

Capital natural crítico y función de hábitat como aproximación a la complejidad ambiental

Carlos Federico Álvarez-Hincapié*

Capital natural crítico y función de hábitat como aproximación a la complejidad ambiental

Resumen

El capital natural crítico (CNC) es aquel que realiza funciones ambientales no sustituibles funcionalmente por otros elementos ambientales o por otros capitales. El grado de criticidad puede relacionarse con criterios de importancia ecológica y socio-cultural, así como el grado de amenaza por presiones antrópicas. Ahora bien, esta aproximación implica el reconocimiento de una mayor cantidad y diversidad de información relacionada con la complejidad inherente a la funcionalidad de la naturaleza (en otras palabras, de la biodiversidad). Este artículo presenta los conceptos del CNC y de la complejidad, asociados a las funciones de hábitat (relacionadas con la provisión de los ecosistemas naturales de sitios de refugio y reproducción para organismos silvestres), como componentes del manejo del ambiente para un desarrollo sustentable.

Palabras clave: capital natural crítico, hábitat, complejidad ambiental, gestión, biodiversidad, economía ecológica.

Critical natural capital and habitat function as an approach to environmental complexity

Abstract

Critical natural capital is the one that accomplishes environmental functions that are not functionally

replaceable by other environmental elements or by other capitals. The criticality degree can be related to ecological and socio-cultural criteria, and also to the threat degree brought to anthropic pressures. This approach implies the acknowledgement of biodiversity. The article introduces the Critical natural capital and complexity concepts, associated to the habitat functions (related to the provision of natural ecosystems, shelter places and wild organisms' reproduction) as components of the environmental management for a sustainable development.

Key words: Critical natural capital, habitat, environmental complexity, management, biodiversity, ecological economy.

Capital natural crítico e função de habitat como aproximação à complexidade ambiental

Resumo

O capital natural crítico (CNC) é aquele que realiza funções ambientais não substituíveis funcionalmente por outros elementos ambientais ou por outros capitais. O grau de criticidade pode relacionar-se com critérios de importância ecológica e sócio-cultural, bem como o grau de ameaça por pressões antrópicas. Agora bem, esta aproximação implica o reconhecimento de uma maior quantidade e diversidade de informação relacionada com a complexidade inerente à funcionalidade da natureza (em outras palavras, da biodiversidade). Este artigo apresenta os conceitos do CNC e da complexidade, sócios às funções de habitat (relacionadas com a provisão

* Ingeniero agrónomo; especialista en Gestión Ambiental; M.Sc. Medioambiente y Desarrollo; estudiante Doctorado en Ecología; docente Corporación Universitaria Lasallista; Grupos de investigación GAMA, DELTA (Corporación Universitaria Lasallista), GSM y GEYMA (Universidad Nacional de Colombia sede Medellín).

Correspondencia: Carlos Federico Álvarez Hincapié. e-mail: carlosfederico.lasallista@gmail.com
Artículo recibido: 12/12/2009; Artículo aprobado: 3/12/2010

dos ecosistemas naturais de lugares de refugio e reprodução para organismos silvestres), como componentes do manejo do ambiente para um desenvolvimento sustentável.

Palavras Importantes: capital natural crítico, habitat, complexidade ambiental, gestão, biodiversidade, economia ecológica.

Introducción

Los principios científicos sobre los que se basa la toma de decisiones sobre el manejo del ambiente son una realidad en constante evolución, que incluye las diversas ópticas y perspectivas de diferentes campos del saber (en la búsqueda por explicaciones cada vez más plausibles de la realidad). Una preocupación de orden mundial en cuanto a lo ambiental lo representa la operación del concepto de sostenibilidad¹, asociada al mantenimiento de diferentes elementos considerados como importantes por las sociedades, en función de las características de su entorno y de los valores culturales autóctonos.

Desde la perspectiva de la sostenibilidad fuerte, entendida como aquella asociada al mantenimiento de funciones ambientales importantes y de la capacidad de las reservas del capital natural² para mantener dichas funciones¹, se hace énfasis en esta capacidad más que en los componentes particulares de las propias reservas². Así, se ha sugerido que la evaluación de las funciones ambientales relacionadas con el capital natural crítico (CNC) permite un acercamiento a la práctica operativa del concepto de sostenibilidad³.

En términos generales, podemos definir el CNC como la cantidad de capital natural que realiza funciones ambientales importantes, que no puede ser sustituida por otros elementos ambientales o por otros capitales que realicen

las mismas funciones¹. Para Noël y O'Connor⁴ el CNC es el conjunto de recursos medioambientales que, a una escala geográfica dada, asegura las funciones medioambientales importantes y para las cuales no existe ningún sustituto en términos de capital manufacturado o humano. Para Noël⁵, hacen parte del CNC el patrimonio genético, el capital natural de soporte a la vida y los elementos cuya función medioambiental no puede ser substituida a un costo aceptable.

Al mismo tiempo, esta aproximación al análisis ambiental implica el reconocimiento de una mayor cantidad y diversidad de información relacionada con la complejidad inherente a la funcionalidad de la naturaleza. Esto hace que la gestión ambiental deba explorar más allá del inventario de los componentes ambientales y de los posibles impactos de las acciones antrópicas. El presente artículo es una reflexión, a manera de revisión de literatura³, sobre la necesidad de afrontar desde una óptica más compleja los análisis ambientales, tomando como referencia las funciones relacionadas con el hábitat.

La demanda creciente por servicios ambientales y las consecuentes transformaciones de los ecosistemas pueden exceder la habilidad de la tierra para proveerlos⁶. A medida que los ecosistemas son degradados, la calidad de vida también se deteriora, y los miembros de las comunidades locales deben pagar altos costos socio-económicos⁷. La agudización de los

-
1. Aunque existe una importante controversia filosófica y epistemológica entre los términos "sostenibilidad" y "sustentabilidad" (y se aboga por este último), para efectos de este documento se tratan como equivalentes.
 2. En términos estrictos el "capital" es una categoría de la economía política, pero se adopta el concepto de "capital natural" desde la perspectiva de la economía ecológica.
 3. Aunque se revisaron diversas fuentes de información, se hizo énfasis en la publicación seriada "Ecological Economics" debido a la afinidad conceptual de la temática tratada, en el marco de la economía ecológica.

problemas ambientales globales ha contribuido a la aceptación social de la existencia de una crisis ecológica, induciendo a las instituciones nacionales e internacionales a reconocer la necesidad de introducir cambios en el funcionamiento del sistema económico global, lo que se ha manifestado explícitamente mediante el lanzamiento de propuestas de adaptación del sistema económico a las restricciones ambientales, como el concepto de desarrollo sostenible⁸, entendido como el desarrollo basado en una *sostenibilidad o sustentabilidad*, concebida no solamente como un principio puramente técnico, sino también como un principio ético-normativo, en constante cambio y que debe unir las reglas ecológicas con las percepciones éticas, sociales, culturales y políticas⁹. Se debe anotar que frente a la gran variedad de percepciones (algunas contradictorias), sobre el ambiente y en donde prima la “contabilidad de recursos”, es importante considerar los problemas ambientales como un conjunto de alteraciones resultantes, entre otras, del modelo económico, la desigualdad en la distribución de los ingresos, el manejo de los poderes y la administración de lo público¹⁰. Es necesario recalcar que se aboga por la adopción del concepto de sostenibilidad en el sentido fuerte del término. La distinción entre sostenibilidad fuerte y sostenibilidad débil, se relaciona (entre otras características), con la complementariedad (y no sustituibilidad) del capital natural y el capital hecho por el hombre. El criterio de sostenibilidad fuerte señala que el CNC no puede ser sustituido por otro tipo de capital sea de origen natural o de origen humano, para cumplir la misma función¹. Así, el concepto del capital natural se convierte en un componente importante en el campo del desarrollo sostenible (sirviendo para identificar y reconocer los recursos naturales a escala local o regional), aunque debe prestarse atención a la definición de su criticidad¹¹. El grado de criticidad del capital natural puede relacionarse con los criterios de importancia ecológica y socio-cultural, así como la amenaza por presiones antrópicas¹². Este punto amerita, sin duda, una reflexión a profundidad, pero esto escapa a las posibilidades de este trabajo.

Desde una perspectiva ambiental, existen dos tipos de criticidad del entorno natural: ¿Qué ecosistemas (tipos de capital natural y servicios) están más “amenazados”? y ¿Qué servicios son más críticos para nuestra sobrevivencia y bienestar y no pueden ser sustituidos? Si ambos tipos de criticidad aplican para algún tipo de capital, éste puede considerarse absolutamente crítico (por ejemplo, la pérdida de la diversidad genética en los bosques tropicales)¹². Asimismo, la aplicación del concepto de resiliencia ecológica⁴ puede servir para la definición de la criticidad del capital natural¹⁴.

Se debe anotar que existen implicaciones de carácter nacional e internacional en la valoración de los ecosistemas y de su capital natural. Por ejemplo, la biodiversidad de los bosques en Asia puede tener tanto valor local como valor global, por lo que se le considera seriamente amenazada. En su forma de capital natural, la biodiversidad funciona de múltiples maneras: las funciones de regulación tienen un valor global, mientras que las de hábitat y de información tienen valores sociales y culturales de importancia local¹⁶. La necesidad de manejar el capital natural de forma sustentable es de alta prioridad en todos los ámbitos¹⁷.

Este artículo presenta inicialmente el concepto de capital natural crítico en el marco de la sostenibilidad (y bienestar de las comunidades humanas), y a continuación se introducen las funciones ambientales asociadas al capital natural. En la siguiente sección se profundiza en la función de hábitat, la complejidad y el manejo ambiental. Luego se explora la valoración económica, la evaluación del capital natural y la función de hábitat. Finalmente se presentan perspectivas futuras de trabajo a manera de conclusiones.

Operacionalización de la sostenibilidad: entorno natural y funciones ambientales

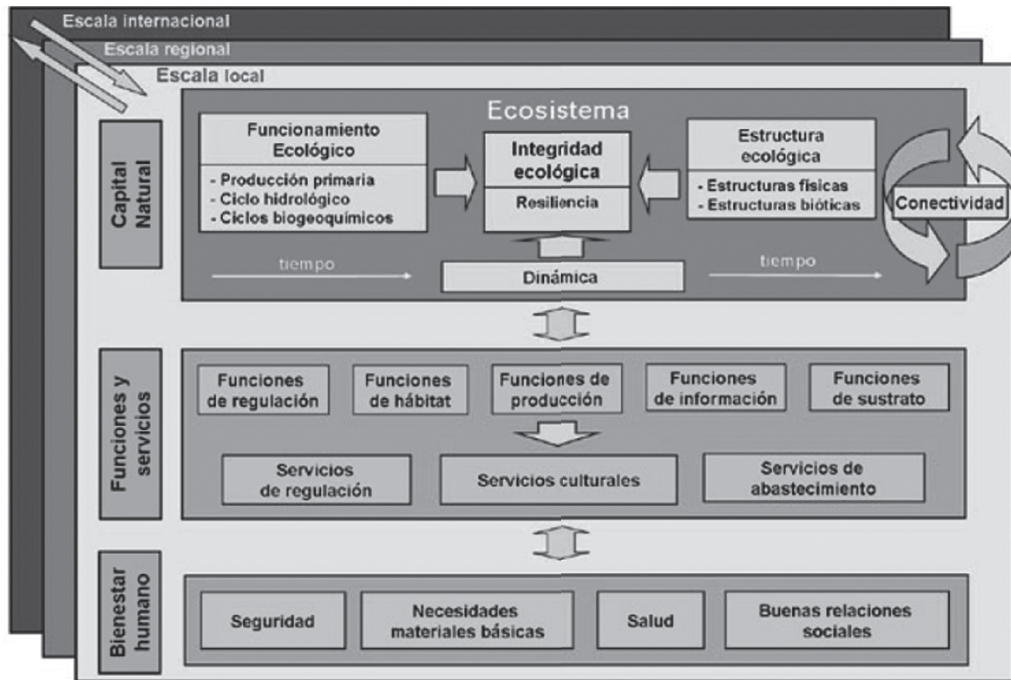
La naturaleza es un sistema complejo que incluye múltiples relaciones, interdependencias, sumideros, flujos energéticos y materiales entre los organismos, así como entre éstos y su

4. Para Garmendia, et al (2005), la resiliencia es la capacidad de un cuerpo (aplicable también a una comunidad o ecosistema) de volver a la misma situación de equilibrio después de una perturbación¹⁴.

entorno. Dichos flujos pueden visualizarse a partir de las funciones ambientales. A partir de éstas, la naturaleza provee diferentes bienes y servicios a las comunidades humanas, esto es, una serie de elementos y procesos requeridos para el desarrollo de nuestras actividades y la satisfacción de nuestras necesidades.

Por ejemplo, en una zona costera, estos bienes y servicios ecosistémicos incluyen algunos re-

ursos naturales tangibles, como los peces para la pesca comercial o recreativa, así como otros servicios menos tangibles, como las oportunidades de reclutamiento para los peces, proveídas por los hábitats marinos, o las amenidades ambientales como las posibilidades recreativas, el mejoramiento de la calidad del agua y las áreas atractivas para viviendas¹⁸. Así pues, las funciones ecosistémicas se asocian de manera directa al bienestar humano (figura 1).



Fuente: Gómez-Baggetum y DeGroot, 2007¹⁹.

Figura 1. Capital natural y bienestar humano

Debe tenerse en consideración que la clasificación de los servicios ecosistémicos ha de basarse tanto sobre las características del ecosistema de interés como sobre el contexto para la toma de decisiones en el cual se aplique el concepto de servicio ecosistémico. Este concepto puede entenderse como los aspectos del ecosistema utilizados (activa o pasivamente) para producir bienestar humano²⁰. Por su parte, el capital natural son las existencias (*stock*) de donde se obtienen los bienes y servicios ecosistémicos, y los paisajes multifuncionales son los espacios en donde esta provisión ocurre.

Se requiere de una cantidad de capital natural para que los paisajes sean multifuncionales y provean bienes y servicios²¹.

Es posible relacionar el capital natural a las funciones ambientales que cumplen sus componentes. DeGroot *et al.*²² agrupan las funciones ambientales en cuatro categorías amplias: (1) regulación, (2) hábitat, (3) producción e (4) información. Ekins *et al.*¹ agrupan las funciones por (1) fuente, (2) sumidero, (3) soporte de vida y (4) salud y bienestar humanos (los cuales se encuentran distribuidos en componentes temá-

ticos en aire -atmósfera-, agua, suelo -paisaje- y hábitat). Estas perspectivas de las funciones ambientales representan un reto para la investigación en las diferentes dimensiones ambientales (áreas del saber) y en la interacción entre sus componentes analíticos⁵. Por ejemplo, el uso de funciones ambientales ha sido señalado como una herramienta para la comunicación del valor del ecosistema de manglar, bajo diferentes estrategias de manejo²³. Surge la pregunta: ¿Cómo podría desarrollarse en comunidades con referentes históricos y económicos diferentes (como por ejemplo los nativos afroamericanos y los colonos mestizos en el Chocó colombiano), que estén aprovechando un área común?

El concepto de CNC puede servir como una contribución a la operacionalización del concepto de sostenibilidad fuerte en las políticas ambientales^{12, 24}. El desarrollo del proyecto CRITINC, por parte de la Unión Europea, representa una exploración en este sentido (detallado en la edición especial de *Ecological Economics*, Vol. 44, 2003). Allí se exploró en diversos países, el estado de elementos particulares de capital natural, las fuentes de impactos y posibles estrategias de acción. Ekins³ referencia los avances logrados en países de la Unión Europea a partir de diferentes aproximaciones focales. Por ejemplo, en Alemania se analizó la importancia de los bosques haciendo énfasis en su función como fuentes y sumideros. Por su parte en Suecia, se exploraron las funciones ecosistémicas de relictos naturales en la ciudad, tomando como estudio de caso las funciones de captura de CO₂ y de provisión de agua. Desde los diferentes problemáticas ambientales abordadas por CRITINC, es posible apreciar diversos desarrollos metodológicos y conceptuales asociados a las funciones ambientales y al CNC.

Sin embargo, en el caso del hábitat, los protocolos desarrollados y las aproximaciones

analíticas parecen limitados, en relación con la importancia y complejidad asociadas a este elemento ambiental (aunque siempre aparecen múltiples referencias en la literatura sobre su interés, como en Ekins y Simon, 2003²). Esto contrasta con la relevancia desde el punto de vista “ecológico” del concepto de hábitat⁶ (lugar donde se desenvuelven las especies).

Las transformaciones del hábitat se reconocen como una de las principales causas de extinción y pérdida de diversidad contemporáneas. Diversas estrategias de conservación se orientan hacia la preservación del hábitat para el mantenimiento de las especies, poblaciones y comunidades. A partir de diferentes aproximaciones de organizaciones orientadas a la conservación de la biodiversidad examinados por Redford *et al.*²⁶, es posible asociar algunos de estos enfoques al concepto de hábitat: áreas endémicas de aves, puntos calientes (“hotspots”), áreas tropicales prístinas, áreas naturales, aproximación ecosistémica, planificación de uso del suelo y recursos, paisaje y la combinación de paisaje-especies.

Es importante anotar que desde la perspectiva de la relación espacial de los conjuntos de flora y fauna, se han logrado importantes avances con el desarrollo e implementación de los sistemas de información geográficos (SIG) y su aplicación en la toma de decisiones. VanDerPerk y DeGroot²⁷ señalan que los SIG son útiles como herramienta de cálculo para la visualización espacial del CNC, al posibilitar la sobreposición de diferentes capas de información (como ecosistemas naturales, usos antrópicos, presiones ambientales), así como facilitar el análisis temporal (dinámicas). Por ejemplo, Troy y Wilson²⁸ diseñaron un marco de trabajo para la toma de decisiones que incluye un valor de transferencia espacialmente explícito (generando un grupo de coeficientes de valor de los servicios ecosistémicos). El análisis en varias localidades a partir de su distribución espacial

5. Partiendo de la postura de Angel, et al (1997), sobre la percepción del medio ambiente de componentes e interacciones de dimensiones analíticas: física, biótica, cultural, económica y política).
6. En sentido ecológico estricto, podría afirmarse que el concepto de nicho es igualmente de gran relevancia, pero la complejidad inherente al mismo, sobrepasa los alcances de este trabajo. Para introducir su relación con el uso y conservación de la biodiversidad, se recomienda revisar la temática de la “construcción de nicho” en Laland y Boogert (2008)²⁵

servió para obtener valores económicos de dichos servicios.

El reconocimiento del CNC asociado a las funciones ambientales (incluyendo la de hábitat) es un elemento útil para el manejo ambiental sustentable. Para ello, se requiere un mayor desarrollo de estudios aplicados que provean información local sobre el CNC, así como fortalecer la conceptualización de las interacciones entre los componentes y el sistema ambiental, para avanzar en la predicción de escenarios futuros. En éstos, la complejidad deberá considerarse en la gestión ambiental como se avanza a continuación.

Información, hábitat y complejidad en el manejo ambiental

Plumer y Atmitage²⁹, citando a otros autores, señalan que la teoría de los sistemas complejos considera la naturaleza como un proceso evolutivo, que puede distinguirse por ciclos adaptativos anidados en escalas que aumentan de tamaño, que llevan a la incertidumbre, no linealidad y autoorganización. El ambiente es en sí extraordinariamente complejo, el número de variables potencialmente medibles es enorme y su completo reconocimiento es imposible, aún para una gran organización como un gobierno. La información ambiental rara vez es analíticamente robusta, es a menudo incompleta y proclive a tener datos faltantes en las series de tiempo. Sin embargo, empleando la noción de capital natural como una guía, la escogencia de variables puede simplificarse, y si se adopta rigurosamente por un gobierno, existen buenas razones para creer que esto puede conducir en el tiempo a tener datos ambientales más coherentes, menos subjetivos y más consistentes³⁰.

Las funciones ambientales relacionadas con el hábitat representan una de las principales necesidades de trabajo interdisciplinario en el campo ambiental. El funcionamiento de los ecosistemas en este nivel incluye características de la vegetación (como estructura, biomasa y evapotranspiración), elementos de flora y fauna (diversidad de especies, dinámicas), propiedades de comunidades vivientes (interacciones, cadenas alimentarias, descomposición

de la materia orgánica) y aspectos del valor de conservación (como integridad y rareza)¹.

Las funciones de hábitat se relacionan con la provisión de los ecosistemas naturales de sitios de refugio y reproducción para plantas y animales silvestres. Esto contribuye a la conservación *in-situ* de la diversidad genética, el mantenimiento de las poblaciones de especies migratorias o aprovechables, así como de los procesos evolutivos^{13, 22}.

Asimismo, en cuanto al hábitat, los requerimientos ambientales se asocian a aquellas funciones que relacionan los requerimientos del nicho ecológico dentro de la biosfera. Difieren por grupos específicos, pero en cualquier caso incluyen la capacidad de carga del sustrato para determinadas actividades, así como los requerimientos espaciales (tamaño mínimo crítico de ecosistema) de las áreas naturales que los proveen¹³. La preferencia de hábitat por parte de una especie nos permite determinar los recursos y condiciones que ésta requiere para su supervivencia, reproducción y perduración en el tiempo (...) Por ejemplo, el uso de programas computacionales, como el HaviStat©, es una herramienta valiosa al realizar procedimientos matemáticos, estadísticos y gráficos requeridos para inferir el uso, selección y preferencia de hábitat o recursos³¹.

Las respuestas de los organismos a las perturbaciones del hábitat, pueden ser diferentes para especies de plantas nativas, raras y exóticas³². A su vez, el contexto del paisaje y los remanentes de hábitat nativo pueden ser determinantes (o no serlo) en la abundancia y distribución de los organismos. Collinge *et al.*³³, en su estudio con una comunidad de mariposas asociada a diferentes pastizales en Colorado (EE. UU.), encontraron que mientras que el tipo de pastizal fue el determinante primario de la riqueza y composición de especies (seguido en importancia por la calidad del hábitat), el contexto del paisaje no tuvo influencias determinantes. Por su parte, en un estudio con polillas en un hábitat agrícola fragmentado, Ricketts *et al.*³⁴ no encontraron diferencias significativas en la riqueza y abundancia de estos organismos entre distintos hábitats agrícolas, aunque la distancia a los fragmentos de bosque (contexto) sí fue relevante.

Adicionalmente, para el mantenimiento de las funciones de sumidero del hábitat, los desechos de biomasa deben ser dispuestos de tal manera que puedan ser reabsorbidos en los ciclos naturales. El mantenimiento de las funciones de soporte de vida en los hábitats requiere que las emisiones de los desechos no excedan las cargas críticas requeridas para evitar la disrupción de los sistemas ecológicos. La riqueza y diversidad de especies en los ecosistemas debe mantenerse, así como la estructura, funcionamiento y resiliencia de los mismo. De forma similar, el mantenimiento de la funciones de salud humana y bienestar requiere que se proteja a las especies, los hábitats y los ecosistemas que son importantes para la recreación e inspiración². Ahora bien, existe una fuerte incertidumbre asociada al desconocimiento sobre los volúmenes de diversidad que se deben mantener y manejar, en otras palabras, el nivel de simplificación de un sistema (para la obtención de beneficios a partir de un servicio ecosistémico particular) o el mantenimiento de la complejidad (sacrificando la utilización actual de un servicio pensando en las provisiones futuras de otros servicios)⁶. Tomando la riqueza de plantas como subrogado de la biodiversidad y asumiendo la productividad primaria neta como subrogado de los servicios ecosistémicos, en un estudio de localidades y ecorregiones en Norteamérica, se sugirió que un cambio del 1% en biodiversidad puede relacionarse con cambios del 0,5% en el valor de los servicios del ecosistema³⁵.

Una de las estrategias más empleadas para la conservación del hábitat y las especies es el establecimiento de parques nacionales u otro tipo de áreas protegidas. Aunque intuitivamente se podría pensar que a medida que aumenten las áreas protegidas se protegerán más las especies, los resultados del modelo desarrollado por Johannesen³⁶ sugieren que esto no es necesariamente cierto. Según la investigadora, al ampliar un área protegida y excluir a las comunidades del aprovechamiento para agricultura o cacería (dependiendo de las condiciones económicas), puede estimularse la extracción de la fauna y, por tanto, reducir la conservación

de la vida silvestre. Esta es una complejidad inherente a la función de hábitat en su intrincada dualidad como satisfactor de las necesidades humanas y para las funciones del ambiente que sostienen los ecosistemas. En el caso del funcionamiento de los ecosistemas prístinos, esto puede ser aproximado por la característica de línea base que estos tienen *per-se*⁷. Por su parte, en los ecosistemas de dominancia antrópica (caracterizados por presentar diversos y sucesivos períodos de intervención), aunque es posible identificar las funciones de hábitat útiles para el hombre, puede no resultar tan evidente determinar el punto preciso de conservación de la naturaleza asociado a mantener las funciones ecosistémicas (y, por tanto, su CNC).

Otro elemento complejo se asocia al hecho de que muchos bienes y servicios ecosistémicos funcionan tanto como bienes públicos como privados, lo que dificulta el control social sobre su uso. La complejidad para entender en qué forma los servicios ecosistémicos y sus beneficios caen en una u otra esfera es una función no solamente de las dinámicas del ecosistema, sino también de los sistemas sociales que interactúan en éste. Los sistemas de gobierno, los mercados, los usos informales del suelo se utilizan para obtener beneficios de los sistemas ecológicos. Estos, en sí mismos, son complejos y dinámicos, interactúan con las distintas categorías de bienes, y requieren diferentes soluciones sociales para cada caso²⁰.

Desde una perspectiva espacial, el suelo (paisaje) beneficia al hombre tanto por el uso directo y los beneficios asociados a la ocupación del espacio para propósitos humanos (viviendas, infraestructura de transporte, agricultura, recreación), como por los beneficios de uso indirecto asociados con los ecosistemas que ocupan áreas determinadas³⁰. A partir de estudios etnográficos combinados con el análisis del paisaje, es posible identificar espacialmente las percepciones y valoraciones sociales de los servicios ecosistémicos, así como las amenazas a éstos en el ámbito regional³⁷.

7. Esto es, con una provisión plena de los flujos y funciones ambientales (según las características intrínsecas de cada ecosistema).

Pero ¿qué sucede cuando las actividades humanas asociadas al desarrollo llevan consigo impactos drásticos o irreversibles sobre el entorno que provee los bienes y servicios ambientales? Tal puede ser el caso de un derrame accidental (o provocado) de hidrocarburos en una zona de humedales o en una zona costera. El uso del análisis de equivalencia de hábitat (HEA) puede servir para estimar la compensación por pérdidas asociadas a derrames y fugas, aunque debe considerarse como un componente más dentro del marco analítico involucrado para la restauración.

El HEA es un método para cuantificar las pérdidas de recursos y servicios naturales en las evaluaciones de daños y para calcular la escala de las actividades de restauración requeridas para compensar dichas pérdidas de servicios. El análisis de equivalencia de recursos (REA) es un método similar para escalar pérdidas de peces, aves y otra vida silvestre³⁸.

Concluyendo sobre este apartado, el conocimiento de los hábitat y sus interacciones con las especies asociadas a estos (bajo las premisas de la sostenibilidad fuerte y la conservación del CNC) son tareas complejas, que van más allá de mantener o ampliar los hábitats para unas u otras especies. Además de incorporar la información ecológica en la toma de decisiones de manejo, es necesario incorporar las formas socio-culturales y de aprovechamiento económico, identificando las presiones e impactos recibidos por los hábitats. La evaluación y valoración de las funciones de hábitat puede desarrollarse en términos monetarios, socio-culturales y biofísicos, aunque es sobre los dos últimos donde debería prevalecer el campo de acción. Esto se presenta en las siguientes dos secciones.

Hábitat y valoración económica

Habiéndose reconocido la íntima relación entre los sistemas económicos, sociales y ecológicos, cada vez más se emplean herramientas o métodos analíticos que involucran elementos de diversos campos del saber. Por ejemplo, Eichner y Pethig³⁹ desarrollaron un modelo económico-ecológico integrado, para reconocer el impacto de la economía en los ecosistemas,

analizando las implicaciones del uso del suelo para las actividades económicas y la consecuente transformación de los hábitats y extinción de especies.

Tomando los rangos menores y mayores del valor monetario por unidad de área para cada tipo de vegetación (bosque, tierras húmedas, etc.) establecidos en la literatura académica y multiplicándolos por el total de áreas (con cada uso del suelo), es posible obtener un estimado grueso del intervalo de valor de los servicios proveídos por los ecosistemas. Empleando el SIG, pueden asociarse éstos a la producción de cada servicio ecosistémico identificado⁷. Otra posibilidad es la aplicación de métodos de valoración económica, como los experimentos de elección y la valoración contingente (entre otras técnicas). Christie *et al.*⁴⁰ emplearon esta aproximación para identificar conceptos ecológicos de importancia para el público, relativos a la biodiversidad. Estos autores encontraron que aunque en general hay una valoración positiva de varios aspectos de la biodiversidad, existe un importante grado de indiferencia sobre la forma para lograr su conservación. Swinton *et al.*⁴¹ reseñan ésta y otras técnicas de valoración económica (como costo de viaje, valoración hedónica, factor de producción), aplicables a los servicios ecosistémicos asociados a las actividades agrícolas.

Ahora bien, la expresión de las preferencias para la conservación de la biodiversidad, empleando únicamente métodos neoclásicos (como los análisis costo-beneficio o los estudios de valoración contingente), puede arrojar resultados inexactos, debido al conocimiento limitado sobre la biodiversidad, o por la prevalencia de preferencias definidas como “lexicográficas” por la propia economía neoclásica⁴². Asimismo, la continua subvaloración de los beneficios de los paisajes naturales y seminaturales se puede asociar a la dificultad en expresar la importancia (ecológica, socio-cultural y económica) de las funciones de dichos paisajes en términos monetarios (debido a que muchos beneficios no son capturados en los análisis económicos convencionales basados en el mercado)⁴³.

Los mecanismos de mercado presentan serias limitaciones para el manejo ambiental, a la vez

que no se ha demostrado plenamente su eficiencia para la gestión⁴⁴. Los estimativos de valoración económica proveen una perspectiva incompleta sobre la biodiversidad y deben considerarse a lo sumo como un punto de referencia mínimo, sobre valores desconocidos de los cambios en ésta⁴⁵. Aunque las medidas de los servicios ecosistémicos pueden en principio, desarrollarse tanto en términos físicos como monetarios, para el caso del CNC puede resultar mejor dejarlo a las medidas físicas³⁰. Cuando se trata de los recursos ecológicos, las herramientas convencionales de la economía neoclásica pueden tener dificultades para la determinación del valor (debido a su naturaleza compleja, no mercadeables y la dificultad en asignar derechos de propiedad)⁴⁶.

Adicionalmente, la definición de prioridades de conservación de la biodiversidad se ha centrado casi por completo en factores biológicos (como el estatus de los hábitats y especies endémicas). La inclusión de aspectos sociales como las presiones antrópicas y de los propios esfuerzos humanos para la protección del hábitat se han sugerido para clasificar áreas de importancia para la conservación en el mundo⁴⁷.

Se ha señalado que existen múltiples interdependencias entre los subsistemas sociales, económicos y naturales; que los valores cambian en el tiempo, así como las preferencias de los "consumidores" (que no siempre toman en cuenta la complejidad de la estructura interna de los ecosistemas para expresar sus preferencias). Asociados a esta complejidad, pueden darse cambios impredecibles en los subsistemas, por lo que la obtención de estimativos precisos del valor puede afrontar limitantes^{48, 49}. Dependiendo del detalle en la información y según los niveles de heterogeneidad registrados, pueden presentarse diferencias importantes en la evaluación de los bienes ecosistémicos, tal como se desprende del estudio del valor de los ecosistemas globales⁵⁰.

Por ejemplo, algunos aspectos asociados a los valores económicos de las pesquerías costeras recreacionales no han sido incluidos en los intentos por unir los estimativos de los beneficios ecosistémicos subyacentes al soporte de la reproducción de los peces. Así, la rentabilidad social de los proyectos que buscan aumentar

el volumen de peces, restaurando o protegiendo áreas de cría o desove, solo puede estimarse si los beneficios de los resultados (aumento en tasa de captura debida a los aumentos en el "stock" de peces), se pueden comparar con los costos de las medidas que originen esos resultados. Un aspecto problemático en la conexión de dichos benéficos y costos es que rara vez existe el conocimiento cuantitativo científico suficiente de la relación entre calidad y cantidad de hábitat, reclutamiento y "stock" de peces¹⁸.

Existe una considerable falta de información en muchas funciones y valores de los ecosistemas o paisajes naturales y semi-naturales, por tanto, se toman decisiones sobre "trade-offs" entre diferentes opciones de uso del suelo a partir de información incompleta⁴³. Para entender las opciones disponibles de manejo sustentable de un servicio ecosistémico y los costos asociados a estas, es necesario entender los mecanismos ecológicos básicos subyacentes, que relacionan un determinado servicio o producto de la naturaleza con su sistema de soporte (el ecosistema)¹⁷. Por ejemplo, en el caso de los bienes y servicios de los arrecifes coralinos, se ha señalado que los arrecifes individuales deben ser manejados en el marco de un paisaje marino más amplio, que incluya las actividades humanas como partes integradas del sistema⁵¹.

Adicionalmente, debe tenerse en cuenta que la biodiversidad ocurre en múltiples escalas espaciales y niveles de organización biológica, por tanto, las aproximaciones basadas en especies particulares son necesarias, pero insuficientes para alcanzar la conservación²⁶. Cullen *et al.*⁵² emplearon el análisis de costo-utilidad (CUA) para comparar el costo-efectividad de los programas de conservación de la biodiversidad orientados a una especie y aquellos proyectos orientados a varias especies. Encontraron que para la conservación de especies amenazadas, no existen diferencias entre unos y otros, aunque los programas orientados a varias especies incluyen otros beneficios no valorados, como los asociados a la defensa de los derechos y la educación, así como a la restauración ecológica.

Haddock *et al.*⁵³, emplearon el método bioeconómico del análisis de costo utilidad (CUA)

para evaluar el impacto en los hábitats de diferentes escenarios de manejo del paisaje (incluyendo parámetros asociados a los cambios de cantidad, calidad y escasez relativa de los hábitats). El CUA es una metodología que incorpora información científica cuantitativa y semi-cuantitativa sobre bienes ambientales, en un marco de trabajo de evaluación para la toma de decisiones gubernamentales para la destinación de recursos.

Por su parte, Crossman y Bryan²¹ señalan la importancia de reconocer “puntos calientes” (*hotspots*) de generación de capital natural y de multifuncionalidad del paisaje, para orientar las actividades de restauración. Para ello, desarrollaron un marco de trabajo que integra bases de datos locales y modelos que describen elementos del capital natural, la degradación de los “stocks” del mismo y el valor económico.

En términos generales, se han desarrollado diversos modelos económicos para analizar asuntos relacionados con la conservación, y su utilidad particular dependerá de las condiciones específicas que se evalúen. Sin embargo, a partir de la comparación de diferentes tipos de modelos (costo-efectividad -CE-, extracción de recursos renovables -RR-, crecimiento macroeconómico -MG- y equilibrio general -GE-), Epink y VanDenBergh⁵⁴ encontraron que a medida que los modelos económicos son más complejos, a la vez, son menos detallados en cuanto a la descripción de las dinámicas ecológicas. Aunque puede resultar evidente recomendar una mayor complejidad ecológica en los modelos económicos, este mayor realismo puede dificultar las soluciones analíticas. En este punto habrá que considerar que siempre existe un “*trade-off*” entre la relevancia ecológica y la trazabilidad analítica, lo que requiere de una mayor comunicación entre economistas y ecólogos⁵⁴. El marco de trabajo de la economía ecológica puede servir como plataforma útil para tal fin.

En un entorno de acción más amplio, muchos países confían altamente en indicadores macroeconómicos como el producto interno bruto para soportar la toma de decisiones económicas. Estos indicadores proveen solo una vista parcial de los factores que afectan el desarrollo y no tienen en cuenta todos los costos y bene-

ficios de las decisiones económicas. Para solucionar esta asimetría, se han sugerido otros indicadores para monitorear el estado del capital natural y del capital humano: calidad de aire, emisión de gases de efecto invernadero, coberturas boscosas, coberturas de humedales y capital humano³⁰.

En cuanto a la cooperación internacional para la preservación de los hábitats (aunque existen dificultades, elementos complejos y controversiales), se ha señalado la utilización del principio de costo incremental (IC) para la asignación de fondos de cooperación internacional liderados por el GEF (Global Environment Facility). El IC puede entenderse como la diferencia entre los beneficios y costos de un escenario existente (línea base) y otro que implique alcanzar beneficios globales. Aunque este mecanismo tiene un gran potencial, debido a la forma de implementación, no resulta financieramente robusto para la protección de hábitats de importancia global⁵⁵.

Resumiendo, la valoración económica asociada a los hábitats es importante para la toma de decisiones y existe una amplia gama de aproximaciones a considerar en su utilización. Sin embargo, presenta una perspectiva incompleta y parcial, por lo que se deben incorporar otras formas de valoración de tipo social y ecológico (biofísico), para adquirir una mejor visión sobre el hábitat y el CNC. Ello puede requerir la recopilación de mayores volúmenes de información local para reducir la incertidumbre asociada a las complejidades del hábitat. La combinación de datos de campo con procesos de modelación puede servir para la toma de decisiones. A continuación se presentan algunas de las aproximaciones que han sido desarrolladas para evaluar el hábitat como un componente asociado a la biodiversidad (y, a su vez, como componente del capital natural).

Evaluación del hábitat, la biodiversidad y el capital natural

La importancia (o valor) de los ecosistemas puede dividirse en tres tipos de valores: ecológicos, socio-culturales y económicos. Para reconciliar la conservación de los paisajes con las demandas cambiantes sobre los usos del

suelo y los recursos naturales, es esencial que dichos valores ecológicos, socio-culturales y económicos del paisaje sean plenamente incorporados en la planificación y toma de decisiones⁴³. Desde esta perspectiva, resulta evidente la necesidad de una aproximación interdisciplinaria para abordar la problemática del capital natural. La tabla 1 presenta algunos criterios y unidades para identificar el CNC.

Gómez-Baggetum y DeGroot¹⁹ señalan que, aunque para efectos de la cuantificación y valoración del capital natural, no existe en la actualidad consenso en la comunidad científica, es posible reconocer dos aproximaciones fundamentales: (1) las basadas en las *preferencias humanas* (desde a teoría del mercado o desde las percepciones socio-culturales) y (2) las basadas en los *costes físicos* (a partir de la cuantificación de los requerimientos de materiales o superficie terrestre para el metabolismo económico, de la cuantificación del coste energético o exergético de los procesos o de la aproximación biogeofísica del valor).

DeGroot⁴³ presenta un marco conceptual para la evaluación integrada de los servicios ecológicos y de los beneficios socio-económicos de los paisajes y ecosistemas naturales y seminaturales (el cual puede ser aplicado en diferentes escalas). Consta de tres etapas: (1) *Análisis de funciones*: traduce la complejidad ecológica a un número limitado de funciones ecosistémicas (o de paisaje), que a su vez proveen determinados bienes y servicios; (2) *Evaluación de las funciones*: incluye métodos de evaluación ecológicos, socio-culturales y económicos; (3) *Análisis de conflictos*: facilita la aplicación del análisis de funciones y de valoración a diferentes escalas, y requiere la integración de los métodos analíticos de evaluación, con técnicas de participación de los agentes interesados (“*stakeholders*”). Este procedimiento facilita la evaluación integrada del valor de los bienes y servicios que provee un área específica (paisaje), así como analizar los costos y beneficios involucrados en los “*trade-offs*” entre varias opciones de uso del suelo.

Tabla 1. Criterios y unidades de medida para identificar el capital natural crítico

Criterio	Unidades de Medida
Particularidad / Distintividad / Repetibilidad.	- Porcentaje de superficie o área restante. - Endemismo / rareza.
Remplazabilidad / Sustituibilidad.	- Complejidad ecológica. - Estado sucesional.
Naturalidad / Integridad.	- Porcentaje de especies clave. - Representatividad. - Tamaño mínimo crítico del ecosistema /área superficial. - Capacidad de carga / huella ecológica.
Auto-Regulación / Auto-Regeneración / Auto-sostenibilidad.	- Entrada de energía externa. - Entropía.
Resiliencia / Reversibilidad / Fragilidad.	- Complejidad. - Resiliencia.
Valor de herencia.	- Presencia de elementos culturales o históricos.
Valor científico.	- Calidad única. - Historia registrada.
Valor de amenidad / Calidad estética.	- Paisaje / escenario.

Fuente: Van Der Perk, et al¹⁹

Es posible calcular un índice de “capital ecológico”, como resultado de la cantidad (porcentaje de área restante de un ecosistema en un área determinada) y la calidad (proporción del estado actual con relación a una línea base).

Asimismo, para definir la calidad de un ecosistema debe escogerse un estado de referencia para definir el grado de naturalidad. Esto puede requerir el uso de indicadores y de datos poblacionales asociados a especies raras,

listas rojas, especies clave, especies objetivo (de interés político), así como especies generalistas de diferentes niveles tróficos²⁷. En este mismo sentido, se pueden priorizar proyectos de conservación (a través de la valoración de la biodiversidad en localidades), a partir de la medición del logro de objetivos específicos de conservación, expresada en términos del paisaje (clasificación ambiental cuantitativa de los hábitats)⁵⁶. Otra posibilidad para valorar bienes y servicios ecosistémicos resulta al incorporar la teoría económica sobre el valor a un modelo de análisis multi-criterio (MCA) de los atributos ecosistémicos, con información de un panel de expertos “Delphi” para asignar los pesos relativos a los diferentes atributos⁵⁷.

Parkhurst *et al.*^{58,59} han explorado la aplicación de bonos de aglomeración, como un mecanismo de incentivo voluntario para proteger especies amenazadas y la biodiversidad (a partir de la conexión de hábitats fragmentados en tierras privadas). Este mecanismo propone el pago de un bono por el área que cada propietario privado retire de la explotación (adyacente a otra área retirada de la producción). Esto provee un incentivo a los propietarios para crear voluntariamente reservas contiguas a lo largo de sus fronteras comunes. Otros investigadores han empleado modelos de microsimulación espacial, combinando información sobre proyectos de conservación con las coberturas vegetales de diferentes hábitats, para evaluar la efectividad y participación de las comunidades en programas agroambientales⁶⁰. Estos se desarrollan en territorios que poseen una capacidad limitada para el establecimiento de componentes espaciales y funcionales.

Las áreas de tipos específicos de terreno aumentan o disminuyen como resultado de los cambios en la forma en que la tierra es usada. Por ejemplo, el aumento en el uso del suelo para propósitos urbanos necesariamente significa la reducción de espacio para otros usos (agricultura, recreación, hábitat de vida silvestre, etc.), en las áreas alrededor de las ciudades en expansión³⁰. Ahora bien, el capital natural interactúa en formas complejas y puede ser difícil explicitar límites críticos para hábitat o ecosistemas particulares. Podría ser de utilidad tener medidas del grado de fragmentación de los hábitats semi-naturales como un componente de medición de la salud de los sistemas naturales⁶¹.

Asimismo, debe considerarse que los costos y beneficios, asociados a diversas estrategias de uso del suelo, están influenciados directamente por su distribución espacial. En este sentido, se requiere la adopción sistemática de un marco de trabajo para el direccionamiento espacial de las intervenciones de políticas, lo que puede mejorar la toma de decisiones en términos de su efectividad, eficiencia, equidad y aceptabilidad pública⁶². La valoración de los servicios ecosistémicos debe incluir el reconocimiento de su escala espacial explícita y cómo esta influencia la toma de decisiones por parte de los “*stakeholders*” (grupos de interés), los cuales tienen finalidades muy diferentes, dependiendo de la escala en consideración⁶³. Esto resulta de importancia cuando se quieren incorporar las preferencias sociales en la toma de decisiones (incluyendo criterios relevantes y medibles) en un marco espacial local⁶⁴.

En un estudio de modelación que involucró las dinámicas poblacionales de un gorrión (*Aimophila aestivalis*), y los ingresos económicos derivados de la cosecha de madera (que afecta la estructura del paisaje forestal), Liu *et al.*⁶⁵ encontraron que los distintos esquemas de manejo afectan tanto a las poblaciones naturales, como los ingresos económicos, y que las diferencias en la ubicación espacial de los hábitats de bosque maduro afectan drásticamente a las poblaciones del gorrión. Doherty *et al.*⁶⁶ desarrollaron un método que combina un modelo espacialmente explícito con elementos de programación dinámica, para simular las respuestas hipotéticas de poblaciones de aves a diferentes regímenes de explotación forestal (“*trade-off*” entre preocupaciones ecológicas y económicas). Estos autores recomiendan la definición de tamaños mínimos viables de población a ser mantenidos (con un mínimo de pérdida económica), durante un período de manejo establecido.

Koopowitz *et al.*⁶⁷ generaron un modelo estocástico de extinción de plantas, debida a la conversión de hábitat, para ser usado en diferentes escalas (aunque su aplicación está supeditada a requerimientos particulares de información sobre la distribución de las plantas y a las tasas de conversión de las coberturas vegetales). Por su parte, Endres y Radke⁶⁸ elaboraron la estructura de un indicador de sustentabilidad asociado a los efectos de la deforestación (con

propósitos agrícolas) sobre la biodiversidad, modelando la capacidad de regeneración del bosque en función de su “stock” y del tamaño del hábitat (teniendo en cuenta que el tamaño mínimo de población puede alcanzarse en el proceso de reducción del hábitat).

Una estrategia empleada de tiempo atrás para la protección de la biodiversidad (en otros términos, capital natural) ha sido el establecimiento de áreas protegidas. El propósito de dichas áreas es conservar “stocks” espaciales de capital natural (en forma de especies o de recursos genéticos), así como para mantener valores intrínsecos espirituales o recreacionales²⁷. Estas áreas son especialmente importantes cuando pueden proveer determinadas funciones ambientales como:

- Conservar suelo y agua en lugares erodables, donde la vegetación natural fue removida, en pendientes y cuencas: funciones de *regulación*.
- Regular y purificar corrientes de agua, proteger humedales y bosques: funciones de *regulación*.

- Proteger a las personas de desastres naturales (bosques inundables, zonas ribereñas, arrecifes, manglares y tierras inundables costeras): funciones de *regulación*.
- Mantener vegetación natural en suelos pobres (que al ser aprovechadas generan poco valor agregado): funciones de *producción*.
- Mantener recursos genéticos silvestres o especies importantes para la medicina: funciones de *producción*.
- Proteger especies y poblaciones altamente sensibles a la perturbación humana: funciones de *hábitat*.
- Manejar hábitat críticos para la explotación, asociados a especies migratorias o amenazadas que lo utilizan para reproducción, cría, descanso: funciones de *hábitat*.
- Proveer entradas o empleo como el turismo: funciones de *información*.²⁷

VanDerPerk y DeGroot²⁸ presentan algunos criterios e importancias relativas para determinar valor de conservación de un área particular o ecosistema (tabla 2):

Tabla 2. Criterios para el valor de conservación de un área

Criterio	Importancia relativa
Diversidad (especies, hábitat).	12,2
Rareza (especies, hábitat).	11,3
Representatividad.	10,2
Tamaño mínimo de ecosistema.	9,9
Valor de naturalidad / ancestría.	8,9
Valor científico.	8,4
Fragilidad ecológica / vulnerabilidad de especies.	8,3
Endemismo.	8,0
Amenaza por interferencia humana.	8,0
Potencial de reserva de vida silvestre.	7,4
Valor potencial.	5,0
Factores de manejo.	4,8
Posición en unidad geográfica ecológica.	4,7
Remplazabilidad.	3,8
Valor de amenidad / cualidades estéticas.	2,8
Historia registrada.	2,0
Valor educacional.	1,5
Disponibilidad.	0,7

Fuente: VanDerPerk y DeGroot²⁷.

Un ejemplo de gestión del hábitat, bienes y servicios ecosistémicos lo representa el manejo de salmónidos en el “Green/Duwamish and Central Puget Sound Watershed” (EEUU). Allí, las actividades orientadas al mejoramiento del hábitat para estos organismos han propiciado la restauración de servicios ecosistémicos de gran valor financiero y social. Estos incluyen: la regulación natural de crecientes, la protección contra inundaciones, la producción de agua dulce para consumo, las oportunidades recreacionales, los valores estéticos, el manejo de desechos, la reducción de patógenos y contaminantes, la preservación de la biodiversidad, la regulación de nutrientes, la producción de peces, crustáceos, madera, alimentos y materias primas, los servicios de cría y refugio, el control de la erosión, el valor estético, las oportunidades de recreación para pesca, caza, navegación, senderismo, observación de aves, así como los beneficios educativos y científicos. De alcanzarse los objetivos y metas del plan de hábitat, se asegurará la viabilidad de los salmónidos y se contribuirá a la prosperidad económica y a la seguridad de las presentes y futuras generaciones. Las acciones sobre el hábitat del salmón incrementan y restauran capital natural productivo, proporcionando servicios al mínimo costo⁷. Batker *et al.*⁶⁹ presentan una serie de servicios ecológicos que pueden potenciarse con hipótesis de conservación particulares, asociadas al manejo del hábitat del salmón.

En síntesis, es posible, a partir de diferentes metodologías, acercarse a la evaluación y valoración de las funciones de hábitat, la biodiversidad y el capital natural, desde escalas locales y puntuales, hasta escalas espaciales y temporales más amplias. Se requiere obtener información de línea base sobre el estado de los ecosistemas y sus componentes, así como la evaluación y modelación de los efectos de las actividades sobre la naturaleza. La preservación del capital natural va de la mano del bienestar humano, aunque es necesario reconocer los “*trade-offs*” particulares asociados a decisiones de conservación o de aprovechamiento.

Perspectivas futuras

A lo largo de este trabajo se relacionaron los conceptos de complejidad ambiental, CNC y la

función de hábitat como elementos necesarios a incorporar en las estrategias de gestión orientadas a la sostenibilidad. Sin embargo, aunque se han desarrollado diversas aproximaciones analíticas y experimentales, se requiere avanzar más en la recopilación de datos locales y en la aplicación de modelos operativos para superar los retos globales de manejo ambiental.

Para asegurar el suministro constante de servicios ecosistémicos, se deben manejar los ecosistemas activamente, con una mirada a largo plazo, involucrando múltiples intereses, valores, condiciones locales, así como los costos y beneficios de la toma de decisiones y el uso de diferentes tecnologías⁶. A la vez, el uso de los servicios ecosistémicos como concepto tiene grandes ventajas como herramienta de comunicación¹⁷, siendo relevante, el uso de información local para la toma de decisiones⁵⁰. Sin embargo, debe considerarse que aunque el incremento en los niveles de conocimiento puede servir para atenuar los problemas ambientales (actuales y futuros), es necesario el accionar de las políticas públicas, tanto para desestimular formas de consumo nocivas para el medioambiente, como para promover la generación y difusión de conocimiento ambientalmente benéfico⁷⁰.

Un campo de trabajo de interés es el de la valoración (económica, biofísica y socio-cultural) de áreas que incluyen diferentes usos (incluyendo múltiples hábitats) y que proveen diversos servicios ambientales. En el marco de trabajo sistémico de las dimensiones analíticas medioambientales⁷¹ y del pensamiento complejo, los ejercicios de valoración deben reconocer la coexistencia de múltiples perspectivas, así como de la posibilidad permanente de cambios en estas⁷². Asimismo, las múltiples influencias (económicas, sociales y políticas), en diversas escalas jerárquicas espaciales (en el ejercicio del poder sobre el territorio), son un reto para la construcción de la sostenibilidad.

Llegar a un valor preciso e incontrovertible del capital natural (así como del CNC) presenta dificultades materiales y filosóficas, por lo que puede ser útil una aproximación a partir de los costos de restauración, de protección o de identificación de los elementos del capital natural (como una medida subrogada de base para la valoración).

El reconocimiento de la complejidad de las funciones de hábitat, en cuanto a las interacciones entre los componentes bióticos con el entorno abiótico y el entorno socioeconómico, es una línea de trabajo de importancia que, a la vez, requiere del concurso interdisciplinario. Asimismo, es de interés la inclusión del componente evolutivo de los organismos (información genética) para la toma de decisiones de manejo. La identificación de los elementos asociados a la evolución natural de los componentes del hábitat implica modelar el factor tiempo e incluir datos de diferentes períodos. Deutch, *et al*⁷³ señalan la necesidad de desarrollar indicadores que involucren la capacidad dinámica de los ecosistemas, para el sostenimiento de las funciones ambientales de fuente y sumidero. Esto resulta igualmente válido para las funciones relacionadas con el hábitat (y eventualmente para otras funciones).

La importancia relativa y la amenaza son factores críticos en términos del capital natural, al poder relacionar la cantidad y calidad de las áreas naturales, así como la presencia de fuentes potencialmente relevantes de diversidad^{12, 27}. Sin embargo, el establecimiento de una línea base para el estado del entorno natural está limitado a la existencia de información histórica y al desarrollo de investigaciones locales (lo que usualmente no es común en muchos de los países “en vías de desarrollo”, como Colombia). Adicionalmente, aunque existen bases de datos referenciales de información o colecciones de diversos grupos de flora y fauna, a menudo esta información no es fácilmente extraíble por los sistemas de consulta externa, y cuenta con filtros de acceso (por su potencial como información reservada). El fortalecimiento de redes de información de libre acceso (tanto de fuentes privadas como gubernamentales) es una necesidad social crítica, así como el acceso a recursos económicos para el desarrollo de investigaciones básicas y aplicadas.

Debe considerarse que el medioambiente es altamente cambiante y que el desarrollo de estrategias de manejo estáticas puede llevar a problemas ambientales más graves que aquellos para los cuales fueron diseñadas inicialmente dichas estrategias. En este sentido, la aplicación de un manejo adaptativo (AM) basado en datos específicos, que incluya diversas

opciones de gestión asociadas a los recursos a ser invertidos, la calidad disponible y deseable de información, así como los riesgos ecológicos, económicos y sociales⁷⁴ aparece como otro campo de trabajo promisorio.

Agradecimientos

Al profesor Sergio Lopera, a los revisores anónimos, así como a los grupos de investigación GSM, EEVE y GEYMA (Universidad Nacional de Colombia sede Medellín), DELTA y GAMA (Corporación Universitaria Lasallista) por los aportes surgidos en reflexiones académicas, que sirvieron de base para este trabajo.

Bibliografía

1. EKINS, Paul; et al. A framework for the practical application of concepts of critical natural capital and strong sustainability. En: Ecological economics. March 2003. Vol. 44, no. 2-3, p.165-185.
2. EKINS, Paul and SIMON, Sandrine. An illustrative application of the CRITINC framework to the UK. En: Ecological economics. March 2003. Vol. 44, no. 2-3, p. 255-275.
3. EKINS, Paul. Identifying critical natural capital. Conclusions about critical natural capital. En: Ecological economics. March 2003. Vol. 44, no. 2-3, p. 277-292.
4. NOËL, Jean-François and O'CONNOR, Martin. Strong sustainability and critical natural capital. En: Valuation for sustainable development. United States: Northampton Ma, 1998. p. 75-98.
5. NOËL, Jean-François. Le capital naturel, un nouvel objet des politiques environnementales. París: Institute National des Sciences et Techniques -Nucléaires Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, 2000.
6. BENNETT, Elena M.; PETERSON, Gary y LEVITT, E.A. Looking to the future of ecosystem services. En: Ecosystems. 2005. Vol. 8, no. 2, p. 125-132.
7. WATER RESOURCE INVENTORY AREA (WRIA). Green/Duwamish and Central Puget Sound Watershed salmon habitat plan. Forum of local governments [En línea]. Washington: Department of natural resources and parks, water and land resources division, 2005. [Citado 17 de julio 2007] <www.eartheconomics.org/vision2020/documents/ch6_economics.pdf>

8. ESTEVAN, Antonio. Monetización del medio ambiente y ecologismo de mercado. En: De la economía a la ecología. Valladolid: Editorial Trotta, 1995. p. 67-78.
9. RIECHMANN, Jorge. Desarrollo sostenible: la lucha por la interpretación. En: De la economía a la ecología. Valladolid: Editorial Trotta, 1995. p.11-35
10. MORENO JARAMILLO, Cecilia Inés. Habitat y vivienda con criterio ambiental. Miradas al hábitat. En: Ensayos Forum. 2002. No. 19, p. 129-141.
11. MacDONALD, Daisy V.; HANLEY, Nick y MOF-FATT, Ian. Applying the concept of natural capital criticality to regional resource management. En: Ecological economics. 1999. Vol. 29, no. 1. p.73-87.
12. DE GROOT, Rudolf; et al. Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. En: Ecological economics. 2003. Vol. 44. no. 2-3. p. 187-204.
13. VAN DER PERK, Joan; CHIESURA, Anna y DE GROOT, Rudolf. Critical natural capital and the implications of a strong sustainability criterion. Working Paper 1B. Towards a conceptual framework to identify and operationalize critical natural capital, Discussion paper for second meeting of the CRITINC-project. [En línea]. Paris: Saint Quentin en Yvelines, 2000. [Citado 17 de julio 2007]. URL disponible en <www.keele.ac.uk/depts/spire/Working_Papers/CRITINC/WP1BNL.pdf>
14. GARMENDIA SALVADOR, Alfonso; et al. Evaluación de impacto ambiental. Madrid: Pearson Educación, 2005. 416 p.
15. BRAND, Fridolin. Critical natural capital revisited: ecological resilience and sustainable development. En: Ecological economics. 2009. Vol. 68, no. 3, p. 605-612.
16. NAKASHIZUKA, Tohru. The role of biodiversity in Asian forests. En: Journal of forest research. 2005. Vol. 9, no. 4, p. 293-298.
17. NORBERG, Jon. Linking nature's services to ecosystems: some general ecological concepts. En: Ecological economics. 1999. Vol. 29, no. 2, p. 183-202.
18. SÖDERQVIST, Tore; et al. Economic valuation for sustainable development in the swedish coastal zone. [En línea]. Stockholm: Beijer International Institute of Ecological Economics, 2004. [Consulta el 19 de julio de 2007]. URL disponible en <www.beijer.kva.se/publications/pdf-archive/Disc183.pdf>
19. GÓMEZ-BAGGETHUN, Erik y DE GROOT, Rudolf. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. En: Ecosistemas. Septiembre 2007. Vol.16, no. 3, p. 4-14.
20. FISHER, Brendan; TURNER, Kerry and MOR-LING, Paul. Defining and classifying ecosystem services for decision making. En: Ecological economics. January 2009. Vol. 68, no. 3, p. 643-653.
21. CROSSMAN, Neville D. y BRYAN, Brett A. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. En: Ecological economics. 2009. Vol. 68, no. 3, p. 654-668.
22. DE GROOT, Rudolf; WILSON, Matthew A. y BOUMANS, Roelof M.. A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. En: Ecological economics. 2002. Vol. 41, no. 3, p. 393-408.
23. GILBERT, Alison; JANSSEN, Ron y PADILLA, Joe. Use of environmental functions to communicate the values of a mangrove ecosystem under different management regimes. En: Ecological economics. 1998. Vol. 25, no. 3, p. 323-346.
24. LOPERA C., Sergio. El capital natural crítico un instrumento de política ambiental para los recursos naturales. En: Gestion y ambiente. Diciembre 2003. Vol. 6, no. 2, p. 39-50.
25. LALAND, Kevin N. y BOOGERT, Neeltje J. Niche construction, co-evolution and biodiversity. En: Ecological economics. February 2010. Vol. 69, no. 4, p. 731-736.
26. REDFORD, Kent; et al. Mapping the conservation landscape. En: Conservation biology. February 2003. Vol. 17, no.1, p. 116-131.
27. VAN DER PERK, Joan y DE GROOT, Rudolf. Towards a method to estimate critical natural capital. An inventory of methods to determine critical natural capital in the Netherlands. Working paper 5. Discussion paper for second meeting of the CRITINC-project. Paris: Saint Quentin en Yvelines, 2000. 27 p.
28. TROY, Austin y WILSON, Matthew A.. Mapping ecosystem services: practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. En: Ecological economics. January 2006. Vol. 60, no. 2, p. 435-449.
29. PLUMMER, Ryan y ARMITAGE, Derek. A resilience-based framework for evaluating adaptive co-management: Linking ecology, economics and society in a complex world. En: Ecological economics. January 2007. Vol. 61, no. 1, p. 62-74.

30. SMITH, Robert. Natural capital, ecosystem services and national accounting. Environment accounts and statistics division, Canada. [En línea]. Ottawa: IAOS, 2006. [Citado 17 de julio 2007]. URL disponible en <www.iaos2006conf.ca/pdf/Robert%20Smith.pdf>
31. MONTENEGRO, Javier y ACOSTA, Alberto. Programa innovador para evaluar uso y preferencia de hábitat. En: Universitas Scientiarum. 2008. Vol 13, no. 2, p. 208-217.
32. McINTYRE, S. y LAVOREL, S. Predicting richness of native, rare, and exotic plants in response to habitat and disturbance variables across a variegated landscape. En: Conservation biology. June 1994. Vol 8, no. 2, p. 521-531.
33. COLLINGE, Sharon K.; PRUDIC, Kathleen L. y OLIVER, Jeffrey C. Effects of local habitat characteristics and landscape context on diversity grassland butterfly diversity. En: Conservation biology. February 2003. Vol. 17, no.1, p. 178-187.
34. RICKETTS, Taylor H.; et al. Countryside biogeography of moths in a fragmented landscape: Biodiversity in native and agricultural habitats. En: Conservation biology. January 2001. Vol. 15, no. 2, p. 378-388.
35. COSTANZA, Robert; et al. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. En: Ecological economics. January 2007. Vol. 61, no. 2-3, p. 478-491.
36. JOHANNESSEN, Anne Borge. Protected areas, wildlife conservation, and local welfare. En: Ecological economics. January 2007. Vol. 62, no. 1, p. 126-135.
37. RAYMOND, Christopher M.; et al. Mapping community values for natural capital and ecosystem services. En: Ecological economics. January 2009. Vol. 68, no. 5, p. 1301-1315.
38. DUNFORD, Richard W.; GINN, Thomas C. y DESVOUSGES, William H. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. En: Ecological economics. January 2004. Vol. 48, no. 1, p. 49-70.
39. EICHNER, Thomas Pethig. Economic land use, ecosystem services and micro-founded species dynamics. En: Journal of environmental economics and management. 2006. Vol. 52, no. 3, p. 707-720.
40. CHRISTIE, Mike; et al. Valuing the diversity of biodiversity. En: Ecological economics. 2006. Vol. 58, no. 2, p. 304-317.
41. SWINTON, Scott M.; et al. Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. En: Ecological economics. 2007. Vol. 64, no. 2, p. 245-252.
42. SPASH, Clive y HANLEY, Nick. Preferences, information and biodiversity preservation. En: Ecological economics. 1995. Vol. 12, no. 3, p. 191-208.
43. DE GROOT, Rudolf. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. En: Landscape and urban planning. 2006. Vol. 75, no.3, p. 175-186.
44. GUSTAFSSON, Bo. Scope and limits of the market mechanism in environmental management. En: Ecological economics. 1998. Vol. 24, no. 2-3. p. 259-274.
45. NUNES, Paulo y VAN DER BERGH, Jeroen. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? En: Ecological economics. 2001. Vol. 39, no. 2, p. 203-222.
46. STRATON, Anna. A complex systems approach to the value of ecological resources. En: Ecological economics. 2006. Vol. 56, no. 3, p. 402-411.
47. SHI, Hua; et al. Integrating habitat status, human population pressure, and protection status into biodiversity conservation priority setting. En: Conservation biology. 2005. Vol. 19, no. 4, p. 1273-1285.
48. WINKLER, Ralph. Valuation of ecosystem goods and services. Part I: An integrated dynamic approach. En: Ecological economics. 2006a. Vol. 59, no. 1, p. 82-93.
49. WINKLER, Ralph. Valuation of ecosystem goods and services. Part II: Implications of unpredictable novel change. En: Ecological economics. 2006b. Vol. 59, No. 1. p. 94-105.
50. SEIDL, Andrew F. y STEFFENS MORAES, Andre. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolandia, Brazil. En: Ecological economics. 2000. Vol. 33, no. 1, p. 1-6.
51. MÖBERG, Fredrik y FOLKE, Carl. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. En: Ecological economics. 1999. Vol. 29, no. 2, p. 215-233.
52. CULLEN, Ross; MORAN, Emma y HUGHEY, Kenneth F. D. Measuring the success and cost effectiveness of New Zealand multiple-species projects to the conservation of threatened species. En: Ecological economics. 2005. Vol. 53, no. 3, p. 311-323.
53. HADDOCK, Janet; et al. A Method for evaluating alternative landscape management scenarios in relation to the biodiversity conservation

- on habitats. En: *Ecological economics*. March 2007. Vol. 61, no. 2-3, p. 277-283.
54. EPPINK, Florian V. y VAN DEN BERGH, Jeroen C. Ecological theories and indicators in economic models of biodiversity loss and conservation: A critical review. En: *Ecological economics*. 2007. Vol. 61, no. 2-3, p. 284-293.
 55. LABBATE, Gabriel. The incremental cost principle and the conservation of globally important habitats: A critical examination. En: *Ecological economics*. 2008. Vol. 65, no. 2, p. 245-252.
 56. DYMOND, John R.; AUSSEIL, Anne-Gaelle y OVERTON, Jacob McC. A landscape approach for estimating the conservation value of sites and site-based projects, with examples from New Zealand. En: *Ecological economics*. 2008. Vol. 66, no. 2-3, p. 275-281.
 57. CURTIS, Ian A. Valuing ecosystem goods and services: a new approach using a surrogate market and the combination of a multiple criteria analysis and a Delphi Panel to assign weights to the attributes. En: *Ecological economics*. 2004. Vol. 50, no. 2-3, p. 163-194.
 58. PARKHURST, Gregory M.; et al. Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. En: *Ecological economics*. 2002. Vol. 41, no. 2, p. 305-328.
 59. PARKHURST, Gregory M. y SHOGREN, Jason F. Spatial incentives to coordinate contiguous habitat. En: *Ecological economics*. 2007. Vol. 64, no. 2, p. 354-355.
 60. HYNES, Stephen; et al. Modeling habitat conservation and participation in agri-environmental schemes: a spatial microsimulation approach. En: *Ecological economics*. 2008. Vol. 66, no. 2-3, p. 258-269.
 61. RAINEY, Paul. Taking it on: developing UK sustainable development strategy together. [En línea]. London: Sustainable Development Unit, 2004. [Citado 17 de julio 2007] URL disponible en <www.snh.org.uk/pdfs/strategy/PF15-04.pdf>
 62. VAN DER HORST, Dan. Spatial cost-benefit thinking in multi-functional forestry; towards a framework for spatial targeting of policy interventions. En: *Ecological economics*. 2006. Vol. 59, no. 1, p. 171-180.
 63. HEIN, Lars; et al. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. En: *Ecological economics*. Vol. 57, no. 2, p. 209-228.
 64. STRAGER, Michael P. y ROSENBERGER, Randall S. Incorporating stakeholder preferences for land conservation: weights and measures in spatial MCA. En: *Ecological economics*. 2006. Vol. 57, no. 4, p. 627-639.
 65. LIU, Jianguo; CUBBAGE, Fred W. y PULLIAM, Ronald. Ecological and economic effects of forest landscape structure and rotation length: simulation studies using ECOLECON. En: *Ecological economics*. 1994. Vol. 10, no. 3, p. 249-263.
 66. DOHERTY, Paul F.; MARSCHALL, Elizabeth A. y GRUBB, Thomas C. Balancing conservation and economic gain: a dynamic programming approach. En: *Ecological economics*. 1999. Vol. 29, no. 3, p. 349-358.
 67. KOOPOWITZ, Harold; THORNHILL, Alan D. y ANDERSEN, Mark. A general stochastic model for the prediction of biodiversity losses based on habitat conversion. En: *Conservation biology*. 1994. Vol. 8, no. 2, p. 425-438.
 68. ENDRES, Alfred y RADKE, Volker. Land use, biodiversity, and sustainability. En: *Journal of economics*. 1999. Vol. 70, no. 1, p. 1-16.
 69. BATKER, David. Ecosystem services enhanced by salmon habitat conservation in the Green/Duwamish and Central Puget Sound Watershed. Asia Pacific environmental Exchange. [En línea]. Seattle: Asia Pacific Environmental Exchange, 2005 [Citado 15 de julio 2007]. URL disponible en <http://www.eartheconomics.org/FileLibrary/file/Reports/WRIA_9_Ecosystem_Service_Analysis.pdf>
 70. EHRlich, Paul; et al. Knowledge and the environment. En: *Ecological economics*. 1999. Vol. 30, no. 2, p. 267-284.
 71. ANGEL, Enrique; VILLEGAS, Luis Carlos y CARMONA, Sergio Iván. Gestión ambiental en proyectos de desarrollo. Santa fé de Bogota: Fondo FEN Colombia, 1996. 233 p.
 72. O'CONNOR, Martin. Pathways for environmental evaluation: a walk in the (hanging) gardens of Babylon. En: *Ecological economics*. 2000. Vol. 34, no. 2, p. 175-193.
 73. DEUTSCH, Lisa; FOLKE, Carl y SKANBERG, Kristian. The critical natural capital of ecosystem performance as insurance for human well-being. [En línea]. Sweden: Stockholm University, 2001. [Citado 15 de julio 2007]. URL disponible en <<http://www.beijer.kva.se/publications/pdf-archive/Disc156.pdf>>
 74. GREGORY, Robin; FAILING, Lee y HIGGINS, Paul. Adaptive management and environmental decision making: A case study application to water use planning. En: *Ecological economics*. 2006. Vol. 58, no. 2, p. 434-447.