

Marco conceptual para la planificación de la
conservación de la diversidad biológica:
implicancias para el diseño de un
sistema de áreas protegidas en Uruguay

Alvaro Soutullo

setiembre 2006



Marco conceptual para la planificación de la conservación de la diversidad biológica: implicancias para el diseño de un sistema de áreas protegidas en Uruguay

Alvaro Soutullo



Proyecto Fortalecimiento del Proceso de Implementación
del Sistema Nacional de Áreas Protegidas

Este documento fue elaborado en el marco del Proyecto Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Uruguay (URU/05/001), ejecutado por la Dirección Nacional de Medio Ambiente del Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, con la cooperación del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial. También apoyan este proyecto la Agencia Española de Cooperación Iberoamericana y de la Embajada de Francia.

Los contenidos del documento no reflejan necesariamente la opinión de las instituciones que apoyan o en cuyo marco se realiza el Proyecto.

Comentarios al documento pueden enviarse por correo electrónico, fax o personalmente a las direcciones del Proyecto.

Este material puede ser reproducido total o parcialmente citando la fuente y enviando a la dirección del Proyecto una copia del documento en que sea utilizado.

Proyecto Fortalecimiento del Proceso de Implementación del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Uruguay (URU/05/001)

DINAMA

Galicia 1133

Montevideo, Uruguay

Tel/fax (00 598 2) 917 07 10 int: 4200

Correo electrónico: info@snap.gub.uy

Sitio web: <http://www.snap.gub.uy>

La conservación de la biodiversidad es parte de una estrategia de gestión de los recursos

La conservación de la naturaleza y las estrategias sostenibles de desarrollo requieren el manejo integrado del territorio. Una planificación adecuada requiere considerar tanto áreas dedicadas a actividades productivas como áreas destinadas a proteger los valores naturales de la región. Entre otros motivos, porque la calidad de vida de la población y la mayor parte de las actividades productivas de una región dependen directa o indirectamente de los servicios ambientales que la naturaleza brinda (Gudynas, 1994; Barrow, 1997; Costanza et al., 1997). Así, las áreas protegidas (definidas formalmente como “áreas definidas geográficamente, designadas, reguladas y administradas a fin de alcanzar objetivos específicos de conservación”) constituyen a la vez laboratorios en los que investigar la dinámica de los procesos naturales y estrategias de gestión eficientes de los recursos naturales, sitios donde se preservan elementos apreciados socialmente (por una amplia variedad de razones), y unidades discretas donde asegurar la continuidad de servicios ambientales claves para el bienestar y el desarrollo socioeconómico de la región.

Biodiversidad como un concepto complejo

Tradicionalmente el análisis y la valoración de la relación de dependencia entre el hombre y su entorno han sido abordados a partir de dos marcos conceptuales distintos. Por un lado, se ha conceptualizado la naturaleza como un conjunto de elementos que, o bien pueden explotarse (los recursos naturales), o bien constituyen la base mecánica que sustenta recursos que pueden explotarse (ej., Barrow, 1997). Por otro lado, el concepto de biodiversidad refleja la percepción de que la naturaleza está constituida por una serie de elementos que se interrelacionan de forma compleja, y que posee una serie de propiedades emergentes propias de la escala de análisis que resultan tanto de la composición como de las estructuras que forman esos elementos. Al reconocer explícitamente la complejidad estructural de la naturaleza, este último concepto es probablemente más adecuado a la hora de planificar el uso y la gestión de la misma.

Existen numerosas definiciones del concepto de biodiversidad. En general todas coinciden en que ésta refiere a la variedad de seres vivos (Wilson, 1992; Gaston, 1996, 1998), a menudo organizada a efectos analíticos en tres niveles: genético, taxonómico y ecosistémico, y en un sentido más amplio a la heterogeneidad de la naturaleza, en el entendido de que ésta resulta de la interacción entre elementos bióticos y abióticos (Pickett et al., 1997). El concepto es sin embargo vago y no tiene una definición científica estricta (Pullin, 2002). Esta vaguedad genera dificultades importantes y a menudo desapercibidas a la hora de cuantificar y acordar objetivos para la acción. Frecuentemente los interlocutores simplemente están manejando ideas diferentes al referirse a la biodiversidad, lo que genera perspectivas distintas sobre prioridades, la valoración de un sitio, o su estado. En Uruguay un ejemplo paradigmático lo constituye las distintas percepciones sobre la biodiversidad que albergan los cultivos forestales. Mientras que algunos actores sostienen que ésta es alta porque pueden albergar una importante riqueza de especies, otros sostienen que al sustituir ecosistemas naturales, favoreciendo especies tolerantes a las actividades humanas en desmedro de otras, y homogeneizando el paisaje, contribuyen a un empobrecimiento en la diversidad de especies y ambientes a escala regional. Más allá de esto, sí es cierto que existe una percepción generalizada de que la biodiversidad es buena, que hay que protegerla, y que el valor de un sitio puede estimarse por la “cantidad” de biodiversidad que alberga (Gaston, 1996, 1998).

En todo caso, es fundamental tener en cuenta que biodiversidad es un concepto que hace referencia a una serie de atributos de la naturaleza, y que involucra varios niveles de organización que se ordenan jerárquicamente (Fig. 1). Las estrategias de gestión y conservación deben considerar esta complejidad

a la hora de establecer objetivos y planificar la acción. La idea de que la biodiversidad es simplemente la “diversidad de la vida” (ej., Wilson, 1992) es demasiado vaga como para ser útil en la identificación de objetivos concretos. Tampoco basta con centrarse en un aspecto o nivel, a menudo el número de especies (ej., Bonn & Gaston, 2005).

Como es poco probable que se logre acuñar una definición de biodiversidad que sea a la vez simple, comprensiva y operativa (en términos de las decisiones que involucra el manejo), una aproximación más útil podría ser identificar una serie de componentes dentro de los distintos niveles de organización sobre los que centrar el monitoreo y en el caso de la planificación, los objetivos. Noss (1990) propone partir de la base de que la biodiversidad posee tres atributos fundamentales: composición, estructura y función, que determinan y de hecho constituyen la biodiversidad de un sitio (Fig. 1). Estos refieren respectivamente a: 1) la identidad de los elementos que componen la biota de un sitio, 2) la estructura física de esa biota y

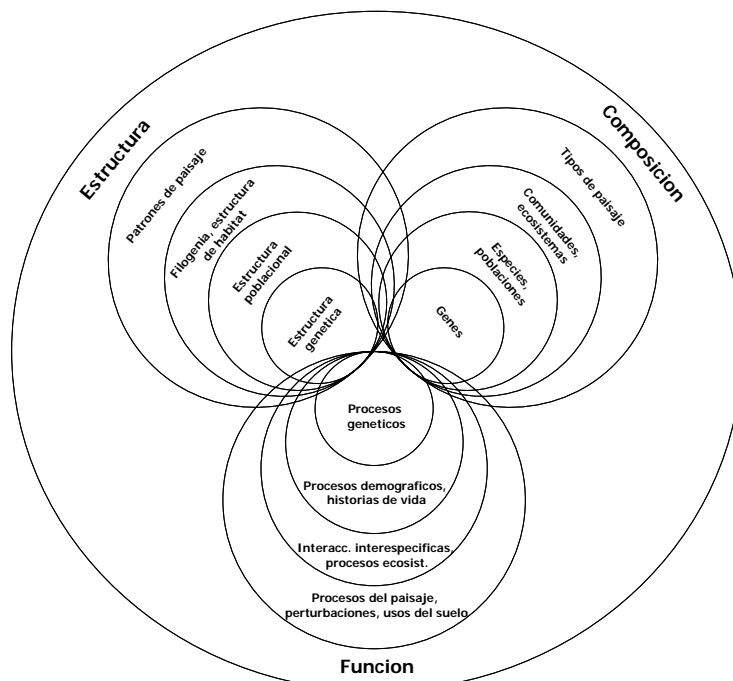


Fig. 1 - Atributos de la biodiversidad a considerar para la identificación de indicadores para el monitoreo y la definición de objetivos de conservación: composición, estructura y función (Noss, 1990). Cada atributo se ordena a su vez en diversos niveles de organización.

las características en términos ecológicos y filogenéticos de los ensamblajes que forman dichos elementos, y 3) los procesos que generan y mantienen la composición y estructura de dicha biota. Desde una perspectiva humana, estos últimos incluyen a los servicios ambientales, que representan los beneficios que los humanos obtienen de los procesos naturales. A la hora de analizar la biodiversidad de un sitio Noss (1990) sugiere considerar cuatro niveles de organización: paisaje, comunidad-ecosistema, población-especie y genético (Fig. 1).

Una buena estrategia de gestión debe atender, entonces, los diversos atributos y niveles de organización que la biodiversidad abarca, y considerar escalas temporales y espaciales múltiples. Los niveles inferiores de esa jerarquía constituyen los elementos fundamentales y la base mecánica que genera la organización observada en niveles superiores. Por otro lado, cada nivel tiene su propia dinámica y propiedades, y los niveles superiores incorporan y limitan el comportamiento de los niveles inferiores (Noss, 1990). Los sitios protegidos deben contribuir a mantener la composición y estructura de la naturaleza de la región en cuestión, y asegurar la continuidad de los procesos que producen esas características. Hasta ahora las estrategias de conservación han hecho el énfasis en evitar los cambios en la composición (ej., pérdida de especies o ecosistemas) de los sistemas naturales, lo que no evita la simplificación estructural de los mismos ni la disrupción de procesos importantes (Margules & Pressey, 2000).

Indicadores de biodiversidad para la conservación

Tradicionalmente se han utilizado distintos elementos para valorar (“medir”) la diversidad biológica de un sitio. Estos varían según los objetivos y la escala de análisis, e incluyen ecorregiones, ecosistemas, tipos de hábitat, comunidades, especies, y poblaciones, entre otros (ej., Myers et al., 2000; Olson et al., 2001; Pressey et al., 2003). A su vez, se han utilizado distintas características de esos elementos para establecer prioridades de conservación. Éstas incluyen su estado de conservación, las presiones a las que están expuestas, su rareza (expresada en una amplia gama de formas que van desde la diversidad o particularidad filogenética al tamaño del área que ocupan), su rol funcional o su valor económico o cultural (Vane-Wright et al., 1991; Faith, 1992; Martínez, 1996; Olson & Dinerstein, 1998; Reid, 1998; Sutherland, 2000; Bibby, 1998; Petchy & Gaston, 2002; Possingham et al., 2002; Bonn & Gaston, 2005; Orme et al., 2005; Soutullo et al., 2005).

Por otro lado, también es necesario considerar el contexto espacial a la hora de “medir” la biodiversidad de un sitio. En el marco regional, un incremento en el número de elementos presentes en un sitio no significa necesariamente un incremento en la biodiversidad de la región (por ejemplo como consecuencia de la introducción de una especie invasora que modifica la estructura trófica de la comunidad o las abundancias relativas de los elementos presentes, o la sustitución de un tipo de ambiente por otro). Una característica inherente de la naturaleza es la heterogeneidad, y mantener esa heterogeneidad es precisamente un objetivo básico de las estrategias de conservación (Pickett et al., 1997). Dicho de forma simple, más especies no significan más biodiversidad. Para hablar de “más” biodiversidad es necesario considerar también elementos de otros niveles de organización, y hacer explícita la escala espacial y temporal sobre la que se hace el juicio. Incluso restringiendo el análisis a un solo componente de la biodiversidad, es necesario considerar aspectos como la cantidad de información evolutiva que comparte con otros o su valor funcional. La naturaleza funciona como un sistema integrado, la disección de una sección para contar la cantidad de elementos presentes arroja poca luz sobre el valor de dicha sección: “medir” la biodiversidad implica considerar el contexto y es siempre un ejercicio comparativo. Por eso lo adecuado es utilizar simultáneamente una serie de elementos para evaluar la biodiversidad de un sitio y considerar su contribución a la biodiversidad regional.

La naturaleza es dinámica

Las últimas dos décadas han sido testigo de un cambio significativo en el paradigma en el que se enmarca la teoría ecológica (y como consecuencia la biología de la conservación), y que constituye el marco conceptual desde el que se observan y analizan los fenómenos naturales y se toman las decisiones de conservación y gestión de la naturaleza (Meffe & Carroll, 1997; Pickett et al., 1997; Pullin, 2002). La vieja visión de una naturaleza equilibrada, con una fuerte tendencia a volver a condiciones de equilibrio similares a las observadas antes de una perturbación, siguiendo secuencias sucesionales más o menos fijas, ha dado paso a una visión de una naturaleza cambiante, heterogénea espacial y temporalmente, y que presenta propiedades que son propias de la escala de análisis. En ese contexto el mundo se percibe como un sistema dinámico que no está en equilibrio y no responde linealmente a las perturbaciones. Los ecosistemas son sistemas abiertos, dinámicos y a veces caóticos, con una limitada capacidad de autorregulación, que pueden ser muy proclives a cambios radicales bruscos, y deben ser entendidos en relación con su contexto: su funcionamiento depende de su estructura interna pero también es influido por procesos externos. Si bien las comunidades no son ensamblajes caóticos de especies, su estructura no es invariable y es resultado de la integración de procesos fuera del equilibrio y la jerarquía de las interacciones entre las especies que las componen. La composición, de hecho, responde en gran medida a eventos fortuitos (primeros colonizadores, perturbaciones, etc.) de la historia de esa comunidad (Barrow, 1997; Christensen, 1997; Meffe & Carroll, 1997; Meyer, 1997; Pullin, 2002).

Todo esto impone serias limitaciones a nuestra capacidad de comprensión y gestión de los sistemas naturales. Las dificultades para integrar este nuevo marco conceptual se reflejan en una percepción normalmente errónea de los efectos potenciales de las actividades humanas, las capacidades tecnológicas, y los mecanismos necesarios para utilizar de manera sostenida dichos sistemas.

Consecuencias para la gestión

La percepción tradicional de una naturaleza en equilibrio tiene importantes implicaciones para la gestión y conservación de la biodiversidad implementadas aún hoy: una “porción” de naturaleza que se encuentra en equilibrio es conservable por sí misma en una reserva, dichas unidades se mantendrán en una configuración estable y balanceada sin necesidad de intervención externa (humana!), y tras sufrir perturbaciones dichos sistemas volverán a su estado inicial (Barrett & Barrett, 1997; Meffe & Carroll, 1997; Pullin, 2002). En cambio, las implicaciones del nuevo paradigma de no equilibrio son bien distintas: es muy difícil conservar una “porción” de naturaleza en una unidad de conservación aislada de su entorno, además las reservas no van a mantenerse en una configuración estable y balanceada (es necesario el manejo, no basta con delimitar un área y “dejar que la naturaleza actúe”), y van a experimentar perturbaciones naturales (y de origen antrópico) que probablemente cambiarán su estado continuamente (Barrett & Barrett, 1997; Meffe & Carroll, 1997; Pullin, 2002).

Como consecuencia de este cambio conceptual la conservación ha desplazado su énfasis en la protección de especies (y en menor medida ecosistemas) dentro de unidades aisladas del impacto de las actividades humanas, a una aproximación más regional que atiende a los procesos que integran los distintos componentes del paisaje, y busca mantener la heterogeneidad de los parches dinámicos que lo conforman (Pullin, 2002). El objetivo último de las áreas protegidas no es entonces guardar “pedacitos” de naturaleza intacta aislada de la matriz de ambientes antropizados que quedan fuera, sino influir en la dinámica de esa matriz para asegurar la persistencia en ella del conjunto de elementos de la diversidad biológica que la componen (Fig. 2). En el contexto amplio de la gestión del territorio las áreas protegidas constituyen refugios para, por ejemplo, las especies que ocupan la matriz, o procesos relevantes en la dinámica de la región. De esta forma las áreas protegidas no sólo cumplen un rol de protección de la biodiversidad, también cumplen un rol importante en el mantenimiento de los servicios ambientales que sustentan la base productiva de la región (Barrett & Barrett, 1997).

equilibrio tiene importantes implicaciones para la que subyacen las estrategias de conservación

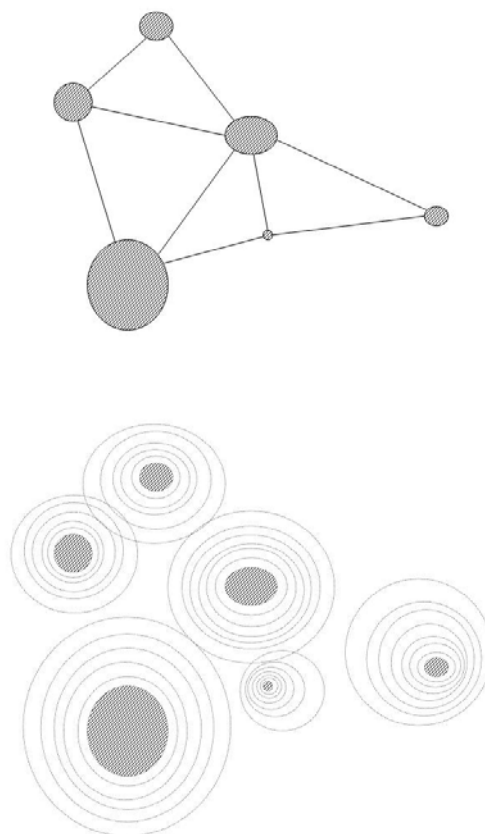


Fig. 2 – Visión clásica (arriba) y moderna (abajo) del funcionamiento de un sistema de áreas protegidas. Los círculos anidados de la visión moderna reflejan un gradiente en la zona de influencia de las áreas protegidas sobre la biodiversidad de una región (no reflejan necesariamente zonificación para el manejo).

Probablemente una analogía apropiada para describir el funcionamiento de un sistema de áreas protegidas lo constituya entonces el funcionamiento del tejido óseo. La “salud” del hueso (el paisaje) depende en gran medida del aporte de células especializadas (los osteocitos) ubicadas en cavidades de la matriz ósea, que se conectan entre sí por pequeñas prolongaciones citoplasmáticas, y contribuyen a la estabilidad de la matriz. La visión clásica considera un funcionamiento más similar al de un sistema hidráulico de canillas y tuberías que atraviesan la matriz (pero no interactúan con ella), probablemente más apropiado para describir el funcionamiento de un sistema artificial, que uno natural (Fig. 2). Es importante entonces que las áreas y el sistema funcionen como unidades integradas, lo que implica que tanto el tamaño de las áreas como su configuración espacial deben ser apropiados para la escala a la que ocurren los procesos que se pretende proteger. Idealmente los límites de las áreas deben definirse con criterios biológicos (ecológicos) y albergar completamente el proceso de interés (zonas de nidificación, cabeceras de cuenca, etc.). La zonificación, no obstante, debe seguir criterios de manejo.

De hecho, la estructura interna de las áreas protegidas resulta de los patrones de perturbaciones (definidas como “eventos discretos que cambian la estructura poblacional, ecosistémica o comunitaria, y modifican los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico”) y la duración de los parches del mosaico de parches de diversos tipos, tamaños y edades que la componen. Como consecuencia, Pickett & Thompson (1978) sugieren que el tamaño de las áreas protegidas debe basarse en un “área dinámica mínima”, que consiste en la menor superficie que incluya un régimen de perturbaciones naturales completo. Esto permite mantener fuentes internas de recolonización y minimizar las extinciones (considerando además, que para muchas especies amenazadas las poblaciones fuentes son precisamente las que se encuentran dentro de las áreas protegidas y es poco probable la recolonización desde la matriz), manteniendo en todo momento un mosaico heterogéneo de parches (Meffe & Carroll, 1997). Este énfasis en la heterogeneidad en las áreas protegidas refleja la creciente percepción de la importancia de los procesos, más que los patrones, en los sistemas naturales.

Por otro lado, las áreas protegidas raramente son suficientemente grandes como para albergar poblaciones viables de la mayor parte de la especies, lo que resalta la necesidad de que los esfuerzos de conservación se centren en hacer la matriz menos hostil para estas especies (Meffe & Carroll, 1997; Soulé & Terborgh, 1999; Pullin, 2002). En ese contexto, el marco conceptual tradicional, basado en la biogeografía de islas y los modelos clásicos de metapoblaciones, con énfasis en el tamaño y la distancia entre sitios insertados en un paisaje homogéneo y completamente hostil, brinda una visión incompleta de la realidad que se pretende manejar (Wiens, 1997; Pullin, 2002). La ecología del paisaje brinda probablemente una visión más completa, que reconoce un paisaje como un área heterogénea compuesta por un mosaico de parches con elementos que interactúan. La matriz es en sí misma dinámica e importante en términos ecológicos, y la persistencia de los organismos de un paisaje está vinculada con el tamaño, calidad y distancia entre los parches apropiados para el organismo, su capacidad de desplazamiento y la permeabilidad de la matriz a ese desplazamiento (Wiens, 1997; Pullin, 2002). En ese marco el rol de los corredores ecológicos pierde relevancia, porque el objetivo ya no es sólo conectar reservas, sino hacer menos hostil la matriz, y una buena configuración de sitios protegidos de distintos tamaños puede facilitar la persistencia de los elementos de interés en la misma. En todo caso, además de facilitar el desplazamiento a través de la matriz, los corredores naturales son un valor en sí mismos y constituyen prioridades de conservación por derecho propio (Pullin, 2002).

Por último, la naturaleza dinámica de los procesos ambientales implica que las unidades de conservación deben tener características que permitan un manejo apropiado. Por lo tanto el tamaño, la configuración espacial y las características sociales y ambientales del entorno deben ser coherentes con las posibilidades del personal que va a estar a cargo del área. El rol de los administradores ya no es

sólo evitar que las perturbaciones externas afecten al área, sino encauzar el cambio continuo de la naturaleza dentro del área en la dirección necesaria para cumplir los objetivos de la misma. El grado de intervención dependerá de los objetivos y las condiciones particulares de cada sitio, incluyendo su historia y su contexto actual.

Cuatro principios básicos para el manejo, manejo adaptativo y manejo ecosistémico

Dado que la gestión de áreas protegidas implica enfrentar una amplia gama de desafíos, todos influidos por el contexto social y ambiental en el que están inmersas, un buen manejo requiere un conjunto ecléctico de aproximaciones. Un buen gestor debería con la práctica ser capaz de articular una lista de principios y corolarios que lo guiaran en el proceso de tomar decisiones. Carroll & Meffe (1997a) sugieren considerar los siguientes cuatro a la hora de decidir una acción:

- a) Mantener los procesos ecológicos críticos y los elementos que componen la biodiversidad: no es posible hacer y ejecutar un plan de acción para cada una de las especies presentes en un área. Esto requiere, o bien enfocarse en el manejo de especies de especial interés, o bien en el manejo de ecosistemas, identificando los procesos ecológicos más importantes y sus interacciones con las actividades humanas. Esta última aproximación se conoce como manejo ecosistémico (Barrow, 1997).
- b) Minimizar las amenazas y maximizar los beneficios externos: si bien las áreas protegidas pueden describirse como “islas de hábitat natural”, difieren de las islas oceánicas en que las áreas protegidas están rodeadas por una matriz que produce especies invasoras, pero a su vez ésta no es tan hostil y permite la persistencia de elementos de interés en ella.
- c) Conservar procesos evolutivos: las especies no deben ser protegidas como si fueran piezas de museo estáticas. Las especies (las poblaciones) participan de procesos evolutivos, por lo que es necesario mantener condiciones ecológicas que favorezcan el mantenimiento de la diversidad genética.
- d) El manejo debe ser adaptativo y mínimamente intrusivo: como las condiciones ambientales cambian y pueden surgir nuevos problemas, el manejo debe ser flexible y capaz de incorporar contingencias, más que limitarse a la mera ejecución de un plan escrito que ha sobrevivido al proceso burocrático de su aprobación. Por otro lado, es pretencioso (y falso) pretender que los humanos tenemos el conocimiento y la capacidad tecnológica para manejar y controlar los ecosistemas naturales. En realidad el manejo se limita a responder (y en el mejor caso anticiparse) a los cambios que resultan de algunas perturbaciones, principalmente antrópicas (Barrow, 1997), por lo que las acciones de manejo deben intentar interferir lo menos posible con otros procesos del sistema.

Es en este contexto que cobra sentido el manejo ecosistémico como una aproximación al mantenimiento o restauración de la composición, estructura y función de ecosistemas naturales y modificados, que integra perspectivas ecológicas, socioeconómicas e institucionales. Así, el manejo ecosistémico reconoce que como los sistemas ambientales son dinámicos, los resultados del manejo son normalmente inciertos, y por lo tanto, la necesidad de que dicho manejo sea adaptativo, que el monitoreo sea constante, y las respuestas flexibles (Carroll & Meffe, 1997a). A su vez, la dimensión temporal del manejo debe ser amplia, ya que lo que se busca es mantener ecosistemas saludables y vitales en el largo plazo. También debe ser amplia la dimensión espacial, y trascender la superficie a la que está circunscripta el área protegida para incluir el paisaje en el que está inmersa y las conexiones con otros paisajes. No tiene sentido trabajar solamente dentro del área cuando es sabido que las decisiones tienen efectos fuera de los límites del área y a su vez son afectados por eventos externos a ella. Idealmente la escala espacial debería incluir suficiente heterogeneidad como para brindar recursos en años de escasez. En ese sentido es importante puntualizar que el concepto de ecosistema en este contexto trasciende el concepto clásico de unidad biofísica y hace referencia a toda el área que es objeto de manejo, a menudo una superficie que incluye varios tipos de ecosistemas (Barrow,

1997; Carroll & Meffe, 1997b). Por último, la dimensión humana también debe expandirse para incorporar una amplia diversidad de intereses, talentos y perspectivas en los procesos de decisión (Carroll & Meffe, 1997a).

Finalmente, como los ecosistemas son dinámicos, para un manejo apropiado es necesario identificar el rango natural de variación en su estructura y función, tanto en el corto como en el largo plazo. La capacidad de mantener su estructura y función fundamentalmente inalteradas a pesar de la gran diversidad de fuentes de variación natural a la que están expuestos, constituye lo que se conoce como la resiliencia del sistema. Todos los ecosistemas son resilientes a las perturbaciones y variaciones a las que están normalmente expuestas. Un desafío importante lo constituye la necesidad de considerar en la planificación del manejo los eventos poco frecuentes pero de gran magnitud (que pueden actuar a distintas escalas: ej., huracanes y virus), y que modifican radicalmente el sistema (Carroll & Meffe, 1997a,b). Incorporar información histórica sobre frecuencias y patrones de ocurrencia de perturbaciones naturales como fuegos, heladas, tormentas o inundaciones puede ser de gran ayuda para guiar las decisiones de manejo. No obstante, dado que nuestro conocimiento es limitado y los sistemas naturales complejos, el manejo requiere un programa de monitoreo continuo que evalúe el progreso hacia los objetivos fijados y analice estrategias alternativas. A nivel institucional es necesario tener la capacidad de cambiar las prácticas de manejo cuando éstas no alcanzan dichos objetivos. Por eso, el manejo debe entenderse también como una oportunidad de comprender mejor el funcionamiento de los sistemas que se pretende manejar, y por lo tanto, es recomendable planificar la ejecución de las acciones de manejo como experimentos que permitan a su vez generar ese conocimiento (Carroll & Meffe, 1997a,b). A nivel institucional es fundamental comprender que los errores en el manejo son oportunidades para aprender y mejorar. Ocultar los errores es la mejor forma de volver a cometerlos, por lo que es necesario una perspectiva institucional menos defensiva, que comprenda que el manejo es un experimento continuo (Carroll & Meffe, 1997a).

Planificación de un sistema de áreas protegidas

Como hemos visto, si bien las áreas protegidas por sí no son suficientes para asegurar la conservación de las riquezas naturales de un territorio, constituyen elementos claves a partir de los cuales desarrollar estrategias regionales. Un sistema de áreas protegidas es entonces un instrumento para la gestión de recursos. En general, las áreas protegidas deben cumplir dos roles fundamentales: representar la diversidad biológica del territorio y brindar refugio de los procesos que amenazan su persistencia (Margules & Pressey, 2000). A la hora de identificar sitios de importancia para la conservación esto último implica considerar simultáneamente tanto el estado de conservación de una zona como las amenazas a las que está expuesta.

En la práctica, la planificación de la conservación no se ha abordado de forma sistemática y las nuevas áreas protegidas a menudo se crean en sitios que no contribuyen a satisfacer esos requisitos. Esto se debe a que históricamente las áreas protegidas se han establecido de manera aislada, en función de las áreas disponibles (se ha intentado “aprovechar la oportunidad”) y por presentar atributos atractivos (Pressey, 1994). Estos incluyen entre otros la prestación de servicios ambientales como agua potable o madera, valores escénicos y de recreación, la presencia de biodiversidad relevante (elevada riqueza de especies, presencia de endemismos, etc.) y la contribución al mantenimiento de relaciones transfronterizas. Uno de los aspectos negativos de esta forma de aproximarse a la implementación de un sistema de áreas protegida es que rápidamente crece la superficie protegida, aumentando los costos necesarios para una gestión efectiva del sistema, sin que esto implique representar y dar protección a todos los elementos que lo requieren. Esto hace más difícil política, social y económicamente la incorporación de nuevas áreas para alcanzar esos objetivos. El principal motivo por el que las redes de áreas protegidas a menudo no representan y protegen adecuadamente la biodiversidad de una región es el conflicto con los usos productivos y el valor económico de la tierra.

La protección de sitios con alto valor escénico o recreativo resulta más atractiva políticamente porque suelen encontrarse en áreas remotas y menos productivas (Pressey, 1994; Margules & Pressey, 2000). En ese sentido, el objetivo de proteger un porcentaje fijo de territorio es inadecuado porque la diversidad biológica no se distribuye homogéneamente sobre el territorio (Soulé & Sanjayan, 1998; Rodrigues & Gaston, 2001; Pressey et al., 2003; Rodrigues et al., 2004; Soutullo & Gudynas, 2006). Integrando sitios de poco valor productivo a una red de reservas pueden alcanzarse los porcentajes fijados sin que la red de áreas protegidas cumpla con los objetivos de conservación (Margules & Pressey, 2000). Más aún, no sólo basta con identificar un conjunto de sitios que aseguren la representación de todos los elementos identificados como relevantes, sino que es necesario que dichos sitios aseguren la persistencia de dichos elementos en el tiempo. En general, los elementos amenazados (especies, ecosistemas, etc.) o de alto valor ecológico (ej., especies clave e ingenieras, o ecosistemas que cumplen un rol importante en la amortiguación de fluctuaciones climáticas o ciclos hidrológicos) o evolutivo (ej., singularidades filogenéticas) requieren consideraciones especiales (Ehrenfeld, 1988; Erwin, 1991; Vane-Wright et al., 1991; Smith et al., 1993; Martínez, 1996; Olson & Dinerstein, 1998; Schneider, 1999; Myers et al., 2000; Soutullo et al., 2005).

Por otro lado, tampoco es una buena estrategia intentar incorporar a un sistema de áreas protegidas la mayor cantidad posible de sitios en buen estado de conservación. Un sistema de áreas protegidas debe estar conformado por áreas elegidas con criterios claros con el fin de cumplir objetivos concretos. Mientras que bajo el paradigma de equilibrio el diseño de reservas y sistemas de áreas protegidas requería simplemente una apreciación de la naturaleza, el paradigma actual exige comprender el funcionamiento de la misma (Barrett & Barrett, 1997). Esto constituye un desafío mucho mayor a la hora de diseñar un sistema. Una identificación eficiente de sitios de importancia para la conservación requiere entonces una aproximación sistémica que incorpore las consideraciones mencionadas anteriormente. Esto a su vez requiere definir *a priori* los objetivos concretos que se busca alcanzar a través de la creación de reservas (Margules & Pressey, 2000). Un aspecto esencial para fijar objetivos es decidir cuál (cuáles!) es la unidad de medida adecuada para describir la biodiversidad de la región de interés y valorar la biodiversidad de los sitios que la componen: una vez identificados los objetivos lo importante es alcanzar una representación adecuada (y preferentemente eficiente) de **todos** los elementos que se pretende proteger, ningún elemento es más valioso *per se*. El valor de un sitio reside por lo tanto exclusivamente en su contribución a alcanzar los objetivos del sistema, no en sus características individuales. Esto implica que es necesario utilizar un criterio de complementariedad a la hora de seleccionar sitios a integrar a un sistema de áreas protegidas (Vane-Wright et al., 1991; Margules & Pressey, 2000)

En todo caso, dada la naturaleza dinámica de los procesos naturales y los cambios continuos en los patrones de uso del suelo y las necesidades sociales, es importante considerar que cualquier estrategia de gestión, incluyendo la conservación en sistemas de áreas protegidas debe tener un horizonte temporal de acción. Más allá de ese horizonte los desafíos de un mundo cambiante requerirán revisar y formular nuevos objetivos, e implementar nuevas acciones.

El caso de Uruguay

Uruguay cuenta con una legislación en materia ambiental que reconoce (a través del Artículo 47 de la Constitución) que la protección del ambiente es de interés general, y que los habitantes del país tienen derecho a ser protegidos en el goce de un ambiente “sano y equilibrado”. Dicha legislación reconoce la creación de un Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP) como un instrumento adecuado de gestión del ambiente, declarando de interés general la creación y gestión de un SNAP.

El país ha suscripto además una serie de convenios internacionales en los que se ha comprometido a implementar una gama de medidas concretas para asegurar la conservación de la diversidad biológica

que alberga. Entre ellos resaltan el convenio sobre Diversidad Biológica, el convenio de Ramsar relativo a Zonas Húmedas de Importancia Internacional, el convenio de Bonn sobre Conservación de Especies Migratorias de Animales, y la convención marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. En particular, en el marco del convenio sobre Diversidad Biológica Uruguay ha asumido la responsabilidad establecer sistemas completos, representativos y bien administrados de áreas protegidas para el año 2010 en el dominio terrestre y el 2012 en el marino, reconociendo también la importancia de la conservación de la diversidad biológica fuera de las áreas protegidas, y la necesidad de integrar las áreas en el paisaje “de manera de mantener la estructura y función ecológicas”.

El conjunto de áreas protegidas de Uruguay dista mucho de conformar un sistema completo, representativo y bien administrado, por lo que el desafío para el país es importante. Con menos del 2% del territorio nacional oficialmente protegido, Uruguay tienen el sistema menos desarrollado de la región (Soutullo & Gudynas, 2006). Además, el proceso de implementar un sistema adecuado no sólo requiere integrar nuevas áreas a la red de sitios protegidos, también requiere mejorar sustancialmente la planificación y administración de las áreas protegidas. En la actualidad la mayor parte de ellas son simplemente “áreas de papel”. Paradójicamente, el atraso que tiene Uruguay en esta materia brinda la oportunidad de aproximarse a la tarea de planificar e implementar un SNAP con una visión moderna, evitando repetir viejos errores e incorporando la experiencia adquirida en otras partes. Esto genera el escenario adecuado para la creación de un sistema eficiente y apropiado, acorde con los criterios y conceptos aquí resumidos. En ese sentido, la legislación existente también brinda importantes herramientas para planificar la conservación en áreas protegidas como parte de una estrategia más amplia de gestión del territorio. En particular, el concepto de “zona adyacente” a las áreas protegidas constituye una herramienta poderosa para la gestión del territorio. Dicha zona no deberían delimitarse exclusivamente con criterios políticos o de manejo, sino que debería también reflejar la zona del país que participa de (influye o es afectada por) los procesos que hacen posible la presencia de los elementos que se busca proteger, y el territorio sobre el que se pretende que se extienda la influencia positiva del área protegida.

Objetivos de un sistema de áreas protegidas en Uruguay

En Uruguay las áreas protegidas deben entonces constituir una herramienta para la gestión sostenible de los recursos naturales del país, protegiendo elementos relevantes de la biodiversidad de Uruguay y sitios que prestan servicios ambientales de importancia regional. El sistema de áreas protegidas debe estar constituido por un conjunto de sitios con una configuración espacial que contribuya a mejorar la calidad ambiental del territorio nacional y a facilitar la persistencia de los elementos que componen la biodiversidad del país.

El marco legal nacional y los acuerdos internacionales que Uruguay ha suscripto requieren que el sistema haga especial hincapié en la representación de los ecosistemas naturales del país y en la protección de elementos amenazados, especies migratorias y humedales de relevancia internacional. Atendiendo a la complejidad jerárquica de la diversidad biológica, el sistema de áreas protegidas de Uruguay debería entonces incluir muestras de todas las unidades que constituyen la diversidad biológica del país a nivel de paisajes y ecosistemas (“ambientes”), y elementos destacados de la diversidad biológica a nivel de especies y genético, incluyendo la variedad estructural de dichos elementos. En relación a los aspectos funcionales, debería incorporar sitios de importancia por los servicios ambientales que brindan a la región.

Para la identificación de sitios a incorporar al sistema debería considerarse tanto las probabilidades de persistencia a largo plazo de los elementos representados en dichos sitios, como el contexto ambiental y social que los rodea, de forma de asegurar su viabilidad como unidad de conservación, una adecuada capacidad de manejo de la misma, y una articulación apropiada con el resto de las áreas del

sistema. Esta articulación debe ser funcional tanto desde el punto de vista operativo, como de su función como transformadoras del entorno que las rodea. En ese sentido, será necesario establecer áreas protegidas tanto en sitios escasamente antropizados, relativamente seguros y con una rica diversidad, como en sitios donde existen fuertes presiones y conflictos con otras actividades. En estos sitios las áreas actuarán como refugios para la biodiversidad de la región o de recursos particulares, y como transformadoras del entorno socioeconómico hacia estrategias de desarrollo más amigables con el ambiente. La necesidad de implementar áreas protegidas que impulsen esquemas de manejo sostenible de los recursos y actúen como herramientas espacialmente explícitas para el manejo o la mitigación de los efectos deletéreos de otras actividades humanas es particularmente evidente en el contexto marino-costero (ej. Brazeiro & Defeo, 2006), pero es igualmente cierta en el dominio terrestre. En ese sentido, es apropiado pensar en las áreas protegidas como potenciales polos de desarrollo sostenible, y en consecuencia, en la necesidad de articular las áreas protegidas con otros dinamizadores de la economía. A su vez, las áreas protegidas pueden operar en un amplio rango de escalas espaciales y temporales, que constituyen alternativas válidas a considerar para la implementación en Uruguay de un SNAP exitoso. Estas incluyen estrategias que van desde la creación de áreas donde sólo se permite un mínimo de actividades humanas, a sitios donde se planifica una explotación sustentable de los recursos. En términos temporales son igualmente necesarias tanto áreas en las que se busca preservar las características ambientales de un sitio para el disfrute de generaciones futuras, como áreas en las que se suspenden determinadas actividades por un período temporal corto de meses o unos pocos años para permitir la recuperación de determinados elementos de la biodiversidad (ej., Martino, 2005).

Las prioridades y estrategias deben entonces tener un horizonte temporal definido, con metas concretas a alcanzar en ese período. La configuración y los objetivos de manejo de cada área deben responder a la situación actual, y buscar dar solución o satisfacer necesidades concretas. Debe considerarse que si cada área ha sido creada para cumplir una función concreta, a medida que las condiciones cambien es posible que esa función o ese sitio dejen de ser relevantes, lo que implica que es necesario revisar regularmente la configuración espacial del sistema y los objetivos de las áreas. De hecho, una gestión exitosa de un área puede significar que deje de tener sentido mantener un área protegida en ese sitio. Sobre todo en relación con su actuación como catalizador de cambios en el entorno hacia estrategias productivas amigables con el ambiente, o para facilitar la recuperación de un recurso. Alternativamente, la aparición de nuevas amenazas o conflictos puede ameritar la creación de áreas protegidas en sitios que previamente no lo requerían. Por eso es clave pensar el sistema (y dotarlo de capacidades acordes) como una herramienta dinámica y flexible que busca atacar problemas concretos de una realidad que cambia constantemente, y no como una estructura rígida y lenta. Esto implica proporcionar un entorno de políticas, institucional y socioeconómico favorable para las áreas protegidas, así como fortalecer la capacitación y el entrenamiento de técnicos en el diseño y manejo del sistema y de las áreas, objetivos que será necesario atender desde las primeras etapas de planificación e implementación del sistema.

Referencias

- Barrett, N. E. & Barrett, J. P. 1997. Reserve design and the new conservation theory. En: The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity (Pickett, S. T. A., Ostfeld, R. S., Shachak, M. & Likens, G. E., Eds), 236-251. Chapman & Hall.
- Barrow, C. J. 1997. Environmental management. Principles and practice. Routledge.
- Bibby, C. J. 1998. Selecting areas for conservation. En: Conservation science and action (Sutherland, W. J., Ed.), 176-201. Blackwell Science.
- Bonn, A. & Gaston, K. J. 2005. Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria. *Biodiversity and Conservation* 14:1083-1100.
- Brazeiro, A. & Defeo, O. 2006. Bases ecológicas y metodológicas para el diseño de un Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas en Uruguay. En: Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya (Menafra, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. & Conde, D., Eds.), en prensa. VIDA SILVESTRE.
- Carroll, C. R. & Meffe, G. K. 1997a. Management to meet conservation goals: general principles. En: Principles of conservation biology (Meffe, G. K., Carroll, C. R. & contributors), 347-383. 2nd ed. Sinauer.
- Carroll, C. R. & Meffe, G. K. 1997b. Management to meet conservation goals: applications. En: Principles of conservation biology (Meffe, G. K., Carroll, C. R. & contributors), 385-417. 2nd ed. Sinauer.
- Costanza et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and capital value. *Nature* 387:253-260.
- Ehrenfeld, D. W. 1988. Why put a value on biodiversity? En: BioDiversity (Wilson, E. O. & Peter, F. M., Eds.), 212-216. National Academy Press.
- Erwin, T. L. 1991. An Evolutionary Basis for Conservation Strategies. *Science* 253: 750-752.
- Faith, D. H. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61:1-10.
- Gaston, K. J. 1996. What is biodiversity? En: Biodiversity. A biology of numbers and difference (Gaston, K. J., Ed.), 1-9. Blackwell Science.
- Gaston, K. J. 1998. Biodiversity. En: Conservation science and action (Sutherland, W. J., Ed.), 1-19. Blackwell Science.
- Gudynas, E. 1994. Nuestra verdadera riqueza. Una visión de la conservación de las áreas naturales del Uruguay. Nordan.
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-253.
- Martínez, N. D. 1996. Defining and measuring functional aspects of biodiversity. En: Biodiversity. A biology of numbers and difference (Gaston, K. J., Ed.), 114-148. Blackwell Science.
- Martino, D. 2003. Temporary and Mobile Protected Areas for the Conservation of a Palm Tree Landscape in Uruguay. *Landscape Research* 28:265-271.
- Meffe, G. K. & Carroll, C. R. 1997. Conservation reserves in heterogeneous landscapes. En: Principles of conservation biology (Meffe, G. K., Carroll, C. R. & contributors), 305-343. 2nd ed. Sinauer.
- Meyer, J. L. 1997. Conserving ecosystem function. En: The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity (Pickett, S. T. A., Ostfeld, R. S., Shachak, M. & Likens, G. E., Eds), 136-145. Chapman & Hall.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364.
- Olson, D. M & Dinerstein, E. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12:502-515.

- Olson, D. M., et al. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51:933-938.
- Orme, C. D. L., et al. 2005 Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436:1016-1019.
- Petchy, O. L. & Gaston, K. J. 2002. Functional diversity (FD), species and community composition. *Ecology Letters* 5:402-411.
- Pickett, S. T. A. & Thompson, J. N. 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* 13:27-37.
- Pickett, S. T. A., Ostfeld, R. S., Shachak, M. & Likens, G. E. (Eds.). 1997. The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. Chapman & Hall.
- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellin, R. A., Master, L. L. & Keith, D. A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology and Evolution* 17:503-507.
- Pressey, R. L. 1994. Ad hoc reservations: forward or backward steps in developing representative reserve systems?. *Conservation Biology* 8:662-668.
- Pressey, R. L., Cowling, R. M. & Rouget, M. 2003. Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa. *Biological Conservation* 112:99-127.
- Pullin, A. S. 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press.
- Reid, W. V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* 13:275-280.
- Rodrigues, A. S. L. & Gaston, K. J. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters* 4: 602-609.
- Rodrigues, A. S. L., et al. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature* 428:640-643.
- Schneider, C. J., Smith, T. B., Larison, B. & Moritz, C. 1999. A test of alternative models of diversification in tropical rainforests: Ecological gradients vs. rainforest refugia. *PNAS* 96:13869-13873.
- Smith, T. B., Bruford, M. W. & Wayne, R. K. 1993. The conservation of process: the missing element of conservation programs. *Biodiversity Letters* 1:164-167.
- Soulé, M. E. & Sanjayan, M. A. 1998. Conservation targets: do they help? *Science* 279:2060-2061.
- Soulé, M. E. & Terborgh, J. (Eds.). 1999. *Continental Conservation. Scientific foundations of regional reserve networks*. Island Press.
- Soutullo, A., Dodsworth, S., Heard, S. B. & Mooers, A. Ø. 2005. Distribution and correlates of Carnivore phylogenetic diversity across the Americas. *Animal Conservation* 8:249-258.
- Soutullo, A. & Gudynas, E. 2006. How effective is the MERCOSUR's network of protected areas in representing South America's ecoregions?. *Oryx* 40:112-116.
- Sutherland, W. J. 2000. *The Conservation handbook: Research, Management and Policy*. Blackwell Science.
- Vane-Wright, R. J., Humphries, C. J. & Williams, P. H. 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55:235-254.
- Wiens, J. A. 1997. The Emerging Role of Patchiness in Conservation Biology. En: *The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity* (Pickett, S. T. A., Ostfeld, R. S., Shachak, M. & Likens, G. E., Eds), 93-107. Chapman & Hall.
- Wilson, E. O. 1992. *The Diversity of Life*. Harvard University Press.