

Principios de conservación de la biodiversidad en la Red Natura 2000 de Castilla y León

**Bases técnicas para la planificación
de la Red Natura 2000 en Castilla y León**



PRINCIPIOS DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN LA RED NATURA 2000 DE CASTILLA Y LEÓN.

Autor/es: Roberto Carbonell y Froilán Sevilla.

Coordinación de contenidos: Patricio Bariego Hernández y Francisco Javier Ezquerra Boticario. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Fomento y Medio Ambiente. Junta de Castilla y León.

Cita recomendada: Carbonell, R. & F. Sevilla. 2014. Principios de conservación de la biodiversidad en la Red Natura 2000 de Castilla y León. En VV.AA. Bases técnicas para la planificación de la Red Natura 2000 en Castilla y León. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Fomento y Medio Ambiente. Junta de Castilla y León. Valladolid.

VALLADOLID, JUNIO 2015.



Este documento ha sido financiado parcialmente por la Fundación Biodiversidad en el marco del proyecto "Bases estratégicas para la implementación de la Red Natura 2000 en la Comunidad de Castilla y León".

Este documento se ha realizado en el marco de los trabajos para la planificación estratégica de la Red Natura 2000 y ha servido de base u orientación para la elaboración de los Planes. Los puntos de vista expresados en el documento reflejan la opinión de los autores que no necesariamente se corresponden con los que pueda tener la Junta de Castilla y León. Las imágenes contenidas en este documento son propiedad de los autores y no pueden ser utilizadas o reproducidas sin su autorización o, en su caso, la de la Junta de Castilla y León.

ÍNDICE

CAPÍTULO I. LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN LAS DIRECTIVAS AVES Y HÁBITATS	5
I INTRODUCCIÓN	5
II LA RED NATURA 2000, UN MARCO EUROPEO PARA LA CONSERVACIÓN.....	6
CAPÍTULO II. PRINCIPIOS GENERALES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	7
III ¿QUÉ CONSERVAR? ¿DIVERSIDAD ESTRUCTURAL O FUNCIONAL?.....	7
IV LOS PROBLEMAS A ABORDAR: PUNTO DE PARTIDA	9
V INTEGRACIÓN DE LA CONSERVACIÓN EN GRANDES POLÍTICAS AMBIENTALES.....	19
VI CAPACIDADES DE GESTIÓN PARA LA CONSERVACIÓN.....	21
VII EL CONOCIMIENTO: BASE DE LA GESTIÓN	22
VIII LA CONSERVACIÓN DE LOS PROCESOS	25
IX SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN	26
X GESTIÓN ACTIVA, ADAPTATIVA Y ANTICIPADORA	28
XI EVALUACIÓN DE LA PLANIFICACIÓN OPERATIVA	31
XII PARTICIPACIÓN PÚBLICA	33
XIII COMUNICACIÓN	34
CAPÍTULO III. CONCLUSIONES.....	35
CAPÍTULO IV. BIBLIOGRAFÍA.....	37

CAPÍTULO I. LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN LAS DIRECTIVAS AVES Y HÁBITATS

I INTRODUCCIÓN

La conservación de la biodiversidad constituye una de las líneas estratégicas de la política ambiental europea. Esta política de conservación es articulada por la *Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres* (en adelante Directiva Hábitats) y su antecesora y más específica *Directiva 79/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres* (actualizada posteriormente con la Directiva 2009/147/CE, en adelante Directiva aves). Estas dos directivas constituyen el pilar básico y referente legal fundamental para la conservación de la biodiversidad en la Unión Europea, estableciendo las obligaciones de conservación para la fauna y flora silvestre y para los hábitats naturales y seminaturales. Todos estos requisitos han sido incorporados al derecho español a través de la *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del patrimonio natural y la biodiversidad*.

El desarrollo de estas dos directivas implica el establecimiento de la red Natura 2000, una red de espacios protegidos que serán declarados Zonas Especiales de Conservación y Zonas de Especial Conservación para las Aves. Por este motivo, la Junta de Castilla y León, como órgano competente en la gestión de la red Natura 2000, está elaborando un conjunto de instrumentos de planificación que tienen como finalidad permitir la implantación definitiva y sentar las bases para una adecuada gestión de dicha red en Castilla y León. En particular, se están abordando un conjunto de Planes Básicos de conservación y gestión de los valores Natura 2000, que tienen como fin identificar los objetivos y medidas de conservación de las aves silvestres y las especies y hábitats de interés comunitario, a partir de sus requerimientos ecológicos, que permitan garantizar el mantenimiento o restablecimiento de su estado de conservación favorable.

Dentro del marco de la elaboración de estos planes, se han abordado una serie de aspectos clave para diseñar la estrategia de conservación de la Red Natura 2000 de Castilla y León. Las principales líneas de trabajo han sido: realizar una caracterización ecológica y definir los elementos esenciales del hábitat, establecer su valor de conservación en el ámbito regional, actualizar la información disponible sobre su presencia en los espacios Red Natura 2000 y proponer aquellos que se consideran prioritarios para su conservación, identificar los parámetros esenciales que definen el estado de conservación y realizar un primer diagnóstico del mismo, identificar las principales presiones y amenazas que afectan a las especies y condicionan su conservación, proponer unos objetivos de conservación, diseñar una estrategia de gestión y proponer medidas de gestión y conservación, proponer un seguimiento de las especies y la evaluación de las acciones emprendidas.

En este documento se realiza una presentación de los aspectos clave a considerar de forma transversal en las acciones de conservación, incluyendo los instrumentos de planificación que se están desarrollando en la red Natura 2000.

II LA RED NATURA 2000, UN MARCO EUROPEO PARA LA CONSERVACIÓN

La Unión Europea (UE) ha incorporado la naturaleza y la biodiversidad entre los objetivos clave de su política ambiental, desarrollando legislación a nivel europeo para conseguir dicho fin. El sexto programa de acción ambiental (6EAP) define las líneas estratégicas de la política ambiental: naturaleza y biodiversidad son incluidas como uno de sus cuatro áreas prioritarias junto con, 2) cambio climático, 3) medioambiente, salud y calidad de vida, y 4) recursos naturales y residuos. El 6EAP establece el siguiente objetivo de conservación de la naturaleza y la biodiversidad: “proteger y restaurar el funcionamiento de los sistemas naturales y detener la pérdida de biodiversidad en la Unión Europea y el mundo” (EHF, 2006). Sin embargo, a pesar de las actuaciones emprendidas para luchar contra la pérdida de biodiversidad, especialmente desde la fijación en 2001 del objetivo de biodiversidad de la UE para 2010, tan sólo el 17 % de los hábitats y especies y el 11 % de los ecosistemas clave protegidos por la legislación europea se encuentran en estado favorable (EEA 2010). Con el objetivo de invertir esta situación y conseguir un estado de conservación favorable de los hábitats y especies se desarrolla la *Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural* (COM 2011).

La acción más importante que la Unión Europea ha tomado hasta ahora para proteger y conservar la biodiversidad ha sido a través de la adopción de las dos directivas sobre la naturaleza: la *Directiva aves* y la *Directiva hábitats* (Directiva 2009/147/CE, Directiva 92/43/CEE). El objetivo de las mismas es contribuir a la conservación de la biodiversidad global mediante su implementación, con la ventaja de ser jurídicamente aplicables y exigibles en todo el ámbito de la Unión Europea. Este último punto es muy importante si lo comparamos con otros acuerdos internacionales sobre conservación y protección de la biodiversidad, que normalmente se realizan a través de acuerdos voluntarios que no suelen ser jurídicamente exigibles a nivel supranacional.

Por tanto, la unión Europea articula su política de conservación de la biodiversidad en su ámbito territorial a través de la Directiva Aves y la Directiva hábitats. A partir de estas dos normas y mediante el establecimiento de una red ecológica europea de *zonas especiales de conservación* y *zonas de especial protección para las aves*, denominada red *Natura 2000*, se pretende garantizar el mantenimiento y restablecimiento de los hábitats y especies de interés comunitario, con el fin de alcanzar su estado de conservación favorable y asegurar su *viabilidad futura*.

La primera fase para el desarrollo de la red Natura 2000 ha sido identificar y delimitar las áreas que deben ser incluidas en dicha red, declarándolas como Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) o como Lugares de Importancia Comunitario (LIC) en función de la Directiva Aves o la Directiva Hábitats. En el caso de Castilla y León, la aprobación de la red de ZEPA

terminó en 2003 y las listas definitivas de LIC de la Región Atlántica y Mediterránea, en 2004 y 2006 respectivamente (ver proceso de declaración en Castilla y León en Sanz-Zuasti *et al* 2004, Escudero *et al* 2008). Una vez identificados los territorios que van a constituir la red Natura 2000, se deben elaborar y aprobar los instrumentos de gestión de dichos espacios como requisito necesario para su declaración como Zona de Especial Conservación (Directiva 92/43/CEE).

A Nivel estatal se han establecido las *Directrices de Conservación de la Red Natura 2000 en España* (MAGRAMA 2011). Es un documento básico donde se expone el marco orientativo para la planificación y gestión de los espacios red Natura 2000 de acuerdo a lo establecido en el artículo 41.3 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Sin embargo, dada la diversidad de la red Natura 2000 en Castilla y León, la diversidad de valores de interés comunitario, de amenazas y diferentes medidas de gestión que pueden desarrollarse, se hace necesario el establecimiento de unos principios generales que centren el escenario de acción en la elaboración de los planes de gestión. Mediante el presente documento presentamos unas bases y principios generales que deberían ser tenidos en cuenta en la práctica de la planificación en gestión y conservación de la red Natura 2000 en Castilla y León.

CAPÍTULO II. PRINCIPIOS GENERALES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

III ¿QUÉ CONSERVAR? ¿DIVERSIDAD ESTRUCTURAL O FUNCIONAL?

El objetivo último de las Directivas europeas es proteger la biodiversidad y asegurar su permanencia. La biodiversidad tiene muchas acepciones (Gaston 1995), pero puede definirse como la *diversidad de la vida en todas sus formas y niveles de organización*. Esta incluye todos los organismos vivos así como los diferentes niveles de integración de la materia viva (genes, poblaciones, ecosistemas), conocida como *biodiversidad estructural*. Además de preservar los elementos que componen la biodiversidad, es importante reconocer la importancia de los *procesos ecológicos y evolutivos* que garantizan la supervivencia de los seres vivos (Noss y Cooperrider 1994), conocida como *biodiversidad funcional* (Franklin 1988). En este caso las directivas europeas, como normas reglamentarias que buscan su aplicación operativa, identifican objetos específicos a los que afecta: especies y hábitats, lo cual encaja con el enfoque de la denominada biodiversidad estructural. Las directivas pretenden mantener o recuperar aquellos hábitats y especies de interés comunitario, asegurando su permanencia en el tiempo mediante un estado de conservación favorable. Sin embargo, y como queda claro en el VI Programa de Acción Ambiental y la Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020 (COM 2011), el objetivo de la política europea es “proteger y restaurar el funcionamiento de los sistemas naturales y detener la pérdida de biodiversidad en la Unión Europea y el mundo”. Por lo tanto, el desarrollo de la política europea

en materia de conservación de la biodiversidad se dirige hacia el enfoque de la conservación de los procesos naturales, es decir, la conservación de la biodiversidad funcional. De acuerdo con Willson et al 2009 una red de espacios protegidos que pretenda conservar de modo exhaustivo todas las características de la biodiversidad implicará su muestreo completo, teniendo en cuenta i) la *composición* (p.e. especies y diversidad genética), ii) *estructura* (p.e. los tipos de hábitats) y iii) *función* (p.e. procesos de reclutamiento, dispersión, evolución).

Frente a la aproximación centrada en la protección de especies y hábitats, epicentro de la preocupación del mundo conservacionista hasta la década de los 80 del siglo pasado, en las últimas décadas surgió un enfoque más amplio donde se empezaron a tener en consideración los procesos evolutivos y dinámicos de la naturaleza, tanto a escala temporal reducida (p ej. cambios asociados al crecimiento de la vegetación) y amplia (p ej. procesos evolutivos) como a niveles intermedios (p ej. la clásica sucesión ecológica, aunque con nuevos enfoques) (Sevilla 2008). Aunque en principio ambos enfoques pudieran parecer controvertidos ya que diferían en las prioridades a conservar, objetos o procesos (ver por ejemplo Martínez 2002), el enfoque integrador de la entonces nueva disciplina de la *Biología de la Conservación* resolvió dicho conflicto de prioridades (Soulé y Wilcox 1980, Frankel y Soulé 1981), al centrarse en conservar conjuntamente los procesos ecológicos y evolutivos (*biodiversidad funcional*) como forma de proteger los diferentes niveles en los que se organiza la *biodiversidad estructural* (genes, especies, ecosistemas). La conservación de las especies necesitará mantener la diversidad de procesos ecológicos y evolutivos que garanticen su supervivencia, lo que implica asumir su carácter dinámico y el de los escenarios en los que viven (Moritz 2002). En resumen, la protección de las especies sólo podrá alcanzarse con el mantenimiento de los ecosistemas en los que se integran, y éstos sólo se podrán conservar cuando sean adecuados los procesos que los configuran.

Por tanto, a la pregunta de ¿qué pretendemos conservar con la Red Natura 2000? ¿La biodiversidad estructural o la biodiversidad funcional? La respuesta que tenemos es que para el establecimiento de la Red Natura 2000 se han utilizado criterios de representación y cobertura de la *biodiversidad estructural* europea, delimitando y protegiendo una muestra representativa de los hábitats y especies de las directivas europeas de referencia. Pero, una vez identificadas estas zonas, a largo plazo solo será posible asegurar dicha supervivencia si se preserva el funcionamiento de dichos sistemas y se mantiene la continua evolución dentro de sus comunidades naturales. Es decir, el objetivo de la conservación de la red Natura 2000 será conservar la *biodiversidad funcional* de los sistemas objeto de atención, por lo que deberemos de incluir en los objetivos de conservación los *procesos ecológicos y evolutivos* como forma de proteger los diferentes niveles en los que se organiza la *biodiversidad estructural* (Noss y Cooperride 1994).

IV LOS PROBLEMAS A ABORDAR: PUNTO DE PARTIDA

Cualquier planteamiento para diseñar una estrategia de gestión para la conservación de la biodiversidad pasa por un análisis previo de las principales presiones y amenazas. En Castilla y León encontramos, a escala regional, las mismas amenazas que se ciernen sobre la biodiversidad a nivel global (ver revisión en WWF 2010, Tellería 2012) y que a continuación se van a relacionar.

IV.1. Pérdida, degradación y fragmentación de los hábitats

Los cambios en el uso del suelo se asocian inevitablemente a la parcelación y erradicación progresiva de los hábitats naturales originales, de los que irán quedando retazos, cada vez más pequeños y aislados, al tiempo que se produce el crecimiento de hábitats de nueva creación (agrícolas, urbanos, aguas embalsadas, etc.). Dada la magnitud del uso antrópico del suelo, la fragmentación de los hábitats representa sin duda el problema de conservación más frecuente y ubicuo. Las pérdidas de especies asociadas a la fragmentación hay que buscarlas en los cambios progresivos de tres parámetros definitorios de la configuración espacial de los fragmentos (Fahrig 2003): 1) el proceso de *reducción superficial* que conlleva la disminución de su capacidad de acogida, 2) la separación progresiva, que conduce al *aislamiento* creciente de las pequeñas poblaciones que albergan, especialmente sensible para aquellas especies con baja capacidad de dispersión, y 3) el incremento de su permeabilidad a los hábitats circundantes ya que la relación perímetro/área aumenta al disminuir el tamaño del fragmento, una consecuencia geométrica que aumenta la permeabilidad de los hábitats menores a la acción de agentes externos. Este *efecto de borde* es muy pernicioso por deteriorar la calidad ambiental de los fragmentos de hábitat y propiciar la desaparición de muchos organismos vinculados a los mismos (ver Cuadro 1).

En Castilla y León tenemos numerosos ejemplos de la reducción del área de distribución y atomización y aislamiento de poblaciones. Estos procesos de degradación afectan desde las especies más grandes de fauna presentes en Castilla y León, como es el caso del oso pardo (*Ursus arctos*), a especies relativamente pequeñas, discretas y desapercibidas como los mejillones de río (*Margaritifera margaritifera*). Mientras que la primera mantiene dos grandes áreas o poblaciones más o menos distanciadas y con un limitado intercambio de individuos, las segundas han quedado relegadas en cuatro poblaciones totalmente aisladas entre ellas (Ávila, Zamora, Salamanca y Soria).

Como en el resto de la península Ibérica y región Mediterránea, los hábitats que hoy conocemos en Castilla y León son el resultado de un largo proceso de intervención humana sobre el territorio, que se encuentra profundamente modificado como resultado de dicha actividad durante los últimos milenios. El paisaje, entendido como el conjunto de parcelas de aspecto dispar que aparece en una determinada zona, suele ser el resultado de una historia de interacciones

entre el hombre y los rasgos naturales del territorio. Salvo en aquellas áreas menos alteradas y despobladas, la sucesión de campos de cultivo, pastizales, bosques, matorrales, núcleos urbanos o infraestructuras de cualquier tipo son un reflejo de la forma en que el hombre ha utilizado el territorio. Es éste un proceso muy dinámico en el que la expansión de ciertos usos ha producido la regresión de determinados elementos del paisaje que, tras configurarse como retazos cada vez más pequeños e inconexos, pueden acabar desapareciendo.

No obstante, y contrastando con lo que ocurre en las zonas más habitadas y en los países menos desarrollados, en las zonas montañosas de Castilla y León la tendencia en el último medio siglo ha sido un rápido abandono de los usos humanos, que hasta la década de los 60 del siglo XX fueron muy intensos en toda España. De forma que grandes extensiones han quedado súbitamente expuestas a dinámicas espontáneas, que probablemente están generando la mayor transformación del medio natural en los últimos dos milenios. El descenso de la presión sobre los montes, unido a una importantísima labor repobladora, ha desencadenado una rápida progresión de la vegetación forestal. Este proceso, todavía no culminado, es contrario al concepto habitual que tenemos los seres humanos respecto a lo que es fragmentación, pues los retazos forestales se han expandido y unido. Pero es evidente que el concepto de fragmentación depende del criterio que se use: una especie que precise campos despejados percibirá el proceso de progresión forestal como una fragmentación de su hábitat. Solo integrando en la concepción ecológica el momento de profundo cambio actual, y asumiendo que todo cambio beneficia a unas especies y perjudica a otras, se puede valorar de una forma racional el reto de la conservación de los hábitats.

Los procesos dominantes han sido muy diferentes en las mencionadas zonas montañosas, que como se ha dicho han sido abandonadas tras milenios de intenso uso, y en las áreas más llanas, fértiles y pobladas, en las que la vegetación forestal (bosques, matorrales, pastos) se ha reducido a islotes, según el proceso clásico de fragmentación, y donde el uso masivo de fertilizantes, fitocidas y productos fitosanitarios está construyendo una matriz con escasa capacidad de acogida para la fauna y la flora espontáneas.

El abandono de los usos del monte permite unas dinámicas menos dirigidas por el hombre, y conducirá a ecosistemas mucho menos antropizados que los que caracterizaban el sistema agrario tradicional. Pero es un problema para la conservación de ciertas especies que precisaban de medios despejados, con arbolado claro, o mosaicos de zonas despejadas y otras con matas o árboles; estas especies, paradójicamente, han visto su hábitat fragmentado debido a la “desfragmentación” del espacio forestal. Y, en todo caso, tras milenios de intensa actividad humana, el resultado de que ésta se abandone repentinamente no son, evidentemente, ecosistemas prístinos, sino sistemas en los que, por una parte, se han perdido muchos de los elementos que los integraban (coníferas y en general árboles que no rebrotan, sobre todo en el oeste; grandes animales prehistóricos, como uros, encebros o bisontes, y otros más pequeños

pero con influencia decisiva, como los castores; etc.) y, por otra, tienen una situación de partida tan humanizada que las consecuencias serán perceptibles por siglos.

En los hábitats arbolados de Castilla y León, la mayor amenaza para su conservación son, sin lugar a dudas, los incendios forestales: en una situación descontrolada de uso del fuego, como era antes habitual en el oeste y algunas otras zonas como el norte de Burgos, no hay opciones de dirigir proceso alguno, y la degradación del monte es inevitable. Entendiendo por degradación la pérdida de capacidad para proporcionar los servicios que se desean del monte, en lo que nos ocupa la conservación de hábitats y especies. Y de forma muy importante, el fuego activa los procesos erosivos, que destruyen uno de los capitales más valiosos y difíciles de reponer: el suelo.

En las llanuras agrícolas de Castilla y León la situación es hasta cierto punto la contraria a la de los montes. Aquí se producen fenómenos de intensificación en las formas de producción, que incluyen la eliminación de ribazos y en general un patrón espacial en mosaico, así como el uso de fertilizantes inorgánicos y productos químicos que están indicados para eliminar ciertos tipos de organismos pero con frecuencia eliminan muchos más que los que constituyen el objetivo.

La Red Natura 2000, centrada en la conservación de determinados valores (hábitats y especies) en determinadas áreas del territorio, no puede sustituir a una política regional de conservación del patrimonio natural a través de un adecuado aprovechamiento de los recursos, que debe conseguir minimizar el uso de los no renovables y asegurar la permanencia y mejora de los renovables. Este objetivo general debe hacerse compatible con objetivos particulares de conservación de especies y hábitats.

El planteamiento de los objetivos de conservación de la red Natura 2000 en Castilla y León, enfocados a lograr un estado de conservación favorable los hábitats y especies de interés comunitario, requiere realizar un ejercicio de reconstrucción histórica que permita entender el origen de los procesos naturales a conservar. Entender la dinámica de los espacios permitirá definir los objetivos concretos de conservación e identificar las medidas de gestión para contrarrestar los efectos de los procesos que se valoren como indeseables. La gestión conjunta de los espacios Natura 2000 debería facilitar la consecución de los objetivos de conservación a escala regional. Así, por ejemplo, lo que puede ser percibido un problema a escala local (la disminución de un hábitat) puede ser irrelevante a otro nivel superior si en él ese hábitat se extiende o al menos no presenta problemas. Además, trabajando en la mejora de la conectividad, se pueden conseguir, a escalas relativamente groseras, dinámicas suficientemente estables a largo plazo, con extinciones locales y colonización de nuevas zonas, en lo que se ha venido a llamar dinámica de metapoblaciones.

Cuadro 1. Estructura espacial de espacios Natura 2000: el caso de riberas y humedales.

Los criterios y restricciones para la delimitación de ZEPA y LIC son muy variados. Desde el punto de vista práctico debemos de prever que los espacios protegidos pueden convertirse en islas rodeadas de terrenos inadecuados o agresivos, donde tenderemos que aplicar ideas propias de fragmentación de hábitats para entender los procesos que en ellos se puedan producir (efectos del tamaño, efecto de borde, efecto de la ubicación espacial, papel de los corredores,...) y aplicar medidas de gestión debidamente contextualizadas. La geometría de los espacios Natura 2000 es un buen ejemplo: tenemos espacios claramente lineales, como la gran mayoría de las riberas, espacios con formas más o menos redondeadas como llanuras cerealistas, lagunas concretas, mientras que otros conforman un archipiélago de espacios como sucede con los Humedales de Los Arenales o las Lagunas del Canal de Castilla (ver Fig. 1). Está claro que dichas delimitaciones son un reflejo de la propia distribución espacial de dichos hábitats: lineales para ríos, puntuales para lagunas endorreicas y atomizados para complejos lagunares.

Entre la configuración espacial de los ecosistemas, destaca por las implicaciones en conservación, el denominado efecto borde, frontera entre dos hábitats por las interacciones que en ella se producen, y que es directamente asociado al tamaño y forma de estos espacios. Se crea así un ecotono de importancia relativamente creciente a medida que aumenta la relación perímetro superficie que puede ser perjudicial para las especies acantonadas en los espacios protegidos. Muchas de las amenazas sobre estos hábitats proceden de la matriz en la que están inmersos, donde se dan procesos físicos y biológicos que pueden afectar gravemente la supervivencia de las especies y permanencia de los hábitats que los ocupan. Este tipo de procesos tienen dos naturalezas:

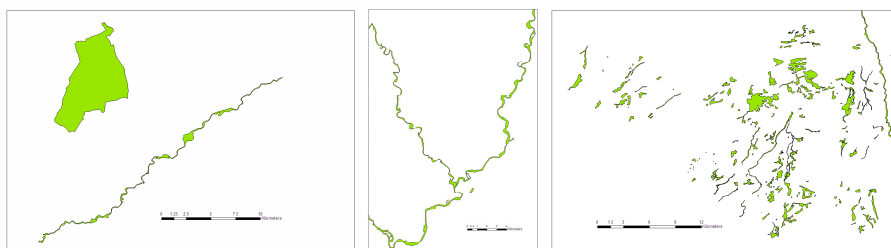


Fig. 1. Laguna de los Oteros con tramo del LIC Riberas del río Cea (izq.), confluencia de los LIC de Riberas de los ríos Tera, Órbigo y Esla (centro) y LIC Humedales de Los Arenales (dch.).

Procesos físico-químicos. Por ejemplo, los bosques mantienen condiciones microclimáticas diferentes a las de los medios deforestados que los rodean. Tienen humedad gracias a que el arbolado produce sombra y atenúa el efecto del viento. Además, su dosel mitiga las bruscas oscilaciones térmicas de los días calurosos o extremadamente fríos. Esto genera unas condiciones climáticas mucho más homeostáticas que las de los ambientes desarbolados. Sin embargo, en el ecotono se deterioran estas condiciones y su efecto suele penetrar, de media, unos 150 metros bosque adentro, con máximos de 500 metros e incluso varios kilómetros. En fragmentos muy pequeños, este efecto puede alterar drásticamente las condiciones ambientales de todo el bosque eliminando a las especies inadaptadas a esas condiciones. ¿Cuál será el efecto borde en las formaciones lineales de ribera que surcan los paisajes agrarios dominantes en la cuenca del Duero? ¿Cuál es la probabilidad de que un fuego intercepte un LIC de ribera de decenas de kilómetros? O ¿cuál será el aporte de fertilizantes de los medios agrícolas que limitan un complejo lagunar formado por decenas de pequeños humedales?

Procesos biológicos: el efecto borde favorece también la penetración de especies procedentes de los ambientes circundantes que pueden perjudicar a las especies allí acantonadas. Por ejemplo, los ratones de campo que han criado en los campos cultivados tienden a nidificar en los bordes de los hábitats no agrícolas con la llegada del labrado otoñal (García et al 1998, de Alba et al 2001). Esto da lugar a grandes concentraciones de estos roedores en los fragmentos menores donde consumen frutos y semillas, forzando a la vegetación a perdurar por crecimiento vegetativo (Santos y Tellería 1997). ¿Cuál será la concentración de roedores a lo largo de las formaciones lineales de ribera que surcan los paisajes agrarios dominantes en la cuenca del Duero?

Un análisis sencillo de la geometría de los LIC puede darnos una idea de la dimensión del efecto borde en estos hábitats. Si calculamos la relación perímetro-superficie (perímetro m / superficie ha) como un índice del efecto borde y comparamos los valores obtenidos entre riberas, humedales y otros LIC, encontramos diferencias entre las diferentes tipologías de LIC,

observando que tenemos el doble de efecto borde en las riberas que en los humedales, y 20 veces más que en el resto de LIC (Fig. 2). Esto es debido a que las riberas presentan geometrías extremadamente lineales, mientras que los humedales presentan una geometría con un menor perímetro pero que aumenta cuando el humedal está atomizado en un archipiélago de subunidades.

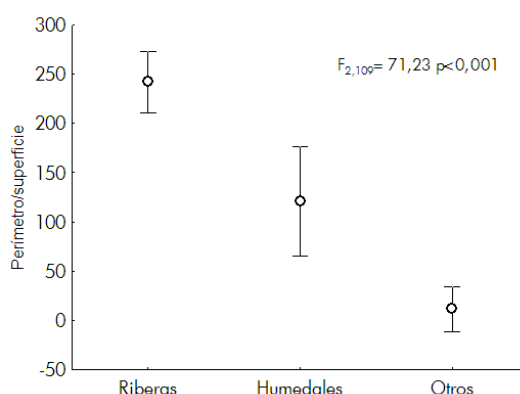


Fig. 2. Valor medio \pm intervalo de confianza al 95% del efecto borde de los LIC de riberas, humedales y LIC de otras tipologías. Se muestra el resultado del análisis de la varianza.

Un análisis de la distribución del efecto borde entre los LIC de la Región Mediterránea de Castilla y León, muestra que el 32% con mayor efecto borde son LIC de ribera (31) y humedales (5). Como se puede observar en la Fig. 3, el efecto borde es muy superior en los LIC de medios acuáticos que en el resto de LIC. Se salen de esta tendencia aquellos espacios ligados a Espacios Naturales Protegidos y a ZEPAs, que tienen un ámbito de aplicación más amplio que aquellos únicamente clasificados como LIC. Por otro lado tenemos aquellos con formas redondeadas que minimizan el efecto borde como la Laguna de Cantalejo, Laguna de los Oteros, Laguna de la Nava o Lagunas de Tera y Vidriales.

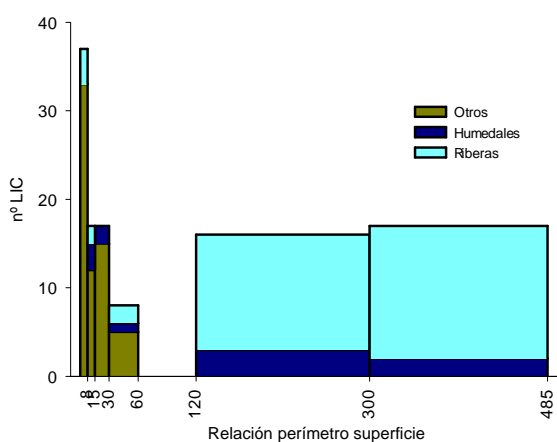


Fig. 3. Distribución del número de LIC en función del efecto borde según tipologías: riberas, humedales, otros.

Una forma de contrarrestar las limitaciones espaciales de nuestros espacios, y que constituye el objetivo principal de este proyecto, es la gestión conjunta de dichos espacios Natura 2000 como una red de reservas, pudiendo paliar ciertos problemas y trabajar sobre escenarios más estables: se podrá evitar el efecto de *Arca de Noé* o salvaguardar unos pocos individuos en una sola "nave", mantener *dinámicas de metapoblaciones* es decir, salvaguardar dinámicas estables de extinción-colonización, identificar huecos tanto en la representación de hábitat/especies objeto de protección (trabajos de *complementariedad de reservas*), como trabajar en la conectividad facilitando el *efecto rescate* de poblaciones desaparecidas...

IV.2. Sobreexplotación de los recursos naturales

La sobreexplotación de recursos naturales es uno de los factores de amenaza clásicos sobre la biodiversidad. Simplificando, estos procesos consisten en la explotación de un recurso natural por encima de su capacidad de renovación. Es decir, tendríamos un sistema donde las *salidas* debidas a la extracción superan a las *entradas* por su capacidad de renovación, reclutamiento o inmigración desde otros medios (Caughley, 1977).

En el caso de la red Natura 2000 en Castilla y León y sus hábitats y especies de interés comunitario, la extracción o explotación directa no es una amenaza extendida, salvo la sobreexplotación puntual de alguna especie piscícola, básicamente la trucha (Doadrio 2002), o cinegética, como la codorniz común (Puigcerver et al 2004, Carrascal y Palomino 2008). No obstante, sí que se dan problemas relativamente extendidos derivados del cambio drástico en la estructura y los sistemas de producción agraria tras el fin del sistema agrario tradicional, acelerado con la entrada de España en la Comunidad Europea. Los cambios socioeconómicos, de despoblamiento del medio rural y de mecanización de las explotaciones agroganaderas han producido un abandono generalizado de las prácticas tradicionales de ganadería extensiva y el abandono de cultivos marginales. Por un lado se ha producido un abandono de la actividad agroganadera con la pérdida o desaparición de hábitats y especies. Por el contrario, en muchas áreas no se ha producido un cambio de uso, sino un cambio espacio-temporal en los sistemas de producción dirigido hacia su intensificación, dando lugar a amenazas por sobreexplotación. Por ejemplo, en el caso del aprovechamiento de pastos, las zonas más alejadas de las explotaciones pueden quedar infrautilizadas, lo que da lugar al deterioro o pérdida de ciertos hábitats. Por el contrario, los pastos mejor comunicados o más próximos a núcleos de población o explotaciones pueden quedar expuestos a un aprovechamiento más intenso. Los problemas de sobreexplotación se pueden agravar por el abandono de prácticas de pastoreo estacional y rotacional, en las que el ganado cambiaba de área de alimentación, como en la trashumancia y la trasterminancia, o entre diferentes áreas dentro de un mismo cuartel de pastoreo, rotaciones que permitían la recuperación del sistema. El sobrepastoreo y las cargas ganaderas inadecuadas son identificados como una amenaza generalizada que afecta a numerosos hábitats de interés comunitario de Castilla y León (Escudero et al 2008). En el caso de los ungulados silvestres, la sobreexplotación por sobrecarga de herbívoros puede pasar más inadvertida. Por ejemplo, la gestión cinegética que mantiene altas densidades de estas especies afecta gravemente tanto a la vegetación por sobreexplotación (bien modificando el hábitat a corto plazo mediante el establecimiento de discontinuidades verticales o la eliminación del sotobosque, o bien a largo plazo impidiendo de forma selectiva la regeneración de especies arbóreas), como a la fauna (por competencia directa y la referida alteración del hábitat). Las consecuencias ecológicas de la sobrecarga de herbívoros silvestres pueden ser devastadoras sobre valores de conservación prioritarios, como es el caso del urogallo y el oso pardo.

Otro problema de sobreexplotación que se encuentra ampliamente extendido en la región sería aquel derivado del uso de los recursos hídricos. La sobreexplotación de los recursos de agua, tanto superficiales como subterráneos, es identificado como una amenaza para la conservación de numerosos hábitats de interés comunitario en Castilla y León (Escudero et al 2008). El agua es un recurso escaso y sometido a un marcado régimen estacional, especialmente acusado en la región Mediterránea donde se da además una alta variación interanual. El resultado es que el agua es un recurso natural susceptible de ser sobreexplotado bien por falta de gestión, que deriva en sobreexplotación (ver Hardin 1968), bien por una gestión inadecuada.

IV.3. Contaminación

La contaminación es un problema muy extendido y que afecta al planeta en su conjunto. Castilla y León es una región muy extensa que tiene su industria muy localizada en contados grandes núcleos urbanos. Esto provoca que los problemas de contaminación industrial estén más o menos localizados y más o menos controlados. Sin embargo, la contaminación difusa y otras formas de contaminación discreta pueden estar afectando a los valores red Natura 2000 a lo largo de toda la región. Estos son los focos de contaminación procedentes de la actividad agroganadera que, a través de los cambios en la calidad del agua, pueden tener un impacto muy importante en todo tipo de medios acuáticos.

Un ejemplo de la complejidad y magnitud de esta amenaza lo tenemos en ciertos humedales de la red Natura 2000 en Castilla y León que en realidad son áreas de descarga de acuíferos. Es decir, son una mínima expresión de un sistema más extenso y complejo. La calidad de dichas aguas va a depender del estado de conservación en las áreas de recarga que pueden estar a decenas de kilómetros y fuera de la red Natura 2000. Es necesario el control de filtraciones de purines y fertilizantes en las cuenca de recarga para controlar la calidad del agua de los humedales asociados a las masas de agua subterránea (al igual que sucede con las superficiales). En otros casos, la amenaza puede ser muy local pero afectar a hábitats de interés comunitario muy localizados y de alto interés: este es el caso de lagunas oligotróficas donde los aportes puntuales de nutrientes por vertidos, deyecciones ganaderas,... determina un aumento del fitoplancton, que aumenta la turbidez del agua, modificando radicalmente la vegetación presente (Escudero et al 2008). En resumen, la calidad de las aguas va a ser un factor determinante para la conservación de numerosos hábitats (Escudero et al 2008).

IV.4. Cambio climático

El cambio climático constituye una de las principales amenazas para el futuro de la biodiversidad (Sala et al 2000, Parmesan 2006), especialmente en regiones como la cuenca mediterránea. Esta amenaza plantea nuevos desafíos en la gestión efectiva de las especies y sus hábitats que supondrá adaptar las herramientas y principios clásicos de gestión de los recursos

naturales para incorporar las diferentes respuestas de los organismos ante este cambio climático si queremos minimizar su impacto (Akçakaya et al 2006, Thomas et al 2011).

La vulnerabilidad de una especie o un hábitat ante el calentamiento global hace referencia a su capacidad para responder y adaptarse a las nuevas condiciones climáticas, de manera que aquellas que tengan una menor capacidad de respuesta serán las más vulnerables. En este sentido, la vulnerabilidad ante el cambio climático dependerá fundamentalmente de dos factores: i) su capacidad para mantener poblaciones en su área de distribución actual a pesar del cambio en las condiciones ambientales (persistencia), y 2) el potencial para colonizar zonas actualmente deshabitadas pero que serán climáticamente favorables en el futuro (Williams et al 2008, Bellard et al 2012). Por tanto, se hace necesario realizar una evaluación integrada de la vulnerabilidad de especies y hábitats ante el cambio climático que faciliten la propuesta de estrategias de gestión concretas. De este modo podremos incorporar la respuesta diferencial de cada especie y hábitat frente al cambio climático para reevaluar y adaptar los planes de conservación. Siguiendo a Arribas y colaboradores (Arribas et al 2012; Fig. 1), 1) aquellas especies con elevada capacidad para soportar las condiciones climáticas futuras sin necesidad de cambiar su distribución, la gestión *in situ* podría ser la medida más efectiva para promover su viabilidad ante el cambio climático. Por el lado contrario 2) aquellas especies con escasa capacidad para permanecer en su distribución actual, los esfuerzos de conservación deberían enfocarse a facilitar el desplazamiento o evolución de su área de distribución (protección de futuros refugios, conectividad de estos refugios con los actuales,...) y en casos extremos, donde la especie no tiene posibilidad de modificar su distribución, se podría plantear la *colonización asistida* (Hoegh-Guldberg et al 2008), siendo ésta última una medida controvertida y muy cuestionada (Ricciardi y Simberloff, 2009, Schlaepfer et al 2009).

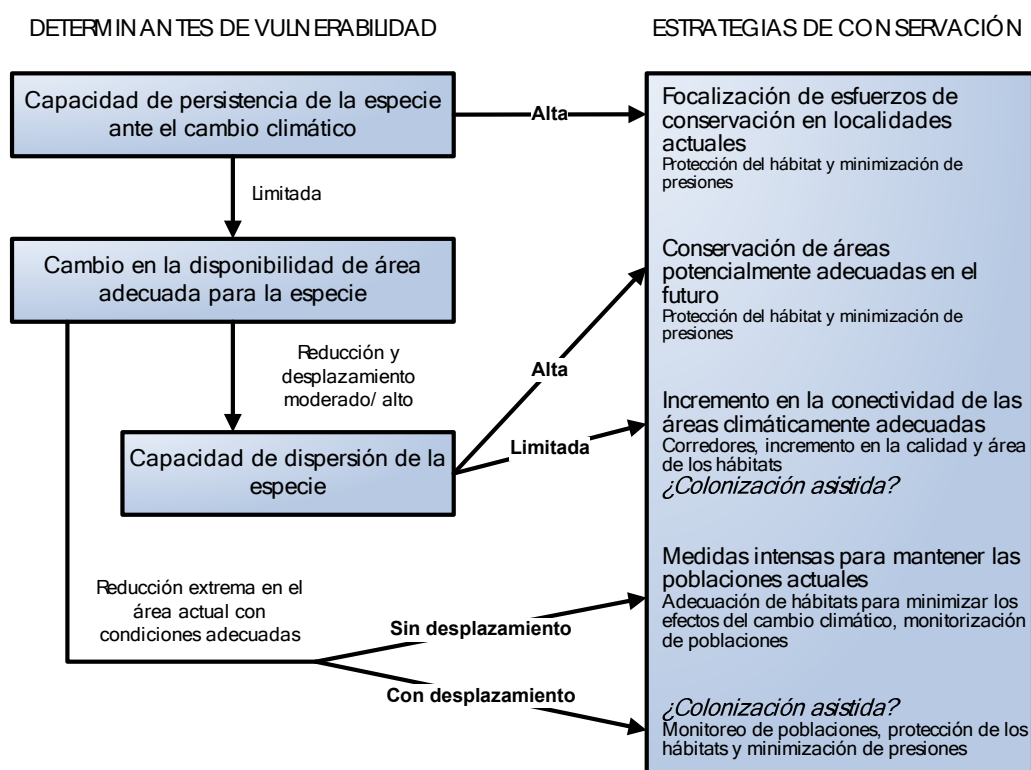


Fig. 1. Cuadro de decisiones de estrategias de conservación en función de la vulnerabilidad de las especies ante el cambio climático (Modificado de Arribas et al 2012).

Aunque el cambio climático pueda ser considerado un fenómeno global sobre el que poco se puede hacer a escala regional, puede convertirse en un fenómeno que modifique las condiciones ambientales influyendo de modo muy desigual en la evolución de hábitats y poblaciones de interés comunitario. En la actualidad se están desarrollando modelos predictivos para los distintos escenarios de cambio climático sobre la posible evolución de las condiciones ambientales y su efecto en la distribución de las principales especies de fauna y flora de la península ibérica (Araújo 2011, Felicísimo 2011). Los nuevos escenarios para Castilla y León muestran que el cambio climático puede provocar que se pierdan las condiciones para el establecimiento o conservación de ciertas especies pero también que adquiera un valor destacado para la conservación de otras.

IV.5. Especies invasoras

Las especies exóticas invasoras son especies que propagadas fuera de su área de distribución se convierten en competidoras, depredadoras, parásitas o portadoras de enfermedades con repercusiones negativas para los sistemas ecológicos de su nueva ubicación, y con graves consecuencias económicas y sociales, que hacen de estas especies una de las principales amenazas sobre la biodiversidad a nivel global. Se calcula que las especies exóticas invasoras cuestan a la Unión Europea al menos 12.000 millones de EUR al año y los costes ocasionados por los daños siguen en aumento (COM 2013).

En Castilla y León el problema de las especies exóticas invasoras es relativamente menor que en otras zonas de la península ibérica, probablemente por sus condiciones ambientales menos favorables, salvo en el caso de los medio acuáticos donde las nuevas especies están cambiando drásticamente la estructura y composición de estos medios. El ejemplo más dramático lo tenemos en las comunidades de peces y el radical cambio sufrido en las últimas décadas: 23 especies nativas frente a 13 exóticas y en aumento. Los peces son el grupo de vertebrados más amenazado por la introducción de especies exóticas, algunas de ellas liberadas intencionadamente por el interés para la pesca deportiva por ser grandes depredadores como lucios (*Esox lucius*) y black-bass (*Micropterus salmoides*), mientras que otras se han liberado accidentalmente, con una expansión posterior gracias a su carácter invasor como es el caso de la perca sol (*Lepomis gibbosus*). Dentro de los invertebrados, destacan el cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) y el cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) entre los crustáceos, y el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) y la almeja asiática (*Corbicula fluminea*) entre los moluscos, especies que están modificando los hábitats de los medios fluviales (Doadrio et al 2007). En el caso de las plantas, el escenario de Castilla y León también es preocupante, se han descrito 326 especies alóctonas de las que 87 son consideradas especies exóticas invasoras (San-Elorza et al 2008). Especialmente relevante es la amenaza que suponen aquellas especies exóticas invasoras que además tienen carácter de plagas o enfermedades que afectan a la supervivencia de hábitats esenciales para multitud de especies. Es el caso del nematodo del pino *Bursaphelenchus xylophilus* que amenaza la persistencia de varios hábitats de coníferas, la avispa del castaño *Dryocosmus kuriphilus* o la chinche americana *Leptoglossus occidentalis*.

Las especies exóticas invasoras requieren el desarrollo e implementación de estrategias específicas de seguimiento y control (p.e. ver Cuadro 2). Estas líneas de trabajo, no sólo servirán para conocer la evolución de estas poblaciones y sus efectos, sino que al mismo tiempo constituirán la información básica para su erradicación, control o medio de prevención (COM 2013).

Cuadro 2. El control del visón americano en Castilla y León.

El control de las especies invasoras en Castilla y León se ha desarrollado mediante actuaciones puntuales, tanto en el tiempo como en el espacio, con diferentes objetivos para proteger recursos piscícolas, espacios protegidos, fauna amenazada,... Un caso diferente es el del visón americano (*Neovison vison*), considerado una de las principales amenazas sobre el visón europeo (*Mustela lutreola*), y que podría estar afectando a otras especies como, por ejemplo, el topillo de cabrera (*Microtus cabrae*) o sobre el desmán de los pirineos (*Galemys pyrenaicus*), ambas especies de interés comunitario (Palomo et al 2007). La experiencia adquirida durante varios años se ha procesado estableciendo un primer intento de actuación a nivel regional, desarrollando un plan de control de la especie con el objeto de i) frenar la expansión de la especie hacia el norte, ii) establecer sumideros poblacionales en el interior de la cuenca del Duero con el fin de mantener controlada la población y iii) eliminar las poblaciones en simpatria con poblaciones de especies amenazadas (visón europeo, desmán ibérico,...).

La administración medioambiental debe generar conciencia del problema que supone las especies exóticas invasoras y deberá tomar decisiones claras en aquellas especies en las que hay un conflicto de intereses. La desinformación puede provocar que la sociedad banalice y relativice la amenaza de las especies exóticas invasoras. Luchar contra estas especies requiere una política clara y sin titubeos frente al problema: la inacción tiene sus consecuencias. Se debe identificar las especies invasoras, las vías de entrada y el control de las mismas. En el caso de que se establezcan poblaciones de especies exóticas invasoras, deben existir sistemas de alerta temprana que permita detectarlas para aplicar medidas de control con el objeto de confinarlas y, si es posible, erradicarlas (COM 2013).

IV.6. Factores intrínsecos

La vulnerabilidad de las especies, al igual que los hábitats, depende de sus características específicas. Por ejemplo, será más vulnerable aquella especie con densidades ecológicas bajas, ciclos de vida largo con reclutamiento limitado, área de distribución pequeña, especialistas y limitada capacidad de dispersión frente a aquellas otras que no tengan estos rasgos. De igual modo, un hábitat con distribución muy puntual, específica y que dependa de la estabilidad de unas condiciones durante largos periodos de tiempo será más vulnerable que otros dependientes de condiciones ambientales más generalistas y más ampliamente distribuidas. En resumen, las especies más proclives a desaparecer tienden a ser las menos abundantes y las más especializadas si, además, ocupan áreas pequeñas perturbadas por la acción humana (Carrascal y Palomino 2006).

A modo de ejemplo de lo que puede estar sucediendo en Castilla y León, serán más vulnerables aquellas especies que presenten ciclos biológicos largos, como las náyades, sean menos abundantes o su distribución sea restringida, como los topillos de Cabrera, o sean muy especializados, como el desmán ibérico, o la combinación de estos efectos hace que unas especies sean intrínsecamente más vulnerables y, por tanto, más amenazadas que otras. De igual modo, serán más vulnerables hábitats que se crean con procesos largos en el tiempo, muy localizados y dependientes de condiciones puntuales como sería, por ejemplo, el caso de las tobas calcáreas, las turberas, etc.

V INTEGRACIÓN DE LA CONSERVACIÓN EN GRANDES POLÍTICAS AMBIENTALES

La Red Natura 2000 de Castilla y León se encuentra inmersa en un paisaje cuya configuración actual ha sido fruto de la intervención del hombre durante los últimos miles de años. El desarrollo de la agricultura, ganadería, minería, núcleos urbanos, caminos y carreteras,.... la propia explotación de los recursos naturales, ha dado lugar al paisaje actual y a los valores

naturales que alberga. La Unión Europea asume que su territorio está densamente poblado y muchos de sus hábitats y especies están directamente asociados a los usos humanos, por lo que la propia *Directiva Hábitat* asume este escenario de actuación: “su objetivo principal es favorecer el mantenimiento de la biodiversidad al tiempo que se tienen en cuenta las exigencias económicas, sociales, culturales y regionales, la presente Directiva contribuirá a alcanzar el objetivo general de un desarrollo duradero; que el mantenimiento de esta biodiversidad podrá en determinados casos requerir el mantenimiento, e incluso el estímulo, de actividades humanas”.

Las iniciativas de conservación solo pueden tener éxito en la combinación de la sostenibilidad social y ecológica, por lo que se hace necesario entender la relación e interacciones entre la biodiversidad y las actividades humanas que se desarrollan en estos espacios. Desde un punto de vista estratégico, y de acuerdo con la “Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020” (COM 2011), la implementación de las directivas *Hábitat* y *Aves* en las políticas territoriales de gestión del territorio (política agraria, forestal, agua, ordenación territorial,...) permitirá el desarrollo de políticas horizontales de conservación, abarcando tanto a la red Natura 2000 como al resto de la matriz territorial en la que se encuentra inmersa. De este modo, se aplicarán políticas de conservación que superan el escenario exclusivamente ligado a los espacios red Natura 2000, permitiendo conservar la funcionalidad del territorio a través del mantenimiento de su conectividad. Por ejemplo, en el análisis de las actividades humanas en 14.727 lugares de la red Natura 2000 de 20 países (Tsiafouli et al 2013), las actividades agroforestales afectan al 86% de los mismos, de modo que la adecuada implementación de las directivas *Hábitat* y *Aves* en la política agraria y forestal tendrá una destacada repercusión en la práctica totalidad de los espacios red Natura 2000.

Cada vez hay más evidencias de que los objetivos de la red Natura 2000 sólo se conseguirán mediante la aplicación de medidas de conservación que afecten a todo el territorio y no estén centradas exclusivamente en la red de áreas protegidas (Albuquerque et al 2013, Boitani et al 2007, López-López, et al 2011, Maiorano et al 2007). Al mismo tiempo, el análisis de la efectividad de la inversión en conservación está poniendo en evidencia que es mejor luchar contra los factores de amenaza a nivel de todo el territorio (especies invasoras, contaminación, medidas agroambientales...), que centrarse exclusivamente en la protección de áreas protegidas (Wilson et al 2007, Cox y Underwood 2011). Maiorano y colaboradores (2007) en su propuesta de medidas para mejorar la conservación de la red Natura 2000 identifica el contexto regional como el escenario donde desarrollar su estrategia de conservación: 1) la red Natura 2000 no puede constituir la única herramienta de conservación de la biodiversidad porque se encuentra altamente fragmentada dentro del paisaje europeo, profundamente ocupado y modificado por la población humana y sus actividades, por lo que requeriría sistemas de espacios protegidos excesivamente grandes, 2) la matriz en la que se encuentra inmersa debe ser considerada y gestionada como una parte funcional del sistema, con limitaciones y control sobre las actividades humanas en éstas áreas, facilitando las actuaciones de conservación dentro del mismo, 3) la viabilidad de especies

debe ser consideradas explícitamente en la gestión de la red con el fin de conseguir la conexión funcional entre sitios, de modo que la red de espacios sea real y no una “colección” de espacios protegidos.

Por tanto, la integración de la red Natura 2000 en las políticas territoriales permitirá, no sólo facilitar el desarrollo de políticas de conservación dentro y fuera de los espacios red Natura 2000, sino que permitirá preservar la conectividad territorial conservando la funcionalidad del territorio para el desarrollo de los procesos naturales.

VI CAPACIDADES DE GESTIÓN PARA LA CONSERVACIÓN

La *capacidad* se define generalmente como la aptitud, el talento y los medios para lograr un fin determinado. Por tanto, la capacidad para la gestión de la red Natura 2000 va a ser un aspecto básico para su implementación. Cuando se aplica a un sistema de áreas protegidas, la capacidad puede definirse en tres amplios niveles (Ervin et al 2007, Hough, 2007):

- *Nivel Individual*: el grado en el que el personal del área protegida tiene las capacidades, conocimiento y las competencias que se necesitan para manejar efectivamente un sitio o sistema de áreas protegidas.
- *Nivel Institucional*: el grado en el cual la administración responsable en medio ambiente tiene funcionando las estructuras y los procesos internos y externos que son necesarios para hacer posible un manejo efectivo de un sistema de áreas protegidas.
- *Nivel Social*: el grado en el cual las leyes, políticas y prácticas de los sectores ambientales, sociales y económicos proporcionan un ambiente favorable para el establecimiento y manejo de un sistema de áreas protegidas.

Para la correcta ejecución del Plan de Gestión de la red Natura 2000 en Castilla y León es necesario un análisis de las capacidades de ejecución en los tres niveles descritos, debiendo identificarse las debilidades del sistema para dotarlos de los recursos humanos y materiales necesarios para su implementación y desarrollo. Dadas las dimensiones de la red Natura 2000 en Castilla y León, el elevado número de espacios, su heterogeneidad ambiental, el número de provincias implicadas,... el desarrollo homogéneo y coherente del *Plan* solo se podrá alcanzar a partir de la adecuada dotación de recursos humanos altamente capacitados, de las estructuras y procesos para abordar y alcanzar las capacidades del sistema en los tres niveles descritos.

VII EL CONOCIMIENTO: BASE DE LA GESTIÓN

El conocimiento debe ser la base para la gestión de los sistemas y procesos naturales. Este conocimiento se refiere a la existencia de la información técnica y científica suficiente en relación a las técnicas y al funcionamiento de los sistemas, en ocasiones de origen documental y en otras basadas en la experiencia. En relación al conocimiento experimental, muy frecuente y útil como criterio de intervención en la gestión de sistemas naturales, es fundamental la recopilación y difusión adecuada de las experiencias, ya que en muchas ocasiones los resultados de intervenciones previas no han sido debidamente recopilados y, en otros casos, la información de los resultados alcanzados queda en la memoria individual de los gestores implicados y su accesibilidad es muy limitada (Sutherland et al 2004).

La relación entre la información disponible y la comprensión del funcionamiento de los sistemas naturales se podría clasificar en cuatro clases (Fig. 2).

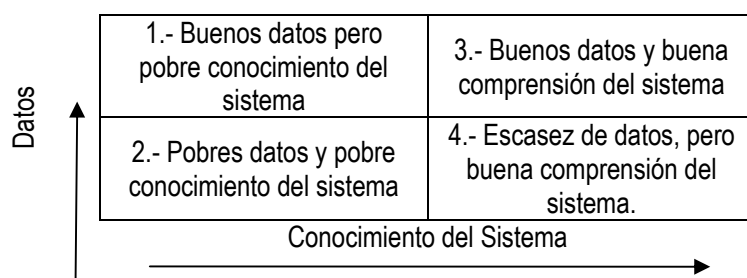


Fig. 2. Clasificación de los distintos escenarios donde se realiza la gestión de procesos naturales en función de la disponibilidad de datos y del grado de conocimiento del sistema (basado en Conroy y Carroll 2009).

Los problemas de conservación se deben de abordar dentro de la celda 3, donde dispondríamos de buena información sobre un sistema bien conocido. La celda primera representaría una situación donde el esfuerzo y el dinero invertido en conservación tiene una utilidad escasa: información poco útil. Las celdas dos y cuatro representan las situaciones más habituales, donde los gestores tienen que comenzar a medir y obtener la información sobre el problema en cuestión (Conroy y Carroll 2009).

Es necesario un correcto diagnóstico de los problemas para dar con la respuesta adecuada para solucionarlos. En una situación ideal, los gestores deberían trasladar a los científicos lo que detectan como lagunas del conocimiento que afectan directamente al diseño y ejecución de las políticas de conservación. Los científicos, en conexión con los gestores, deberían diseñar procedimientos para testar hipótesis ecológicas con una repercusión práctica. Y se debería sistematizar y organizar el ingente caudal de experiencias de los gestores para sacar consecuencias prácticas (Pullin y Knight 2001, Sutherland et al 2004). Sin embargo, existe una

desconexión evidente entre científicos y gestores; entre conocimiento científico y práctica de la conservación de los sistemas y procesos naturales (ver Cuadro 3). Desde la perspectiva científica, la gestión no deja de ser una serie de experimentos que, bien diseñados y adecuadamente analizados, generan información para evaluar hipótesis alternativas. Permiten entender mejor el funcionamiento del sistema y la respuesta a las actuaciones. Sin embargo, dadas las características locales de las actuaciones de gestión, pueden tener sus limitaciones como *diseños experimentales*. Estas limitaciones metodológicas hacen necesario el acceso a las experiencias llevadas a cabo en otros espacios y regiones, que pueden ayudar a completar dichos diseños. Mediante el intercambio de información con las actuaciones llevadas en diferentes situaciones ambientales y a modo de *experimentos observacionales*, los gestores tendrán réplicas aproximadas de la respuesta de los sistemas naturales a las distintas gestiones realizadas (Sutherland et al 2013).

En realidad es desgraciadamente frecuente que una gran parte de los esfuerzos que hacen los investigadores no se traslada de forma real y suficiente a los planes de conservación (Fordham et al 2013), así como que en muchos casos la gestión de los ecosistemas no cuenta con el respaldo científico que sería deseable.

En sentido contrario, también es cierto que en ocasiones se desarrollan investigaciones cuya conexión con la realidad técnica y social tal vez no haya sido suficiente y cuyas conclusiones han aportado relativamente pocas soluciones diferenciales de gestión. Un ejemplo de este tipo de falta de comunicación pueden ser algunos estudios sobre el cambio climático y las estrategias de adaptación al mismo, ya que las estrategias ecológicas que se indican para prevenir los efectos negativos del cambio climático no difieren en esencia de las que se vienen prescribiendo tradicionalmente para cualquier otro tipo de riesgos.

En cualquier caso, es necesario transformar esta situación, y lograr una ciencia ecológica más realista y una gestión más científica, centradas una y otra en la solución práctica de los problemas ecológicos.

La aceptación de las dificultades para gestionar los procesos naturales mediante reglas simples o estereotipadas ha reforzado el papel de los científicos en un campo tradicionalmente dominado por los gestores. La conservación ha de oscilar entre el diagnóstico de los problemas y las respuestas para solucionarlos: la incomunicación entre científicos y gestores arriba citada resta eficacia a los recursos empleados en gestión y conservación. La aplicación del método científico por éstos se basa en la elaboración de hipótesis, enunciar las predicciones, es decir, el impacto que esperamos de nuestra actuación, confirmando o rechazando las mismas y generando nuevas hipótesis si la previa no ha sido corroborada. La *incertidumbre* del método científico, la puesta en valor de la duda, es el motor del desarrollo del conocimiento. Sin embargo, puede entrar en conflicto con la necesidad de aplicar acciones concretas con urgencia, dirigidas a abordar

exitosamente problemas conocidos y con soluciones técnicas específicas que ya han demostrado su eficacia (Tellería 1999, 2012). La incertidumbre científica refleja que sólo estamos analizando y comprendiendo una parte del problema, donde se asume que los procesos estocásticos forman parte del mismo pudiendo llegar a tener efectos muy importantes en los procesos naturales (p.e. deriva genética, efecto fundador,... Frankham et al 2010).

Cuadro 3. *Ciencia y gestión, dos ámbitos de conocimiento imprescindibles para la conservación.*

Ciencia y gestión, dos ámbitos de conocimiento imprescindibles para la conservación. Entre el conocimiento científico y la gestión existe cierta desconexión debida, en buena medida, al desarrollo en ámbitos profesionales separados y sometidos a diferentes presiones. Mientras que a los científicos se les exige producir resultados científicos sobresalientes (Cook et al 2013), a los gestores se les pide soluciones y actuaciones de carácter inmediato. Por un lado, existe un problema de transmisión del conocimiento hacia los usuarios finales (gestores, técnicos, etc.), entre otros motivos porque la comunidad científica parece considerar la divulgación de los resultados científicos como una tarea menor (Zamora 2005) y, por otro, por no proponer acciones concretas de conservación ya que es muy frecuente que los trabajos científicos no planteen la implementación práctica de los conocimientos adquiridos (Knight et al 2008). Por otro lado, tendríamos la carencia de gabinetes de estudio y diagnóstico en el organigrama de muchas administraciones y ONGs medioambientales. Parece como si el diagnóstico de los problemas de conservación fuera obligación exclusiva de los centros de investigación, presionados por otros tipos de demanda de producción científica, requeridos sólo eventualmente para solucionar ciertos problemas y con nula capacidad de decisión en las ulteriores actividades de gestión (Tellería 1999).

Esta brecha de comunicación entre ciencia y gestión del patrimonio natural puede ser temporal: transcurre mucho tiempo desde que un concepto científico sobre procesos naturales, aceptado por la comunidad científica, es utilizado por los profesionales que lo aplican (Sutherland et al, 2004). Mientras que éste tiempo de demora es mínimo en otros campos de la ciencia y desarrollo tecnológico, donde se incorpora inmediatamente cualquier innovación por el evidente interés económico, en el ámbito del manejo, gestión y conservación de la naturaleza, el desfase temporal puede ser muy importante. La desconexión entre conocimiento y gestión se complica aún más en España, donde con demasiada frecuencia se han trasladado las experiencias de manejo y gestión desarrolladas en los países más avanzados científica y tecnológicamente, pero con condiciones ecológicas (clima, comunidades naturales y grado de manejo humano) muy distintas a las nuestras. Los resultados negativos obtenidos demuestran que urge promover la aplicación de los conocimientos científicos obtenidos en nuestro ámbito geográfico para que la gestión se sustente en un conocimiento científico sólido y actualizado (Zamora et al, 1999; Zavala et al, 2004).

Es necesario agilizar al máximo la transferencia de resultados de investigación, trabajando en estrecho contacto investigadores y gestores. Para que esta colaboración vaya mucho más allá del mero voluntarismo personal, las administraciones públicas deben desarrollar marcos legales que apoyen dicha cooperación, promoviendo proyectos aplicados y programas de seguimiento donde trabajen juntos investigadores, gestores y técnicos (Cook et al 2013). Esta brecha entre el conocimiento y la actuación ha sido ampliamente reconocida por la propia comunidad científica (p.e. Tellería 1999, Zamora 2005, Knight et al 2008, Cook et al 2013), proponiendo medidas para unir ambas líneas de actuación con el fin de mejorar la eficacia de las acciones de conservación (Knight et al 2008, Cook et al 2013). Entre estas medidas, tendríamos el i) reconocimiento explícito de falta de comunicación, ii) que los objetivos de investigación se acerquen a las necesidades reales de gestión mediante la implicación de los gestores, iii) incorporar la investigación en la elaboración y ejecución de los planes de conservación, iv) involucrar en los planes de conservación a organismos e instituciones transdisciplinarios o v) fomentar la implicación de los investigadores en el desarrollo de los planes de conservación.

Una contundente base teórica (*hipótesis cuyas consecuencias se aplican a toda una ciencia o a parte muy importante de ella*, según la RAE) es necesaria para abordar la conservación de los procesos naturales. Es decir, el conocimiento de las bases que subyacen a los procesos naturales, así como su cambio en el tiempo y en el espacio, pueden ayudar a diagnosticar los problemas de conservación en circunstancias concretas (Tellería 2012). Esto no quiere decir, como vimos más arriba (Cuadro 3), que haya que trasladar las experiencias de manejo y gestión desarrolladas en situaciones ambientales muy distintas a nuestro escenario de acción. Una buena base teórica nos permitirá identificar los factores reguladores del sistema y centrar cualquier aproximación al mismo.

La importancia de la teoría queda patente ante muchos de los problemas de conservación: se manifiestan cuando son evidentes y en algunas ocasiones hasta pueden ser irreversibles. Ante la necesidad de adoptar medidas urgentes, donde no hay tiempo para profundizar en los procesos implicados, el conocimiento teórico es fundamental. Es decir, la aplicación del conocimiento desarrollado a partir del estudio de casos particulares que generan hipótesis de valor general y que, por tanto, pueden ser utilizadas en el diagnóstico de lo que ocurre en otras muchas circunstancias (Tellería 2012).

VIII LA CONSERVACIÓN DE LOS PROCESOS

La idea de sistemas ecológicos como entidades estables y previsibles ha ido cambiando hacia planteamientos más dinámicos, con numerosas incertidumbres y factores impredecibles, que ponen de manifiesto las dificultades para gestionar los procesos naturales mediante reglas simples (Pickett *et al* 1992). Nace así la *gestión ecosistémica* (Grumbine 1994, Holling y Meffe 1995), una estrategia dirigida a manejar interactivamente la estructura y funcionamiento de los sistemas ecológicos de acuerdo con sus particulares tendencias de cambio, resiliencia, vulnerabilidad a las perturbaciones y capacidad homeostática. El concepto de gestión ecosistémica está ligado al seguimiento (toma de datos y modelización), evaluación y gestión adaptativa, los cuales son los componentes principales de una gestión efectiva (Day 2008). Este reconocimiento de las dificultades para gestionar procesos naturales ha llevado a plantear el *principio de precaución* como estrategia ante la falta de certezas y las carencias de conocimiento de los factores que regulan e intervienen en dichos procesos. De este modo, formalizamos la idea de que no se debe esperar hasta que se tenga certeza del daño producido por una intervención o por su ausencia, pues puede ser demasiado tarde (Cooney 2004).

En la aplicación del principio de precaución se debe ponderar el coste de las medidas adoptadas y el nivel de riesgo que se pretende evitar, riesgos con una considerable e inevitable dosis de incertidumbre. En todo caso se trata de la expresión de un objetivo más general que es el de minimizar riesgos, en este caso riesgos de deterioro del estado de conservación, y la mejor forma de prevenirlos es situar al ecosistema en la posición (estructural y dinámica) deseada. Esto último puede ser poco probable que suceda de forma espontánea o sin ningún tipo de intervención cuando se manejan hábitats transformados por el hombre a lo largo de los milenios, como son gran parte de los considerados de interés comunitario (de ahí, precisamente, la calificación de “naturales y seminaturales” que les otorga la propia Directiva 92/43, cuyo preámbulo establece claramente que el mantenimiento de la biodiversidad “podrá en determinados casos requerir el mantenimiento, incluso el estímulo, de actividades humanas”). De ahí que, en

general pero especialmente en un contexto como la protección de los Espacios Red Natura 2000, sea importante abordar soluciones adaptadas a cada coyuntura y objetivos concretos y huir de la aplicación apriorística de planteamientos como el de que ante la duda es mejor no actuar. En realidad, cuando un sistema lleva cientos de años sometido a determinadas actividades o formas de renovación, éstas resultan tan inherentes al funcionamiento que conocemos que interrumpirlas supone una acción de resultados mucho más dudosos que mantenerlas. En estos casos de actividades de gestión técnica del medio natural o de aprovechamiento organizado de los recursos naturales renovables, la aplicación más prudente del principio de precaución conduciría, ante la duda, a su mantenimiento en la medida en que previsiblemente ayuden a mejorar la biodiversidad y estabilidad del hábitat. Sin embargo, cuando se trata de actividades no habituales en la gestión de los ecosistemas o en su aprovechamiento tradicional, la aplicación del mismo principio conduciría a no actuar, especialmente ante la duda de generar cambios negativos irreversibles. En realidad será cada acción (no sólo su tipo, sino también su intensidad, frecuencia o extensión) y contexto concretos los que se deberán estudiar para tomar la decisión que corresponda.

Hay dos modos de abordar la toma de decisiones en gestión y conservación de la naturaleza (Conroy y Carroll 2009). Por un lado tendríamos la aproximación *proactiva*, mediante la cual la toma de decisiones identifica los objetivos perseguidos y desarrolla el modo de alcanzarlos (Lindley 1986, Clemen 1996) y, por otro, la aproximación *reactiva*, es decir, se van tomando decisiones sobre las situaciones que se van produciendo para tratar de contrarrestar los problemas de conservación que pudieran darse. Parece más adecuada una aproximación proactiva, porque supone “tomar las riendas” (anticiparse) a los problemas, en vez de estar continuamente reaccionando (y afanarse en ponerse al corriente) ante las situaciones sobrevenidas. La integración de los objetivos de conservación y las soluciones de gestión en las distintas políticas territoriales, será el modo más efectivo de ejercer la conservación proactiva en todo el territorio regional.

IX SEGUIMIENTO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

Cualquier red de reservas requiere de un seguimiento estricto de la evolución de los recursos naturales que alberga. Se han de habilitar los mecanismos que certifiquen su permanente utilidad en la conservación de aquellos segmentos de la biodiversidad para las que fueron creadas. Y, de no ser así, se han de propiciar los diagnósticos necesarios que lleven a la corrección de los problemas detectados (Hirons et al 1996). El seguimiento de hábitats y especies no nos informa

por sí mismo sobre las causas de las tendencias numéricas, por lo que habrá que ir más allá e implicarse en el diagnóstico de los factores que determinan la evolución temporal de dichos valores (Nichols y Williams 2006).

La información obtenida de los programas de seguimiento es necesaria para la gestión de los recursos naturales: en el caso de recursos de interés comercial es básica para el diseño de los planes de explotación, en el caso de las especies dañinas (plagas, especies exóticas invasoras,...) ayuda a prevenir sus irrupciones y controlar sus poblaciones, y en el campo de la conservación sirve para advertirnos del declive de las especies antes de que sea irreversible y para evaluar las medidas emprendidas para remontar sus poblaciones (Shea 1998). La información obtenida de los programas de seguimiento será la base del *manejo adaptativo*.

Evaluar de forma simultánea todos los valores naturales de una localidad no es viable al variar la disponibilidad de expertos, los métodos de muestreo y los momentos del año más adecuados para muestrear cada grupo de organismos. Por tanto, habrá que desarrollar una serie de indicadores que nos permitan conocer los factores que regulan el sistema. Los indicadores deben tener un objetivo explícito y no ser un fin en sí mismo. El análisis de los indicadores permitirá conocer la respuesta del sistema a nuestra gestión, o la ausencia de la misma, a conocer el funcionamiento del sistema y los elementos clave del mismo.

La propia Directiva Hábitats integra en su artículo 17 la obligación de hacer el seguimiento del estado de conservación de las especies y hábitats en su territorio mediante informes sexenales. La disposición de datos fiables será el único modo de evaluar la consecución de los objetivos de conservación (COM 2011). La valoración por parte de la Comisión Europea del primer informe sexenal “*Son pocos los estados que invierten suficientes recursos en el seguimiento del estado de las especies y hábitats en sus territorios, dado que los programas de seguimiento adecuado requiere expertos y recursos considerables*” muestra las dificultades para abordar un adecuado seguimiento. No obstante, si no se dispone de datos fiables, será imposible evaluar el impacto de las medidas de conservación (CCE 2009).

La administración medioambiental estatal y autonómica ha invertido muchos recursos en los últimos años para conseguir un mejor conocimiento de la biodiversidad. En muchos casos lo que se ha conseguido es un punto de partida a partir de cual evaluar la tendencia de las poblaciones. El mejor ejemplo, por su envergadura, es el *Inventario Nacional de Hábitat y Taxones* comenzado a finales de los 90, que ha dado lugar al análisis de la distribución y estado de conservación de hábitats y de numerosos grupos taxonómicos. Actualmente se están completando estos trabajos básicos pero ya se está pasando a una siguiente fase a través del *Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad*. En el mismo se está desarrollando planes de seguimiento de grupos y el análisis de especies mal conocidas. La implicación de la administración de Castilla y León en estas líneas de trabajo es importante dado que es una fuente conocimiento que puede incorporarse directamente en los procesos de planificación y de gestión. La generación

de la información, el abordar el seguimiento de poblaciones en un ámbito supra-regional, las sinergias e intercambio de experiencias al abordar estos proyectos dentro del contexto general (europeo, ibérico, nacional,...), son un punto de intercambio de información muy enriquecedor para entender los problemas de conservación a escalas menores (regional).

En la figura 3 podemos ver como, en función del contexto de gestión y la calidad de la información disponible, variará la capacidad de conocer y comprender los resultados de las actuaciones de conservación emprendidas. El grado de información sobre la gestión desarrollada en el lugar irá desde informes detallados y cuantitativos, a meras recomendaciones cualitativas. Es decir, en ausencia de datos, la evaluación de la gestión de un lugar queda limitada a una descripción cualitativa con una serie de recomendaciones, poniendo de manifiesto que para la correcta evaluación (cuantificable) de la gestión es necesario incluir sistemas de medición y obtención de información.

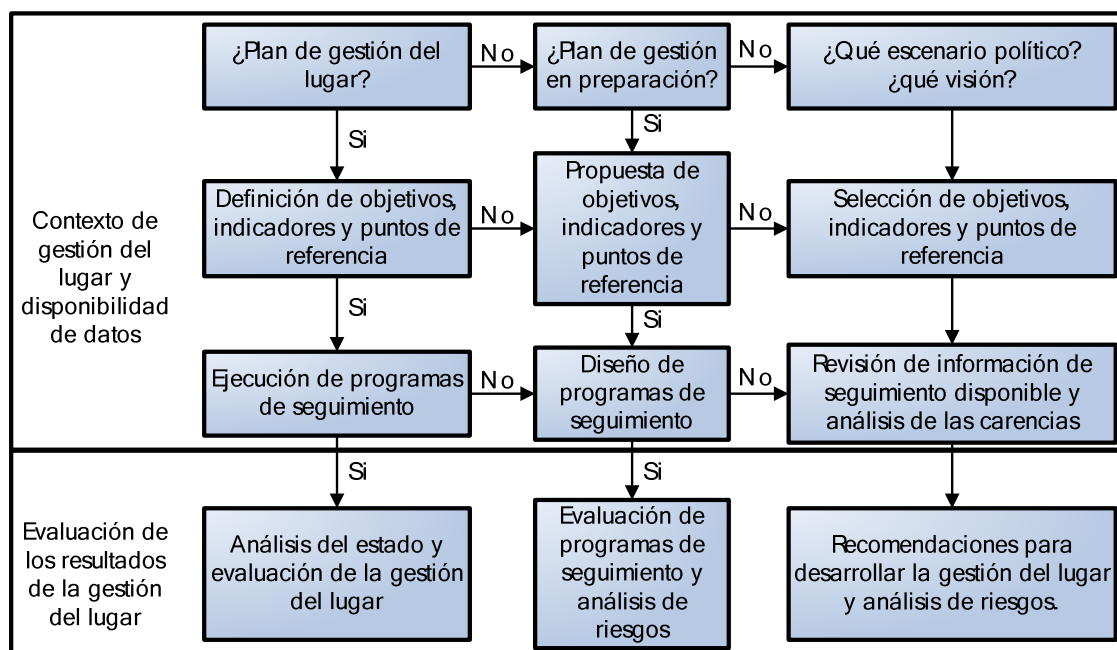


Fig. 3. Relación entre la disponibilidad de información y las posibilidades de evaluación de la gestión (basado en Stelzenmüller et al 2013).

X GESTIÓN ACTIVA, ADAPTATIVA Y ANTICIPADORA

La *gestión adaptativa* es una forma de incorporar el método científico en la práctica de la gestión. Consiste en analizar de forma continua las medidas de gestión (concebidas como experimentos) y el grado de cumplimiento de los resultados previstos. Sirve de contrapunto a las estrategias de dominio y control prevalente en la gestión de los recursos naturales durante buena parte del siglo XX (Holling y Meffe 1996), que se desarrollaban dentro de marco de conocimiento de la *gestión de la vida silvestre*, es decir, la administración de la caza, la pesca, recursos

forestales,... cuya actuación se realizaba asumiendo que los procesos naturales funcionan de una manera unidireccional y previsible. Según estos planteamientos, el gestor a partir de las reglas que modelan los procesos naturales analizados es capaz de controlarlos. Esta aproximación se centraba en muy pocas especies, generando una literatura abundante que ha permitido una excelente comprensión de la dinámica de sus poblaciones. La evolución de esta aproximación, más utilitaria, hacia el interés por la conservación de la biodiversidad, amplió el escenario de acción asumiendo al mismo tiempo la complejidad de los procesos naturales, donde hay que considerar la componente multivariante de factores regulatorios, el carácter dinámico, la incertidumbre, impredecibilidad y estocasticidad de muchos fenómenos naturales que generan sinergias imprevistas.

Las distintas fuentes de incertidumbre en el funcionamiento del sistema influirán en las decisiones de gestión que se adopten. Es decir, la incertidumbre de la respuesta del sistema gestionado determinará el tipo de decisiones que adoptemos. Es importante que contemos con este tipo de incertidumbre en la toma de decisiones y, si es posible, reducirla. Los datos obtenidos en los programas de seguimiento retroalimentarán el bucle de toma de decisiones, reduciendo las relaciones imprevistas entre factores y, a partir de ahí, permitiendo el reajuste de la gestión hacia los objetivos perseguidos y la reasignación de los recursos utilizados.

El análisis del efecto de la gestión, o la ausencia de la misma, nos permitirá tratar de entender los factores determinantes de la variable estudiada. Desde este punto de vista se puede entender la gestión planificada como *un experimento manipulativo*. Esta aproximación puede suponer que comprendamos el funcionamiento de los procesos naturales con el paso de los años, tras acumular evidencias sobre los efectos de los agentes de cambio. Un modo de solventar este problema es mediante una aproximación complementaria: los *experimentos observacionales* que consiste en el uso de la heterogeneidad ambiental del territorio para entender cómo los procesos objeto de estudio responden a diferentes situaciones ambientales.

Cuando adoptamos una medida de conservación, realmente estamos haciendo una declaración de cómo vemos la realidad. Esto es, estamos hipotetizando que nuestro proceso biológico (población, hábitat,...) responderá de un cierto modo cuando ejecutamos una acción particular. Como es de esperar, nuestro modelo de decisión puede ser entendido como una hipótesis, y normalmente hay diferentes hipótesis de cómo un sistema puede responder a su gestión: son las *hipótesis alternativas* (método científico hipotético-deductivo). La gestión adaptativa asume que la decisión de gestión adoptada puede ser una opción entre otras decisiones alternativas, y que son posibles otros modelos plausibles de funcionamiento del sistema. Cuando partimos de esta premisa, con distintas hipótesis del funcionamiento de nuestro sistema, hacemos el seguimiento de la respuesta del mismo a nuestras actuaciones e incorporamos los resultados obtenidos de nuestra gestión en las decisiones futuras de actuación, estaríamos haciendo una *gestión adaptativa* del sistema. Cuando además anticipamos no solo las

futuras estructuras sino también las futuras dinámicas, y actuamos hoy en día para prevenir procesos que prevemos que pueden tener consecuencias negativas décadas más tarde, podemos hablar de una *gestión anticipadora*.

Dada la magnitud del reto al que nos enfrentamos, gestionar la red Natura 2000 de Castilla y León, y debido al importante grado de incertidumbre existente en un escenario tan complejo, deberemos tener en cuenta en el proceso de planificación operativa el ajuste de las prácticas, procesos y estructuras al mejor conocimiento del sistema generado a partir de la gestión activa, investigación y el seguimiento de los sujetos de la gestión.

Los elementos básicos de una gestión adaptativa podrían resumirse en (Fig. 4):

- 1.- Objetivos explícitos de gestión e hipótesis explícitas para su consecución.
Establecimiento de indicadores de seguimiento.
- 2.- Toma de datos (indicadores de seguimiento).
- 3.- Evaluación sobre la marcha de los resultados del seguimiento. Mejora del conocimiento de los procesos naturales que rigen los sistemas ecológicos objeto de gestión.
- 4.- Ajuste de actividades e incluso políticas de gestión de los recursos naturales mediante cambios coherentes con los resultados obtenidos y las lecciones aprendidas.
- 5.- Documentación del proceso y resultados obtenidos.
- 6.- Difusión del conocimiento obtenido.

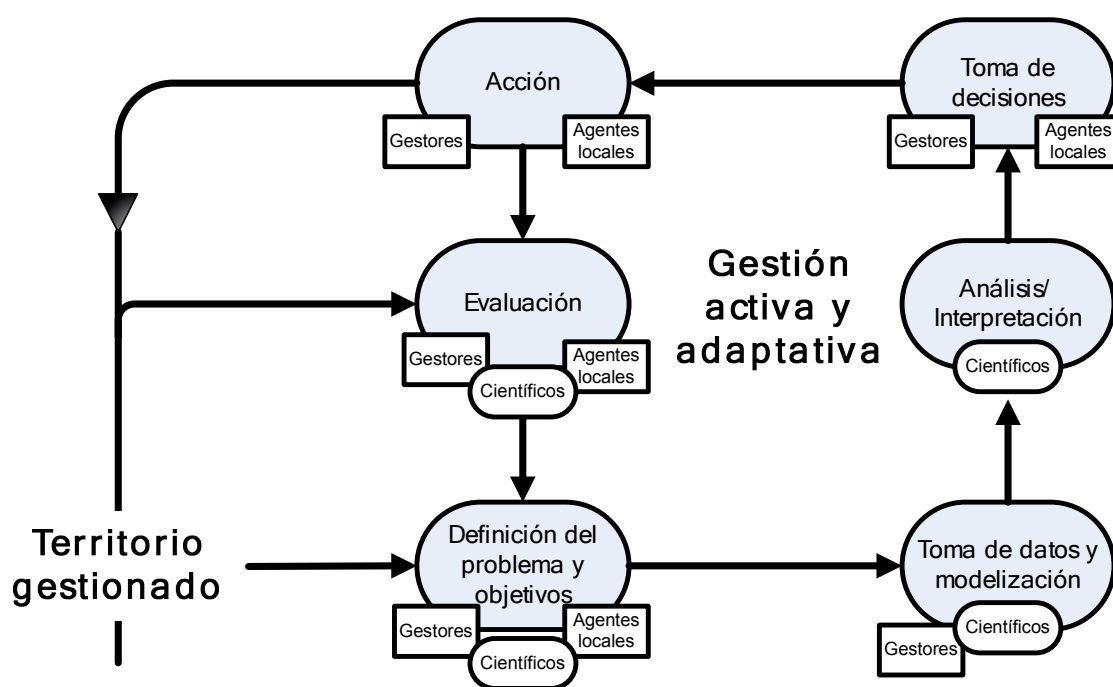


Fig. 4. Esquema del ciclo de gestión adaptativa con los agentes implicados en cada fase (basado en Aspizua et al 2010).

En la gestión anticipadora, la conservación se basa en prevenir las dinámicas futuras identificadas como riesgos para el cumplimiento de los objetivos establecidos, fundamentalmente a través del establecimiento de un régimen de renovaciones que dirija el ecosistema según la trayectoria que se juzgue más adecuada. En sistemas complejos como son los ecológicos, siempre existirá un considerable grado de incertidumbre, pero existe ya una considerable experiencia en trabajar con sistemas caóticos y en predecir su comportamiento, como muestra la predicción meteorológica. Como en ecología la capacidad de predicción debe abarcar al menos décadas, las predicciones deben corregirse continuamente. Aunque desde una perspectiva teórica puede parecer poco adecuado gestionar lo que se desconoce, en ecología esto es siempre así, debido al carácter intrínseco de la incertidumbre en sistemas complejos. Sin embargo, la gestión anticipadora y adaptativa, con sus sistemas de seguimiento mantenidos en el tiempo, permite, aun sin conocer completamente los mecanismos implicados, relacionar con suficiente fiabilidad acciones (o inacciones) y reacciones (o resultados), una mecánica en la que también se ha basado históricamente todo el saber tradicional de manejo de los sistemas naturales. Para prevenir los inevitables “errores”, la prudencia en las actuaciones es fundamental, así como lo es evitar que la pasividad o actuaciones inadecuadas produzcan efectos de difícil reversión, como pérdida de diversidad genética o erosión de suelos.

XI EVALUACIÓN DE LA PLANIFICACIÓN OPERATIVA

Como hemos visto, el conocimiento debe ser la base de la gestión. De igual manera, es el punto de partida para medir la efectividad de planificación operativa. Sin embargo, parece estar bastante extendido la falta de análisis de la efectividad de las acciones de conservación y el análisis y evaluación de los resultados (Pullin y Knight 2001, Sutherland et al 2004, Ferraro y Pattanayak 2006, Bottrill y Pressey 2012). Sin pruebas, justificar inversiones en medidas de conservación es pensar, en el mejor de los casos, que son guiadas por la experiencia (Cook et al 2010), y en el peor, que están basadas en suposiciones, en experiencias anecdóticas o en ideas arraigadas (Sutherland et al 2004). La evaluación de los planificación operativa debe convertirse en un proceso sistemático para juzgar su efectividad (Patton 2008), y de él obtendremos un mejor conocimiento sobre su adecuación y acierto.

Evaluando la planificación conseguimos 1) la justificación de los planes de conservación, 2) añadir realismo a las expectativas sobre la planificación, y, por último, 3) mejorar en los resultados de conservación.

Sin una evaluación comprensible de los planes de conservación basada en resultados tangibles, las inversiones en planificación no son responsables, las decisiones no son defendibles y el aprendizaje obtenido de las experiencias pasadas es limitado.

La evaluación tiene múltiples beneficios para los planificadores, gestores y financiadores (Rossi et al 2004). Primero, y más importante, la evaluación puede valorar si la planificación consigue los *objetivos y resultados* esperados, o identifica aquellos resultados imprevistos, tanto positivos como negativos. Segundo, la evaluación facilita la *responsabilidad*, midiendo la efectividad de costes. Tercero, la evaluación puede dejar a la vista qué partes del proceso de planificación aportan más a la *efectividad* de resultados. Finalmente, la evaluación puede *apartar ideas y resolver debates sin fundamento* sobre los méritos de los diferentes enfoques de la planificación. En conjunto, la evaluación puede mejorar el aprendizaje institucional (Knight et al 2006), informar de la elección entre las diferentes aproximaciones y dar una mayor confianza a las fuentes de financiación.

Los planes de conservación no suelen ser evaluados sistemáticamente. Diferentes razones pueden ser las que estén detrás de esta carencia en la planificación: 1) una tendencia por parte de las instituciones y organizaciones en difundir los resultados exitosos y a ocultar la ausencia de los mismos o los fracasos (Redford y Taber 2000), 2) la limitación de recursos y equipos destinados a la evaluación, 3) falta de seguimiento de los resultados desde el principio del proceso de planificación, 4) el dilatado periodo del proceso de implementación de los planes y 5) la escasa conexión entre los responsables de la redacción de los planes y los responsables en su implementación (Knight et al 2011).

En general hay una carencia de evaluación de planes de conservación y cuando esta se hace, se limitan a una serie de resultados cuantificables (número de hectáreas, número de especies o de hábitats cubiertos en los espacios,...), más que en indicadores que demuestren un cambio en los sistemas ecológicos o sociales como resultado del proceso de planificación. Los indicadores de resultados se han centrado principalmente en criterios ecológicos (p.e. porcentaje de especies, poblaciones en la red de espacios,...). Menos explorados son los efectos financieros, sociales e institucionales de la planificación así como la resolución de conflictos (Redpath et al 2013), la percepción pública y privada de la conservación y la influencia en las fuentes de financiación.

Es difícil identificar qué cambios en la biodiversidad pueden ser atribuidos directamente al desarrollo de los planes de conservación. Como las áreas protegidas se concentran en áreas cuyo uso suele ser menos intensificado, con menor presión socioeconómica, tanto la protección como el desarrollo de los planes no necesariamente tienen por qué implicar beneficios para los valores naturales y la biodiversidad del lugar, y esto debe ser evaluable.

Si los planes de conservación buscan ser efectivos, adaptativos e informativos, los sistemas de evaluación deben ser considerados desde el inicio de proceso de planificación para apoyar al aprendizaje y a la mejora de los resultados.

XII PARTICIPACIÓN PÚBLICA

La participación pública en materia ambiental está regulada con carácter general por la *Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente* incorporando las *Directivas 2003/4/CE y 2003/35/CE*, garantizando de este modo la información y participación pública en el ámbito del medio ambiente. El papel de la participación pública en el proceso de planificación es relevante por la importancia que tendrá en la viabilidad futura del mismo y en la perdurabilidad de los efectos buscados. La implicación de los diferentes colectivos sociales como partes afectadas contribuirá a una planificación y gestión más efectiva. La participación pública es un modo de mejorar, lo que antes denominamos, *capacidades a nivel social*. Es decir, generar un ambiente favorable para el establecimiento y manejo de las áreas protegidas. La participación pública será el medio para reducir conflictos de intereses que se dan en la práctica de la gestión y conservación de la biodiversidad. Mediante la participación, las partes implicadas aproximan sus posturas, permitiendo que en el proceso de planificación se entiendan y se gestionen dichos conflictos (Redpath et al 2013). Por tanto, para hacer una planificación efectiva se deberá incluir las consideraciones ecológicas junto con las sociales. Identificando correctamente las concesiones que se debieran hacer, se reducirán los conflictos de intereses que se pueden dar entre los componentes ecológicos y sociales del sistema.

Los conflictos en el diseño y ejecución de programas de conservación están en aumento y necesitan ser gestionados rápidamente para minimizar los impactos negativos sobre la biodiversidad, las actividades económicas y la calidad de vida del sector de la sociedad afectada. La gestión de conflictos requiere 1) que las partes conozcan los problemas que tienen unos y comparten con otros, 2) participar con objetivos claros y 3) participar con una información transparente de las ventajas e inconvenientes de los planes de conservación. Los resultados del plan de conservación tendrán una vida más corta cuando su implantación se haga considerando únicamente los objetivos de conservación en detrimento de los demás. Una gestión de conflictos eficaz hará que el beneficio a largo plazo de la conservación se vea reforzada por una mejor integración en el contexto social (Redpath et al 2013), mejorando las capacidades del sistema de conservación a nivel social.

A continuación mostramos la cadena de relaciones entre procesos y los resultados a corto, medio y largo plazo y el resultado de una participación pública deficiente (Fig. 5).

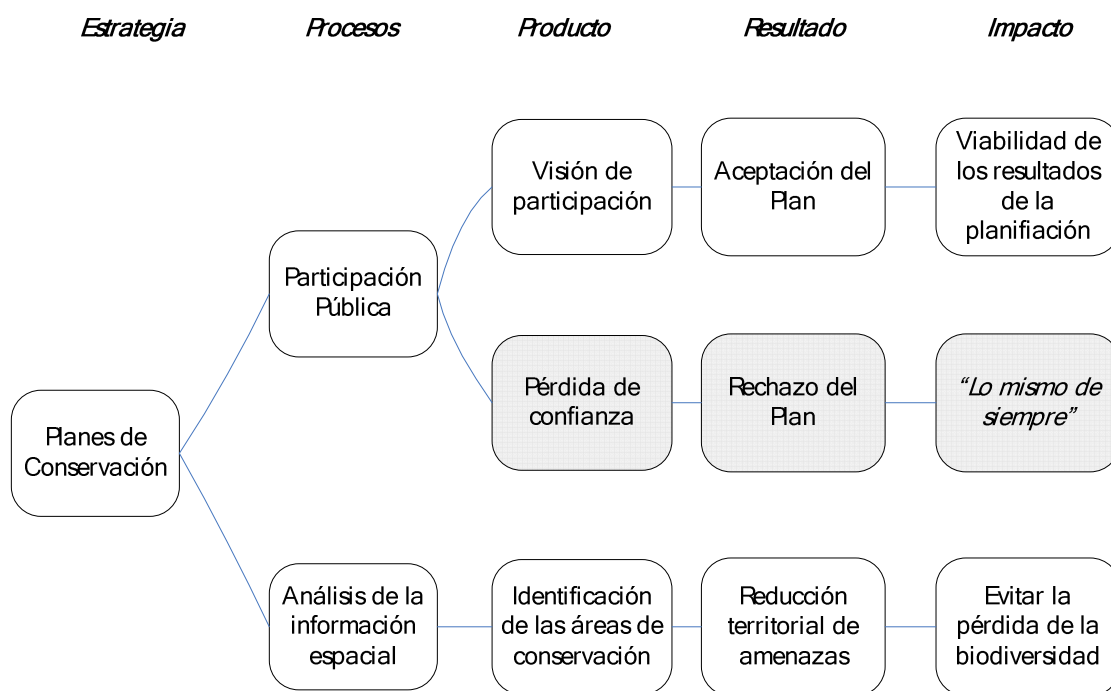


Fig. 5. Esquema de la cadena de resultados del proceso de planificación sobre la vertiente social y natural del mismo (basado en Bottrill y Pressey 2012). Los procesos son la serie de acciones y decisiones que darán lugar a una serie de productos y su resultado final. Los productos son los efectos inmediatos y el conocimiento creado durante el proceso de la planificación. Los resultados son los efectos a corto y medio plazo del ejercicio de la planificación en la biodiversidad y la sociedad. Los impactos, son los cambios últimos que se espera alcanzar tras el desarrollo del plan de conservación. En gris ilustramos la apreciación negativa que puede calar en la sociedad durante el proceso de planificación.

XIII COMUNICACIÓN

La comunicación es la herramienta para informar a la sociedad: facilita la transparencia de la acción de la administración y la exposición pública de su gestión. Como hemos visto, en el proceso de planificación todas las partes implicadas deberán estar bien informadas de modo que puedan participar adecuadamente en el mismo. Pero esta información, para ser efectiva, debe mantenerse en el tiempo y no limitarse al proceso de planificación, dado que éste va a ser la primera etapa de un proceso mucho más largo que será la implementación y desarrollo del programa de gestión.

La información que llega a la sociedad sobre la problemática ambiental es tan escasa, y está a veces tan distorsionada o insuficientemente explicada, que todos los implicados en la gestión y conservación del medio ambiente deberían tomarse más en serio la divulgación de sus propias investigaciones, actuaciones y resultados, colaborando con los medios de comunicación para asegurar que a la sociedad llega un mensaje nítido, preciso y actualizado.

La falta de éxito o el desconocimiento del mismo, provoca desengaño, cansancio,... la sociedad pierde interés y, en el peor de los casos, despierta la desconfianza o el rechazo ante cualquier actividad poco transparente. El ambiente favorable necesario para el establecimiento y gestión del sistema de áreas protegidas se pierde con la desconfianza, de modo que perderemos la *capacidad a nivel social* para lograr los objetivos de conservación, uno de los tres niveles de *capacidad* del sistema arriba mencionados. La sociedad debe estar bien informada tanto de las tareas cotidianas de gestión, como de los resultados de las acciones emprendidas. La sensibilidad ambiental y la responsabilidad social, no se deben desatender en la actividad cotidiana de gestión. Se hace necesario ampliar la política de comunicación basada en campañas puntuales, por tanto temporales (*¿efímeras?*), y exposiciones en centros de visitantes de los Espacios Naturales, superando esta escala de trabajo de modo que se ponga en valor la Red Natura 2000 como punta de lanza de la conservación de la biodiversidad a nivel regional.

La red Natura 2000 debe contar con una estrategia de comunicación y estar presente en los medios de comunicación. Es la forma de que sea conocida, se interiorice su existencia y se asuma como una figura más de la organización territorial en medio ambiente. Esta información debe hacerse mediante el uso de los canales de comunicación más adecuados y aportando información asequible y completa de los objetivos, actuaciones, logros, fracasos... de las actividades que hace la administración ambiental en dichos espacios.

El uso de canales de comunicación de mayor alcance y difusión como el uso de web dinámicas y atractivas o las redes sociales debe complementar o sustituir progresivamente a otros canales tradicionales (trípticos, mapas, libros técnicos, etc.).

La red Natura 2000 en Castilla y León tiene un interés potencial para amplios sectores de la población. El medio ambiente interesa a la población en general, tanto la población rural como la urbana, y particularmente a aquellos colectivos que desarrollan su actividad en la naturaleza, como agricultores, ganaderos, naturalistas, cazadores, excursionistas, universitarios, escolares, etc.

CAPÍTULO III. CONCLUSIONES

La estrategia de gestión de la red Natura 2000 en Castilla y León supone afrontar las amenazas de conservación tanto dentro de la propia red de espacios protegidos, como sobre la matriz donde ésta se encuentra. Es fundamental la incorporación de los objetivos de conservación de las Directivas *Hábitat* y *Aves* dentro de las políticas territoriales.

El conocimiento debe ser la base para desarrollar la planificación operativa y la gestión planificada de la red Natura 2000. Es necesario el desarrollo y establecimiento de sistemas de indicadores ambientales que permitan una evaluación y mejora de forma continuada.

Es necesario mejorar el marco de comunicación, transferencia y colaboración mutuas entre el mundo académico y los órganos de planificación y gestión de los espacios red Natura 2000.

La participación pública, la comunicación y la aplicación efectiva de la normativa y de los acuerdos alcanzados son el medio para resolver conflictos de intereses, conseguir la transparencia de las actuaciones de conservación y evitar la desconfianza de la población, consolidando las capacidades sociales para la mejora del medio ambiente en general y de la red Natura 2000 en particular.

CAPÍTULO IV. BIBLIOGRAFÍA

- Akcakaya, H.R., Butchart, S.H.M., Mace, G.M., Stuart, S.N., Hilton-Taylor, C. 2006. Use and misuse of the IUCN Red List Criteria in projecting climate change impacts on biodiversity. *Global Change Biology*, 12, 2037–2043.
- Albuquerque, F.B., Assunção-Albuquerque, M.J.T., Cayuela, L., Zamora, R. y Benito, B.M. 2013. European Bird distribution is “well” represented by Special Protected Areas: Mission accomplished? *Biological Conservation* 159: 45–50
- Araújo, M.B., Guilhaumon F., Neto D. R., Pozo, I., y Calmaestra R. 2011. *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 2 Fauna de Vertebrados*. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 640 páginas.
- Arribas, P., Abellán, P., Velasco, J., Bilton, D.T., Millán, A. and Sánchez-Fernández, D. 2012. Evaluating drivers of vulnerability to climate change: a guide for insect conservation strategies. *Global Change Biology*: 18, 2135–2146.
- Aspizua, R., Bonet, F.J., Zamora, R., Sánchez, F.J., Cano-Manuel, F.J., Henares, I., 2010. El observatorio de cambio global de Sierra Nevada: hacia la gestión adaptativa de los espacios naturales. *Ecosistemas* 19: 56-68.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15: 365-377
- Boitani, L., Falcucci, A., Maiorano, L., y Rondinini, C. 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, 21: 1414-1422.
- Bottrill, M.C. y Pressey, R.L. 2012. The effectiveness and evaluation of conservation planning. *Conservation Letters*, 5: 407–420
- Carrascal L.M. y Palomino, D. 2006. Rareza, estatus de conservación y sus determinantes ecológicos. Revisión de su aplicación a escala regional. *Graellsia* 62: 523-538.
- Carrascal L.M. y Palomino, D. 2008. *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Caughley, G. 1977. *Análisis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, Londres.
- CCE 2009 *Informe de síntesis sobre el estado de conservación de los tipos de hábitats y especies de conformidad con el art. 17 de la Directiva de Hábitats*.
- Clamen, R.T. 1996. *Making Hard Decisions: An Introduction to Decisión Análisis*. Duxbry Press, Belmont, USA.
- COM 2011. *Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural*. Comisión Europea. Bruselas, 3.5.2011
- COM, 2013. *Propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras*. Comisión Europea. Bruselas, 9.9.2013
- Conroy, M.J. y Carroll, J.P. 2009. *Quantitative Conservation of Vertebrables*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Cook C.N., Hockings M. y Carter. R. 2010. Conservation in the dark? The information used to support management decisions. *Front. Ecol. Environ.* 8, 181–186.
- Cook, C.N., Mascia, M.B., Schwartz, M.W., Possingham, H.P. y Fuller, R.A. 2013. Achieving Conservation Science that Bridges the Knowledge–Action Boundary. *Conservation Biology*, 27: 669-678.
- Cooney, R. 2004. *The Precautionary Principle in Biodiversity Conservation and Natural Resource Management: An issues paper for policy-makers, researchers and practitioners*. IUCN. Policy and Global Chance Series N°2. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. 51pp-
- Cox, R.L. y Underwood, E.C. 2011. The Importance of Conserving Biodiversity Outside of Protected Areas in Mediterranean Ecosystems. *PLoS ONE* 6: e14508. doi:10.1371/journal.pone.0014508

- Day, J. 2008. The need and practice of monitoring, evaluating and adapting marine planning and management-lessons from the Great Barrier Reef. *Marine Policy*, 32: 823–831.
- de Alba, J.M., Carbonell, R., Alonso, C.L., García, F.J., Díaz, M., Santos, T., y Tellería, J.L. 2001. Distribución invernal de los micromamíferos en bosques fragmentados de llanura del centro de España. *Galemys*, 13: 63-78.
- Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.
- Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres.
- Doadrio, I. (Ed.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales De España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Doadrio, I., Lara, F. y Garillete, R. 2007. La invasión de especies exóticas en los ríos. Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. Mesa de trabajo. 124 pp. (http://www.magrama.gob.es/en/agua/publicaciones/Invasion_esp_exoticas_en_rios_tcm11-27527.pdf; acceso 7-10-2013).
- EEA (European Environment Agency), 2010. *EU 2010 biodiversity baseline*. EEA Technical report No 12/2010.
- EHF (European Habitats Forum), 2006. *Towards European Biodiversity Monitoring. Assessment, monitoring and reporting of conservation status of European habitats and species*. Wien, Cambridge, Bruxelles. 80 pp.
- Ervin, J., J. Spensley, A. Hayman, C. Lopez, R. Blyther y J. Byrne. 2007. "Capacity Action Planning For Protected Areas: A Quick Guide For Protected Area Practitioners". Serie editada de la Guía, J. Ervin. Arlington, VA: The Nature Conservancy. 18 pp.
- Escudero, A., Olano, J.M., García, R., Bariego, P., Molina, C. Arranz, J.A., Molina, J.I. y Ezquerro, F.J. 2008. Guía básica para la interpretación de los hábitats de interés comunitario en Castilla y León. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente, Valladolid.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487-515.
- Felicísimo, Á.M. (coord.) 2011. *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 2 Flora y Vegetación*. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 552 páginas.
- Ferraro P.J. y Pattanayak S.K. 2006. Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *Plos Biol.* 4, 482–488.
- Frankel, O.H. y Soule, M.E. 1981. *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Frankham, R., Ballou, J.D. y Briscoe, D.A. 2010. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press. 618pp
- Franklin, J.F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forest. Pp 166-175. En E.O. Wilson (ed): *Biodiversity*. NAP, Washington.
- García, F. J., Díaz, M., de Alba, J. M., Alonso, C. L., Carbonell, R., López de Carrión, M., Monedero, C., y Santos, T. 1998. Edge effects and patterns of winter abundance of wood mice *Apodemus sylvaticus* in Spanish fragmented forest. *Acta Theriologica*, 43: 255-262.
- Gastón, K.J. 1995. What is biodiversity?. En K.J. Gaston (ed.): *Biodiversity. A biology of numbers and difference*. Blackwell, Oxford.
- Grumbine, E.R. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology*, 8: 27-38.
- Hardin, G. 1968. The Tragedy of the Commons. *Science*, 162: 1243-1248.
- Hirons, G., Goldsmith, B. y Thomas, G. 1996. Site management planning. En, W. J. Sutherland y D. A. Hill (Eds.): *Managing habitats for conservation*. Pp: 22-41. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D.B., Parmesan, C., Possingham, H.P. y Thomas, C.D. 2008. Assisted colonization and rapid climate change. *Science*, 321, 345–346.

- Holling, C. S. y Meffe, G.K. 1995. Command and Control and the Pathology of Natural Resource Management. *Conservation Biology*, 10: 328-337.
- Hough, J. 2007. *Developing capacity, Managing Protected Areas: A Global Guide*. M. Lockwood, G. L. Worboys, and A. Kothari, eds. London: Earthscan.
- Knight A.T., Cowling R.M. y Campbell B.M. 2006. An operational model for implementing conservation action. *Conservation Biology*, 20: 408–419.
- Knight, A. T., R. M. Cowling, M. Rouget, A. Balmford, A. T. Lombard, and B.M. Campbell. 2008. Knowing but not doing: selecting priority conservation areas and the research-implementation gap. *Conservation Biology* 22: 610–617.
- Lindley, D.V. 1986. *Making Decisions*. Wiley, New York, USA.
- López-López, P. Maiorano, L., Falcucci, A., Barba, E. y Boitani, L. 2011. Hotspots of species richness, treta and endemism for terrestrial vertebrates in SW Europe. *Acta Oecologica* 37: 399-412
- MAGRAMA 2011. *Directrices de conservación de la Red Natura 2000*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (acceso 10 octubre: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/participacion-publica/DIRECTRICES_CONSERVACION_RN2000_tcm7-157113.pdf)
- Maiorano, L., Falcucci, A. Garton, E.O. y Boitani, L. 2007. Contribution of the Natura 2000 Network to Biodiversity Conservation in Italy. *Conservation Biology*, 21: 1433–1444
- Martínez, J.G. 2002. La evolución y la conservación de la biodiversidad. En Soler M (Ed.). *Evolución: la base de la biología*. Proyecto Sur de Ediciones S.L. Granada. 407-416
- Moritz, C. 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic Biology* 51:238–254.
- Nichols, J.D. y Williams, B.K. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 668-673.
- Noss, R.F. y Cooperride, A.Y. 1994. *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island Press, Washington.
- Palomo, L., Gisbert, J. y Blanco, J.C. (Eds.) 2007. *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. DG Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU: Madrid.
- Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 37, 637–669.
- Patton, M.Q. 2008. *Utilization-focused evaluation*. Sage Publications, Thousand Oaks, CA.
- Pickett, S.T.A., Parker, V.T. y Fiedler, P.L. 1992. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. Pp 65-68 en Fiedler, P.L. y Jain S.K. (eds.): *Conservation Biology: the Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation, and Management*. Chapman & Hall, N.Y.
- Pressey, R. L., C. J. Humphries, C. R. Margules, R. I. Vane-Wright, and P. H. Williams. 1993. Beyond opportunism. Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution* 8:124–128.
- Puigcerver, M. Rodríguez-Tejedor, J.D. y Gallego, S. 2004. Codorniz común *Coturnix coturnix*. En, A. Madroño, C. González y J.C. Atienza (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Pullin, A. S., and T. M. Knight. 2001. Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology*, 15: 50–54.
- Redford K.H. y Taber S. 2000. Writing the wrongs: developing a safe-fail culture in conservation. *Conservation Biology*, 14, 1567–1568.
- Redpath, S.M., Young, J., Evely, A., Adams, W.M., Sutherland, W.J., Whitehouse, A, Amar, A., Lambert, R.A., Linnell, J.D.C., Watt, A. and Gutiérrez, R.J. 2013. Understanding and managing conservation conflicts. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 100-109.
- Ricciardi, A. y Simberloff, D. 2009. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 248–253.
- Rossi P.H., Lipsey M.W. y Freeman H. 2004. *Evaluation: a systematic approach*. Sage Publications, Thousand Oaks, CA.
- Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ et al. 2000. Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774.

- Sanz-Elorza, M., González Bernardo, F. y Gavilán Iglesias, L.P. 2008. La flora alóctona de Castilla y León. *Botanica Complutensis* 32: 117-137.
- Santos, T. y Tellería, J.L. 1997. Vertebrate predation on Holm oak *Quercus ilex* acorns in a fragmented habitat: effects on seedling recruitment. *Forest Ecology and Management* 98:181-187
- Sanz-Zuasti, J., Arranz, J.A. y Molina, I. 2004. *La Red de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de Castilla y León*. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Schlaepfer, M.A., Helenbrook, W.D., Searing, K.B. y Shoemaker, K.T. 2009. Assisted colonization: evaluating contrasting management actions (and values) in the face of uncertainty. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 471–472.
- Sevilla, F. 2008. *Una teoría ecológica para los montes ibéricos*. IRMA. León.
- Shea, K. 1998. Management of populations in conservation, harvesting and control. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 371-375
- Smith, T. B., M. W. Bruford, and R. K. Wayne. 1993. The preservation of process: the missing element of conservation programs. *Biodiversity Letters* 1:164–167.
- Soulé, M. y Wilcox, B. 1980. *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer, Sunderland.
- Sutherland, W., Pullin, J., Dolman, A.S. y Knight, T.M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 305-308.
- Sutherland, W.J., Mitchell, R., Walsh, J., Amano, T., Ausden, M., Beebee, T.J.C., Bullock, D., Daniels, M., Deutsch, J., Griffiths, R.A., Prior, S.V., Whitten, T., Dicks, L.V. 2013. Conservation practice could benefit from routine testing and publication of management outcomes. *Conservation Evidence*: 10, 1-3.
- Tellería, J.L. 1999. Biología de la Conservación: balance y perspectivas. *Ardeola*, 46: 239-248.
- Tellería, J.L. 2012. *Introducción a la conservación de las especies*. Tundra Ediciones, Valencia.
- Thomas CD, Hill JK, Anderson BJ et al 2011. A framework for assessing threats and benefits to species responding to climate change. *Methods in Ecology and Evolution*, 2: 125–142.
- Tsiafouli, M.A., E. Apostolopoulou, A. D. Mazaris, A. S. Kallimanis, E. G. Drakou, J. D. Pantis. 2013. Human Activities in Natura 2000 Sites: A Highly Diversified Conservation Network. *Environmental Management*, 51: 1025-1033
- Zamora, R., Castro, J. Gómez, J.M., Hódar, J.A. y García, D. 1999. Acerca de la singularidad de los ecosistemas mediterráneos. *Ecosistemas*, 8: 18-23.
- Zamora, R. 2005. Aquí y ahora: una llamada al compromiso y la acción. *Ecosistemas*, 14: 92-96.
- Zavala, M.A., Zamora, R., Pulido, F., Blanco, J., Imbert, B., Marañón, T., Castillo, F. y Valladares, F. 2004. Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo pp: 509-530. En: F. Valladares (ed.) *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Editorial Parques Nacionales. Madrid.
- Williams, S.E., Shoo, L.P., Isaac, J.L., Hoffmann, A.A. y Langham, G. 2008. Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *Plos Biology*, 6: 2621–2626.
- Wilson KA, Underwood EC, Morrison SA, Klausmeyer KR, Murdoch WW, et al 2007. Conserving biodiversity efficiently: What to do, where and when. *PLoS Biol* 5: e223. doi:10.1371/journal.pbio.0050223
- Stelzenmüller, V. et al 2013. Monitoring and evaluation of spatially manager areas: A generic framework for implementation of ecosystem based marine management and its application. *Marine Policy* 37: 149–164
- WWF 2010. Living Planet Report 2010. WWF-ADENA

