

ELEMENTOS BIOLÓGICOS A TENER EN CUENTA EN LA PLANIFICACIÓN FORESTAL A ESCALA DE RODAL Y DE PAISAJE

Jordi Camprodon Subirachs

Àrea de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Pujada del Seminari s/n. 25280-SOLSONA (Lleida, España). Correo electrónico: jordi.camprodon@ctfc.cat

Resumen

La ordenación por rodales brinda una magnífica ocasión para preguntarnos como adaptar la planificación forestal a las necesidades de especies y grupos de organismos de afinidad ecológica. En primer lugar debemos conocer las poblaciones mínimas viables de cada especie que debemos mantener a nuestra escala de trabajo (unidad de ordenación, espacio natural, comarca, etc.). A continuación debemos conocer qué variables manejables para el gestor deben tenerse en cuenta a dos escalas de trabajo básicas: 1) escala de rodal y 2) escala de paisaje. A escala de rodal podemos distinguir una serie de variables estructurales de uso común para los gestores (densidad de pies por clases diamétricas, FCC, coberturas arbustivas, volumen de madera muerta, etc.) que inciden de forma directa sobre los valores de riqueza y abundancia de poblaciones de flora y fauna. Tales variables pueden modificarse para adecuarlas a requerimientos ambientales de un abanico amplio de especies mediante el uso de indicadores biológicos. La escala de paisaje (superficie arbolada continua, distribución de masas maduras, conexión entre montes arbolados, etc.) es importante para la supervivencia de fauna con amplios dominios vitales (mochuelo boreal, urogallo, oso pardo, etc.), así como para densidades de especies de territorios más pequeños (escasas hectáreas), pero abundantes y a menudo claves en el funcionamiento ecosistémico de nuestra unidad de ordenación. Combinando las herramientas de planificación (a una escala de inventario y ordenación fina y detallada integrada en una red más amplia, de paisaje) con los conocimientos biológicos aplicados puede conseguirse una mejor integración de la conservación de la biodiversidad en la gestión forestal.

Palabras clave: *Conservación, Hábitats, Flora, Fauna, Gestión forestal*

INTRODUCCIÓN

En el área mediterránea, la estructura y calidad como hábitat de los bosques actuales es el resultado de la calidad de estación ecológica y del régimen de perturbaciones naturales y antrópicas. Las más periódicas acostumbra a ser las conducidas por la actividad humana, que desde tiempo secular y como en pocos lugares del mundo, han configurado el mosaico heterogé-

neo de los paisajes de la región mediterránea (TRABAUD, 1981; BLONDEL & ARONSON, 1999). Los cambios en la estructura de los hábitats afectan la dinámica espacial y temporal de las especies sensibles a las perturbaciones (TURNER, 1987), las cuales responden a las nuevas condiciones incrementando, reduciendo o redistribuyendo sus dominios vitales y poblaciones.

Si el mantenimiento y mejora de la diversidad biológica es un objetivo de la gestión fores-

tal multifuncional, ésta debe tener en cuenta los requerimientos ecológicos de las distintas especies a escala de rodal y de paisaje y adoptarlos en la planificación y gestión diaria.

La primera cuestión que debe abordar el gestor de un monte es su parte de responsabilidad en la conservación de una especie o de un hábitat determinado a escala local y regional. Este razonamiento debería ser obligado cuando se trata de hábitats y especies amenazados. Por ejemplo, hábitats y especies de interés prioritario a escala europea (Directivas Hábitats y Aves) y especies con categoría de vulnerables o en peligro de extinción en los catálogos de flora y fauna amenazada o en las estrategias de conservación de la biodiversidad a escala estatal y autonómica. A nivel más concreto, debería conocer y aplicar su cuota de responsabilidad por lo que respecta a las directrices de los planes de conservación o de recuperación vigentes de especies amenazadas. Estos planes suelen dar una importancia capital a la mejora de los hábitats. No se trata de absoluto de pasar la mayor parte de la responsabilidad de conservación de un hábitat o especie al gestor forestal, que debe atender a muchos problemas en relación con sus montes. Pero si debe compartirla con los organismos de la administración directamente responsables de estas labores. Sólo mejorar la comunicación y el entendimiento entre responsables políticos y técnicos de conservación biológica y de gestión forestal es un primer paso imprescindible, que por desgracia no es habitual, incluso compartiendo una misma consejería o departamento.

Sentada esta base práctica podemos pasar a lo concreto. Para una correcta planificación forestal el o los gestores deben, en primer lugar, conocer y exigir la información disponible sobre la distribución y estado poblacional de una especie amenazada que se encuentra en su territorio y los cambios que se produzcan en su estatus conforme se vaya modificando con los resultados de nuevos seguimientos. Como segundo paso, los especialistas en biología de la conservación deberían transmitirle las poblaciones mínimas viables de cada especie que debe mantener según la unidad territorial que trabaje (monte público, espacio natural, comarca, etc.). Por ejemplo, en el caso del urogallo, una especie

emblemática y amenazada (en peligro de extinción en el cantábrico y vulnerable en los Pirineos) el gestor debería tener actualizada la delimitación cartográfica de los cantaderos, zonas de cría y zonas de invernada en cada monte, así como el número de ejemplares (y a poder ser productividad anual) por cada zona vital (por ejemplo machos por cantadero y hembras con pollos). Además se le tendría que proporcionar la población mínima que debe mantenerse en cada lugar o aquella que debería recuperarse para conseguir una población viable. En base a esta información podría adaptar y planificar la gestión forestal de cada monte al estado poblacional de la especie, por ejemplo dejando cantaderos sin intervenir o realizando mejoras silvícolas en áreas de cría. Todo ello compatibilizando la conservación de la especie con los demás usos y beneficios forestales.

Además de las especies amenazadas, existe una biodiversidad menos llamativa, pero más patente constituida por infinidad de especies, de distribución más o menos amplia, a menudo poco conocida (es especial si nos fijamos en criptógamas e invertebrados). Muy a menudo nos fijamos exclusivamente en las especies bandera, como el urogallo, e interpretamos que el estado de conservación de la biodiversidad es bueno si ésta y unas pocas especies más van más o menos bien. Sin embargo, debemos recordar que las especies bandera no necesariamente cumplen con una función bioindicadora, ni a menudo se trata de especies clave para el sistema, como sí son las pequeñas aves y roedores dispersores de semillas o la entomofauna del suelo. Por tanto, esta diagnosis no nos está indicando realmente el estado de salud del sistema. En cambio, especies y grupos más comunes, pero estrechamente condicionados por la estructura del hábitat si nos funcionan como indicadores. Ejemplos habituales los tenemos en los líquenes, fanerógamas y aves comunes (LONGÁN Y GÓMEZ-BOLEA, 2002; BURFIELD & VORÍSEK, 2003; STOFER, 2003).

La diversidad ecológica de bioindicadores en un monte puede variar enormemente según el modelo de gestión aplicado. Combinando una planificación y tratamientos a escala de rodal y de paisaje puede conseguirse una mejora substancial de la riqueza y abundancia de especies,

parámetros simples que pueden tomarse como buenos índices de diversidad.

VARIABLES AMBIENTALES MANEJABLES A ESCALA DE RODAL

De entrada han de distinguirse varias escalas, según el tamaño y capacidad de dispersión de los seres vivos. A escala más pequeña se encuentran los organismos más pequeños y/o de menor capacidad de dispersión. Dependen de condiciones microclimáticas imperantes en el interior del bosque y por consiguiente de una estabilidad del sistema y de la conservación de microhábitats. Entre ellos pueden señalarse los líquenes, musgos y hepáticas y buena parte de los hongos y plantas vasculares, aunque estos dos grupos pueden tener una capacidad de dispersión más o menos amplia a partir del viento y, especialmente, de la zoocoria. Estos organismos dependen de unas condiciones abióticas estables: humedad y temperatura proporcionadas por la cubierta arbórea y la existencia de substratos adecuados (LONGÁN Y GÓMEZ-BOLEA, 2002). Para muchos hongos, briófitos e insectos deben existir distintas calidades de madera muerta o cavidades en descomposición en tocón o tronco para desarrollarse (RAUH & SCHMITT, 1991; SAMUELSSON *et al.*, 1994; TRAVÉ *et al.*, 1999). Estos substratos deben repartirse a unas distancias adecuadas para permitir la dispersión de propágulos o individuos adultos y así garantizar la conectividad y viabilidad genética entre subpoblaciones. Por ejemplo, los coleópteros saproxílicos tienen una capacidad de dispersión de pocos centenares de metros y los sírfidos (una familia de dípteros) dependen de la madera muerta durante la fase larval y de la floración de fanerógamas nemorales o de claros de bosque en la fase adulta, de las que son esenciales polinizadores. Las variables que debe manejar el gestor para conservar la diversidad a este nivel son la fracción de cabida cubierta (FCC) y la distribución de microhábitats adecuados, como la existencia de unidades de madera muerta (tocones y troncos a partir de 20 cm de diámetro normal) repartidos por el rodal. Además se establece la necesidad de cierta heterogeneidad espacial dentro del mismo rodal o entre rodales, con la exis-

tencia de claros que permitan una mayor entrada de luz para el crecimiento de herbáceas y arbustivas productoras de flores y frutos.

Se pueden distinguir un conjunto de variables clave influidas por la gestión forestal y seleccionadas por un amplio abanico de biondicadores. El perfil vertical de vegetación es un factor no por clásico menos esencial para explicar la diversidad de especies (MACARTHUR & MACARTHUR, 1961; WILSON, 1974; PRODON & LEBRETON, 1981; WIENS, 1989). Los estudios realizados en encinares y alcornocales demuestran como la estructura arbustiva es determinante para los passeriformes del sotobosque. Su riqueza y la abundancia disminuyen con la intensidad de un desbroce. No abundan hasta que los arbustos y lianas superan el 30% de cobertura y 1,5 m de altura (CAMPRODON & BROTONS, 2006).

La madurez del arbolado se asocia a la ausencia de perturbaciones fuertes (PETERKEN, 1996) y favorece la diversidad de hongos, líquenes, insectos asociados a la madera, aves y mamíferos. Como grado de madurez se entiende una densidad relativamente elevada de árboles grandes en grosor (>45 cm de diámetro normal) y en altura y cobertura de copas, acompañada por la existencia de un ciclo de madera muerta en pie y tumbada. Esto no implica la carencia total de tratamientos silvícolas, si estos van dirigidos a respetar o potenciar estas variables. Los resultados obtenidos en gradientes de madurez en encinares y hayedos, indican que la riqueza y abundancia de aves son proporcionales al incremento de las variables de madurez (CAMPRODON, 2003). Estos estudios y la bibliografía disponible recomiendan 5-15 árboles gruesos por hectárea (MACKLOWSKI, 1984; KAVANAGH *et al.*, 1985; SMITH, 1985), a escoger preferentemente entre aquellos con oquedades, nidos y organismos saprofitos, aunque deben tomarse con prudencia estos datos cuantitativos, en especial si se han obtenido en regiones biogeográficas diferentes al área de trabajo.

Una variable limitante para aves, roedores y quirópteros que crían en agujeros y asociado a la madurez son las cavidades arbóreas (BEEBE, 1974; ROLSTAD, 1991; NEWTON, 1994). La disponibilidad de cavidades se correlacionaba con la densidad de ocupantes. En hayedos la abundancia

de estas especies se incrementa hasta unas 20 cavidades en tronco por hectárea (CAMPRDON, 2003), las cuales pueden repartirse de forma ideal entre unos 10-20 árboles.ha⁻¹. La madera muerta es otra variable clave, vinculada a la madurez del bosque. VALLAURI *et al.* (2002) recomiendan dejar 5-10 m³.ha⁻¹ en bosques productivos, hasta llegar a los 15 m³.ha⁻¹, distribuyendo la madera muerta de forma homogénea para facilitar la dispersión de los invertebrados de movilidad reducida. Este volumen debe estar concentrado como máximo en 2 árboles en pie y dos árboles tumbados por hectárea, superiores a 40 cm de diámetro normal. En bosques productivos dentro de áreas protegidas el volumen puede incrementarse hasta 20 m³.ha⁻¹. En bosques gestionados sin explotación durante por lo menos los últimos 50 años, se recomienda incrementar el volumen hasta los 40 m³.ha⁻¹, con la posibilidad de reservar ciertas áreas con prioridad para generar madera muerta. Finalmente, en bosques naturales y seminaturales se permite la acumulación de madera muerta de grandes dimensiones en más de 10 pies.ha⁻¹ superiores a 40 cm de diámetro normal. En hayedos catalanes se ha estimado que la población de aves trepadoras alcanza valores máximos de riqueza con densidades de unas 20 estacas.ha⁻¹ y 15 m³.ha⁻¹ de ramas gruesas secas en árbol (CAMPRDON, 2003).

La densidad de arbolado influye en las condiciones ambientales adecuadas para la flora y fauna de interior de bosque. Las cortas de regeneración por aclareo sucesivo uniforme disminuyen las aves que sólo crían dentro del bosque y propician la entrada de aves de espacios abiertos en función de la intensidad de tala (NORTON & HANNON, 1997; HOBSON & SCHIECK, 1999; RODEWALD & YAHNER, 2000), mientras que la retención de árboles padre reduce el impacto sobre los especialistas forestales (CAMPRDON, 2003). Las cortas a hecho y los klareos sucesivos pueden ser problemáticos para las especies vulnerables, como el urogallo o el oso pardo si se realizan en zonas vitales de cría o invernada. Aquí puede intervenir la combinación de la gestión forestal con la conservación reservando, por ejemplo, zonas más vulnerables y realizando los trabajos fuera de las épocas más sensibles (ONF, 1996; BALLESTEROS Y ROBLES, 2005). El oso pardo requiere una máxima heterogeneidad del hábitat, con variadas especies arbustivas y arbó-

reas con buena productividad de frutos. Una estructura regular de bosquetes de distintas especies, irregular y heterogénea en el espacio, con apertura de claros de unas 10 ha, puede ser óptima para el oso (ONF, 1994; TORRE Y ROY, 1996).

Las estructuras perfectamente irregulares pie a pie no responden a la dinámica natural del bosque. Probablemente, la mayoría de montes arbolados tenderían de forma natural a regularizarse en cierto modo, dada su regeneración a golpes, acercándose al concepto de masa semirregular a una escala de varias decenas de hectáreas. Así, posiblemente, un paisaje forestal maduro no condicionado por la gestión estaría compuesto por un mosaico de masas de edades diferentes, con algunos claros provocados por perturbaciones naturales, estructura cercana a los bosques regulares pero irregular en el espacio, donde no faltarían por supuesto masas muy maduras dada la inexistencia de explotación, combinadas con otras de jóvenes o en regeneración causadas por las perturbaciones naturales (CAMPRDON, 2007).

ESCALA DE PAISAJE

La escala de paisaje es muy variable y puede ser tan restringida que ni apenas llegue a abarcar los dominios de una subpoblación (población local) y tan amplia que considere a toda una metapoblación (conjunto de poblaciones locales conectadas mediante la dispersión de individuos, con una dinámica independiente y duración limitada, según HANSKY (1990).

Las especies de vertebrados con grandes territorios requieren una escala de gestión muy amplia, que en determinados casos supera el monte o la unidad de ordenación. Por ejemplo, los dominios vitales de un pito negro o un mochuelo boreal abarcan desde 100 a 400 ha de superficie, de 130 a 1.200 para un urogallo, el área de campeo de un lince ibérico es de 200 a 2.000 ha y 10, 50 ó 100 mil ha para un macho adulto de oso pardo. A nivel poblacional en algunas especies los dominios vitales se solapan, caso del urogallo, mientras en otras se excluyen total o parcialmente. La escala de paisaje interesa también para la gestión y conservación de especies de pequeños territorios a escala poblacional.

La primera medida a tomar en cuenta es proteger la heterogeneidad del paisaje. Las distintas especies subrayadas arriba dependen de estructuras de hábitat heterogéneas o cambiantes en funcionalidad y estacionalidad. Por ejemplo, a un pito negro puede bastarle un rodal de una hectárea de bosque con grandes árboles para nidificar, pero para la alimentación puede explorar pinares jóvenes con hormigueros abundantes o robledales envejecidos con madera muerta de grandes dimensiones (CAMPRODON *et al.*, 2007). El urogallo varía el uso del hábitat y sus requerimientos según la época del año. Requiere una distribución de rodales 200 ha de buen hábitat separadas por menos de 5 km. Una distancia superior a 25 km es crítica (ONF, 1996; MENONI *et al.*, 2004; BALLESTEROS Y ROBLES, 2005; CANUT, 2007).

Una ordenación forestal debe garantizar la existencia de rodales adecuados distribuidos por el monte para abastecer las necesidades vitales a lo largo del año. Para empezar, los cantaderos ocupan superficies discretas (1-10 ha). Deben excluirse de la explotación, tanto los cantaderos existentes como áreas potenciales repartidas a lo largo del monte. Las zonas de cría se sitúan en un gran porcentaje a una distancia de menos de un kilómetro de los cantaderos. En zonas de cría en terrenos fértiles ($>4.5 \text{ m}^3\text{-año}$) se estima un óptimo de FCC de un 50-70%. Hay que programar las cortas de regeneración en montes regulares para que coexistan suficientes zonas de cría en la unidad de ordenación (10 ha por hembra de referencia). En invierno el urogallo requiere mucha tranquilidad a causa de las duras condiciones climáticas y tróficas. Lleva una vida sedentaria ligada a zonas tranquilas de unas 10-20 ha, emplazadas generalmente la parte alta de las carenas. Dada su situación a menudo inaccesible, estas áreas pueden ser buenas candidatas para ser designadas a evolución natural (DGB y DMAH, 2007).

El fenómeno de la fragmentación de los hábitats forestales habitualmente se asocia a una comunidad faunística empobrecida. Sin embargo, en áreas mediterráneas donde los incendios y otras perturbaciones han moldeado un paisaje heterogéneo en mosaico, los fragmentos de bosque o de espacios abiertos forestales, incluso de tamaño reducido, son críticos para asegurar la presencia de diversas especies de aves y otros

vertebrados en el paisaje (BROTONS, 2007). Por ejemplo, tienen un efecto positivo sobre la fauna, por ejemplo para los cérvidos y otros herbívoros para pastar. Los fragmentos de bosque deben ser grandes, superiores a una hectárea y separados a cortas distancias (decenas o pocos centenares de metros) de otros fragmentos, a ser posible formando una retícula o paisaje en mosaico. A pesar de todo ello, debe evitarse una excesiva atomización del paisaje por un lado y la coincidencia en el espacio de grandes superficies homogéneas, por ejemplo cortas finales de decenas de hectáreas (CAMPRODON, 2007). En pinares pirenaicos se ha comprobado como las aves especialistas forestales disminuyen en abundancia con la superficie intervenida tras unas cortas de regeneración finales, reduciéndose hasta la mitad a partir de las 7-10 ha (CAMPRODON, 2003). Como ejemplo práctico, los planes de ordenación en Navarra incorporan como objetivo el aumento de las áreas con superficie potencial de robledal y la conexión de las diferentes manchas. Por otra parte evitan frentes de explotación de gran extensión.

Una segunda medida importante es preservar rodales de bosques maduros. La mayor parte de las masas arboladas ibéricas son relativamente jóvenes o explotadas bien por huroneo o bien en turnos que no superan los 120 años. Estas reservas pueden ser dirigidas, es decir, gestionadas con intervenciones ponderadas; o bien integrales, sin intervención alguna, aunque se caiga el árbol más monumental. Las primeras se manejan mediante medidas conservativas para potenciar determinadas estructuras, comunidades o especies y para garantizar la estabilidad de la masa frente a perturbaciones naturales. Estos bosques maduros llegan a albergar la mayor parte de especies de briófitos, helechos, fanerógamas, hongos e invertebrados asociados al microclima forestal y a las variables de madurez, como la existencia de árboles añosos y ciclo completo de madera muerta. Igualmente es interesante dejar una muestra representativa de reservas integrales de bosques maduros que puedan evolucionar de forma no condicionada por las actividades humanas. Tales reservas pueden servir de estaciones experimentales para estudiar la evolución no condicionada del ecosistema o bien pueden realizarse intervenciones cuando se detectan indi-

cios de inestabilidad de la masa. Por ejemplo en Navarra legalmente se destina un 5% de las masas forestales. Unidades de 1 a 10 ha de bosque maduro repartidas por el monte ya pueden ser interesantes, pese a su pequeño tamaño, aunque no son nada desdeñables superficies mucho mayores (CAMPRODON, 2007).

REFLEXIONES FINALES

En un principio cualquier método de ordenación forestal puede ser útil para la conservación de los hábitats si tiene en cuenta las necesidades de conservación. En este sentido una gestión de calidad, integradora de la conservación de hábitats y especies, se apunta como aquella que sea capaz de acercarse a los procesos o tendencias naturales que se observan en el bosque. Las intervenciones pueden ser intensas en el espacio, pero temporalmente espaciadas y en superficies reducidas (con preferencia < 1-2 ha).

En general, y en un contexto ibérico, aún falta mucho camino por recorrer para integrar actuaciones de conservación de la biodiversidad en los planes de ordenación de montes públicos y privados. Por ahora, sólo la iniciativa de algunas comunidades como Navarra y de algunos gestores forestales o propietarios lleva a la conservación de árboles-nido o a otras acciones puntuales durante los aprovechamientos, especialmente dedicadas a especies bandera, como el urogallo, sin tener en cuenta el conjunto de la diversidad biológica a partir de la información que prestan los bioindicadores.

BIBLIOGRAFÍA

- BALLESTEROS, F. Y ROBLES, L. (eds.); 2005. *Manual de conservación y manejo del hábitat del urogallo cantábrico*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie manuales de gestión de especies amenazadas. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- BEEBE, S.B.; 1974. *Relationships between insectivorous hole-nesting birds and forest management*. Yale Univ. Sch. of For. Environ. Studies. New Haven.
- BLONDEL, J. & ARONSON, J.; 1999. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press. Oxford.
- BROTONS, L.; 2007. Biodiversidad en mosaicos forestales mediterráneos: el papel de la heterogeneidad y del contexto paisajístico. En: J. Camprodon & E. Plana (eds.), *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona i Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.
- BURFIELD I.J. & VORÍSEK P.; 2003. Using common, widespread species to complement threatened species as indicators of forest biodiversity. In: IUFRO *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe: from ideas to operationality*. Abstract booklet. Firenze.
- CAMPRODON, J.; 2003. *Estructura dels boscos i gestió forestal al nord-est ibèric: efecte sobre la composició, abundància i conservació dels ocells*. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona. Barcelona.
- CAMPRODON, J. & BROTONS, L.; 2006. Effects of undergrowth clearing on bird communities of Northwestern Mediterranean coppice Holm oak forests. *Forest Ecol. Manage.* 221: 72-82.
- CAMPRODON, J.; 2007. Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada. En: J. Camprodon & E. Plana (eds.), *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona i Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.
- CAMPRODON, J.; CAMPIÓN, D.; MARTÍNEZ-VIDAL, R.; ONRUBIA, A.; ROBLES, H.; ROMERO, J. L. Y SENOSIAIN, A.; 2007. Estatus, selección del hábitat y conservación de los pícidos ibéricos. En: J. Camprodon & E. Plana (eds.), *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona y Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.
- CANUT, J.; 2007. Gallináceas de montaña (perdiz pardilla, lagópodo alpino y urogallo) y gestión forestal. En: J. Camprodon & E. Plana (eds.), *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. Edicions Universitat de Barcelona i Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.

- DGB Y DMAH (DIRECCIÓN GENERAL PARA LA BIODIVERSIDAD Y DEPARTAMENT DE MEDI AMBIENT I HABITATGE); 2007. *Jornades de Gestió Forestal i Maneig de l'Hàbitat del Gall Fer pirinenc. Conclusions*. Sort (Lleida).
- HANSKY, I.; 1990. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press. Oxford.
- HOBSON, K.A. & SCHIECK, J.; 1999. Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: harvest and wildlife effects over 30 years. *Ecol. Appl.* 9(3): 849-863.
- KAVANAGH, R.P.; SHIELDS, J.M.; RECHER, H. F. & ROHAN-JONES, W. G.; 1985. Bird populations of a logged and unlogged forest mosaic at Eden, New South Wales. In: Keast & Recher (eds.), *Birds of Eucalypt Forests and Woodlands*. Royal Australasian Ornith. Union. Sidney.
- LONGÁN, À. Y GÓMEZ-BOLEA, A.; 2002. Els líquens epífits com a bioindicadors de l'estat de conservació dels boscos. *Bull. Inst. Cat. Hist. Nat.* 70: 5-20.
- MACARTHUR, R.H. & MACARTHUR, R.W.; 1961. On birds species diversity. *Ecology* 42: 594-598.
- MENONI, E.; DU RAU, P.D.; BRUSTEL, H.; BRIN, A.; VALLADARES, L.; CORIOL, G.; DE HARVENC, L. & CASTEDL, J.L.; 2004. *Amélioration des habitats en faveur du grand tétras et bénéfiques escomptés sur la biodiversité*. Rapport scientifique. Office National de la Chasse et la Faune Sauvage.
- NEWTON, I.; 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-esting birds: a review. *Biol. Conserv.* 70: 265-276.
- NORTON, M.R. & HANNON, S.J.; 1997. Songbirds response to partial-cut logging in the boreal mixedwood forest of Alberta. *Can. J. For. Res.* 27: 44-53.
- O.N.F.; 1994. *Règles de gestion applicables aux forêts domaniales situées en zone à ours dans les Pyrénées françaises*. Office Nationale des Forêts. Nancy.
- O.N.F.; 1996. *Gestion forestière et Grand Tétrás*. Pyrénées. Office National des Forêts. Nancy.
- PETERKEN, G.F.; 1996. *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- PRODON, R. & LEBRETON, J.D.; 1981. Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the Holm oak and Cork oak series in the eastern Pyrenees, 1. Analysis and modeling of the structure gradient. *Oikos* 37: 21-38.
- RAUH, J. & SCHMITT, M.; 1991. Methodik und Ergebnissen der Totholzforsschung in Naturwaldresservaten. *Forstw. Cbl.* 110: 114-127.
- RODEWALD, A.D. & YAHNER, R.H.; 2000. Bird communities associated with harvested hardwood stands containing residual trees. *J. Wildl. Manage.* 64(4): 924-932.
- ROLSTAD, J.; 1989. *Habitat and range use of Capercaillie Tetrao urogallus L. in South Central Scandinavia boreal forest, with special reference to the influence of modern forestry*. Thesis. University of Norway.
- SAMUELSSON, J.; GUSTAFSSON, L. & INGELÖG, T.; 1994. *Dying and dead trees. A review of their importance for biodiversity*. Swedish Threatened Species Unit. Uppsala.
- SMITH, P.; 1985. *Woodchip logging and Woodlands*. Keast & Recher Eds. Royal Austral. Ornith. Union. Sidney.
- STOFER, S.; 2003. European Union Scheme on the Protection of Forests against Atmospheric Pollution, 2003. In: *4th Meeting of the Working Group on Biodiversity Assessment in Forests*. Sabaudia. Italia.
- TORRE, M. & ROY, E.; 1996. *Conservación y mejora del hábitat del Oso Pardo*. Consejería de Medio Ambiente y Obras públicas. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- TRABAUD, L.; 1981. Man and fire: impacts on Mediterranean vegetation. In: F. di Castri, D.W. Goodall & R.T. Specht (eds.), *Mediterranean-type shrublands. Ecosystems of the world* 11: 523-537. Elsevier. Amsterdam.
- TRAVE, J.; DURAN, F. & GARRIGUE, J.; 1999. Biodiversité, richesse spécifique, naturalité. L'exemple de la Réserve Naturelle de la Massane. *Réserve Naturelle de la Massane, Travaux* 50: 1-30.
- TURNER, M.H.G.; 1987. Landscape heterogeneity and disturbance. *Ecological Studies* 64. Springer-Verlag. New York.
- VALLAURI, D.; ANDRÉ, J.; BLONDEL, J.; 2002. *Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées*. Rapport scientifique. WWF.

WIENS, J.A.; 1989. *The ecology of birds communities* (2 vols.). Cambridge University Press. Cambridge.

WILSON, M.F.; 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55: 1017-1029.