencia robusta). En este caso, la incertidumbre no puede ser manejada por rutinas convencionales debido al aumento de complejidad que requiere el concurso de 'expertos' para situaciones que no admiten réplica ni predicción.
- Ciencia post-normal (o ciencia abierta). En situaciones donde la incertidumbre se da a nivel epistemológico o es de naturaleza ética y cuando las decisiones que están en juego implican objetivos en conflicto los problemas requieren ser definidos y las soluciones evaluadas por comunidades más amplias. La tradicional supremacía de 'evidencias duras' (los números hablan por sí mismos) sobre 'valores suaves' es invertida. La apertura del proceso de decisión a amplias comunidades y acuerdos sociales derivados de compromisos sobre valores son elementos decisivos para la evaluación de riesgos y establecimiento de políticas.

El enfoque post-normal es complementario a la ciencia aplicada y a la consultoría profesional. El no sustituye a las formas tradicionales de la ciencia ni cuestiona las pretensiones de conocimiento fiable o expertise certificada llevado a cabo en contextos legítimos. Lo que se cuestiona es la calidad de este trabajo respecto a nuevas dimensiones sociales, ambientales y éticas.

(Funtowicz & Ravetz, 1993; 1991)

La ciencia post-normal ofrece el marco indispensable para visibilizar supuestos, comportamientos y motivaciones implícitas que influyen de facto en la evaluación de políticas, así como para explicitar supuestos disciplinarios y marcos conceptuales. El mismo proceso de selección de los criterios de valoración, los debates intra y transdisciplinarios sobre criterios y procedimientos, o la importancia relativa o absoluta asignada a los criterios, todas expresiones de supuestos normativos, emergen de un proceso de deliberación. En un contexto de deliberación, las posiciones no son construidas como variables exógenas sino como variables endógenas al proceso de decisión de tal manera que el problema mismo puede ser redefinido o pueden emerger alternativas que conduzcan a soluciones inesperadas (O'Hara, 1996, pág. 98). Por lo tanto, los debates sobre el desarrollo, justicia social, derechos de los pueblos o conservación de la naturaleza no pueden ser encerrados en los estrechos márgenes de una dudosa racionalidad instrumental por más sofisticadas que sean las herramientas utilizadas en el análisis y valoración de escenarios o alternativas de acción.

Por consiguiente, el tratamiento de los problemas complejos, especialmente aquellos que tienen que ver con las interacciones entre naturaleza y sociedad, exige nuevos contextos institucionales que permitan la práctica de una ética discursiva sobre dilemas que tienen que ver con valores y principios en la definición de políticas. Esta práctica, como uno de los mecanismos o modalidades de la ciencia post-normal, consiste en un proceso no coaccionado ni distorsionado de interacción comunicativa entre individuos en el marco de un discurso abierto. Presupone la ausencia de normas excepto la aceptación de un potencial razonado, reflexivo y práctico para un discurso; esto es, el reconocimiento y aceptación mutua del otro como sujeto responsable. Este reconocimiento y aceptación mutuos constituye la cualidad ética del discurso y la deliberación (O'Hara, 1996, pág. 96).

La ética discursiva ve la razón inseparablemente atada e informada por la experiencia en el mundo social, cultural y natural que constituye el contexto de la experiencia humana. El discurso razonado ofrece simplemente el contexto procedimental para resolver debates o establecer principios; no busca determinar principios universales para la conducta individual o para arreglos sociales. "Podemos no estar de acuerdo en principios morales fundamentales, pero podemos alcanzar acuerdos en aspectos morales sobre cuestiones prácticas" (pág. 97). No se trata de preferencias personales como aquellas que expresan los consumidores en el mercado sino fortalecer las instituciones democráticas que permiten a los ciudadanos deliberar juntos para definir objetivos comunes y aspiraciones que ellos no pueden alcanzar a concebir individualmente (Sagoff, 2008, pág. 9). La posibilidad de que la gente actúe políticamente para proteger el ambiente (en lugar de aisladamente para satisfacer sus preferencias) presupone la realidad de valores públicos reconocidos por todos, valores que son discutidos como intenciones compartidas y no deben ser confundidos con las preferencias del consumidor.

En este sentido, la sociedad debe ver la degradación de la naturaleza como un mal a ser minimizado y no como un costo social a ser optimizado. Se trata de un problema ético y no de un problema económico (Sagoff, 2008). Desde este punto de vista, "el capitalismo se enfrenta a una falla moral central: el dinero suplanta todas las formas de imaginación (religión, tradición de autoridad religiosa y otras) y pone en su lugar algo que es indiferente a la relación social del trabajo (y de la naturaleza) que supone representar. El efecto es la creación de un vacío moral en el corazón de la sociedad capitalista" (Harvey, 2016, pág. 167). Así como existe algo moral o éticamente cuestionable o simplemente objetable en valorar la vida humana en términos de las ganancias actualizadas generadas durante la existencia, "la naturaleza tiene simplemente un valor intrínseco, sin precio, y esta es una razón suficiente para protegerla" (McCauley, 2006, pág. 28). Como lo señala este autor, algunos ecologistas argumentan que este valor es tomado en cuenta de manera

prominente en sus ejercicios de valoración (incluidos los métodos multicriteriales), sin embargo “esta co-opción resulta incongruente”. Los valores económicos son de importancia terciaria; los valores personales y sociales son de un orden superior y, en general, incompatibles con valores de orden económico. “Los elevados dominios de los valores involucran nuestro sentido de integridad y dignidad personal. Ellos a menudo se mezclan con valores religiosos, éticos y sociales o simplemente con nuestro sentido de pertenencia” (Ludwig, 2000, pág. 32) Quizá tenga razón Sagoff al afirmar que aquellos que subordinan valores personales y sociales a valores monetarios son simplemente sociópatas (1997). Agrega este filósofo que:

No importa cuánto la gente esté dispuesta a pagar, tres nunca será la raíz cuadrada de seis. De igual manera, la segregación racial es una maldición nacional y si nosotros estamos dispuestos a pagar por ella esto no la hace mejor sino que nos hace a nosotros peores. La guerra de Vietnam fue una debacle moral y esto puede ser determinado sin necesidad del precio sombra de la disposición a pagar por parte de aquellos que estuvieron en contra. De igual manera, el caso de los pros y contras sobre el derecho del aborto no puede ser valorado a un precio marginal. Así mismo, la sociedad no decide ejecutar a un convicto preguntando a los corazones benevolentes cuánto están dispuestos a pagar por conmutar la pena o los corazones severos su disposición a pagar por la ejecución. Se trata de problemas de justicia, de moral, de intuiciones, de argumentos éticos y culturales, de reflexión sobre la experiencia. Ellos no tienen nada que ver con nuestra disposición a pagar. Nuestro fracaso en tomar decisiones correctas en estos temas son fracasos en aritmética, en preferencias, en moralidad; ellos no son fallas de mercado. Simplemente no hay mercados relevantes para fallar (Sagoff, 2008, pág. 42).

Haciéndonos eco de las reflexiones de M. Sagoff, cerramos este tema reafirmando nuestra convicción de que los ecuatorianos estamos comprometidos con la idea de que el Ecuador es y debe ser un país maravilloso. Una selva deforestada, ríos y playas contaminadas y páramos devastados ofenden nuestros valores éticos y culturales, nuestro sentido de dignidad y orgullo nacional. Asignar un precio a todo esto es una aberración.

Referencias

- Abbot, A. (2001). *Time Matters: On Theory and Method*. The University of Chicago Press.
- Azqueta, D., & Delacámara, G. (2008). Costo ecológico de la extracción de petróleo: una simulación. *Revista de la CEPAL*, 94, 59-73.
- Backstrand, K. (2003). Civic Science for Sustainability: Reframing the Role of Experts, Policy-Makers and Citizens in Environmental Governance. *Global Environmental Politics*, 3(4), 24-41.
- Brandt, L. (2007). *Cultural Analysis and the Navigation of Complexity*. University Press of America.
- Briceño, T., Flores, L., Kocian, M., & Batker, D. (2017). Amazonía Centro-Sur: Una valoración de ecosistemas. En C. Larrea (coordinador), *¿Está agotado el período petrolero en Ecuador?* (págs. 181-205). Universidad Andina Simón Bolívar - Ediciones La Tierra.
- Brulle, R., & Dunlap, R. (2015). Sociology and Global Climate Change. En R. Dunlap, & R. Brulle, *Climate Change and Society: Sociological Perspectives*. Oxford University Press.
- Buscher, B. (2010). Derivative Nature: interrogating the value of conservation in 'Boundless Southern Africa'. *Third World Quarterly*, 31(2), 259-276.
- Carrier, J. (2011). Protecting the Environment the Natural Way: Ethical Consumption and Commodity Fetishism. En D. Brockington, & R. Duffy, *Capitalism and Conservation* (págs. 203-220). Wiley-Blackwell.
- Carrión, D. (2017). Pensar las alternativas petróleo, minería y turismo: Escenarios comparativos. En C. Larrea (coordinador), *¿Está agotado el período petrolero en el Ecuador?* (págs. 307-335). Ediciones La Tierra - Pachamama Alliance - Universidad Simón Bolívar.

- Castree, N. (2010). Neoliberalism and the Biophysical Environment 2: Theorising de Neoliberalisation of Nature. *Geography Compass*, 4(12), 1725-1746.
- Common, M., & Stagl, S. (2005). *Ecological Economics: An introduction*. Cambridge University Press.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., . . . van den Bret, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Cruz-Delgado, F., & Wiedenfeld, D. (2005). *Informe de resultados del estudio ornitológico del Petrel de Galápagos en el Cerro Tropezón - isla San Cristóbal*. Fundación Charles Darwin, Puerto Ayora.
- Daly, H., & Cobb, J. (1989). *For the Common Good: Redirecting the Economy Toward Community, the Environment, and a Sustainable Future*. Beacon Press.
- De Groot, R. (1992). *Functions of Nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Groningen: Wolters-Noordhoff.
- Diamond, P., & Hausman, J. (1994). Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number? *Journal of Economic Perspectives*, 8(4), 45-64.
- Funtowicz, S., & Ravetz, J. (1991). A New Scientific Methodology for Global Environmental Issues. En R. Costanza, *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability* (págs. 137-152). Columbia University Press.
- Funtowicz, S., & Ravetz, J. (1993). Science for the Post-Normal Age. *Futures*, 739-755.
- Georgescu-Roegen, N. (1971). *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press.
- Gregory, R. (1986). Interpreting Measures of Economic Loss: Evidence from Contingent Valuation and Experimental Studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 13, 325-337.
- Gregory, R., Lichtenstein, S., & Slovic, P. (1993). Valuing Environmental Resources: A Constructive Approach. *Journal of Risk and Uncertainty*, 7, 177-197.
- Grin, J., Rotmans, J., & Schot, J. (2010). *Transitions to Sustainable Development: New Directions in the Study of Long Term Transformative Change*. Routledge.
- Gunderson, L., & Holling, C. (2002). *Panarchy: Understanding transformations y human and natural systems*. Island Press.
- Harguindéguy, J.-B. (2013). *Análisis de Políticas Públicas*. Editorial Tecnos.
- Harvey, D. (2016). *The Ways of the World*. Oxford University Press.
- Heal, G. (2000). *Nature and the Marketplace: Capturing de Value of Ecosystem Services*. Island Press.
- Heal, G. (2000). Valuing Ecosystem Services. *Ecosystems*, 3, 24-30.
- Holling, C. (2010). Engineering Resilience versus Ecological Resilience. En L. Gunderson, C. Allen, & C. Holling, *Foundations of Ecological Resilience* (págs. 51-66). Island Press.
- Horowitz, J., & McConnell, K. (2003). Willingness to accept, willingness to pay and the income effect. *Journal of Economic Behavior & Organization*, 51, 537-545.
- Jaeger, C., Renn, O., Rosa, E., & Webler, T. (1998). Decision analysys and rational action. En S. Rayner, & E. Malone, *Human Choices & Climate Change* (págs. 141-215). Batelle Press.
- Janicke, M. (2008). Ecological modernisation: new perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 16, 557-565.
- Jasanoff, S., & Wynne, B. (1998). Science and decisionmaking. En S. Rayner, & E. Malone, *Human Choices & Climate Change: The Societal Framework (vol. I)*. Batelle Press.
- Jorgensen, S., & Muller, F. (2000). *Handbook of Ecosystem Theories and Management*. Lewis Publishers.
- Kahneman, D. (2011). *Thinking, Fast and Slow*. Penguin Books.
- Kahneman, D., & Knetsch, J. (1992). Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, 57-70.
- Keeney, R., & Raiffa, H. (1993). *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Tradeoffs*. Cambridge University Press.
- Larrea, C., Latorre, S., & Burbano, R. (2017). Análisis multicriterial sobre alternativas para el desarrollo en la Amazonia. En C. Larrea (coordinador), *¿Está agotado el período petrolero en el Ecuador?* (págs. 411-441). Universidad Andina Simón Bolívar - Editorial La Tierra.
- Leipert, C. (1994). Los costes sociales del crecimiento económico. En F. Aguilera Klink, & V. Alcántara, *De la Economía Ambiental a la Economía Ecológica* (págs. 41-77). Icaria.
- Limburg, K., O'Neill, R., Costanza, R., & Farber, S. (2002). Complex systems and valuation. *Ecological Economics*, 41, 409-420.

- Lister, N.-M. (2008). Bridging Science and Values: The Challenge of Biodiversity Conservation. En D. Waltner-Toews, J. Kay, & N.-M. Lister, *The Ecosystem Approach: Complexity, Uncertainty and Managing for Sustainability* (pág. 383). Columbia University Press.
- Ludwig, D. (2000). Limitations of Economic Valuation of Ecosystems. *Ecosystems*, 3, 31-35.
- Marope, M., & Wells, P. (2013). University Rankings: The many Sides of the Debate. En M. Marope, P. Wells, & E. Hazelkorn, *Rankings and Accountability in Higher Education: Uses and Misuses* (págs. 7-19). París: Unesco.
- Martinez-Alier, J., & Roca Jusmet, J. (2013). *Economía ecológica y política ambiental*. Mexico: Fondo de Cultura Económica.
- Martínez-Alier, J., Munda, G., & O'Neill, J. (1998). Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics*, 26, 277-286.
- McCauley, D. (2006). Selling out on nature. *Nature*, 443(7), 27-28.
- Meadows, D., Randers, J., & Meadows, D. (2005). *Limits to Growth: The 30-Year Update*. London: EarthScan.
- Munda, G. (2008). *Social Multi-Criteria Evaluation for a Sustainable Economy*. Springer-Verlag.
- Nelson, J., & Kennedy, P. (2009). The Use (and Abuse) of Meta-Analysis in Environmental and Natural Resource Economics: An Assessment. *Environmental and Resource Economics*, 42, 345-377.
- O'Connor, J. (2001). *Causas naturales: ensayos de marxismo ecológico*. Siglo Veintiuno Editores.
- O'Hara, S. (1996). Discursive ethics in ecosystems valuation and environmental policy. *Ecological Economics*, 16, 95-107.
- O'Neill, J. (1997). Managing Without Prices: The Monetary Valuation of Biodiversity. *Ambio*, 26(8), 546-550.
- Ostrom, E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press.
- Pimm, S. (1997). The Value of Everything. *Nature*, 387(6230).
- Prins, G., & Rayner, S. (2007). *The Wrong Trousers: Radically Rethinking Climate Policy*. James Martin Institute for Science and Civilization, University of Oxford and the MacKinder Centre for the Study of Long-Wave Events, London School of Economics.
- Rittel, H., & Webber, M. (1973). Dilemmas in a General Theory of Planning. *Policy Sciences*, 4, 155-169.
- Robertson, M. (2004). The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance. *Geoforum*, 35, 361-373.
- Robertson, M. (2006). The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services. *Environment and Planning D: Society and Space*, 24, 367-387.
- Saaty, T., & Kearns, K. (1985). *Analytical Planning: The Organization of Systems*. RWS Publications.
- Sagoff, M. (1997). Can We Put a Price on Nature's Services? *Philosophy & Public Policy Quarterly*, 17(3), 7-12.
- Sagoff, M. (2008). *The Economy of the Earth: Philosophy, Law, and the Environment*. Cambridge University Press.
- Salles, J.-M. (2010). Évaluer la biodiversité et les services écosistémiques: pourquoi, comment et avec quels résultats? *Nature Sciences Sociétés*, 18(4), 414-423.
- Scheffer, M. (2009). *Critical Transitions in Nature and Society*. Princeton University Press.
- Seife, C. (2010). *Proofiness: The Dark Arts of Mathematical Deception*. (Viking, Ed.) New York: Viking - Penguin Group.
- Simpson, D. (1997). Biodiversity Prospecting: Shopping the Wilds Is Not the Key to Conservation. *Resources*, 126, 12-15.
- Simpson, D. (2016). *Ecosystem Services: What are the Public Policy Implications?* Property and Environment Research Center, PERC Policy Series No. 55/201.
- Stern, D. (2004). The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve. *World Development*, 32(8), 1419-1439.
- Sylos Labini, F. (2016). *Science and the Economic Crisis*. Suiza: Springer.
- Tallis, H., & Kareiva, P. (2005). Ecosystem Services. *Current Biology*, 15(18), 746-748.
- Toman, M. (1998). Why not to calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25, 57-60.
- UNEP. (2008). *Payments for Ecosystems Services: Getting Started*. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- Vallejo, M., Larrea, C., Burbano, R., & Falconí, F. (2011). *La Iniciativa Yasuni-ITT desde una perspectiva multicriterial*. Quito: FLACSO - Universidad Andina Simón Bolívar - FODM.

- van der Ploeg, S., De Groot, D., & Wang, Y. (2010). *The TEEB Valuation Database: Overview of structure, data and results*. Final Report, Foundation for Sustainable Development, Wageningen, The Netherlands.
- Vatn, A. (2000). The Environment as a Commodity. *Environmental Values*, 9(4), 493-509.
- Vatn, A. (2005). *Institutions and the Environment*. Edward Elgar Publishing Limited.
- Vatn, A., & Bromley, D. (1994). Choices without Prices without Apologies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, 129-148.
- Villavicencio, A. (2007). ¿Cuánto vale el vuelo de un petrel? Actitudes y desafíos frente a la sustentabilidad de Galápagos. En P. Ospina, & C. Falconí, *Galápagos: Migraciones, economía, cultura, conflictos y acuerdos* (págs. 185-199). Quito: Universidad Andina Simón Bolívar - Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.
- Villavicencio, A. (2014). *Innovación, matriz productiva y universidad*. Quito: Fundación Hernán Malo González - Corporación Editora Nacional.
- Wilen, J., Steward, M., & Layton, D. (2000). *Economic Analysis of the Galápagos Marine Reserve Resource Management Plan*. Final report, University of California.
- World Bank. (2009). *Environment Matters at the World Bank: Valuing Coastal and Marine Ecosystem Services*. The World Bank, Washington D.C.