



5º CONGRESO FORESTAL
ESPAÑOL

5º Congreso Forestal Español

Montes y sociedad: Saber qué hacer.

REF.: 5CFE02-016
[MT 8.1]

Editores: S.E.C.F. - Junta de Castilla y León
Ávila, 21 a 25 de septiembre de 2009
ISBN: 978-84-936854-6-1
© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Del rodal al paisaje: un cambio de escala, nuevas perspectivas para la planificación y ordenación forestal

SAURA MARTÍNEZ DE TODA, S.

Dasometría y Ordenación. Departamento de Economía y Gestión Forestal. E.T.S Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria s/n. 28040. Madrid.

Resumen

Los profundos cambios en las demandas de la sociedad sobre los bosques y en los propios objetivos preferentes de la ordenación de montes hacen necesarios nuevos planteamientos y respuestas innovadoras por parte de científicos y gestores. En este contexto, el gran desarrollo de la ecología del paisaje en los últimos años ofrece criterios y herramientas particularmente valiosos para la planificación y gestión forestal. Se hace necesario ampliar las escalas tradicionalmente consideradas en la ordenación forestal, así como otorgar un mayor protagonismo a las interacciones espaciales, dinámicas temporales y perturbaciones tanto dentro del monte como en ámbitos territoriales más amplios, en sintonía con las necesidades de gestión en la Red Natura 2000 o en los Planes de Ordenación de los Recursos Forestales. Una gestión forestal activa a escala de paisaje puede ser clave para promover la sostenibilidad y multifuncionalidad de los ecosistemas forestales y contrarrestar los posibles efectos negativos del cambio socioeconómico y climático, al favorecer la diversidad, heterogeneidad y conectividad del paisaje forestal y la capacidad de las especies para adaptarse a los cambios y dinámicas que actúan a diferentes escalas. La adaptación e incorporación de este nuevo marco conceptual es todavía incipiente y no está exenta de considerables retos y dificultades, derivados de la necesidad de abarcar múltiples propietarios, de los todavía insuficientes conocimientos científicos en este ámbito (especialmente en nuestros medios mediterráneos), y de la variabilidad en las respuestas de los diferentes procesos y especies involucrados. Ello hace difícil generalizar y ofrecer recetas cerradas como las que venían siendo propias de los métodos de ordenación más clásicos, lo que otorga a los gestores un abanico más rico de opciones y oportunidades, pero a la vez también una mayor responsabilidad y grado de exigencia en la toma de decisiones.

Palabras clave:

ecología del paisaje, gestión forestal, perturbaciones, heterogeneidad del paisaje, fragmentación, conectividad, indicadores de biodiversidad forestal, modelos dinámicos, ordenación de montes

1. Introducción y contexto

1.1. La habitual ordenación a escala monte y los intentos de ampliarla.

La ordenación forestal se ha centrado tradicionalmente, ya desde sus propios orígenes como disciplina diferenciada y de aplicación efectiva en los montes españoles a partir de la segunda mitad del siglo XIX, en la escala del monte individual tanto a efectos del inventario como de la planificación subsiguiente. El inventario no ha ido habitualmente más allá de recoger información sobre el estado forestal y natural dentro de los límites del monte objeto de la planificación. Del mismo modo, la planificación parte de dicha información y plantea actuaciones dentro del monte a ordenar, pero en general sin contemplar interacciones con

otros montes o usos del suelo contiguos o más o menos próximos espacialmente. En este sentido, el monte se ha venido concibiendo mayoritariamente como una isla dentro del territorio, en buena medida independiente y aislada a los efectos de la ordenación del resto de terrenos forestales y no forestales, excepción hecha de algunos aspectos como los de las infraestructuras para la prevención de incendios, las posibles industrias a abastecer por los productos del monte u otros particulares del estado socioeconómico.

Haciendo un recorrido por la historia de la ordenación de montes en España, el mayor intento de ampliar la escala habitual de planificación lo encontramos en las *Instrucciones para la Ordenación y Organización Económicas de la Producción Forestal*, aprobadas por Orden Ministerial de 27 de enero de 1930. Estas instrucciones presentaron la importante novedad de contemplar la ordenación de la comarca de explotación (también llamada ordenación integral en dichas instrucciones), además de la ya por entonces más habitual ordenación a escala monte (denominada ordenación intrínseca en dichas instrucciones). Esta ordenación comarcal se concebía como un estudio económico y de transportes de agrupaciones de montes con una gran capacidad de producción, fundamentada sobre una red de vías de saca. La comarca de explotación quedaba constituida por un conjunto de montes públicos y privados que vertían su producción en una vía de saca principal. La importancia decisiva del aspecto económico en estas ordenaciones queda claramente explicitado en el propio preámbulo de las instrucciones, donde se afirma que *“los demás particulares del estado de la comarca, aunque de exposición necesaria, no son más que antecedentes del estudio económico de la producción o los transportes; se trata, en efecto, de la inversión de un capital que ha de ser debidamente remunerado con cargo a los rendimientos de la explotación”*. A pesar de que en la ampliación de la escala de ordenación a la comarca se contemplaban sólo los aspectos de la producción y su transporte, y no otros servicios ambientales proporcionados por los bosques, estas instrucciones fueron pioneras en su tiempo y trataron de abordar problemáticas que todavía siguen siendo un reto en la planificación de nuestros recursos forestales hoy en día. Sin embargo, la ordenación integral quedó sin aplicar en la práctica, a pesar de que las instrucciones de 1930 estuvieron vigentes durante unos cuarenta años, periodo durante el cual se estima que se ordenaron cerca de 820.000 hectáreas mediante la ordenación a escala monte (PRIETO Y DÍAZ-BALTEIRO, 2001).

En nuestros días la ordenación a escala comarcal ha tomado un renovado impulso tras la creación en la Ley de Montes 43/2003 de los Planes de Ordenación de los Recursos Forestales (PORF), que se configuran como instrumentos de planificación de los espacios y recursos forestales a escalas comarcales o equivalentes, siendo su ámbito de aplicación los territorios forestales con características geográficas, socioeconómicas, ecológicas, culturales o paisajísticas homogéneas. Los PORF pretenden completar el amplio vacío existente entre los planes forestales estratégicos a escala regional y los proyectos de ordenación a nivel de monte, y vincular la planificación y gestión forestal con el decisivo ámbito de la ordenación territorial, como se afirma en la propia exposición de motivos de dicha ley. Los PORF contemplan además un amplio abanico de funciones y servicios de los montes, lo que, junto con la mencionada ampliación de la escala de planificación, hace que constituyan una excelente oportunidad y un instrumento especialmente valioso para los fines y aspectos que se tratarán en los apartados siguientes de este artículo.

Dentro de estos esfuerzos y tendencias a ampliar la escala de planificación, es obligado hacer referencia al profundo impacto que está teniendo, de manera cada vez más acelerada, y no sólo en la escala de trabajo sino en las propias prioridades y objetivos preferentes de la planificación y ordenación forestal, la creación de la Red Natura 2000. Esta red de espacios

protegidos cubre en España del orden del 25% del territorio (y un porcentaje mucho mayor del territorio forestal) y tiene por objetivo, como se establece en la Directiva 92/43/CEE, contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres mediante una red ecológica europea coherente de zonas especiales de conservación. Por poner un ejemplo ilustrativo del contenido y alcance de esta directiva, en su artículo 10 establece que *“cuando lo consideren necesario, los Estados miembros, en el marco de sus políticas nacionales de ordenación del territorio y de desarrollo y, especialmente, para mejorar la coherencia ecológica de la Red Natura 2000, se esforzarán por fomentar la gestión de los elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la fauna y la flora silvestres”*. Como afirma LÓPEZ-LILLO (1999), existe la necesidad de plantear de una manera más integral la conservación, de manera que no se restrinja el medio natural al contemplarlo de una manera aislada en medio del territorio, y concluyendo que *“las áreas naturales protegidas vendrán a formar un entramado que constituirá el esqueleto natural sobre el que se sustentará el medio físico del Viejo Continente. Y en todo ello la ciencia forestal, como parte fundamental de las ciencias de la naturaleza, desempeñará un papel preponderante”*.

1.2. La progresiva pérdida de protagonismo de los métodos clásicos de ordenación de montes.

Los profundos cambios socioeconómicos que se han ido produciendo en las últimas décadas, y su traducción en las políticas y estrategias en el ámbito nacional y europeo apuntadas en el apartado anterior, han hecho que los tradicionales objetivos productivos, y especialmente los de producción maderera, que han sido protagonistas en muchas de las ordenaciones llevadas a cabo en nuestro país, hayan ido perdiendo importancia y actualmente se consideren al mismo nivel o incluso en muchos casos subordinados a otros objetivos como la conservación de la biodiversidad (como en los espacios forestales incluidos en la Red Natura 2000), el uso social, la protección del medio físico u otros.

Ello ha planteado sin duda un problema a la práctica y sobre todo a la teoría de la ordenación forestal y en concreto al marco conceptual desarrollado en buena medida en torno a los tradicionales métodos de ordenación de montes en nuestro país. Los métodos clásicos de ordenación buscan, además de obviamente garantizar la tan necesaria persistencia y posible mejora de las masas forestales, obtener un rendimiento sostenido de la producción del monte mediante la consecución o aproximación a una determinada estructura global de las formas principales de masa establecida conforme a determinados modelos teóricos de organización del monte. A la organización de las masas conforme a dichas estructuras globales se han dedicado muchos esfuerzos en las ordenaciones de nuestros montes, con no pocos sacrificios y dificultades en algunos casos debido a las condiciones intrínsecas de inestabilidad y heterogeneidad propias de los medios mediterráneos. A medida que la producción maderera ha ido perdiendo protagonismo, y dada la variedad de objetivos de gestión y casuísticas que podemos encontrar actualmente, se ha ido perdiendo paulatinamente el interés en alcanzar dichas estructuras globales o configurar la gestión conforme a dichos modelos teóricos.

Este evidente cambio en prioridades y objetivos ha hecho que en la práctica los métodos de ordenación clásicos, o la misma necesidad de siquiera seleccionar o identificar uno de ellos en concreto, languidezcan en estos momentos en muchas zonas de nuestro país. Los gestores se encuentran con que en ocasiones ninguno de ellos es especialmente adecuado para los objetivos perseguidos en la ordenación de un monte o espacio forestal concreto, o que, sin resultar inadecuados, la elección de uno u otro resulta ser prácticamente indiferente a los

efectos de las medidas a adoptar dentro del plan especial, que es el que tendrá vigencia y aplicación real en el monte. Esta progresiva mayor importancia del plan especial ha ido dejando las previsiones del plan general como puramente indicativas y con cada vez menor relevancia (MONTERO Y MADRIGAL, 1999), proceso acentuado por las tendencias actuales de aplicar una gestión adaptativa (e.g. BRAVO, 2009), hasta llegar a dejar en muchos casos la elección del método de ordenación como un requisito puramente formal sin impacto real en la planificación y gestión real que necesita el monte de acuerdo con los estándares actuales.

Esta tendencia (o necesidad en algunos casos) de no decantarse ni ajustar la gestión en un monte a ningún método de ordenación concreto preestablecido se ha venido en llamar por diversos autores el método de ordenación por rodales (GONZÁLEZ et al., 2006; ARRECHEA et al., 2008), cuando en realidad viene a consistir simplemente (permítase la simplificación) en elaborar un plan de gestión sin buscar ni adoptar ningún método ni estructura de monte global concreta, aplicando en cada rodal, cantón o unidad de gestión que se diferencie los tratamientos considerados más convenientes individualmente atendiendo a las necesidades y condiciones de cada uno de ellos. Las ventajas del llamado método de ordenación por rodales son eventualmente muchas, tantas como inconcreta es su aplicación y vagas sus indicaciones, que permiten cualquier solución (incluyendo la de cualquiera de los métodos más tradicionales) y no excluye pero tampoco propone ninguna. Sería posiblemente más adecuado hablar de proyectos de ordenación o planes de gestión en general, en los que no se plantea la necesidad de acogerse a ningún método de ordenación ni estructura global de masa concreta. Lo que aquí se tiende a denominar ordenación por rodales corresponde en la mayoría de los países de nuestro entorno simplemente a la ordenación, planificación o gestión forestal ‘a secas’, sin necesidad de adjetivos ni de atribuir a un método específico lo que en realidad es la metodología general de la planificación forestal. La consideración en algunos montes de unidades de gestión espacialmente más detalladas y de dimensiones menores a las aplicadas tradicionalmente es una evolución natural dada la confluencia de los cambios y tendencias antes mencionadas con los grandes avances tecnológicos disponibles actualmente (SIG, GPS, sensores remotos, etc.), pero no constituye en sí misma una aportación metodológica diferenciada, más allá de la propia integración de dichas tecnologías, que no es patrimonio de ninguno de los métodos en particular.

Como afirma con ingenio y agudeza GARITACELAYA (2008) en su artículo sobre ‘*La sorprendente historia de cómo se dispararon y desvanecieron los métodos de ordenación de montes*’, los métodos de ordenación en el sentido clásico han dejado en la práctica de tener importancia y protagonismo: “*para un forestal español del siglo XX el estudio y la elección de cuál de los métodos de ordenación debía aplicar era una cuestión importante. Pero en los últimos veinte años se ha tratado de una cuestión heredada que no ha resistido el paso del tiempo. No han evolucionado los métodos sino la misma concepción de la ordenación, que ha acabado por arrinconar la ‘cuestión del método’.* Los ‘*métodos de ordenación*’ han dejado de tener importancia”. Y sobre el método de ordenación por rodales afirma: “*cualquier observador ajeno que echara una mirada al exterior de estos pequeños círculos en donde se estudia y debate la cuestión del ‘método de ordenación por rodales’, llegaría seguramente a una conclusión importante. Este método no existe*”, concluyendo que “*en países que ya han dejado atrás estas polémicas sobre métodos y clasificaciones se habla simplemente de ordenación, o mejor aún de organización de la gestión*” y que “*tal vez convenga, como pasa en otros países, hablar simplemente de ordenación de montes y de su método básico común, construido en un esfuerzo de adaptarse al bosque y a la sociedad que dura ya varios siglos, y no de un método más sacado de una amplia colección*”. En efecto, el método de ordenación

por rodales ha sido en realidad una vía de escape para no tener que acogerse a ningún método predefinido de ordenación, lo cual explica su creciente popularidad, que reside en esencia en escoger un método que permita no tener que ceñirse a ninguno, al no contener apenas más especificaciones metodológicas que las generales y propias de la ordenación o gestión forestal en general.

Podría parecer que éste es un debate más o menos reciente, pero de hecho ya hace décadas que los forestales son conscientes de la necesidad de adoptar soluciones más flexibles y multifuncionales en la ordenación de nuestros montes. Ya las propias *Instrucciones Generales para la Ordenación de Montes Arbolados*, aprobadas por Orden Ministerial de 29 de diciembre de 1970, y todavía vigentes en aquellas Comunidades Autónomas que no hayan promulgado las suyas propias, establecen en su artículo 82 sobre la elección del método de ordenación que “*la tendencia actual a conceder mayor flexibilidad en la aplicación de los métodos de ordenación, aconseja dar un carácter abierto a las opciones que se ofrecen a continuación, permitiéndose, previa justificación, la adopción de nuevas variantes o sistemas*”, y que “*hay que dejar un amplio margen al ingeniero ordenador para que pueda encontrar la solución más conveniente en cada caso*”. Esta tendencia se ha acentuado todavía más en algunas Comunidades Autónomas como Navarra, donde el Pliego de Condiciones Técnicas Generales de Ordenación de Montes ni siquiera menciona los diferentes métodos de ordenación que se pueden llegar a aplicar, limitándose prácticamente a afirmar en un brevísimo apartado sobre la elección del método que “*se recomienda aplicar métodos de ordenación flexibles*”. Y en las instrucciones para los Planes Técnicos de Gestión y Mejora Forestal de Cataluña ni siquiera se hace referencia a los métodos de ordenación o a la necesidad de decantarse explícitamente por uno de ellos.

En todo caso, debe enfatizarse que los métodos de ordenación en su concepción clásica son fundamentales como modelos de referencia, e indudablemente valiosos y de aplicación posible y conveniente en diferentes montes o en partes de los mismos, pero no deben concebirse como un catálogo de modelos de obligado seguimiento o compendio de recetas rígidas y predefinidas en su sentido estricto, dado que difícilmente podrá haber tal catálogo capaz de adaptarse y cubrir la amplísima casuística, heterogeneidad y personalidad de nuestros montes mediterráneos ni la variabilidad de objetivos y necesidades de la gestión en el cambiante contexto actual.

Como resumen de esta introducción, podemos afirmar que nos encontramos ante un conjunto de demandas y objetivos claramente diferente al de hace apenas dos décadas, y al mismo tiempo cambiante y no exento de incertidumbres, pero en el que son nítidas las tendencias y necesidades de flexibilización, de otorgar un mayor protagonismo a funciones de nuestros bosques como la conservación de la biodiversidad y otros servicios ambientales, o de ampliar las escalas de planificación forestal y de integrar la ordenación forestal dentro de un marco más amplio a nivel territorial. Es un contexto que plantea novedades y retos de considerable magnitud, y en el que es necesario ofrecer respuestas innovadoras por parte tanto de los investigadores como de los gestores vinculados a la planificación y ordenación de nuestros bosques. Ello requiere de la aportación de muy diversas y complementarias disciplinas. Entre ellas, el marco teórico y conceptual desarrollado en el ámbito de la ecología del paisaje, y las herramientas metodológicas e indicaciones prácticas que se derivan de la misma, pueden ser especialmente valiosas para responder a estos nuevos planteamientos y necesidades en la ordenación y planificación forestal, y es a estas consideraciones a las que vamos a dedicar los siguientes apartados de este artículo.

2. El paisaje forestal: una perspectiva ecológica

Son múltiples las definiciones de paisaje desarrolladas en los diferentes ámbitos en los que se maneja este concepto (MOPT, 1993), pudiendo hacer énfasis cada una de ellas en diferentes propiedades o aspectos de los paisajes, tales como culturales, visuales o escénicos, etc. En el tema que nos ocupa entenderemos el paisaje desde un punto de vista ecológico, a partir del marco conceptual desarrollado en las dos últimas décadas dentro de la ecología del paisaje y otras disciplinas afines. De esta manera, podemos definir el paisaje como una porción heterogénea y relativamente extensa del territorio compuesta por un mosaico de tipos de cubiertas, usos del suelo y ecosistemas que interactúan entre sí (FORMAN & GODRON, 1986). El mosaico del paisaje se considera formado por una serie de unidades básicas, llamadas teselas. Cada una de las teselas presenta bordes más o menos bien definidos y características más o menos homogéneas y suficientemente diferenciadas de las del resto de teselas adyacentes. Por tanto, el paisaje se puede definir, en síntesis, como un mosaico de teselas y sus interacciones (WIENS et al., 1997). O, según HULSHOFF (1995), como una mezcla de teselas de origen natural y antrópico que varían en tamaño, forma y disposición y son el resultado de complejas interacciones de fuerzas físicas, biológicas y sociales. Otra definición de paisaje interesante y confluyente en buena parte con las anteriores es la de BUREL Y BAUDRY (2002) que apuntan que *“ya sea bajo la influencia de las actividades humanas o de las perturbaciones naturales, el paisaje, heterogéneo y dinámico por esencia, es un mosaico de hábitats utilizados por un gran número de especies en el transcurso de su ciclo de vida”*. En efecto, la complejidad y coexistencia en un mismo territorio de diferentes tipos de cubierta y usos del suelo (forestales y no forestales) es consustancial a dicha definición, así como la consideración explícita de las interacciones espaciales y temporales entre los mismos.

Precisamente, la ecología del paisaje es la ciencia que se ocupa del estudio de las interacciones recíprocas entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos (FORMAN, 1995; TURNER, 2005), entendiéndose estos últimos como factores activos causantes y/o resultantes de la funcionalidad y dinámica del paisaje forestal. Con un enfoque multidisciplinar, la ecología del paisaje emerge como un área de estudio diferenciada, debido principalmente a tres factores: (a) los problemas ambientales y de gestión del territorio a grandes escalas, (b) el desarrollo de nuevos conceptos ecológicos relacionados con diferentes escalas de análisis y metodologías para su análisis y modelización, y (c) los avances tecnológicos y de disponibilidad de datos espaciales (e.g. sensores remotos), junto con los cada vez más potentes equipos y programas informáticos (SIG y otros) desarrollados para manipular y analizar estos datos (TURNER et al., 2001). Fueron de hecho las primeras fotografías aéreas las que aportaron una nueva perspectiva para el estudio de las interacciones entre los patrones espaciales y los procesos ecológicos y, por tanto, para el inicio del estudio de las causas y consecuencias de la heterogeneidad espacial a través de diferentes rangos de escalas.

La ecología del paisaje ha contribuido a un cambio importante en la manera de enfocar el estudio de los recursos forestales y su gestión para un uso múltiple (e.g. LAFORTEZZA et al., 2008). El gran desarrollo de esta disciplina y sus métodos cuantitativos en los últimos años proporciona nuevas perspectivas y herramientas para la planificación y ordenación forestal que no han sido suficientemente exploradas ni aprovechadas hasta la fecha (OPDAM et al., 2002; PASCUAL-HORTAL Y SAURA, 2008a). Progresivamente se va tomando conciencia de la necesidad de ampliar las escalas tradicionalmente consideradas en la ordenación forestal, así como de integrar en la misma consideraciones ecológicas y espaciales

que no son abordables únicamente a escala de monte, por operar en ámbitos territoriales mucho más amplios y mostrar complejas interrelaciones espaciales que determinan muchas de las funciones de nuestros bosques (e.g. ROCHELLE et al., 1999; RAISON et al., 2001; LAFORTEZZA et al., 2008).

Dentro de este contexto y perspectiva, encontramos varios principios y conceptos valiosos para la práctica de la planificación y ordenación forestal, que se pasan a desarrollar en los siguientes apartados de este artículo. Aunque no de manera exclusiva, nos centramos en la biodiversidad forestal como una de las funciones de los bosques que mayor protagonismo ha ido ganando en los últimos años, y en la que precisamente el marco conceptual y escala de análisis propios de la ecología del paisaje pueden realizar algunas de sus mayores aportaciones. Discutiremos cómo la gestión forestal influye y puede fomentar dicha biodiversidad, a través del estudio de indicadores relacionados tanto con la diversidad de la vegetación forestal como con la de las aves forestales. En la región mediterránea, al igual que en otras partes del mundo, las aves forestales desempeñan un papel funcional esencial en los ecosistemas forestales y son consideradas un buen indicador de biodiversidad (SEKERCIOGLU, 2006), y tienen una demostrada respuesta a las características del bosque y a los efectos de la gestión forestal a diferentes escalas (GIL-TENA et al., 2007).

3. El papel de la heterogeneidad del paisaje, las perturbaciones y la gestión forestal a diferentes escalas

3.1. Cuando el óptimo a escala de rodal no es el óptimo a escalas más amplias.

Durante el tiempo en el que la ordenación de montes ha estado dominada por los objetivos productivos (u otros asociados a los mismos), o en aquellos montes en los que es así actualmente, la determinación de las características óptimas para maximizar la producción maderable de la masa o el rodal determinaban la gestión de todo el monte en su conjunto. Tal enfoque tiene sentido dentro de los objetivos prioritarios de este tipo de ordenaciones, dado que las interacciones espaciales tienen una pequeña influencia en la producción maderable del monte, al menos en comparación con otros aspectos y si no consideramos los costes de extracción. La producción de un rodal se puede considerar y gestionar como una característica intrínseca del mismo, independiente del resto del monte, y la producción total del monte se obtiene como simple agregación directa de la proporcionada por cada uno de los rodales, sin que se vea afectada por las existencias o crecimientos que pueda haber en otros rodales o montes vecinos ni por otros tipos de cubierta no boscosos dentro o fuera del monte. Una vez establecidas la especie, el espaciamiento, el turno, el tipo de regeneración, y el régimen de claras y otros tratamientos selvícolas más adecuados para maximizar el valor económico de los productos derivados de una masa forestal, dichas características se hacen extensivas a todos los rodales del monte, aplicándose una gestión más o menos uniforme en todo él, siempre conforme a los criterios de persistencia y sostenibilidad inherentes a la ordenación de montes y motivación fundamental de la misma. El óptimo a escala de rodal coincidía y era extrapolable al óptimo a escala de monte (o superior). Ello ha contribuido a una homogeneización de las masas en aquellos montes en los que se han aplicado métodos de ordenación como el de los tramos permanentes, en los que más allá de la variabilidad derivada de la representación equilibrada de todas las clases de edad (dentro del turno fijado en la ordenación), el resto de las características de las masas se tendían a acomodar al óptimo fijado a escala de rodal. Una homogeneización a la que muchos de nuestros montes mediterráneos han sido poco proclives, dada su variabilidad espacial e inestabilidad intrínsecas, abocando al fracaso de muchas ordenaciones planteadas conforme a los métodos de ordenación más

rígidos y propios de la tradición centroeuropea, en el sentido de que no se ha podido cumplir lo previsto en la ordenación y en el propio método (MONTERO Y MADRIGAL, 1999). Ello inició, hace ya varias décadas, la tendencia a la adopción de métodos de ordenación más flexibles que todavía continua y se acentúa en nuestros días, como decíamos en el apartado anterior.

Sin embargo, el óptimo a diferentes escalas no coincide cuando se consideran otros servicios ambientales proporcionados por los bosques y los procesos ecológicos que en ellos se desarrollan. La generalización y extrapolación de las características del bosque más adecuadas a la escala de rodal a otras escalas más amplias no da necesariamente los resultados deseados. Consideremos por ejemplo las funciones de mantenimiento y fomento de la biodiversidad forestal, y en particular la de las aves forestales. Son numerosos los estudios que han descrito cómo la riqueza de aves forestales, sobre todo la de las aves especialistas, se incrementa con la edad y madurez del rodal, a medida que éste va presentando árboles de mayor porte, con copas más desarrolladas y cavidades y oquedades en sus troncos, y el progresivo decaimiento natural de una parte de los pies fomenta una mayor complejidad estructural y los procesos de descomposición de la madera muerta a los que están asociados diversos grupos taxonómicos y también directa o indirectamente muchas aves forestales (BLONDEL & FARRÉ, 1988; HOBSON & BAYNE, 2000; CAMPRODON, 2001; JANSSEN & ANDRÉN, 2003; DÍAZ, 2006). Podría pensarse por tanto que, en el caso de que el objetivo de la ordenación incluyera el fomento de la biodiversidad en general y el de la avifauna forestal en particular, el ideal sería extender dicha tipología de rodal a todo el monte, o a todo el paisaje, de manera que cuanto más abundantes fueran esas masas maduras o sobremaduras, mayores beneficios se encontrarían para la riqueza de la avifauna forestal. Sin embargo, la realidad se encarga de indicarnos que este parece no ser el caso, al menos en los medios forestales mediterráneos. GIL-TENA et al. (2009a) analizaron a una escala de 100 hectáreas las relaciones entre las características del bosque y la riqueza de aves forestales, estimada a partir de los muestreos de campo en más de 3.000 cuadrículas realizados en el marco del Atlas de Aves Nidificantes de Cataluña (ESTRADA et al., 2004). Encontraron efectivamente una respuesta positiva de dicha riqueza frente al incremento en la edad o estado de desarrollo medio del bosque (clases naturales de edad), pero que se frenaba a partir de un determinado umbral más allá del cual dominancias adicionales de los bosques más maduros tenían un efecto negativo sobre la riqueza de aves forestales, tanto para las especies especialistas como para las generalistas (GIL-TENA et al., 2009a). Estos efectos negativos de la excesiva dominancia o presencia exclusiva de los bosques más maduros a la escala de 100 hectáreas, que no se presentan a la escala de rodal, son debidos a la falta de heterogeneidad y diversidad de la cubierta forestal y a la menor variedad de recursos, nichos, y hábitats disponibles en tales condiciones para las especies forestales (de fauna y flora). Similares efectos se han descrito en relación con la dominancia de rodales con altas fracciones de cabida cubierta (superiores al 70% o 80%) tanto a la escala de 100 ha (GIL-TENA et al., 2007; 2009a) como a otras más amplias (GIL-TENA et al., 2008). Tal dominancia excesiva o presencia exclusiva de las masas más maduras o cerradas puede ser el resultado de una decisión explícita de conservación naturalista (muchas veces mal entendida y fundamentada de manera generalizada sobre la no intervención), o el resultado indirecto del abandono de la gestión forestal y la ausencia de otras perturbaciones en extensiones amplias y durante prolongados periodos de tiempo.

3.2. La hipótesis de la perturbación intermedia: los posibles perjuicios de la no intervención sobre la biodiversidad forestal.

Hace ya tiempo que se ha propuesto y aceptado una visión dinámica de la naturaleza en la cual se reconocen los cambios y las perturbaciones como partes integrantes de los ecosistemas (WHITE, 1979), y de hecho las perturbaciones se consideran un elemento clave para el mantenimiento de la biodiversidad (ROBERTS & GILLIAM, 1995). En este contexto, una de las hipótesis o teorías con mayor difusión es la de la perturbación intermedia, según la cual la diversidad de especies es máxima para un determinado régimen de perturbaciones de tamaño, frecuencia e intensidad intermedios, mientras que disminuye en ausencia de perturbaciones y en el caso de que su recurrencia o extensión sea excesiva (CONNELL, 1978; ROBERTS & GILLIAM, 1995). Esta hipótesis ha sido evaluada en relación con las perturbaciones causadas por la gestión forestal en algunos ámbitos geográficos más o menos lejanos a los mediterráneos (BATTLES et al., 2001; SCHUMANN et al., 2003). Más recientemente TORRAS & SAURA (2008) estudiaron el efecto de distintos tipos de tratamientos selvícolas sobre un conjunto de indicadores de biodiversidad forestal a escala de rodal en Cataluña, y concluyeron que las masas sometidas a tratamientos de intensidad moderada (entresaca y algunos tipos de tratamientos de mejora como las claras) presentaron mayores niveles de diversidad (riqueza arbórea y arbustiva) que aquellas no intervenidas, mientras que en los rodales con tratamientos de regeneración de mayor intensidad como las cortas a hecho se encontró en general la tendencia contraria (TORRAS & SAURA, 2008).

Estos resultados están de acuerdo con las predicciones de la hipótesis de la perturbación intermedia, en la que los tratamientos selvícolas son entendidos como una perturbación más sobre los ecosistemas forestales (ROBERTS & GILLIAM, 1995), e indican que la no intervención no es necesariamente la mejor opción para la conservación y fomento de la biodiversidad de nuestros bosques. Los tratamientos selvícolas de una intensidad moderada y aplicados con un criterio técnico adecuado (evitando por ejemplo las cortas por huroneo tan arraigadas en algunos montes privados) se muestran beneficiosos y compatibles con una mejora en la biodiversidad de los ecosistemas forestales. En efecto, más allá del origen o características iniciales del bosque, una adecuada gestión forestal puede y debe conducir las masas a estructuras más favorables y con una mayor capacidad de acogida para la biodiversidad. Especialmente aquellas masas con exceso de densidad y competencia, tan frecuentes en nuestros montes tras los procesos de abandono rural sucedidos en las últimas décadas y la falta de gestión de muchas de las repoblaciones realizadas durante el siglo XX, se beneficiarían de tratamientos selvícolas de una intensidad adecuada que facilitarían su transición a estados más maduros (con copas y fustes más desarrollados) y favorecerían la implantación de una mayor variedad de especies, beneficiando así al conjunto de la biodiversidad del monte (TORRAS & SAURA, 2008; GIL-TENA et al., 2007; 2009a).

3.3. Los tratamientos selvícolas a escala de rodal: sólo una parte del problema, sólo una parte de las necesidades de gestión.

Los tratamientos selvícolas moldean las características del rodal, pudiendo como hemos visto tener efectos positivos sobre la diversidad del mismo, pero es necesario tener en cuenta también sus efectos sobre el conjunto del paisaje, donde serán posiblemente diferentes (TORRAS & SAURA, 2008; TORRAS et al., 2009). Por ejemplo, las cortas de entresaca aplicadas igualmente y de manera sistemática a todos los rodales del monte pueden incrementar la diversidad localmente, pero sin embargo dar lugar a una homogeneización y empobrecimiento biológico cuando se considera el paisaje en su conjunto (DECOCQ et al.,

2004). Tal pauta de gestión crearía un patrón espacial de pequeños claros mucho más abundantes y de menor tamaño que los que se formarían bajo un régimen más o menos natural de perturbaciones. Del mismo modo, una corta a hecho puede tener efectos negativos dentro de los límites estrictos del área donde se aplica pero sin embargo beneficiar a la diversidad evaluada en contextos espaciales más amplios. El fomento de la biodiversidad requiere de un régimen y patrón de perturbaciones con una variedad de tamaños, formas e intensidades que propicie una suficiente heterogeneidad a diferentes escalas y a la que puedan responder una variedad de especies cuyas áreas de campeos y necesidades vitales pueden ir mucho más allá de la escala de un rodal o monte concreto. Como decíamos en el apartado anterior, el óptimo a escala de rodal no coincide necesariamente con el óptimo a escala de paisaje, y es necesario concebir y aplicar las medidas de gestión considerando sus efectos e interacciones a diferentes escalas, y no sólo a la más habitual (y sin duda fundamental) escala de rodal, que es sólo una parte del problema y recoge sólo una parte de los efectos de la gestión sobre la biodiversidad y otras funciones y servicios ambientales de los bosques.

Algunos autores han propuesto que el mejor enfoque para garantizar la resiliencia y el uso sostenible de los ecosistemas forestales consiste en imitar o tender a aproximarse al régimen natural de perturbaciones (CROW & PERERA, 2004; DREVER et al., 2006), allí donde pueda determinarse, o en un sentido más amplio al régimen secular de perturbaciones con el que han coexistido y al que están adaptadas las especies en un ámbito geográfico determinado (NIEMELÄ, 1999). Algunos estudios han evaluado las diferencias entre los mosaicos del paisaje resultantes de las perturbaciones naturales y los producidos por la gestión forestal tradicional en diferentes zonas y tipos de bosque (MLADENOFF et al., 1993; SPIES et al., 1994; NIEMELÄ, 1999).

En efecto, las masas y ecosistemas forestales son el resultado de una interacción continua con distintos tipos de perturbaciones a diferentes escalas, tales como las derivadas de la gestión pero no sólo éstas, en un proceso dinámico y una evolución continua en la que difícilmente se alcanza en algún momento un punto de equilibrio. Esto es especialmente cierto en nuestros medios mediterráneos, caracterizados por la secular acción antrópica y la adaptación de muchas especies de flora y fauna a la misma y a la recurrencia de incendios de diferente intensidad. En muchas ocasiones se tiende a evitar todo tipo de perturbaciones sobre los paisajes forestales, lo que incluye, entre otros, a los incendios forestales y a la acción de determinados agentes patógenos, así como a las derivadas de los propios tratamientos selvícolas. Ello dentro de una concepción de los ecosistemas como un conjunto estático o que tiende inexorablemente hacia un ideal inmutable, concepción que desprecia el demostrado papel de las perturbaciones como elementos consustanciales a dichos ecosistemas.

3.4. De cómo el escaso impacto negativo de los incendios forestales sobre la biodiversidad forestal nos sugiere la necesidad de una gestión forestal activa que incida sobre la heterogeneidad del paisaje y contrarreste los efectos del abandono rural.

Dados los efectos devastadores que muchas veces los incendios forestales tienen en los bosques, más ampliamente estudiados y descritos a escala de rodal, podrían esperarse también efectos del mismo nivel sobre la biodiversidad de los ecosistemas forestales a escala de paisaje. Sin embargo, si atendemos a los datos empíricos sobre el tema, los resultados no son tan concluyentes ni drásticos al respecto. Volviendo al estudio de GIL-TENA et al. (2009a) a la escala de 100 hectáreas en Cataluña, se observa que los efectos de los incendios sobre la riqueza de las aves forestales son menos patentes de lo esperado. Aunque la respuesta de las

aves especialistas es negativa frente al incremento en la superficie total incendiada en los últimos 20 años, la pendiente de esa curva de respuesta es suave cuando la ocurrencia de incendios no es demasiado alta, y en el caso de las aves forestales generalistas las intensidades y recurrencias de incendios moderadas llegan a tener hasta efectos positivos sobre la riqueza de especies (GIL-TENA et al., 2009a). Del mismo modo, cuando se estudian las dinámicas de distribución de las aves forestales en los últimos 20 años en Cataluña a la escala más amplia de 10 x 10 km, se concluye que o bien los incendios no tienen efectos significativos (ni positivos ni negativos) sobre la expansión de las aves (GIL-TENA et al., 2009b), o bien que incluso pueden estar asociados positivamente con la de las aves forestales generalistas (GIL-TENA et al., 2009c). Similares resultados se han encontrado en otros estudios sobre diferentes especies de espacios abiertos (HERRANDO & BROTONS, 2002; BROTONS et al., 2004).

Los motivos de estos resultados hay que buscarlos en la respuesta de las especies y de la biodiversidad en su conjunto a la heterogeneidad del paisaje, y la necesidad de la misma para mantener y fomentar muchos de los procesos ecológicos que se desarrollan en nuestros montes, como se apuntaba anteriormente. Los procesos de abandono rural y de reducción de las intervenciones selvícolas ocurridos en las últimas décadas en muchas zonas de España han conducido a una densificación y homogeneización del paisaje forestal. En este contexto, uno de los pocos agentes que introducen variabilidad espacial actualmente en nuestros paisajes forestales, al menos a una escala suficientemente apreciable, son los incendios forestales, tras el abandono o notable disminución de las perturbaciones inducidas por la gestión forestal en muchas zonas de nuestro país. Los incendios forestales proporcionan, de manera en muchas ocasiones traumática, una heterogeneidad del paisaje que en algunos casos puede ser favorable para diversas especies pero que podría conseguirse de una manera más beneficiosa para la sociedad mediante una planificación forestal integrada que abarque desde la escala de rodal hasta la escala de paisaje (GIL-TENA et al., 2009a).

En efecto, sería fundamental aplicar una gestión forestal activa para evitar una homogeneización del paisaje que pudiera comprometer la conservación de algunos componentes de la biodiversidad, contribuyendo al mismo tiempo a conseguir bosques y paisajes con estructuras más resistentes a los incendios forestales y a conciliar dicho fomento de la biodiversidad con otras necesidades productivas, sociales y ambientales a las que deben responder los bosques y la gestión aplicada en los mismos. En este sentido, estudios como los de LLORET et al. (2002) y VEGA-GARCÍA & CHUVIECO (2006), realizados respectivamente en el municipio de Tivissa (Tarragona) y en la comarca del Alto Mijares (Castellón), concluyeron que el riesgo de incendios se incrementaba con la homogeneidad del paisaje forestal. Estos aspectos fueron también evaluados mediante simulación y distintos criterios de optimización espacial con el fin de orientar la planificación forestal para la prevención de incendios forestales por GONZÁLEZ et al. (2005). En lo que se refiere al diseño y ubicación de las repoblaciones forestales, éstas deberían priorizarse en aquellos paisajes en los que la cubierta forestal no es dominante, y no incidir en completar un dosel arbóreo de espesura más o menos completa en aquellas zonas donde el arbolado forestal es ya ampliamente mayoritario. Donde la cubierta forestal es escasa es donde los repoblados pueden ser más beneficiosos y traducirse en una mayor respuesta por parte de un amplio conjunto de especies, siempre que no queden configurados como elementos aislados dentro del mosaico territorial, tal como se tratará posteriormente en relación con la fragmentación y conectividad de los bosques.

Las consideraciones realizadas anteriormente sobre la hipótesis de la perturbación intermedia y la necesidad de determinado tipo de tratamientos selvícolas a escala de rodal son aplicables también a escalas más amplias como la de paisaje. De hecho, es posible trazar un paralelismo entre los efectos de la gestión en la estructura del rodal y los efectos de la gestión en la estructura del paisaje forestal (composición y configuración). En este sentido, la intensidad de la gestión forestal (evaluada a partir del área basimétrica extraída y el número de parcelas gestionadas) no se mostró como desfavorable para la variación de la riqueza de aves forestales en un periodo de 20 años a escala de 10 x 10 km en Cataluña (GIL-TENA et al., 2009d), e incluso las cortas de regeneración tuvieron un efecto significativo y ligeramente positivo sobre las aves especialistas (GIL-TENA et al., 2009c). En la misma escala y zona de estudio, TORRAS et al. (2009) encontraron efectos débiles pero positivos de la gestión forestal, con una mayor diversidad del estrato arbóreo a escala de paisaje en las zonas con mayor intensidad de gestión.

En todo caso, es necesario recalcar que son todavía notablemente escasos los estudios que han incidido en las interacciones entre la gestión forestal y los procesos que se desarrollan a escala de paisaje en España, sin duda por la amplitud de las escalas espaciales y la complejidad de interacciones y factores involucrados en las mismas, además de por lo relativamente reciente de algunas de estas consideraciones. La sustitución de algunos productos forestales tradicionales por otros materiales y fuentes de energía, el descenso del precio real de la madera y el encarecimiento de la mano de obra en las últimas décadas (POYATOS et al., 2003; TERRADAS et al., 2004) han contribuido a una importante reducción de los tratamientos selvícolas, y por ejemplo en Cataluña se estima que éstos se aplican sólo en un 27% de las masas (TORRAS & SAURA, 2008). Ello, junto con el hecho de que la gestión forestal que se practica en la actualidad no está en general enfocada ni concebida a una escala de paisaje, y por tanto no se plantea de manera integrada para incidir sobre la heterogeneidad y cohesión del paisaje, hacen que no sea de extrañar que los efectos de la gestión identificados a esta escala sean en general débiles. Resulta necesario que la planificación y ordenación forestal adopten y se empapen de estas propuestas y perspectivas, considerando el patrón del paisaje formado por el conjunto de teselas arboladas y no arboladas y la distribución y proporción de diferentes tipos de bosque, perturbaciones y tratamientos selvícolas en escalas más amplias que las tradicionalmente consideradas.

4. La fragmentación de los bosques y la conectividad del paisaje forestal: conceptos y criterios para la planificación forestal

4.1. La fragmentación de los ecosistemas forestales: conceptos y efectos.

La fragmentación de los bosques se puede definir como el proceso mediante el cual una gran extensión de bosque se transforma en un número de teselas de menor tamaño separadas entre sí por otros tipos de cubierta (e.g. HAILA, 1999). En la propia definición de fragmentación queda implícito que para que ésta se produzca es necesario que tenga lugar previa o simultáneamente una reducción de la superficie de bosque, al ser reemplazada por otros tipos de vegetación o usos del suelo. Ello ha llevado muchas veces a una sobreestimación de los efectos reales de la fragmentación sobre las especies, al confundir y atribuir a ésta el efecto de la propia pérdida de hábitat forestal, que suele ser mucho más nítido para la mayoría de especies y procesos ecológicos (FAHRIG, 2003). Es necesario considerar los efectos de la fragmentación por sí misma, más allá de los realmente debidos a las variaciones en la cantidad total de hábitat forestal existente en el paisaje, a la hora de evaluar su importancia tanto para explicar diversos procesos ecológicos como para

condicionar y ser tenida en cuenta en mayor o menor medida en la toma de decisiones en la planificación y gestión forestal (BOUTIN & HEBERT, 2002; FAHRIG, 2003; SAURA et al., 2008; SAURA & RUBIO, 2009b). Hecha esta importante salvedad, podemos destacar los siguientes principales efectos debidos o asociados a la fragmentación de los bosques (e.g. WIGLEY & ROBERTS, 1997; SANTOS Y TELLERÍA, 1998; KUPFER et al., 2006):

- *Reducción del tamaño de las teselas de bosque*: provoca que las teselas tengan una menor capacidad de acogida para las especies forestales que necesitan grandes extensiones de hábitat, ya sea por sus elevados requerimientos energéticos (habitualmente grandes mamíferos y aves) o por depender de recursos escasos que sólo son suficientemente abundantes en áreas amplias. Eventualmente, una tesela puede ser demasiado pequeña para mantener por sí misma poblaciones o individuos de una determinada especie, lo que resultaría en extinciones locales en dicha tesela, o a que la misma actúe como un sumidero que sólo es capaz de mantener la presencia de la especie mediante los aportes desde otras áreas de bosque más extensas y productivas que actúan como fuentes poblacionales (PULLIAM, 1988).

- *Incremento del efecto borde*: a medida que se reduce el tamaño de las teselas de bosque, y dependiendo de la forma más o menos compacta de las mismas, éstas van presentando un menor porcentaje de área interior (área alejada del límite con otros tipos de cubierta) y se ven afectadas en mayor medida por los fenómenos característicos del borde de las masas forestales. Por ejemplo, los mayores niveles de radiación solar, temperatura, evapotranspiración y penetración y velocidad del viento pueden conllevar importantes cambios a nivel microclimático e inducir modificaciones en la composición de la vegetación forestal al favorecer el desarrollo de especies heliófilas y anemócoras, además de incrementar la susceptibilidad a derribos por viento. Estos cambios a nivel microclimático pueden ser especialmente relevantes para determinadas especies sensibles de fauna y flora cuando las condiciones previas a la fragmentación ya son limitantes en cuanto a estrés hídrico o temperaturas extremas, por lo que los efectos de la fragmentación tienden a ser más notorios y a manifestarse antes en las zonas de mayor xericidad (SANTOS Y TELLERÍA, 1998). Por otro lado, en el borde de los bosques se incrementa la presión sobre el regenerado como consecuencia del aumento de las poblaciones de especies tales como los micromamíferos y la mayor accesibilidad del ganado y la fauna cinegética, así como la predación de nidos de aves por córvidos y diversos mamíferos. La posible mayor frecuentación y exposición a los impactos propios de las actividades antrópicas asociadas a los bordes reduce el hábitat disponible para las especies más sensibles, que tienden a evitar estas zonas, e incrementa el riesgo de ignición por causas humanas. En general, se favorece a las especies más generalistas en perjuicio de las más típicamente especialistas forestales. No obstante, es necesario destacar que la intensidad de estos efectos depende del grado de contraste entre el bosque y la tesela adyacente, tanto a nivel de tipo y estructura de la vegetación como de composición faunística y florística (KUPFER et al., 2006).

- *Aislamiento de las teselas*: a medida que las teselas de hábitat forestal van quedando alejadas entre sí dentro del mosaico del paisaje, se reduce el intercambio de individuos entre las poblaciones, lo que puede dar lugar a un empobrecimiento genético y dificultar la recolonización y recuperación tras las perturbaciones, y eventualmente comprometer la viabilidad de dichas poblaciones, especialmente para las especies con escasas capacidades de dispersión fuera de su propio hábitat. Algunos de estos aspectos se tratarán con más detalle en el apartado siguiente en relación con la conectividad funcional, ya que es dentro del concepto de conectividad donde se contemplan de manera más natural y explícita los fenómenos de dispersión de las especies y otros flujos ecológicos en relación con sus interacciones con el

mosaico del paisaje (incluidas las diferentes posibilidades de movimiento a través de otras zonas del paisaje diferentes del propio hábitat forestal), mientras que los índices de fragmentación se centran habitualmente en aspectos únicamente estructurales y tienen por tanto un potencial menor en este ámbito. Se suele considerar la fragmentación sinónimo de pérdida de conectividad, pero es necesario precisar que se puede producir fragmentación sin que disminuya la conectividad (la distancia de dispersión de una determinada especie puede ser suficientemente grande para permitirle alcanzar cualquier otra tesela de bosque en el paisaje aunque éstas se hayan separado una determinada distancia), y que puede haber pérdidas de conectividad sin necesidad de que progresen los procesos de fragmentación (por ejemplo por la construcción de una infraestructura viaria que no afecta a las zonas de bosque pero sí actúa como una barrera dificultando la dispersión entre las mismas a través de los terrenos no forestales).

Para concluir, es necesario señalar que aunque la fragmentación del bosque se concibe habitualmente como un proceso negativo, sus efectos son consustanciales al proceso y característica evaluada, y pueden ser tanto negativos como positivos, pudiendo ser este último el caso de algunas especies heliófilas, generalistas o propias de mosaicos de diferentes tipos de cubierta, según se ha apuntado anteriormente. Sin embargo, en ocasiones se confunden los efectos de la fragmentación con los que realmente son debidos a la heterogeneidad. Como se ha discutido anteriormente, mantener o propiciar un determinado grado de heterogeneidad en el paisaje forestal puede ser conveniente y beneficioso, para lo cual podría ser necesario por ejemplo sustituir algunas zonas de un determinado tipo de bosque por otros tipos de cubierta. Ello podría conllevar un determinado grado de fragmentación en dicho tipo de bosque, pero no sería ésta la causa última de los posibles efectos positivos de tal medida, sino más bien un efecto o cambio asociado a la causa real que es la disponibilidad de nuevos hábitats o microhábitats dentro del paisaje. Del mismo modo que decíamos que no se deben sobreestimar los efectos negativos de la fragmentación al confundirlos con los de la pérdida de hábitat, tampoco se debe incurrir en la tendencia contraria de atribuir a la fragmentación efectos positivos que no le pertenecen y que son en realidad debidos a los cambios o incrementos en la heterogeneidad.

4.2. La conectividad ecológica: concepto y consideraciones relevantes.

La conectividad del paisaje forestal se puede definir como aquella característica del mismo que facilita en mayor o menor medida el movimiento y dispersión de las especies, el intercambio genético, y otros flujos ecológicos entre las distintas zonas de monte (TAYLOR et al., 1993). La conectividad determina qué proporción de la superficie total del hábitat forestal existente en el territorio es realmente accesible para un organismo o población situada en un punto concreto del mismo. Una mejora de la conectividad se traduce, entre otros efectos, en un incremento en las tasas de intercambio de individuos entre poblaciones, en una mejora en la persistencia local y regional de las poblaciones, y en un aumento de su estabilidad y capacidad de recuperación frente a perturbaciones y de recolonización tras posibles extinciones locales (e.g. CROOKS & SANJAYAN 2006). Aunque los estudios empíricos sobre los efectos de la conectividad (o la ausencia de la misma) son notablemente complejos, debido a las grandes escalas espaciales y temporales a las que operan los procesos asociados, son ya numerosas las investigaciones que muestran los beneficios de la conectividad para aspectos tales como la diversidad biológica. Baste citar a modo de ejemplo el estudio de DAMSCHEN et al. (2006) en paisajes de *Pinus palustris* en EE.UU., donde crearon y analizaron claros en el bosque con una superficie de una hectárea, algunos de ellos aislados y otros conectados con otros claros en el monte. Los muestreos anuales de la

vegetación mostraron que los claros con mayor grado de conectividad fueron los que presentaron una mayor riqueza florística, y que dichas diferencias se fueron incrementando progresivamente con el transcurso de los años, debido a los mayores flujos de pólenes y semillas recibidos en las áreas mejor conectadas.

Por todo ello, el mantenimiento y mejora de la conectividad del paisaje forestal se considera pieza clave de los esfuerzos para la conservación de la biodiversidad y las funciones ecológicas de los bosques (e.g. CROOKS & SANJAYAN, 2006), pudiendo contrarrestar los efectos potencialmente adversos de la fragmentación y facilitar la adaptación de las especies a los cambios en sus áreas de distribución causados por el cambio climático y otros factores (e.g. TAYLOR et al., 1993; HANNAH et al., 2002; OPDAM & WASCHER 2004; ARAÚJO & RAHBEK, 2006). Son múltiples las iniciativas, planes y legislaciones nacionales e internacionales donde se hace énfasis en la importancia de incorporar criterios de conectividad en la planificación territorial, y en concreto en la ordenación forestal, como se resume brevemente en SAURA Y RUBIO (2009a). Para poder llevar a cabo con éxito la integración de consideraciones de conectividad en la planificación forestal a diferentes escalas es necesario tener presentes al menos las cuatro consideraciones conceptuales siguientes:

- *La conectividad funcional o cómo la conectividad depende de las especies y procesos analizados.* La conectividad es y debe medirse en general como un aspecto funcional, es decir, dependiente de las distancias y capacidades de dispersión de las especies analizadas o, en términos más generales, de las características de la propagación o difusión de los flujos ecológicos considerados (TISCHENDORF & FAHRIG, 2000; THEOBALD 2006). En efecto, las especies y procesos presentan distintas capacidades de dispersión y propagación a través del territorio que determinan que un mismo paisaje forestal pueda ser percibido como funcionalmente conexo para una especie con gran movilidad pero en cambio como altamente fragmentado para otra con capacidades de dispersión más limitadas (PASCUAL-HORTAL Y SAURA, 2008a). Similares consideraciones son aplicables a la dispersión del polen y semillas de la vegetación forestal (e.g. GONZÁLEZ-MARTÍNEZ et al., 2006), dependiendo de las estrategias y del agente dispersor (viento, animales, etc.) o la combinación de los mismos (dispersión primaria y secundaria), y por supuesto a la propagación de los incendios forestales de diferente intensidad a través del territorio.

Esta dependencia de la conectividad respecto a la especie o proceso introduce una complejidad adicional en este tipo de análisis, al ser potencialmente muy numerosas las especies presentes o los procesos que actúan en un determinado espacio forestal y escasa la información disponible sobre su dispersión, resultando difícil lidiar con las particularidades de cada una de ellas. Por ello, todavía la planificación operativa considera en algunos casos la conectividad desde un punto de vista estructural, como un enfoque simplificado en el que se tiene en cuenta la configuración y distribución espacial de las teselas de hábitat forestal sin relacionarla con una distancia de dispersión ni con una especie o proceso concreto. En este sentido, normalmente se considera que la continuidad física (estructural) del hábitat forestal garantizará la conectividad para las especies forestales menos móviles y más sensibles a los efectos de la fragmentación, y una vez garantizada la posibilidad de dispersión de éstas, se supone que también quedará asegurada para el resto de especies con mayor movilidad.

Sin embargo, debe hacerse énfasis en la necesidad de orientar, en la medida de lo posible, los análisis de conectividad y la planificación subsiguiente hacia una visión funcional, por su mayor relevancia ecológica y adecuación a los procesos que realmente están actuando o pueden verse afectados en el monte o paisaje. Habitualmente un análisis de

conectividad se centra, como muchos de los planes de conservación en general, en una o pocas especies forestales (o grupos de especies funcionalmente similares), las más amenazadas, emblemáticas o consideradas como bioindicadoras en la comarca o región forestal analizada. Para éstas es necesario contar con una estimación de sus distancias de dispersión habituales, ya sea obtenida de manera directa mediante diferentes técnicas (e.g. CHETKIEWICZ et al., 2006) o acudiendo a estudios y revisiones previas (e.g. SUTHERLAND et al., 2000). En el caso de que el análisis de la conectividad sea considerado relevante para más de una especie o proceso, los resultados serán específicos y posiblemente diferentes para cada uno de ellos, pero se pueden combinar o integrar fácilmente para identificar las zonas de bosque más importantes para el conjunto y orientar la gestión forestal en función de las mismas (PASCUAL-HORTAL Y SAURA, 2008a; SAURA & RUBIO, 2009b).

- *Los efectos de la conectividad son positivos o negativos dependiendo del proceso analizado*, en cierto modo de manera similar a lo que ocurre con la fragmentación, según se comentó en el apartado anterior. Una alta conectividad puede ser obviamente buena para muchas especies (incluidas las protegidas, con valor de conservación, cinegéticas, etc.) pero resultar sin embargo negativa cuando el proceso que se beneficia de ella es la propagación de una plaga, un incendio forestal o una especie invasora. Dado que la conectividad es funcional y dependiente del proceso analizado, es necesario gestionar los bosques y el mosaico del paisaje desde esa perspectiva, buscando compatibilizar el mantenimiento o incremento de la conectividad para unos procesos a la vez que se reduce para otros. Por ejemplo, un cortafuegos de una determinada anchura puede ser muy efectivo para detener el avance de un incendio forestal (al menos mientras éste no supere una determinada intensidad), y sin embargo ser totalmente permeable a efectos del movimiento de las especies de fauna y la dispersión de pólenes y semillas.

- *Más allá de los corredores lineales en el fomento de la conectividad*. Cuando hablamos de conectividad, tendemos a pensar muchas veces en un corredor físico y fácilmente diferenciable y reconocible sobre el territorio, constituido por una franja más o menos estrecha que contacta en sus dos extremos con las zonas de bosque a conectar; tal puede ser el caso de los bosques de ribera, las vías pecuarias convenientemente restauradas, u otros elementos específicamente desarrollados para tal fin. Aunque tales elementos pueden ser sin duda valiosos, la conectividad va mucho más allá de esa conectividad dirigida y concebida sólo a través de la continuidad espacial. Los flujos ecológicos se producen también de una manera más difusa a través de la matriz del paisaje, es decir, a través de zonas que no son hábitat forestal pero que, dependiendo de su grado de permeabilidad o resistencia al movimiento, pueden facilitar la dispersión entre distintas áreas de bosque. Tal es el caso de algunos de los mosaicos agroforestales típicos de los medios mediterráneos.

- *¿Es siempre el fomento de la conectividad la mejor alternativa de conservación?* Incluso cuando nos centramos en las especies de fauna de mayor interés, la conectividad, aun siendo beneficiosa, no tiene por qué ser siempre la mejor alternativa de conservación. En un contexto de recursos limitados para la gestión y conservación, otras estrategias como la protección y mejora de las mejores zonas de hábitat forestal por sí mismas pueden ser más eficientes. La conveniencia de invertir grandes sumas de dinero en la creación de corredores lineales ha sido un aspecto controvertido y sometido a un intenso debate, en el que podemos encontrar los puntos de vista más críticos en artículos como los de SIMBERLOFF et al. (1992) o NIEMELÄ (2001). Ciertamente, no todas las especies y procesos ecológicos responden de igual manera frente al mantenimiento o creación de nuevos corredores. Son las

especies con capacidades de dispersión intermedias (en relación con el patrón espacial del paisaje y las distancias efectivas entre las teselas de bosque) las que en mayor medida se benefician de los elementos conectores que puedan existir en el paisaje, y existen metodologías que permiten evaluar específicamente los beneficios relativos de la conservación o mejora de la conectividad frente a otras alternativas de gestión dentro de un marco analítico integrado (SAURA & RUBIO, 2009b). Por otro lado, como decíamos anteriormente, la permeabilización de la matriz en un sentido más amplio y difuso puede ser más conveniente en algunos casos que el propio establecimiento de corredores lineales, a pesar de la mayor visibilidad social que puedan tener estos últimos.

4.3. Del monte como isla al monte como parte del mosaico territorial: mirando más allá de los límites de la unidad de gestión.

La discusión del concepto y efectos de la conectividad ecológica nos lleva de manera natural a observar que los elementos del paisaje forestal, ya sean rodales, cuarteles, montes o cualquier otra unidad dasocrática, no son elementos aislados y que se puedan gestionar en toda su integridad y multifuncionalidad acudiendo únicamente a sus características intrínsecas. Las interacciones espaciales y temporales que se establecen entre los distintos elementos del paisaje hacen que no sea posible explicar las propias características de un determinado espacio forestal, ni incidir con éxito en su gestión, sin acudir a un contexto espacial más amplio y a los procesos que en él se desarrollan.

Por ejemplo, GIL-TENA et al. (2009b) estudiaron las dinámicas de expansión y los cambios en la distribución y riqueza de aves en Cataluña en un periodo de 20 años y mostraron que la colonización de determinados espacios por las aves forestales no quedaba explicada ni por las características intrínsecas ni por la evolución en los últimos años de los bosques colonizados, sino por los cambios acaecidos en un contexto espacial más amplio, en las zonas de bosque circundantes a las colonizadas. Estas zonas circundantes, en las que ya estaban presentes muchas de las especies de aves al inicio del periodo analizado, experimentaron mejoras en la calidad del hábitat forestal (debidas fundamentalmente a la maduración del bosque) que dieron lugar a un incremento de sus poblaciones, cuyos excedentes se dispersaron a las nuevas zonas colonizadas a través de los patrones de conectividad en el paisaje forestal y relaciones de tipo fuente-sumidero (GIL-TENA et al., 2009b), de acuerdo con el modelo de PULLIAM (1988). Del mismo modo, ZOZAYA et al. (2009) analizaron qué factores podían explicar las colonizaciones tras los incendios por parte de especies de aves generalistas y de espacios abiertos tales como el escribano hortelano (*Emberiza hortulana*), en un conjunto de 51 grandes incendios (de más de 50 hectáreas) en Cataluña. Los resultados muestran que el flujo de dispersión recibido por las áreas quemadas desde otras zonas de hábitat (más o menos alejadas espacialmente) estuvo significativamente relacionado con la presencia (o ausencia) de la especie tras los incendios (ZOZAYA et al., 2009). La superficie y otras características intrínsecas de las zonas quemadas no fueron tan determinantes para explicar las colonizaciones de estos nuevos espacios abiertos por parte del escribano hortelano, lo que indica que la conectividad del paisaje juega un papel clave para explicar y limitar estas dinámicas de la fauna tras los incendios forestales (BROTTONS et al., 2005; ZOZAYA et al., 2009).

4.4. Incorporación de consideraciones relativas a la fragmentación y conectividad de los bosques en la ordenación y planificación forestal.

Una de las primeras propuestas para incorporar criterios de fragmentación y conectividad de los bosques en la ordenación forestal fue la realizada por HARRIS (1984). Este autor contempló la necesidad de asignar unas determinadas zonas del monte a reservas integrales sujetas a evolución natural (e.g. NIEMELÄ, 1999), pudiendo quedar el resto del monte orientado a satisfacer las necesidades productivas, como ocurre por ejemplo en Navarra, donde el artículo 41 del Decreto Foral 59/1992 (por el que se aprueba el Reglamento de Montes en desarrollo de la Ley Foral 13/1990) establece que *“en los montes catalogados, bien de utilidad pública o bien protectores, al menos un 5% de su superficie será conservada sin actuación humana, sometida a su evolución natural”*. En el modelo de HARRIS (1984) estas zonas de evolución natural se conciben como el núcleo del monte al que todos los tramos de corta están conectados (en el sentido estructural y de contigüidad espacial). Las especies más exigentes y fuertemente asociadas a los bosques maduros y desarrollados encontrarían su hábitat en dicho núcleo de reserva, así como en los tramos próximos a su destino y con edades de la masa más avanzadas. Desde ellos quedaría garantizada la posibilidad de desplazamiento de las especies, en el momento que se iniciaran las cortas finales y se sustituyeran las masas adultas por otras de regenerado, hacia el núcleo central de reserva y, a través de éste, a los otros tramos con fustales disponibles en el monte. Las especies forestales más generalistas o de mosaico encontrarían condiciones más adecuadas para su desarrollo en la combinación de las diferentes clases de edad (desde repoblados hasta fustales) en los tramos de corta. Además, en dicho modelo las extracciones se programan de manera que las nuevas zonas de corta nunca estén situadas junto a los siguientes tramos en destino, sino junto a otros de edades intermedias (respecto al turno fijado), con lo que se consigue una mayor continuidad estructural y una transición más progresiva entre las diferentes zonas que van siendo objeto de las cortas de regeneración. Finalmente, las operaciones de saca se harían hacia la zona exterior de los tramos, la opuesta al núcleo central, para evitar daños en dicho núcleo y en los elementos conectores entre el mismo y los propios tramos. Básicamente el modelo de HARRIS (1984) pretende que la organización espacio-temporal de las cortas no rompa en ningún momento la conectividad o continuidad física entre las zonas de bosque más desarrollado, así como evitar los contrastes excesivos entre masas adyacentes resultantes de determinados patrones de corta, contrastes que son los que podrían hacer más patentes los posibles efectos negativos de la fragmentación (KUPFER et al., 2006). Las pautas básicas de este modelo, considerablemente sencillas, siguen siendo de interés y válidas hoy en día, aunque desde luego se pueden generalizar y perfeccionar a la luz de otras consideraciones tratadas previamente en este artículo, así como modular para adaptarlas a las condiciones y necesidades de cada ordenación concreta. En este sentido, se podría por ejemplo tener en cuenta la conectividad funcional más allá de la estricta contigüidad espacial, incluir mosaicos heterogéneos con otras zonas no necesariamente arboladas o no necesariamente forestales, distribuir las áreas de reserva en más de una zona del monte y no necesariamente con una disposición central en el mismo (dependiendo de la extensión del monte y otros condicionantes de gestión), considerar contextos espaciales más amplios que el propio monte, etc.

Por otro lado, los aspectos relacionados el tamaño de las teselas de bosque, tratados anteriormente, deben también influir en la planificación forestal. En general es difícil dar recetas simples y de aplicación general, dada la gran variabilidad de las respuestas de las distintas especies a los procesos de fragmentación y la todavía notable escasez de estudios científicos que proporcionen indicaciones concretas al respecto (especialmente en nuestros

medios mediterráneos). Sin embargo, estudios previos realizados en España sugieren un tamaño de tesela de bosque de 100 hectáreas como un umbral por debajo del cual empieza a hacerse más notoria la ausencia de diferentes especies de vertebrados forestales (SANTOS Y TELLERÍA, 1998). Estas consideraciones deberán además tener más protagonismo cuando la planificación afecte a las zonas de mayor xericidad (mitad sur y sureste de España), cuando la superficie de bosque no represente más del 30% del total del paisaje, y cuando existan especies de valor de conservación con capacidades de dispersión limitadas (SANTOS Y TELLERÍA, 1998; ANDRÉN, 1994; BOUTIN & HEBERT, 2002; SAURA & RUBIO, 2009b). En tales circunstancias las cortas deben organizarse de manera que respeten la continuidad física de unidades de bosque suficientemente grandes. Del mismo modo, las repoblaciones forestales deberán plantearse en la medida de lo posible en zonas de suficiente extensión, o bien desarrollarse junto a otros bosques ya existentes para completar con ellas unidades de mayor tamaño, de manera que las nuevas masas tengan efectivamente un papel de hábitat para un conjunto suficientemente amplio de especies. En el caso contrario, caracterizado por la abundancia de cubierta arbolada y/o por elevadas capacidades de dispersión de las especies de interés, éstas percibirán el hábitat forestal como un conjunto funcionalmente continuo, teniendo menor importancia la fragmentación y el tamaño de una determinada tesela de bosque concreta dentro del mosaico del paisaje (SAURA & RUBIO, 2009b).

En lo que se refiere a la consideración explícita de la conectividad del paisaje en la planificación forestal, es necesario pasar de los más habituales análisis descriptivos, que nos indican si un paisaje está más o menos conectado pero no proporcionan resultados de interés directo para la gestión, a análisis orientados a la toma de decisiones y la distribución de usos mediante la identificación y priorización de los elementos que contribuyen en mayor medida a la conectividad del conjunto del paisaje (PASCUAL-HORTAL Y SAURA, 2008a; PASCUAL-HORTAL & SAURA, 2008b). Ello incluye tanto orientar las medidas de gestión y conservación en las zonas más críticas para el mantenimiento de la conectividad como evaluar las zonas en las que las repoblaciones tendrían efectos más beneficiosos en términos de una mejora en la misma. En este sentido, existen metodologías e índices desarrollados específicamente para estos fines y con prestaciones especialmente apropiadas para la planificación operativa en el ámbito forestal y territorial, basadas en estructuras de grafos y en el concepto de medir la disponibilidad de hábitat a escala de paisaje (URBAN & KEITT, 2001; PASCUAL-HORTAL & SAURA, 2006; SAURA & PASCUAL-HORTAL, 2007; PASCUAL-HORTAL Y SAURA, 2008a; PASCUAL-HORTAL & SAURA, 2008b; SAURA & RUBIO, 2009b). Estas metodologías e índices han sido implementadas en el programa informático Conefor Sensinode (SAURA, 2008; SAURA & TORNÉ, 2009), cuya versión 2.2 está disponible gratuitamente para su descarga desde <http://www.conefor.org>, junto con un detallado manual y extensiones específicas para ArcGIS o ArcView que pretenden hacer el programa de manejo sencillo por parte de diferentes tipos de usuarios. El Conefor Sensinode, a pesar de su reciente publicación, se ha utilizado ya en una amplia variedad de aplicaciones, incluyendo casos de estudio de planificación forestal en España, análisis de los cambios en la conectividad de los bosques en Europa entre 1990 y 2000 para el *European Forest Data Centre* (EFDAC) de la Comisión Europea, y otras aplicaciones en España, Estados Unidos, Italia, Puerto Rico y México, que se revisan con mayor detalle en SAURA Y RUBIO (2009a).

5. Las dinámicas de los bosques a escala de paisaje y su proyección

Los sistemas de evaluación y seguimiento de las dinámicas de los bosques se han centrado tradicionalmente en la escala de rodal, con alguna excepción más o menos reciente como la del sistema SISPARES, que cuantifica los cambios en los paisajes rurales españoles desde 1956 a la actualidad en una muestra de 215 zonas de 16 km² distribuidas por toda España (ELENA-ROSSELLÓ, 2003; ORTEGA et al., 2008). Aunque las dinámicas de los rodales individuales son sin duda fundamentales, es necesario complementar y ampliar el estudio y previsión de los cambios presentes y futuros para incorporar las dinámicas e interacciones espaciales y temporales a la escala más amplia de paisaje, e integrar de esta manera los diferentes aspectos e implicaciones relevantes, tanto ecológicas como de gestión, descritos en apartados anteriores.

En este ámbito, una de las aproximaciones que está teniendo un mayor desarrollo en los últimos años consiste en la proyección de las dinámicas del paisaje forestal bajo determinados regímenes de perturbaciones y gestión forestal mediante modelos espacialmente explícitos (SCHELLER & MLADENOFF, 2007; HE, 2008; SHIFLYE et al., 2008). Estos modelos sirven de apoyo para explorar y evaluar los efectos de diferentes escenarios y alternativas de gestión en ámbitos espaciales y temporales amplios, y están comenzando a formar parte de las herramientas habituales de trabajo de los gestores forestales en algunas zonas, especialmente en Norteamérica (e.g. MLADENOFF & BAKER, 1999). Partiendo de la distribución y características de las masas proporcionada por el inventario en una escala suficientemente amplia, se incorporan las dinámicas de sucesión, los cambios provocados por las cortas y otros tratamientos selvícolas, los efectos de perturbaciones tales como los incendios forestales, y otros procesos relevantes como la dispersión de las semillas y el cambio climático, y se proyectan hacia el futuro considerando y haciendo énfasis específicamente en las interacciones espaciales y temporales entre todos estos procesos. Ello permite un análisis de las dinámicas de los bosques más completo y rico que el que se obtendría mediante la aplicación aislada y suma de los modelos individuales (modelos de crecimiento, riesgo de incendios, etc.) que pueden estar alimentando los modelos a escala de paisaje. Estos últimos no son incompatibles con los modelos a escala de rodal; muy al contrario, se nutren de ellos y los incorporan en su seno para proporcionar una panorámica más amplia y completa de los cambios y procesos actuantes (e.g. PENNANEN et al., 2004). Dada la dificultad de parametrizar estos modelos en marcos espaciales y temporales amplios, estos enfoques no tienen tanto un afán predictivo como exploratorio de los efectos y tendencias generales de distintas alternativas de gestión, y sus posibles beneficios o perjuicios en aspectos relevantes a escala de paisaje (BOUTIN & HEBERT, 2002). La capacidad que tienen estos modelos de generar escenarios de la posible evolución y estado futuro de los bosques a escala de paisaje les confieren un especial valor de cara a comunicar los objetivos y efectos de la gestión forestal planteada, ya que la escala de paisaje es muy próxima a la que la sociedad, las poblaciones rurales y los propios centros de decisión perciben el medio forestal (SPIES et al., 2002).

Son muchos los estudios que se enmarcan en este enfoque metodológico, utilizando modelos o simuladores como LANDIS (*Landscape Disturbance and Succession Model*), disponible en <http://www.nrs.fs.fed.us/tools/landis/> o en <http://www.landis-ii.org/>, HARVEST (disponible en <http://www.nrs.fs.fed.us/tools/harvest/>), o SELES (*Spatially Explicit Landscape Event Simulator*), disponible en <http://seles.info/>. Estos modelos se han aplicado para una variedad de objetivos, incluyendo los efectos de la gestión en la configuración espacial del paisaje (GUSTAFSON & CROW 1996; GUSTAFSON et al., 2007; ZOLLNER

et al., 2008), las interacciones entre gestión forestal, distribuciones de edad de las masas forestales y riesgo y régimen de incendios (FALL et al., 2004; GUSTAFSON et al., 2004), la respuesta de los paisajes y especies arbóreas forestales al cambio climático (SCHELLER & MLADENOFF, 2008; XU et al., 2009), los efectos de distintas alternativas de gestión en la calidad y disponibilidad de hábitat para distintas especies de fauna (SHIFLYE et al., 2006) o la evaluación de los efectos futuros de diferentes planes de reforestación (BU et al., 2008). Sin embargo, estos modelos y enfoques no han tenido todavía apenas repercusión en la planificación forestal en España, aunque cabe esperar que a corto o medio plazo se vaya incrementando su difusión y uso efectivo.

6. Conclusiones, dificultades y retos

La perspectiva y aportaciones conceptuales desarrolladas en el ámbito de la ecología del paisaje y otras disciplinas afines brindan nuevos criterios y herramientas para la planificación y ordenación forestal que, lejos de excluir o sustituir otras aproximaciones y escalas de trabajo, se complementan y refuerzan de forma natural con éstas, y ofrecen nuevas posibilidades y oportunidades que contribuyen a enriquecer y ampliar el marco tradicional de la ordenación forestal y a reforzar la multifuncionalidad y el uso sostenible de los ecosistemas forestales. Esta perspectiva nos indica que al gestionar un rodal o monte es necesario mirar más allá de sus propios límites, ya que la consecución de los objetivos planteados puede no depender sólo de las actuaciones que podamos llevar a cabo dentro del mismo, y que éstas pueden a su vez tener efectos en un contexto espacial más amplio. Los rodales y bosques no deben concebirse como una isla dentro del territorio, sino como parte integrante de un mosaico territorial más extenso y más complejo, y como unidades dinámicas que interactúan entre sí y con otros usos y zonas del paisaje mediante procesos ecológicos que no se detienen en los límites administrativos, dasocráticos o los marcados por una clasificación de cubiertas o usos del suelo.

Durante cierto tiempo, la necesidad de aplicar tratamientos selvícolas en la ordenación de montes ha quedado justificada, o al menos así ha sido percibido por una parte de la sociedad, por la necesidad de extraer la posibilidad y aprovechar el potencial de producción del monte, ya sea de manera directa mediante las cortas de regeneración, o mediante tratamientos de mejora orientados a incrementar el valor de los fustes en el momento de la corta final. A medida que se ha ido produciendo la disminución del precio real de la madera, el aumento del coste de la mano de obra y los cambios en el contexto socioeconómico y en las propias demandas sobre los bosques, los objetivos productivos han ido languideciendo en mayor o menor medida en algunas zonas de nuestro país. Una parte de la sociedad ha interpretado que en este contexto no era ya necesario acudir a los tratamientos selvícolas y que la no intervención constituía la mejor respuesta para las nuevas demandas (tales como la conservación de la biodiversidad), resultando en un abandono o disminución de la gestión en muchos montes españoles y, en algunos casos, en una creciente densificación de las masas y homogeneización de los paisajes forestales. Hemos discutido cómo estas tendencias pueden tener efectos empobrecedores sobre la diversidad a diferentes escalas, y cómo es necesaria una planificación forestal integrada que abarque desde la escala de rodal hasta la escala de paisaje y que intervenga y actúe sobre las masas forestales al concebir las perturbaciones como un agente modelador consustancial a los propios ecosistemas. Son muchos los objetivos y funciones de los montes, más allá de los estrictamente productivos, que requieren de la intervención activa y de los tratamientos selvícolas para asegurar su adecuada consecución y conservación (contención del riesgo de grandes incendios forestales, incremento en las tasas de captura de carbono, etc.). En este sentido, la gestión forestal debe inducir directa o

indirectamente un nivel, variedad e intensidad intermedia de perturbaciones que resulte beneficioso también para el propio mantenimiento y fomento de la biodiversidad forestal y que al mismo tiempo contribuya a reactivar y transmitir con mayor éxito a la sociedad la necesidad de los tratamientos selvícolas y las actuaciones a diferentes escalas para mejorar las condiciones de los bosques mediterráneos y la variedad de los servicios ambientales que éstos reportan. Una gestión activa concebida y planificada a escala de paisaje, en la que las actuaciones a escala de rodal se enmarquen dentro de los objetivos en un contexto espacial más amplio, debe incidir sobre determinadas características clave de la estructura del paisaje, favoreciendo la diversidad y heterogeneidad del paisaje forestal y procurando patrones espaciales que mejoren la conectividad de los bosques y por tanto la capacidad de las especies para adaptarse a los cambios y dinámicas que actúan a múltiples escalas como resultado del cambio socioeconómico y climático (e.g. GIL-TENA et al., 2009b; 2009d), tendencias que podrían mantenerse o incluso acentuarse en el futuro. Estas consideraciones tienen especial cabida y relevancia dentro de las crecientes demandas de gestión ajustada a las necesidades de los espacios forestales pertenecientes a la Red Natura 2000, así como en la elaboración de los Planes de Ordenación de los Recursos Forestales (e.g. GARCÍA-FECED et al., 2008), entre otros instrumentos de gestión forestal sostenible.

Sin embargo, buena parte de estas consideraciones y aproximaciones metodológicas han encontrado hasta el momento una aplicación en general escasa en la práctica de la ordenación forestal en España y en la región mediterránea en su conjunto. Y ello a pesar de que es posiblemente en estos medios donde tendrían una mejor cabida y potencial, dada la heterogeneidad, variabilidad espacio-temporal y dinamismo intrínseco de los bosques mediterráneos, que han venido siendo conformados y moldeados mediante una íntima y secular relación con el hombre y las actividades antrópicas (e.g. TORRAS et al., 2008). Esto se explica por varios motivos. En primer lugar, dado el reciente desarrollo de muchas de las aportaciones conceptuales y metodológicas derivadas de la ecología del paisaje y otras disciplinas afines, éstas, aunque se van difundiendo progresivamente entre gestores e investigadores, todavía no han tenido tiempo de alcanzar el lugar que posiblemente les corresponde tanto a nivel de la gestión como de la formación académica en el ámbito forestal en nuestro país.

En segundo lugar, al ampliar las escalas de planificación se presenta la necesidad y el problema de tener que involucrar a diferentes propietarios, públicos y privados, o incluso a diferentes administraciones, con la variedad de intereses, objetivos y grado de implicación en la gestión, conservación y aprovechamiento de los montes que puede haber entre los mismos. Los patrones espaciales a escala de paisaje están controlados, aunque no sea de forma voluntaria y directa en la mayoría de los casos, por las decisiones que cada una de esos propietarios toma a una escala más local (de monte o finca), y por las interacciones que se establecen entre las mismas (SPIES et al., 2002). En la mayoría de los casos, las soluciones a los problemas de gestión y conservación no se pueden abordar con éxito mediante la adopción de medidas individuales y aisladas en cada una de las propiedades. Ello requiere de considerables esfuerzos para involucrar a diferentes propietarios públicos y privados y conseguir que modifiquen o coordinen sus acciones individuales a una escala más local para alcanzar unos determinados objetivos a escala del conjunto del paisaje y la propia sostenibilidad de los procesos que en ella operan (SPIES et al., 2002). La escala habitual de la toma de decisiones en la ordenación forestal y las escalas a las que operan estos procesos muchas veces no coinciden, y aquí está sin duda uno de los principales retos y dificultades prácticas a superar en este ámbito.

En tercer lugar, la variabilidad en las respuestas de las diferentes especies y procesos a la heterogeneidad, fragmentación, conectividad, dinámicas y perturbaciones en el paisaje, complica la adopción de medidas que tengan un efecto y unos beneficios unívocos para todas ellas, y hace que no existan recetas cerradas que sean adecuadas para su aplicación sistemática y general en todos nuestros montes ni para todas las funciones y servicios ambientales que proporcionan. Dependiendo de las especies presentes, los procesos actuantes, los objetivos preferentes, y otros particulares de la gestión y de los espacios en los que ésta se aplica, las soluciones serán posiblemente diferentes y habrá que explorarlas y definirlas en cada caso. Ello requiere sin duda un mayor esfuerzo por parte del gestor. Por un lado, le exige un conocimiento más profundo y específico del medio en el que va a aplicar la gestión, así como una visión más multidisciplinar de la misma. Por otro lado, también le confiere una mayor responsabilidad, al menos en comparación con otros métodos de ordenación clásicos como el de los tramos permanentes, en los que el margen de maniobra (y también de error) por parte del gestor son más limitados. Pero al mismo tiempo al gestor se le abre un mayor abanico de posibilidades y la oportunidad de practicar una gestión más rica y con una perspectiva más amplia, y de poner en valor, más aun si cabe, la necesidad de una planificación y gestión forestal activa para responder a las nuevas demandas sobre los bosques.

Finalmente, es importante señalar que las investigaciones en este ámbito son especialmente complejas dadas las amplias escalas espaciales y temporales y la variedad de especies y procesos ecológicos involucrados, resultando muchas veces difícil la generalización de los experimentos realizados de una escala a otra (e.g. BOUTIN & HEBERT, 2002). Ello hace que los conocimientos científicos en este ámbito sean todavía notoriamente escasos, y más aun en nuestros medios mediterráneos, menos estudiados que los boreales, los tropicales y, sobre todo, los norteamericanos. Quedan muchos esfuerzos y aportaciones por hacer desde la comunidad científica para responder a estas necesidades de conocimiento y de nuevas propuestas, especialmente en lo que se refiere a las interacciones entre gestión forestal, patrones y procesos ecológicos en escalas amplias. Aunque ya hay metodologías, herramientas y conocimientos científicos disponibles y listos para su aplicación práctica en la planificación y gestión forestal operativa, otros muchos están a la espera de su desarrollo y las necesidades de investigación y transferencia en este ámbito son especialmente notorias y acuciantes.

7. Agradecimientos

Buena parte de las ideas e investigaciones expuestas en este artículo son el resultado de siete años de actividad en la Universidad de Lleida y, en los últimos años, también en el Centro Tecnológico Forestal de Cataluña. Estos trabajos han sido desarrollados en el marco de los proyectos CONEFOR (REN 2003-01628), IBEPFOR (CGL2006-00312/BOS), y Consolider-Ingenio MONTES (CSD2008-00040), así como a través de otros proyectos y convenios financiados por el Ministerio de Ciencia e Innovación, el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, y la Unión Europea, y han dado lugar a tres tesis doctorales ya finalizadas (Lucía Pascual Hortal, Asunción Gil Tena, Olga Torras Segura) y a otras actualmente en desarrollo, así como a activas colaboraciones con otros grupos de investigación. Deseo extender un sincero agradecimiento a todas estas instituciones y personas por su decidido apoyo y sus enriquecedoras contribuciones durante todo este tiempo.

8. Bibliografía

ANDRÉN, H.; 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - A review. *Oikos* 71: 355-366.

ARAÚJO, M.B.; RAHBK, C.; 2006. How does climate change affect biodiversity? *Science* 313: 1396-1397.

ARRECHEA, E.; VERICAT, P.; PIQUÉ, M.; (eds.) 2008. Actas de la reunión sobre ordenación por rodales: experiencias y aplicación. *Cuad Soc Esp Cien For* 27. 150 pp.

BATTLES, J.J.; SHLISKY, A.J.; BARRETT, R.H.; HEALD, R.C.; ALLEN-DIAZ, B.H.; 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. *Forest Ecol Manag* 146: 211-222.

BLONDEL, J.; FARRÉ, H.; 1988. The convergent trajectories of bird communities along ecological successions in European forests. *Oecologia* 75: 83-93.

BOUTIN, S.; HEBERT, D.; 2002. Landscape ecology and forest management: developing an effective partnership. *Ecol Appl* 12: 390-397.

BRAVO, F.; 2009. Adaptive forest management: learning by doing in forestry. En: PALAHÍ, M.; BIROT, Y.; BRAVO, F.; GORRIZ, E. (eds.): Modelling, Valuing, and Managing Mediterranean Forest Ecosystems for Non-Timber Goods and Services. pp. 111-118. EFI Proceedings nº 57.

BROTONS, L.; HERRANDO, S.; MARTIN, J.L.; 2004. Bird assemblages in forest fragments within Mediterranean mosaics created by wild fires. *Landscape Ecol* 19: 663-675.

BROTONS, L.; PONS, P.; HERRANDO, S.; 2005. Colonization of dynamic Mediterranean landscapes: where do birds come from after fire? *J Biogeogr* 32: 789-798.

BU, R.; HE, H.S.; HU, Y.; CHANG, Y.; LARSEN, D.R.; 2008. Using the LANDIS model to evaluate forest harvesting and planting strategies under possible warming climates in Northeastern China. *Forest Ecol Manag* 254: 407-419.

BUREL, F.; BAUDRY, J.; 2002. Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones. Mundi-Prensa. 390 pp. Madrid.

CAMPRODON, J.; 2001. Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada. En: CAMPRODON, J.; PLANA, E. (eds): Conservación de la Biodiversidad y Gestión Forestal. Su Aplicación en la Fauna Vertebrada. pp. 135-179. Edicions Universitat de Barcelona. Barcelona.

CHETKIEWICZ, C.L.B.; CLAIR, C.C.; BOYCE, M.S.; 2006. Corridors for conservation: Integrating pattern and process. *Annu Rev Ecol Evol S* 37: 317-342.

CONNELL, J.H.; 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.

CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M.; 2006. Connectivity Conservation. Cambridge University Press. 729 pp. Cambridge.

CROW, T.R.; PERERA, A.H.; 2004. Emulating natural landscape disturbance in forest management – an introduction. *Landscape Ecol* 19: 231-233.

DAMSCHEIN, E.I.; HADDAD, N.M.; ORROCK, J.L.; TEWKSBURY, J.J.; LEVEY, D.J.; 2006. Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. *Science* 313: 1284-1286.

DECOCQ, G.; AUBERT, M.; DUPONT, F.; ALARD, D.; SAGUEZ, R.; WATTEZ-FRANGER, A.; DE FOUCAULT, B.; DELELIS-DUSOLLIER, A.; BARDAT, J.; 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *J Appl Ecol* 41: 1065-1079.

DÍAZ, L.; 2006. Influences of forest type and forest structure on bird communities in oak and pine woodlands in Spain. *Forest Ecol Manag* 223: 54-65.

DREVER, C.R.; PETERSON, G.; MESSIER, C.; BERGERON, Y.; FLANNIGAN, M.; 2006. Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience? *Can J Forest Res* 36: 2285-2299.

ELENA-ROSSELLÓ, R.; 2003. Informe Final del Convenio “Análisis de la Dinámica espacial y Temporal de los Paisajes Rurales Españoles” entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Universidad Politécnica de Madrid. Disponible en <http://www.forestales.upm.es/Descarga.aspx?cont=unidad&sec=4&id=106>

ESTRADA, J.; PEDROCCHI, V.; BROTONS, L.; HERRANDO, S.; 2004. Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions. 638 pp. Barcelona.

FAHRIG, L.; 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Sys.* 34: 487-515.

FALL, A.; FORTIN, M.J.; KNEESHAW, D.D.; YAMASAKI, S.H.; MESSIER, C.; BOUTHILLIER, L.; SMYTH, C.; 2004. Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests. *Can J Forest Res* 34: 310-322.

FORMAN, R.T.T.; 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press. 632 pp. Cambridge.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M.; 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons. 620 pp. New York.

GARCÍA-FECED, C.; GONZÁLEZ-ÁVILA, S.; ELENA-ROSSELLÓ, R.; 2008. Metodología para la tipificación y caracterización estructural de paisajes en comarcas forestales españolas. *Invest Agrar: Sist Recur For* 17: 130-142.

GARITACELAYA, J.; 2008. La sorprendente historia de cómo se disiparon y desvanecieron los métodos clásicos de ordenación de montes. *Actas de la reunión sobre ordenación por rodales: experiencias y aplicación. Cuad Soc Esp Cien For* 27: 95-102.

GIL-TENA, A.; SAURA, S.; BROTONS, L.; 2007. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecol Manag* 242: 470-476.

GIL-TENA, A.; TORRAS, O.; SAURA, S.; 2008. Relationships between forest landscape structure and avian species richness in NE Spain. *Ardeola* 55: 27-40.

GIL-TENA, A.; BROTONS, L.; SAURA, S.; 2009a. Efecto de la composición y la estructura del bosque en la riqueza de aves forestales: implicaciones para la gestión forestal sostenible. *Montes* (en prensa).

GIL-TENA, A.; BROTONS, L.; SAURA, S.; 2009b. Mediterranean forest dynamics and forest bird distribution changes in the late 20th century. *Global Change Biol* 15: 474-485.

GIL-TENA, A.; BROTONS, L.; SAURA, S.; 2009c. Influencia de las características, dinámica y gestión del bosque mediterráneo en la distribución de las aves forestales a escala de paisaje. *Actas del V Congreso Forestal Español* (en prensa).

GIL-TENA, A.; BROTONS, L.; SAURA, S.; 2009d. Effects of forest landscape changes in the distribution dynamics of expanding specialist forest birds in the Mediterranean region: testing for the role of forest management. Enviado.

GONZÁLEZ, J.M.; PIQUÉ, M.; VERICAT, P.; 2006. Manual de ordenación por rodales: gestión multifuncional de los espacios forestales. Centro Tecnológico Forestal de Cataluña, Fundación Biodiversidad y Fundació Territori i Paisatge. 205 pp.

GONZÁLEZ, J.R.; PALAHÍ, M.; PUKKALA, T.; 2005. Integrating fire risk considerations in forest management planning in Spain – a landscape level perspective. *Landscape Ecol* 20: 957-970.

GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.C.; BURCZYK, J.; NATHAN, R.; NANOS, N.; GIL, L.; ALÍA, R.; 2006. Effective gene dispersal and female reproductive success in Mediterranean maritime pine (*Pinus pinaster* Aiton). *Mol Ecol* 15: 4577-4588.

GUSTAFSON, E.J.; CROW, T.; 1996. Simulating the Effects of Alternative Forest Management Strategies on Landscape Structure. *J Environ Manage* 46: 77-94.

GUSTAFSON, E.J.; ZOLLNER, P.A.; STURTEVANT, B.R.; HONG, S.H.; MLADENOFF, D.J.; 2004. Influence of forest management alternatives and land type on susceptibility to fire in northern Wisconsin, USA. *Landscape Ecol* 19: 327-341.

GUSTAFSON, E.J.; LYTLE, D.E.; SWATY, R.; LOEHLE, C. 2007. Simulating the cumulative effects of multiple forest management strategies on landscape measures of forest sustainability. *Landscape Ecol* 22: 141-156.

- HAILA, Y.; 1999. Islands and fragments. En: HUNTER, M.L. (eds): Maintaining biodiversity in forest ecosystems. pp. 234–264. Cambridge University Press. Cambridge.
- HANNAH, L.; MIDGLEY, G.F.; LOVEJOY, T.; BOND, W.J.; BUSH, M.; LOVETT, J.C.; SCOTT, D.; WOODWARD, F.I.; 2002. Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conserv Biol* 16: 264-268.
- HARRIS, L.D.; 1984. The fragmented forest. University of Chicago Press. 211 pp. Chicago.
- HE, H.S.; 2008. Forest landscape models: Definitions, characterization, and classification. *Forest Ecol Manag* 254: 484-498.
- HERRANDO, S.; BROTONS, L.; 2002. Forest bird diversity in Mediterranean areas affected by wildfires: a multi-scale approach. *Ecography* 25: 161-172.
- HOBSON, K.A.; BAYNE, E.; 2000. The effects of stand age on avian communities in aspen-dominated forests of central Saskatchewan, Canada. *Forest Ecol Manag* 136: 121–134.
- HULSHOFF, R.M.; 1995. Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecol* 10: 101-111.
- JANSSON, G.; ANDRÉN, H.; 2003. Habitat composition and bird diversity in managed boreal forests. *Scand J Forest Res* 18: 225-236.
- KUPFER, J.A.; MALANSON, G.P.; FRANKLIN, S.B.; 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecol Biogeogr* 15: 8–20.
- LAFORTEZZA, R.; CHEN, J.; SANESI, G.; CROW, T.R.; 2008. Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management. Springer. 426 pp.
- LLORET, F.; CALVO, E.; PONS, X.; DÍAZ-DELGADO, R.; 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecol* 17: 745–759.
- LÓPEZ-LILLO, A.; 1999. Los Espacios Naturales Protegido Españoles. En: Ciencias y Técnicas Forestales: 150 años de aportaciones de los ingenieros de montes. pp. 389-401. Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid.
- MLADENOFF, D.J.; WHITE, M.A.; PASTOR, J.; CROW, T.R.; 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecol Appl* 3: 294-306.
- MLADENOFF, D.J.; BAKER, W.L.; 1999. Spatial modeling of forest landscape change: approaches and applications. Cambridge University Press. 384 pp. New York.
- MONTERO G.; MADRIGAL, A.; 1999. La Selvicultura y la Ordenación de Montes. En: Ciencias y Técnicas Forestales: 150 años de aportaciones de los ingenieros de montes. pp. 23-32. Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid.
- MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS Y TRANSPORTES (MOPT); 1993. Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Monografías de la Secretaría de Estado para las

Políticas del Agua y Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Transportes. 809 pp. Madrid.

NIEMELÄ, J.; 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecol Manage* 115: 127-134.

NIEMELÄ, J.; 2001. The Utility of Movement Corridors in Forested Landscapes. *Scand J Forest Res* 16: 70-78.

OPDAM, P.; FOPPEN, R.; VOS, C.; 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecol* 16: 767-779.

OPDAM, P.; WASCHER, D.; 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biol Conserv* 117: 285-297.

ORTEGA, M.; BUNCE, R.G.H.; GARCÍA DEL BARRIO, J.M.; ELENA-ROSSELLÓ, R.; 2008. The relative dependence of Spanish landscape pattern on environmental and geographical variables over time. *Invest Agrar: Sist Recur For* 17: 114-129.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S.; 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecol* 21: 959-967.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S.; 2008a. Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional. Propuesta metodológica y nueva herramienta de decisión. *Montes* 94: 31-37.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S.; 2008b. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *Eur J Forest Res* 127: 23-31.

PENNANEN, J.; GREENE, D.F.; FORTIN, M.J.; MESSIER, C.; 2004. Spatially explicit simulation of long-term boreal forest landscape dynamics: Incorporating quantitative stand attributes. *Ecol Model* 180:195-209.

POYATOS, R.; LATRON, J.; LLORENS, P.; 2003. Land use and land cover change after agricultural abandonment: The case of a Mediterranean Mountain area (Catalan Pre-Pyrenees). *Mt Res Dev* 23: 362-368.

PRIETO, A.; DÍAZ-BALTEIRO, L.; 2001. El papel de las ordenaciones históricas ante la inclusión de nuevos métodos de ordenación forestal. *Actas de la III Reunión Sobre Evolución de Ordenaciones Históricas. Cuad Soc Esp Cien For* 11: 119-124.

PULLIAM, H.R.; 1988. Sources, sinks and population regulation. *Am Nat* 132: 652-661.

RAISON, R.J.; BROWN, A.G.; FLINN, D.W.; 2001. Criteria and indicators for sustainable forest management. IUFRO Research Series 7. CAB Publishers. 462 pp. Reino Unido.

ROBERTS, M.R.; GILLIAM, F.S.; 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecol Appl* 5: 969-977.

ROCHELLE, J.A.; LEHMAN, L.A.; WISNIEWSKI, J.; 1999. Forest fragmentation: wildlife and management implications. Die Deutsche Bibliothek – CIP. 317 pp. Holanda.

SANTOS, T.; TELLERÍA, J. L.; 1998. Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados de las mesetas ibéricas. Serie Técnica. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente. 139 pp. Madrid.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L.; 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape Urban Plann* 83: 91-103.

SAURA, S.; 2008. Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. En: LAFORTEZZA, R.; CHEN, J.; SANESI, G.; CROW, T.R. (eds): Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management. pp. 403-422. Springer.

SAURA, S.; TORRAS, O.; GIL-TENA, A.; PASCUAL-HORTAL, L.; 2008. Shape irregularity as indicator of forest biodiversity and guidelines for metric selection. En: LAFORTEZZA, R.; CHEN, J.; SANESI, G.; CROW, T.R. (eds): Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management. pp. 167-189. Springer.

SAURA, S.; RUBIO, M.L.; 2009a. Conefor Sensinode, una nueva herramienta para el análisis de la conectividad de los bosques: fundamentos y experiencias de aplicación. *Actas del V Congreso Forestal Español* (en prensa).

SAURA, S.; RUBIO, M.L.; 2009b. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. Enviado.

SAURA, S.; TORNÉ, J.; 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environ Modell Softw* 24: 135-139.

SCHELLER, R.M.; MLADENOFF, D.J.; 2007. An ecological classification of forest landscape simulation models: tools and strategies for understanding broad-scale forested ecosystems. *Landscape Ecol* 22: 491-505.

SCHELLER, R.M.; MLADENOFF, D.J.; 2008. Simulated effects of climate change, fragmentation, and inter-specific competition on tree species migration in northern Wisconsin, USA. *Climate Res* 36:191-202.

SCHUMANN, M.E.; WHITE, A.S.; WITHAM, J.W.; 2003. The effects of harvest-created gaps on plant species diversity, composition, and abundance in a Maine oak-pine forest. *For Ecol Manag* 176: 543-561.

SEKERCIOGLU, C.H.; 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol Evol* 21: 464-471.

SHIFLEY, S.R.; THOMPSON, F.R.; DIJAK, W.; LARSON, M.A.; MILLSPAUGH, J.J.; 2006. Simulated effects of forest management alternatives on landscape structure and habitat suitability in the Midwestern United States. *Forest Ecol Manag* 229: 361–377.

SHIFLEY, S.R.; THOMPSON, F.R.; DIJAK, W.D.; FAN, Z.; 2008. Forecasting landscape-scale, cumulative effects of forest management on vegetation and wildlife habitat: A case study of issues, limitations, and opportunities. *Forest Ecol Manag* 254: 474–483.

SIMBERLOFF, D.; FARR, J.A.; COX, J.; MELHAM, D.W.; 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investment? *Conserv Biol* 6: 493-504.

SPIES, T.A.; RIPPLE, W.J.; BRADSHAW, G.A.; 1994. Dynamics and pattern of a managed coniferous forest landscape in Oregon. *Ecol Appl* 4: 555-568.

SPIES, T.A.; REEVES, G.H.; BURNETT, K.M.; MCCOMB, W.C.; JOHNSON, K.N.; GRANT, G.; OHMANN, J.L.; GARMAN, S.L.; BETTINGER, P.; 2002. Assessing the ecological consequences of forest policies in a multi-ownership province in Oregon. En: LIU, J.; TAYLOR, W.W. (eds.): *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management*. pp. 179-207. Cambridge University Press

SUTHERLAND, G.D.; HARESTAD, A.S.; PRICE, K.; LERTZMAN, K.P.; 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conserv Ecol* 4: 16 (online) <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>.

TAYLOR, P.D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G.; 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.

TERRADAS, J.; GRACIA, C.; ÀVILA, A.; IBÀÑEZ, J.J.; ESPELTA, J.M.; VAYREDA, J.; 2004. Els boscos de Catalunya. Estructura, dinàmica i funcionament. Documents dels Quaderns de Medi Ambient, 11. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya. 182 pp. Barcelona.

THEOBALD, D.M.; 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. En: CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M. (eds.): *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press. pp. 416-443. Cambridge.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L.; 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecol* 15: 633-641.

TORRAS, O.; SAURA S.; 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *For Ecol Manag* 255: 3322-3330.

TORRAS, O.; GIL-TENA, A.; SAURA, S.; 2008. How does forest landscape structure explain tree species richness in a Mediterranean context? *Biodiversity Conserv* 17: 1227-1240.

TORRAS, O.; MARTÍN-QUELLER, E.; SAURA, S.; 2009. Relating landscape structure, environment and management to forest biodiversity indicators in Mediterranean landscapes. Enviado.

TURNER, M.G.; 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annu Rev Ecol Evol* 36:319-344.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V.; 2001. Landscape ecology in theory and practice, pattern and process. Springer-Verlag. 420 pp. New York.

URBAN, D.; KEITT, T.; 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.

VEGA-GARCÍA, C.; CHUVIECO, E.; 2006. Applying local measures of spatial heterogeneity to Landsat-TM images for predicting wildfire occurrence in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecol* 21: 595-605.

WHITE, P.S.; 1979. Pattern, process and natural disturbance in vegetation. *Bot Rev* 45: 229-299.

WIENS, J.A.; SCHOOLEY, R.L.; WEEKS, R.D.; 1997. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? *Oikos* 78: 257-264.

WIGLEY, T.B.; ROBERTS, T.H.; 1997. Landscape-level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. *Forest Ecol Manag* 90: 141-154.

XU, C.; GERTNER, G.Z.; SCHELLER, R.M.; 2009. Uncertainty in forest landscape response to global climate change. *Global Change Biol* 15: 116-131.

ZOLLNER, P.A.; ROBERTS, L.J.; GUSTAFSON, E.J.; HE, H.S.; RADELOFF, V.; 2008. Influence of forest planning alternatives on landscape pattern and ecosystem processes in northern Wisconsin, USA. *Forest Ecol Manag* 254: 429-444

ZOZAYA, E.; BROTONS, L.; SAURA, S.; PONS, P.; HERRANDO, S.; 2009. Functional connectivity determines the post-fire colonisation of an open-habitat bird species. *Enviado*.