



Hayedo Abetal de Irati, uno de los más extensos y mejor conservados de Europa. Foto: Alfonso Fernandez

Consecuencias de la gestión forestal en las comunidades de aves de Navarra

*por Sara Sanchez**

Los bosques han supuesto un importante recurso económico desde la Antigüedad, sus árboles se han utilizado en la construcción de barcos en el trascurso de las grandes guerras navales (siglos XVII y XVIII), durante la revolución industrial en el s XIX, como madera empleada en postes para telégrafos, vagones y raíles, en la industria papelera, etc.

En todo caso, los recursos que ofrecen los bosques no son únicamente de índole económica. Así son de gran importancia sus beneficios de carácter social y cultural ya que ofrecen a numerosos ciudadanos lugares de esparcimiento con alto

valor paisajístico, y son identificados como un elemento más de la idiosincrasia de muchos pueblos, como ocurre en el caso de los pueblos del norte de Navarra. Además de este importante valor social y cultural, los bosques cumplen un papel ecológico fundamental en la regulación del ciclo hidrológico, en la prevención de la erosión, como sumideros de carbono contrarrestando los efectos nocivos del efecto invernadero y actúan

*Bióloga e Investigadora del CSIC. Instituto de Agrobiotecnología y Recursos

Naturales (UPNA-CSIC). email: saraksm@hotmail.com

además como reservorios para la conservación de la biodiversidad.

En general, la actuación del hombre sobre el bosque tiende a homogeneizar el medio, favoreciendo unas especies vegetales en detrimento de otras, lo que provoca una disminución en la variedad de nichos ecológicos con el consiguiente descenso de la riqueza biológica. Otra de las consecuencias del manejo silvícola es el rejuvenecimiento del bosque. Por ejemplo, las hayas (*Fagus sylvatica*) muestran signos evidentes de envejecimiento hacia los 300 años de edad (Costa *et al.*, 2001). Sin embargo, las talas se realizan antes de comenzar los signos de senectud, imposibilitando la formación de oquedades naturales en los árboles, hecho que puede provocar una disminución de las especies forestales que utilizan estos huecos para su reproducción y que se conocen como especies *trogloдитas* entre las que podemos encontrar al trepador azul (*Sitta europaea*), los agateadores (*Certhia spp.*), algunos páridos (*Parus spp.*), etc.

Los bosques ocupan amplias zonas del territorio navarro, siendo la comunidad autónoma con mayor biomasa arbórea (volumen maderable) y mayor superficie forestal arbolada (441.941 ha). La explotación de estas masas forestales ha representado y aún representa un recurso de gran

importancia para la región, tanto por la extensión de dichas explotaciones como por su rendimiento económico. Las formaciones forestales más importantes en extensión son los hayedos y pinares de pino albar o royo, *Pinus sylvestris*, superando las 120.000 y 60.000 ha respectivamente (IFN3, 1997 - 2006). Por otro parte, el hayedo-abetal es una asociación vegetal peculiar formada por la asociación de dos especies arbóreas, el haya y el abeto blanco (*Abies alba*), que en el territorio navarro muestra la mejor representación de toda la Península Ibérica.

Durante los años 2001, 2002 y 2003, se han estudiado las comunidades de aves de estos tres tipos de formaciones forestales (pino albar, hayedo y hayedo-abetal). Los hayedos estudiados se localizaron en el noroeste de la provincia, sobre terrenos calizos, concretamente en la sierra de Aralar, sierra de Urbasa y monte de Limitaciones de las Améscoas. Los pinares, estaban emplazados en el nordeste de la provincia, en el valle de Roncal y en el valle del Romanzado. El hayedo-abetal estudiado se localizó en la selva de Irati. El estudio se realizó en un total de 60 parcelas de bosque (25 en hayedos, 20 en pinares y 15 en hayedo-abetal) constituidas cada una de ellas por un círculo de 25 metros de radio. En todas ellas se registraron una serie de variables que nos permitieron representar la variabilidad tanto

estructural (ej: número de pies de árbol, grosor y altura de estos, volumen de madera muerta, etc.) como paisajística (ej: porcentaje de cobertura herbácea, arbustiva, arbórea, etc) de la vegetación de las parcelas.

Se realizaron censos de aves durante el periodo reproductivo, mediante el método de la estación de escucha de 15 minutos de duración. Este método es apropiado para censar aves forestales en unidades pequeñas y homogéneas de vegetación (Reynolds *et al.* 1980, Tellería 1986, Bibby *et al.* 2000). Con los resultados de los censos



Reyezuelo en la rama de un haya (Foto José Ardaiz)



Pico dorsiblanco. Dendrocopos leucotos. Una de las joyas de nuestra ornitofauna, está especializado en el consumo de insectos que viven en árboles en descomposición.

se calcularon una serie de índices como son la riqueza, abundancia y diversidad de las comunidades de aves.

Puesto que la gestión forestal actúa sobre la disponibilidad de oquedades para la nidificación, se clasificaron las aves en función del gremio de nidificación: aves trogloditas y no trogloditas.

Los hayedos – abetales

El bosque de hayedo-abetal es un ecosistema que presenta un elevado grado de complejidad y ha sido calificado como el bosque con mayor nivel de organización, mayor productividad y máximo valor ecológico de los bosques pertenecientes a la región templada (Elósegui *et al.* 1989, Costa *et al.* 2001). En Navarra contamos con notables ejemplos de este tipo de formación.

La selva de Irati es la mayor extensión de hayedo-abetal existente en la Península Ibérica y en ella el abeto blanco presenta su distribución más suroccidental. El sistema de gestión aplicado sobre la masa de hayedo-abetal es un sistema de monte alto más o menos regular, llamado “clareo sucesivo uniforme”, que implica una serie de cortas de

regeneración y de mejora hasta que la masa gestionada llega al turno de corta (edad para la que está prevista la obtención del máximo rendimiento de la masa forestal). Con este sistema se permite una regeneración natural del árbol. El tratamiento de clareos sucesivos y uniformes sólo se realiza con el haya, ya que con el abeto se realiza un tratamiento mixto centrado en la obtención de madera gruesa (Simon *et al.* 2001). Como resultado de la extracción selectiva del abeto en el pasado y la alta capacidad de regeneración del haya, en la mayoría de este tipo de bosques mixtos, las hayas predominan sobre los abetos (Costa *et al.* 2001).

De las 21 especies de aves censadas durante el periodo reproductivo, nueve construían su nido en oquedades, seis realizaban su nido en el estrato arbustivo o suelo y seis en el dosel arbóreo (Elósegui 1985).

Las aves trogloditas no presentaron ninguna relación significativa con las variables de vegetación, sin embargo, encontramos una relación negativa significativa entre el porcentaje de hayas y los índices aviares para la comunidad de aves no trogloditas. Es decir, a mayor porcentaje de hayas, menores valores de riqueza, abundancia y diversidad de aves no trogloditas. (Figura 1).

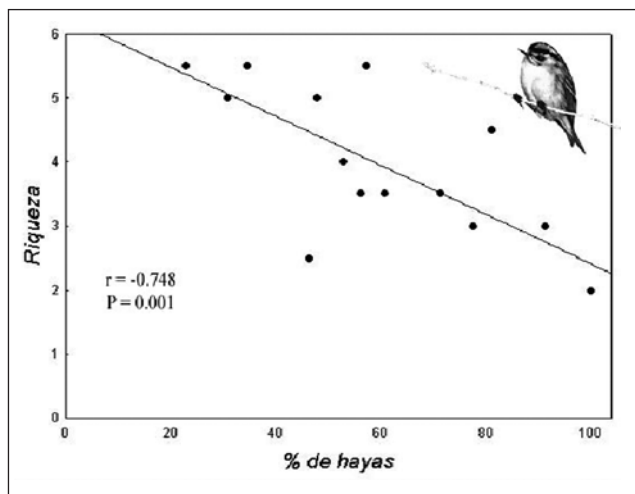


Figura 1. Relación entre la proporción de hayas (respecto a la de abetos) y la riqueza de aves no trogloditas durante la época reproductora (n=15).



Interior de un hayedo-abetal. Foto: Alfonso Fernandez

Según los resultados obtenidos, los bosques monoespecíficos de haya fueron medios de una baja riqueza, abundancia y diversidad de aves en la época reproductora. Esto significa que los hayedos puros son medios con menor calidad de hábitat que el hayedo-abetal y que esta calidad parece ir aumentando a medida que aumenta la proporción de abetos. La diversidad de especies vegetales favorece una mayor disponibilidad de alimento bien por medio de sus frutos y semillas o bien por medio de la comunidad de invertebrados que puedan asociarse a las diferentes especies (Camprodón 2001). También favorece un incremento en la complejidad estructural del hábitat, que se refleja en una mayor disponibilidad de nichos utilizados para la reproducción.

Respecto a los abetales puros no podemos afirmar nada puesto que no encontramos ningún área con estas características.

Los hayedos

Los hayedos se encuadran dentro de la región eurosiberiana de la Península Ibérica, presentando una localización montana centrada principalmente en el eje cántabro-pirenaico. Navarra alberga la mayor extensión de hayedos de la Península. La

estructura vertical de los hayedos es muy homogénea y de alta simplicidad, con una disposición generalmente en dos estratos; un dosel arbóreo denso y normalmente monoespecífico, y un estrato herbáceo de densidad y complejidad variable. La monoespecificidad de esta formación se debe al comportamiento del haya como especie de gran competitividad, que excluye al resto de las especies arbóreas, siendo las principales causas de su dominio por un lado el denso estrato arbóreo que forma, el cual impide el desarrollo del soto-

bosque y por otro, la gran acumulación de hojarasca de lenta descomposición que dificulta la germinación de otras especies. Además, la hoja del haya es muy poco nutritiva y contiene sustancias fenólicas inhibitorias del crecimiento y/o la germinación de muchas especies (Costa *et al.* 2001). Por otra parte, la dispersión del haya depende en gran medida de la colaboración de diversos animales puesto que el elevado peso relativo de sus semillas impide que éstas puedan ser dispersadas por otros medios como el viento. Así, muchas aves forestales como el trepador azul, el carbonero palustre (*Parus palustris*), el carbonero garrapinos (*Parus ater*) o el arrendajo (*Garrulus glandarius*) acumulan y entierran hayucos, a modo de almacén, como reserva de alimento para superar las épocas más desfavorables. Muchas veces olvidan los lugares donde las escondieron o no son capaces de encontrarlas facilitando de este modo la expansión de los hayedos, puesto que muchos de ellos son enterrados en claros de bosque o en zonas de musgo al pie de tocones, lugares donde se dan las condiciones favorables para la germinación y el establecimiento (Oria de Rueda & García Viñas 1990).



Mito. (Foto José Ardaiz)

El sistema de gestión forestal que se aplica a los hayedos es el “aclorado sucesivo uniforme”, que consiste en la realización de diversas cortas de mejora (hasta los 80 años) y posteriormente cortas de regeneración, que a su vez se subdividen en cortas preparatorias (80-100 años), diseminatorias (de árboles cargados con semillas) y aclaratorias. Por último se realiza una corta final, aproximadamente a los 120 años, que no se realiza hasta que existe regeneración, y el ciclo vuelve a comenzar.

En este caso, con las variables de vegetación registradas se realizó un análisis de componentes principales que nos permitió reducir las numerosas variables medidas en un número muy pequeño de factores que agrupaban cada uno a varias de ellas.

Por ejemplo, uno de los factores obtenidos, agrupó las variables relacionadas con el *Tamaño de los árboles* (grosor, altura y grado de rotura de los árboles de manera que entre otras). Precisamente, la relación existente entre la comunidad de aves y el *Tamaño de los árboles* es de especial interés puesto que sería la variable vegetal más afectada por la gestión forestal, al representar el estado de sucesión en el que se encuentra la parcela. Los

análisis se realizaron considerando especies trogloditas y no trogloditas, ya que las primeras se ven afectadas directamente por la disponibilidad de huecos (Sandström 1992) que irían asociados a árboles maduros. Se observó que las aves trogloditas en el periodo reproductor y para todos los parámetros analizados estaban relacionadas positivamente con el factor *Tamaño de los árboles*, a mayor *Tamaño de los árboles*, mayores valores

de riqueza, abundancia y diversidad de aves trogloditas (figura 2).

Las aves no trogloditas sin embargo no se relacionaron significativamente con el *Tamaño de los árboles* en el periodo reproductor.

El tamaño de los árboles es una de las características que, junto con el volumen de madera muerta (Brawn *et al.* 1984, Weikel & Hayes 1999) que más influye en las comunidades de aves trogloditas (Pattanavibool & Edge 1996, Laiolo

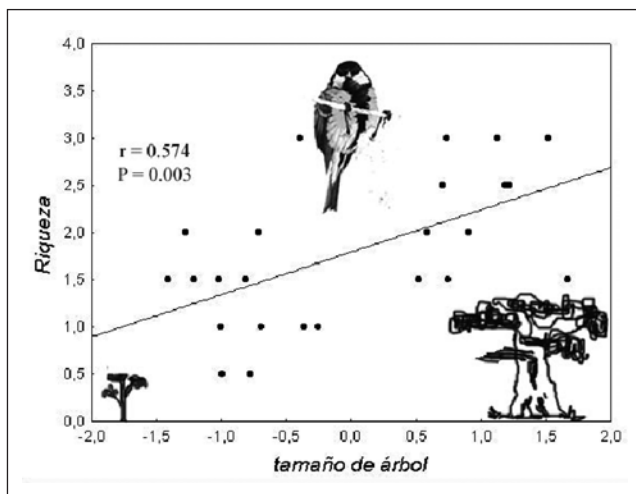


Figura 2. Relación entre la riqueza de aves trogloditas y el tamaño de los árboles.

2002). Así, los árboles maduros, y especialmente los añosos, presentan abundantes cavidades y/o grietas como consecuencia del envejecimiento o que han sido creadas por los pícidos y que sirven como lugares de nidificación a las aves trogloditas. Por otro lado, los árboles maduros son un sustrato de alimentación excelente, ya que habitualmente albergan una rica comunidad de epifitas y hongos simbios que atraen consigo al resto de la cadena alimenticia (Oria de Rueda 1990). Además, cuanto mayor es el diámetro de un árbol, mayor superficie de corteza presenta, incrementando de esta forma la superficie de hábitat de alimentación potencial

Los pinares

El pino albar es el pino con una mayor área natural de distribución conocida además de ser el que abarca mayor extensión en Europa (Mason & Alía, 2000). En el norte de la Península Ibérica ocupa el piso montano luminoso, de verano seco y continental. Los pinares de pino albar localizados al norte de Navarra son en su mayoría pinares mesófilos, que representan la modalidad más higrófila de pinar. Este tipo de pinar, de ambientes relativamente lluviosos, es menos exigente en

humedad que abetales y hayedos con los que comparte el mismo tramo altitudinal, de manera que domina en los valles más secos y en las solanas. El desarrollo del sotobosque depende en gran medida de la densidad arbórea pero, aun con densidades elevadas, el estrato arbustivo aparece formado por diversas matas y arbustos, entre las que destaca el boj (*Buxus sempervivens*). La sombra en el interior de los pinares no es total debido a que las acículas son menos densas que las hojas de otras especies y no son muy eficaces interceptando la luz solar, por lo que siempre existe una cierta luminosidad en el interior. Por otra parte, el desarrollo arbustivo del boj no impide la regeneración del pinar, que se produce siempre a partir de semillas. En Navarra hay otros tipos de pinares de pino albar, pinares submediterráneos, que se localizan en cotas más bajas, fuera de emplazamientos claramente montanos, donde la especie puede formar parte de otros bosques como quejigales (*Quercus faginea* y *Quercus humilis*) o pinares (*Pinus nigra*). Cuanto más próximo al piso montano, este tipo de pinar submediterráneo es más semejante estructuralmente al pinar mesófilo del que se diferencia muy poco (Costa *et al.* 2001).



Foto 5 Pinares de Pino albar del entorno de Leyre. Foto: Alfonso Fernandez

En Navarra el sistema de gestión empleado en los pinares se denomina “corta a hecho”. El turno de corta, edad del monte en la que se obtiene el rendimiento definitivo, sigue el criterio de máxima renta en especie (maximiza la cantidad de madera que se produce por unidad de tiempo), de manera que el ciclo hasta la corta final dura aproximadamente 100 años, aunque puede variar en función de la altitud. Lo más habitual es que las parcelas donde se

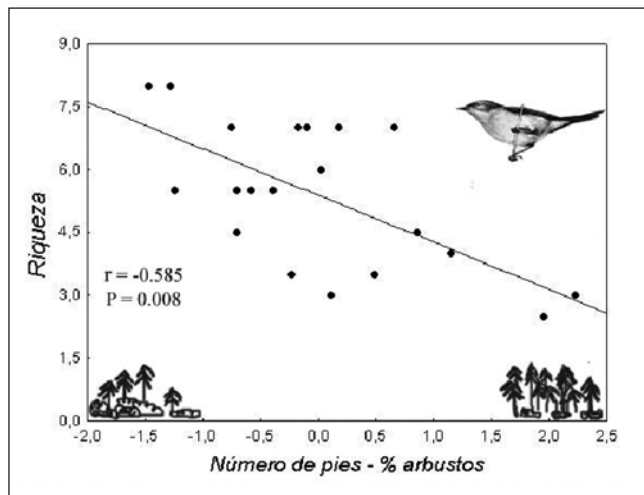


Figura 3. Relación entre la riqueza de las aves no trogloditas con el porcentaje de cobertura arbustiva y número de pies de árbol.

realizan las cortas tengan un tamaño de entre 1 y 3 ha. Se realizan 4 ó 5 intervenciones intermedias antes de la corta final, que idealmente debería presentar 250 pies/ha. Las cortas intermedias son cortas que se realizan con la doble finalidad de obtener productos comerciales y de mejorar las masas que quedan en pie. Tras la corta final generalmente se utiliza una desbrozadora pesada que remueve el suelo y, dependiendo del terreno, puede haber siembra para facilitar la regeneración. En los valles de Salazar y Roncal, debido a que gran parte del monte es de propiedad privada, no se ha intervenido con cortas intermedias, encontrándose los bosques muy naturalizados. Este tipo de gestión produce un mosaico con parches de bosque de edades diferentes pero similares dentro de cada parche y zonas desprovistas de vegetación.

Al igual que en el caso de los hayedos, se utilizó la técnica del análisis de componentes principales para reducir el número de variables y poder trabajar más fácilmente. También, se distinguió entre aves trogloditas y no trogloditas, debido a sus diferentes requerimientos en la época reproductiva.

La riqueza, abundancia y diversidad de aves no trogloditas, se relacionaron negativa y signifi-

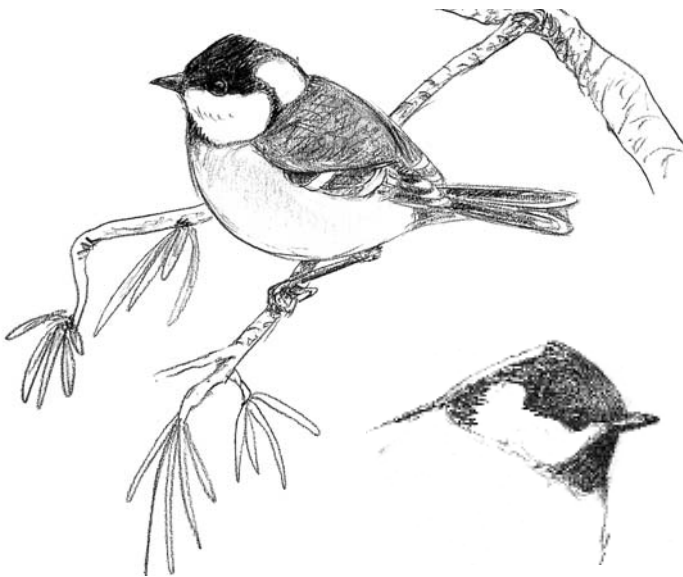
cativamente con un factor que representaba un gradiente entre parcelas con un alto número de pies de árbol y pocos arbustos y parcelas con un porcentaje arbustivo elevado y bajo número de pies de árbol. Es decir, la riqueza, abundancia y diversidad de aves no trogloditas mostraron valores mayores cuanto mayor era la proporción de arbustos y menor el número de pies de árbol de las parcelas estudiadas (Figura 3).

Las aves trogloditas no presentaron dicha relación en el periodo reproductor.

Los valores más altos en las parcelas de mayor cobertura arbustiva estarían en parte relacionados con un incremento en la complejidad de la estructura de la vegetación que elevaría la oferta de lugares tanto para la alimentación como para la nidificación (Karr 1990).

Es sabido que, las aves que construyen sus nidos abiertos (no trogloditas) tienen niveles más alto de predación que aquellas aves que nidifican en oquedades (Martín & Li 1992). De esta forma, un denso estrato arbustivo posibilita el que las aves encuentren un mayor número de lugares donde esconder el nido y tener así mayores probabilidades de éxito en la cría al sufrir menor predación (Li & Martín 1991). Un estudio llevado a cabo en Canadá y de características similares ya demostró que la densidad del estrato arbustivo influenciaba positivamente la abundancia de aves pertenecientes al gremio de las no trogloditas, de manera que las zonas en las que el estrato arbustivo era mayor, presentaban mayores densidades de aves en época reproductiva (Hobson & Bayne, 2000).

Además del porcentaje de estrato arbustivo, el número de pies de árbol representa la otra variable de más peso en el factor de la vegetación, situada en el extremo contrario a la cobertura arbustiva y por tanto relacionado negativamente con la abundancia, riqueza y diversidad de aves no trogloditas. Por tanto parece que las masas densas de pino no resultan adecuadas para el mantenimiento de las comunidades de aves no trogloditas ya que no les proporcionan el hábitat ade-



Carbonero garrapinos. Parus ater: Una de las especies más habituales en bosques de coníferas.

cuado ni para la alimentación ni para la nidificación. Resultados similares al encontrado se aportan en otros estudios, indicando el carácter poco adecuado de los bosques densos y cerrados para la avifauna (Camprodon 2001).

Algunas conclusiones y propuestas

La gestión forestal puede y debe conciliar el rendimiento económico con la conservación de la biodiversidad de las masas explotadas. Para ello es necesario, en primer lugar, una identificación de los requerimientos de las especies que habitan en esas masas y que queremos conservar.

No todas las especies responden de la misma manera a las alteraciones del hábitat ni tienen unos requerimientos de hábitat idénticos. Por ejemplo, de los estudios en el hayedo-abetal se desprende que las zonas con hayedo puro son medios con menor calidad de hábitat para las aves que el bosque mixto de haya y abeto, y que esta

calidad parece ir aumentando a medida que aumenta la proporción de abetos. Favorecer la presencia de abetos en masas de hayedo proporcionaría una mayor variedad de recursos, permitiendo que el territorio sea aprovechado por un mayor número de especies de aves.

Por otro lado, en los hayedos se ha demostrado la dependencia del gremio de aves trogloditas por los árboles maduros, no sólo como lugares de nidificación sino por la variedad de recursos que ofertan. Esta dependencia implicaría tomar una serie de medidas al respecto, como podrían ser las siguientes:

- Dejar algunos ejemplares de árbol sin cortar, simplemente para permitir que completen su ciclo vital y sirvan como sustrato de alimentación, refugio y nidificación para la avifauna forestal. En este sentido, Camprodon (2001) propone dejar una densidad de 10 pies /ha de árboles viejos para los bosques ibéricos.

Dejar sin cortar árboles con malformaciones (sin elevado valor económico) o en lugares inaccesibles, lo que permitiría conciliar la conservación con la productividad del bosque.

Asimismo incrementar los diámetros de corta redundaría en un efecto positivo tanto productivo como conservacionista.

En los pinares se ha observado que la densidad arbustiva favorece a las aves no trogloditas, proporcionándoles recursos alimenticios y de nidificación. No eliminar totalmente la cobertura arbustiva cuando se realizan talas incrementaría significativamente la diversidad de aves



Bibliografía

- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A. & Mustoe, S.H. 2000. Bird Census Techniques. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Brawn, J.D., Tannebaum, B. & Evans, K. 1984. Nest site characteristics of cavity nesting birds in central Missouri. Research note NC-314. U.S. Dept. Of Agriculture, Forest Service, North Central F. Exp. Station, EEUU.
- Camprodon, J. 2001. Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada. In Camprodon, J. & Plana, E. (eds) Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación a la fauna vertebrada: 119-189. Cenytre tecnologic forestal de Catalunya i Edicions de la universitat de Barcelona, Barcelona.
- Costa, M., Morla, C. & Sainz, H. 2001. Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Ed. Planeta. Barcelona.
- Elósegui, J. 1985. Navarra. Atlas de aves nidificantes. Caja de Ahorros de Navarra, Pamplona.
- Elósegui, J., De Orbe, A., Piedrafita, J.L. & Redón, F. 1989. El parque natural pirenaico en Navarra II-Irati-Ibañeta. Ed. Gobierno de Navarra, Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente, Pamplona.
- Hobson, K.A. & Bayne, E. 2000. The effects of stand age on avian communities in aspen-dominated forests of central Saskatchewan, Canada. Forest Ecology and Management 136: 121-134.
- IFN3 (1997-2006). <http://www.cfnavarra.es/Medioambiente/biodiversidad/bioindex.htm>.
- Karr, J.R. 1990. Interactions between forest birds and their habitats: a comparative synthesis. Biogeography and ecology of forest bird communities. 379-386. Edited by A. Keast. SPB Academic.
- Laiolo, P. 2002. Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north-western Italy. Folia Zool. 5: 121-128.
- Li, P. & Martin, T.E. 1991. Nest-site selection and nesting success of cavity-nesting birds in high elevation forest drainages. Auk 108: 405-418.
- Martin, T.E. & Li, P. 1992. Life history traits of open- vs. cavity- nesting birds. Ecology 73: 579-592.
- Mason, W.L. & Alía, R. 2000. Current and future status of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in Europe. Invest. Agr., Sist. Recur. For., 1.
- Oria de Rueda, J.A. & García Viñas, J.J. 1990. Causas y niveles de expansión del haya (*Fagus sylvatica* L.) en bosques y plantaciones de coníferas. Botánica pirenaico-cantábrica: 409-414. Jaca y Huesca.
- Oria de Rueda, J.A. 1990. Impacto de la silvicultura y los aprovechamientos forestales sobre la avifauna. Vida silvestre 70: 2-9.
- Pattanavibool, A. & Edge, W.D. 1996. Single-tree selection silviculture affects cavity resources in mixed deciduous forest in Thailand. J. Wild. Manage. 60: 67-73.
- Reynolds, R.T., Scott, J.M. & Nussbaum, R.A. 1980. A variable circular-plot method for estimating birds numbers. Condor 82: 309-313.
- Sandström, U. 1992. Cavities in trees: Their occurrence formation and importance for Hole-nesting Birds in relation to silvicultural practice. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Simon, K., Barrena, R. & Larrañeta, M. 2001. Análisis económico comparativo de dos sistemas de gestión forestal. Aplicación en la selva de Irati. Proceedings of IV Congreso Nacional de Economía Agraria, Pamplona.
- Tellería, J.L. 1986. Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Ed. Raíces. Madrid.
- Weikel, J.M. & Hayes, J. 1999. The foraging ecology of cavity-nesting birds in young forests of the northern coast range of Oregon. Condor 101: 58-66.