

EFFECTO DE LA ESTRUCTURA Y LA GESTIÓN FORESTAL SOBRE LA BIODIVERSIDAD UTILIZANDO LAS AVES COMO INDICADORAS

Jordi Camprodon Subirachs
Dr. en Biología
Àrea de Biodiversitat
Centre Tecnològic Forestal de Catalunya
Pujada del Seminari s/n 25280 Solsona
jordi.camprodon@ctfc.es

Resumen

Las aves son organismos muy utilizados como bioindicadores del efecto de las perturbaciones de los hábitats. Durante el período 1997-2002 se realizaron distintos estudios sobre la relación de la avifauna con la estructura de los bosques condicionada por la gestión forestal en montes catalanes. Se analizaron los efectos de prácticas silvícolas habituales tales como desbroces, entresacas, adehesamiento y cortas de regeneración en bosques regulares. Se profundizó en las variables de madurez: densidad de árboles gruesos y disponibilidad de cavidades y madera muerta. Los resultados indican como determinadas aves de sotobosque disminuyen en abundancia con la intensidad de los desbroces en encinares y alcornoques. En distintas formaciones de frondosas se establece una buena correlación entre variables de madurez y la abundancia de ocupantes de cavidades. En las cortas finales mediante claros sucesivos en pinares, la reducción de la densidad de arbolado supone una menor capacidad de acogida del bosque para las aves especialistas forestales, aunque pueden mantener ciertos efectivos gracias a los árboles padre. En el caso de las dehesas de roble, el envejecimiento de un arbolado en densidad suficiente mantiene la mayor parte de aves de bosque y la riqueza total se incrementa con la entrada de especies de espacios abiertos. Se concluye con orientaciones para compatibilizar la gestión forestal con la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: selección del hábitat, conservación, madurez, cavidades, silvicultura.

INTRODUCCIÓN GENERAL

En el área mediterránea, la tipología y estructura de los bosques actuales es el resultado de la calidad de estación ecológica y del régimen de perturbaciones naturales y antrópicas. Las más periódicas acostumbran a ser las conducidas por la actividad humana, que desde tiempo secular y como en pocos lugares del mundo, han configurado el mosaico heterogéneo 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. Se ha descrito como la gestión tradicional de los espacios rurales generalmente no ha significado un marcado declive de la diversidad biológica forestal (FARINA 1997, BLONDEL & ARONSON 1999). Pero esta visión se refiere sobre todo a una escala espacial amplia, de paisaje agroforestal, muy heterogéneo estructuralmente. En contraste, el estado de desarrollo interno de gran parte de los bosques del Mediterráneo Occidental dista mucho encontrarse en un estado de madurez y heterogeneidad en la estructura vegetal y de la biocenosis animal. En concreto, la mayoría de los bosques catalanes carecen de variables que podríamos definir como de madurez y heterogeneidad estructural (por ejemplo, arbolado de grandes dimensiones y madera en descomposición), porque son relativamente jóvenes o porque la gestión limita estas variables. No obstante, existen algunos pequeños bosques en fincas privadas donde se persiguen largos turnos de corta y que se acercan más a un estadio de cierta madurez biológica. Otros, por ejemplo en los Pirineos, mantienen una dinámica seminatural de desarrollo gracias a la ausencia de aprovechamientos desde antiguo, debido mayoritariamente a dificultades de acceso al monte.

Entre la enorme variedad de organismos forestales, las aves son unos bioindicadores muy útiles para testar el efecto de las perturbaciones y los cambios globales de los hábitats y paisajes (FURNESS & GREENWOOD, 1993). Son relativamente fáciles de censar, están muy diversificadas y responden de manera lo suficientemente fina a los cambios estructurales. En este contexto, este artículo resume diferentes estudios que desde el 1997 se vienen realizando desde el CTFC sobre las relaciones entre las aves y la estructura del hábitat condicionada por la gestión (CAMPRODON, 2003). A lo largo de estos años se analizaron cuatro aspectos esenciales: a) la

complejidad vertical de la vegetación, centrada en el sotobosque y el efecto de los desbroces, b) el grado de madurez de l'arbolado, condicionado por las entresacas y el huroneo c) la disponibilidad de cavidades en árbol en frondosas y d) el efecto de la reducción de la densidad de arbolado en cortas de regeneración en coníferas. En conjunto, se analizaron distintas tipologías de bosque, representativas tanto de la gestión pública como privada: encinares, hayedos, robledales y pinares de pino silvestre. El área de estudio se extendió entre los sistemas Prelitoral y Transversal catalanes y los Prepireneos y Pirineos Orientales.

RESULTADOS PRINCIPALES

Estructura del sotobosque

El perfil vertical de vegetación es un factor esencial para explicar la diversidad de especies (MacArthur & MACARTHUR, 1961, WILSON, 1974, PRODON & LEBRETON, 1981, WIENS, 1989). Los estudios realizados en encinares – y también en algunos alcornocales - demostraron como la estructura de los estratos arbustivo y lianoide son determinantes para las pequeñas aves (pájaros) de sotobosque, en especial las currucas (*Sylvia* sp.). Los desbroces o rozas del sotobosque son una práctica habitual que puede influir en la diversidad faunística, al pasar de coberturas a menudo superiores al 60% a menos de un 30%. Al respecto, se comprobó como la riqueza y la abundancia de pájaros del sotobosque disminuye con la intensidad del desbroce, hasta el punto que las currucas desaparecen de zonas totalmente desbrozadas (Figura 1). No empiezan a abundar hasta que los arbustos y lianas superan el 30% de cobertura con alturas dominantes no inferiores a 1,5 m. Cuando además del sotobosque se reduce considerablemente la cobertura de copas, la estructura abierta resultante tiene una incidencia mayor sobre el conjunto de los aves del sotobosque, al perderse a la vez estructura vegetal y microclima interno del bosque.

Madurez del estrato arbóreo

La madurez del arbolado favorece la riqueza y abundancia de aves en diferentes masas arboladas. Como grado de madurez se entiende una densidad relativamente elevada de árboles grandes en grosor (>45 cm de dbh) y en altura y cobertura de copas, acompañada por la existencia de un ciclo de madera muerta en pie y tumbada. La madurez suele asociarse a la ausencia de perturbaciones fuertes (PETERKEN, 1996). Esto no implica la carencia total de tratamientos silvícolas, si estos van dirigidos a respetar o potenciar estas variables. Los resultados obtenidos en diferentes grados de madurez en encinares y hayedos, indicaron que la riqueza y abundancia de aves de bosque son proporcionales al incremento de las variables de madurez. Sin embargo, la gestión de los bosques comporta una regresión del gradiente de madurez, efecto que se traduce en una simplificación paralela de la comunidad de aves. La interpretación biológica que puede darse asume que la densidad de copas, troncos y ramas gruesos del arbolado, la madera muerta de grandes dimensiones y la estratificación y mezcla arbolada ofrecen recursos tróficos variados y alternativos y una optimización energética en la busca de alimento, una mayor disponibilidad de emplazamientos para los nidos (en especial cavidades en árbol) y una mejor protección contra los depredadores.

Las especies más afectadas por los tratamientos silvícolas del dosel arbóreo son, en primer lugar, los ocupantes de cavidades y en especial los pícidos (*Picus viridis*, *Dryocopus martius*, *Dendrocopos major*) y demás aves trepadoras de troncos y ramas gruesas: el trepador azul (*Sitta europaea*) y los agateadores (*Certhia brachydactyla* y *Certhia familiaris*). La carencia de arbolado grueso y de madera muerta (en los hayedos), y en segundo término, la cobertura de grandes frondosas acompañantes (en los encinares), fueron las variables más seleccionadas por las distintas especies en los modelos de selección de hábitat elaborados (CAMPRODON, 2003). En el caso de los hayedos, las clases diametrales 35-45 se destacaron como un umbral crítico para los ocupantes de cavidades, acompañadas por las clases diametrales mayores. La tercera variable en importancia fue la altura del arbolado y la fracción de cabida cubierta (FCC), seguida por la acumulación de madera muerta, relativamente abundante en los hayedos maduros (Tabla 1). A desatacar que en los encinares, las cabeceras constituyen una reserva de frondosas de madera blanda, las cuales concentran la mayor parte de la diversidad de aves de bosque, en especial ocupantes de cavidades.

Cavidades en árbol

Las cavidades arbóreas se han descrito como un factor influyente sobre la distribución y abundancia de las aves que crían en agujeros (por ej., BEEBE, 1974, ROLSTAD, 1991, NEWTON, 1994). Las aves y otros vertebrados, como por ejemplo los murciélagos o los roedores, utilizan las cavidades arbóreas como sustrato donde ubicar sus nidos y refugios. En su mayor parte, los hayedos catalanes escasean en cavidades en tronco o en rama, por falta de árboles ramudos de gran diámetro. Se observó como la disponibilidad de cavidades se correlacionaba con la densidad de ocupantes secundarios, es decir, aves que a diferencia de los pícidos no pueden excavar la madera de los árboles: páridos, trepadores y agateadores. En los hayedos estudiados, la abundancia de estas especies se incrementó hasta unas 20 cavidades en tronco por hectárea (Figura 2). Para conocer si esta correlación realmente podía explicarse por la disponibilidad de buenas cavidades se instalaron cajas-nido para párido (*Parus* sp.) en diferentes estructuras de hayedo. En los hayedos con escasa disponibilidad de cavidades en tronco hubo una gran aceptación de las cajas por parte del herrerillo común (*Parus caeruleus*) y del carbonero común (*Parus mayor*), con una ocupación anual entre el 60 y 70% en el período 1999-2003, y una baja ocupación en las cajas emplazadas en hayedos maduros (20%). La densidad de ambos paros se incrementó durante la época de cría, a partir del segundo año que disponían de cajas-nido en los hayedos menos desarrollados, pero no en los hayedos maduros con cavidades naturales abundantes. Se concluye, pues, que la buena calidad y emplazamiento de las cavidades se destaca como un factor influyente en la selección y éxito reproductor y abundancia de los ocupantes secundarios.

Efecto de la reducción de la densidad de arbolado

El efecto de los claros sobre la diversidad de aves ha sido estudiado sobre todo en Norteamérica y países escandinavos (por ej., NORTON & HANNON, 1997, HOBSON & SCHIECK, 1999, RODEWALD & YAHNER, 2000), pero muy poco al sur de Europa. En este caso, se estudiaron las cortas de regeneración por aclareo sucesivo uniforme en pinares de pino silvestre pirenaicos. Se comprobó una disminución de los especialistas forestales (aves que sólo crían dentro el bosque) y una entrada de aves de espacios abiertos en función de la intensidad de tala. El efecto fue moderado en las cortas de diseminación (710 pies/ha resultantes por término medio y 33% de FCC) e intensa tras las cortas finales (470 pies/ha y FCC del 21%). En este caso destaca el papel de los árboles semilleros, los cuales a pesar de encontrarse en baja densidad, a menudo por debajo los 150 pies/ha, mantuvieron una cierta población de aves arborícolas. Las variables estructurales influidas por la gestión más seleccionadas por las aves fueron la FCC y la conformación equilibrada de las copas y la disponibilidad de árboles grandes (> clase diametral 30). La cobertura arbustiva y de caducifolios

también fueron variables destacadas. Con la superficie del área talada tendieron a incrementarse las aves de espacios abiertos y a disminuir las especies de bosque (Figura 3). Un caso particular de reducción de la densidad de arbolado lo constituyen las pequeñas dehesas de roble destinadas a un uso principalmente pastoral (390 pies/ha y 49% de FCC media). Aunque de superficie discreta (10 tiene de media), las dehesas son un buen hábitat para las aves. Sólo cinco especies de bosque fueron menos abundantes que en los robledales densos. La riqueza y abundancia medias por estación obtuvieron valores más altos en las dehesas más maduras que en los bosques densos maduros y en los espacios abiertos que los circundan. Se puede concluir que los factores que benefician la diversidad ornítica en las dehesas son a) el arbolado de grandes dimensiones en tronco, ramaje grueso y despliegue de copa, el cual favorece a las especies arborícolas; b) una densidad arbolada laxa pero suficiente; c) estrato herbáceo abundante que beneficia a los rebuscadores del suelo y, d) una cobertura arbustiva mínima pero suficiente. El contacto simultáneo con el bosque denso y los pastos abiertos facilita la entrada de especialistas forestales y de especies ecotónicas y de espacios abiertos arbolados, respectivamente.

CONCLUSIONES

Se pueden distinguir un conjunto de variables clave del hábitat, seleccionadas por un mayor número de especies de aves en diferentes situaciones y formaciones forestales. Básicamente y de forma simplificada, estas variables son la estructura del sotobosque, la cobertura de árboles caducifolios acompañantes (tanto en bosque de frondosas como en pinares), la densidad de clases diametrales grandes (> 30 cm), la altura dominante del arbolado y el volumen de madera muerta en pie o apeada. Todas estas variables están influidas por la gestión forestal y su representación depende de la existencia de intervenciones relativamente recientes y de su manejo. Siguiendo WIENS (1989), el impacto de la perturbación depende de la superficie perturbada, la intensidad de la perturbación y la estructura resultante de l'hábitat. Se constata como la intensidad de la perturbación y su incidencia sobre uno u otro estrato vegetal son dos factores esenciales de cara a valorar el impacto de la intervención silvícola. Es posible mejorar o adaptar la gestión silvícola de los encinares y hayedos para lograr unos valores más altos de heterogeneidad estructural y madurez favorables a la avifauna. En el caso del sotobosque, se recomienda efectuar desbroces sólo cuando las condiciones silvícolas o de protección contra incendios lo justifiquen. En cualquier caso tienen que ser selectivas, respetando un cierto número de pies de copas densas, preferentemente de las diferentes especies de arbustos y lianas. De esta forma se puede mantener un hábitat en mejores condiciones para las aves. Referente al estrato arbóreo, se recomienda incrementar la densidad y el tamaño de los árboles mediante una silvicultura para madera de calidad. También es importante respetar un cierto número de árboles viejos sin cortar, preferentemente los árboles con cavidades y la totalidad o buena parte de árboles muertos en pie, así como abundante madera muerta de por lo menos 15 cm de dbh en el suelo. La calidad de árboles a reservar de los aprovechamientos dependerá de los objetivos de gestión, el interés ecológico, las condiciones del terreno y el tipo y distribución de los pies. Especialmente en los encinares, es muy importante respetar la mezcla de caducifolios en el estrato dominante, así como evitar el aprovechamiento de los bosques fluviales de cabecera, a menudo en malas condiciones de explotación. En las cortas de regeneración en bosques regulares, los árboles residuales dejados en pie como árboles semilleros sirven como sustrato de cría y, sobre todo, de forrajeo para las aves arborícolas. La reserva de unos 150 árboles semilleros/ha medianos y grandes y una FCC del 20-30% tras la corta final, amortigua el efecto del aclareo sobre las aves forestales. Se propone alargar los turnos de 50 árboles semilleros como mínimo, a reservar un largo periodo de tiempo, a ser posible hasta enlazar con el turno siguiente. A la vez, es importante respetar el estrato arbustivo y los árboles caducifolios acompañantes. Los pinares en regeneración generan ambientes favorables para especies de medios abiertos que, a escala local o regional, pueden ser menos abundantes que las aves de bosque. Sin embargo, se trata de un hábitat temporal, ya que en pocos años el crecimiento del regenerado cambia por completo la estructura vegetal y desaparecen las aves de campo abierto. En consecuencia, para preservar estas especies, son mejores los hábitats estables en forma de pastos y matorrales intercalados con áreas arboladas densas. Finalmente, las pequeñas dehesas formadas por un arbolado que se deja envejecer en baja densidad, son una alternativa a pequeña escala a la gestión de los robledales submediterráneos y un buen hábitat de transición entre el bosque denso y el campo abierto. La regulación de una carga ganadera adecuada es la herramienta de gestión básica para garantizar su estructura.

REFLEXIONES FINALES

En los últimos años parece que está empezando a arraigar el concepto de gestión sostenible y multifuncional, que integra los diferentes intereses que la sociedad pone en el bosque: biológico, ambiental o protector, productivo o socioeconómico y recreativo o paisajístico (ROJAS, 1995). Sin embargo, la conservación de las comunidades animales apenas empieza a despertar el interés entre los silvicultores, no sin ciertas reticencias cuando se trata de recomendar ciertas restricciones o alternativas a la gestión habitual. Pero no hace falta perder de vista que el objetivo de la silvicultura es la gestión sostenible de los bosques, la cual también puede entenderse desde el punto de vista del mantenimiento y recuperación de la biodiversidad. La silvicultura puede ser pues, una herramienta al servicio de la conservación. La entrada en vigor de los planes técnicos de gestión y mejora forestal en fincas privadas catalanas (se iniciaron en 1991) hace pensar en una potenciación de la silvicultura de calidad. Sin embargo, aún falta integrar actuaciones de conservación de la biodiversidad, tanto en los planes técnicos como en los planes de ordenación de montes públicos. Por ahora, sólo la iniciativa 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, que a pesar de su interés intrínseco, a menudo no son las más importantes en el mantenimiento de los ecosistemas. De forma complementaria, y dada su escasez en el ámbito de estudio, se recomienda la creación de reservas de bosques maduros. El objetivo de estas reservas sería conseguir una dinámica natural de los bosques, para favorecer la diversidad biológica, a la vez que representarían excelentes estaciones de investigación permanente ecológica y forestal. Como estrategia de gestión de las reservas puede optarse por la no intervención o bien por la aplicación de una silvicultura ponderada de mejora, por ejemplo para maximizar las variables de madurez y evitar problemas de desestabilización del sistema.

AGRADECIMIENTOS

Los estudios aquí presentados se han realizado con el apoyo financiero y la colaboración del Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya y el Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa.

BIBLIOGRAFIA

- 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.
- CAMPRODON, J. 2003. *Estructura de los bosques y gestión forestal en el noreste ibérico: efecto sobre la composición, abundancia y conservación de las aves*. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- FARINA, A. 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12: 365-378.
- FURNESS, R.W. & GREENWOOD, J. J. D. 1993. *Birds as monitors of environmental change*. Chapman & Hall, London.
- HOBSON, K. A. & SCHIECK, J. 1999. Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: harvest and wildlife effects over 30 years. *Ecological Applications*, 9(3): 849-863.
- MACARTHUR, R. H. & MACARTHUR, R. W. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- NEWTON, I. 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*, 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.
- 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.
- RODEWALD, A. D. & YAHNER, R. H. 2000. Bird communities associated with harvested hardwood stands containing residual trees. *J. Wildl. Manage.*, 64(4): 924-932.
- ROJAS, E. *Una política forestal para el estado de las autonomías*. Fundación "La Caixa". Ed. Aedos. Barcelona. 344p.
- ROLSTAD, J., 1991. Managing forest for faunal diversity: a landscape ecological perspective. *Fauna*, 44: 5-10. In Norwegian with English summary.

TRABAUD, L. 1981. Man and fire: impacts on Mediterranean vegetation. In: F. di Castri, D.W. Goodall, and R.T. Specht (Eds.) *Mediterranean-type shrublands. Ecosystems of the world*, 11. Elsevier, Amsterdam. pp. 523-537.

TURNER, M.H.G. 1987. Landscape heterogeneity and disturbance. *Ecological Studies*, 64. Springer-Verlag, New York.

WIENS, J. A. 1989. *The ecology of bird communities*. Volume 1 & 2. Cambridge University Press, Cambridge, 539p.

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

Tabla 1. Modelo simplificado de selección de variables estructurales del hábitat por parte de diferentes especies y gremios de aves en hayedos. Se indica el signo positivo o negativo de la relación (+/-) y el porcentaje de explicación del modelo (%). En todos los casos $p < 0,001$. Variables estructurales: Arbus, Arboba y Arboalt: cobertura del estrato arbustivo, del estrato arbóreo bajo y del arbóreo alto, respectivamente; D20-30, D35-45, D>45: densidad de clases diametrales de árboles medios, grandes y muy grandes, respectivamente; DG: diámetro medio de l'arbolado; Ho: altura dominante del arbolado; VFM: volumen de madera muerta; VB: volumen de ramaje en copa; DE: densidad de troncos secos en pie; Cad: cobertura de árboles caducifolios acompañantes. Gremios: picos o excavadores de la madera; aves trepadoras por los troncos y ocupantes secundarios en cavidades, *Sitta europaea* y *Certhia brachydactyla* (picos excluidos); aves de copas y de sotobosque, especies que crían y se alimentan principalmente en las copas de los árboles y en el sotobosque, respectivamente.

Especie	Arbus	Arboba	Arboalt	D20-30	D35-45	D>45	DG	Ho	VFM	VB	DE	Cad	%
Paloma Torcaz <i>Columba palumbus</i>	+		+										33.3
Pito Real <i>Picus viridis</i>					+	+			+				83.1
Pito Negro <i>Dryocopus martius</i>					+	+			+				67.3
Pico Picapinos <i>Dendrocopos major</i>								+	+				69.1
Chochín <i>Troglodytes troglodytes</i>	+							+					53.0
Mirlo <i>Turdus merula</i>	+	-					+						35.7
Zorzal Común <i>Turdus philomelos</i>								+					40.5
Curruca Capirotada <i>Sylvia atricapilla</i>	+		+		+	+							65.2
Reyezuelo Listado <i>Regulus ignicapillus</i>	+		+										43.7
Carbonero Palustre <i>Parus palustris</i>				-	+			+					42.4
Herrerillo Común <i>Parus caeruleus</i>					+	+							20.2
Trepador Azul <i>Sitta europaea</i>					+	+							53.5
Agateador Común <i>Certhia brachydactyla</i>					+					+			73.6
Camachuelo Común <i>Pyrrhula pyrrhula</i>	+			+	+							+	55.2
Picos					+			+		+	+		51.8
Aves trepadoras						+					+		52.7
Aves de copas	+						+	+					40.6
Aves de sotobosque	+							+					41.2

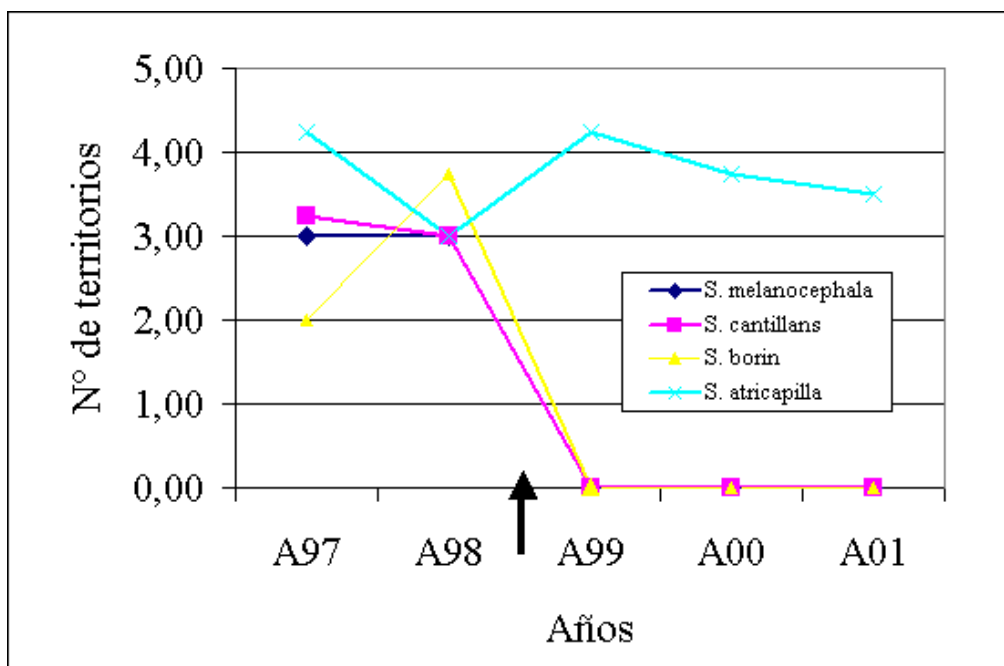


Figura 1. Evolución del número de territorios de currucas (*Sylvia*) presentes en una parcela experimental (A) antes y después de una roza completa de los estratos arbustivo y lianoide en un encinar de la comarca de la Garrotxa (Cataluña). La eliminación del sotobosque se llevó a cabo en invierno del 1998-99 (flecha) y supuso la reducción de la cobertura arbustiva y de lianas de un 57% a un 6%.

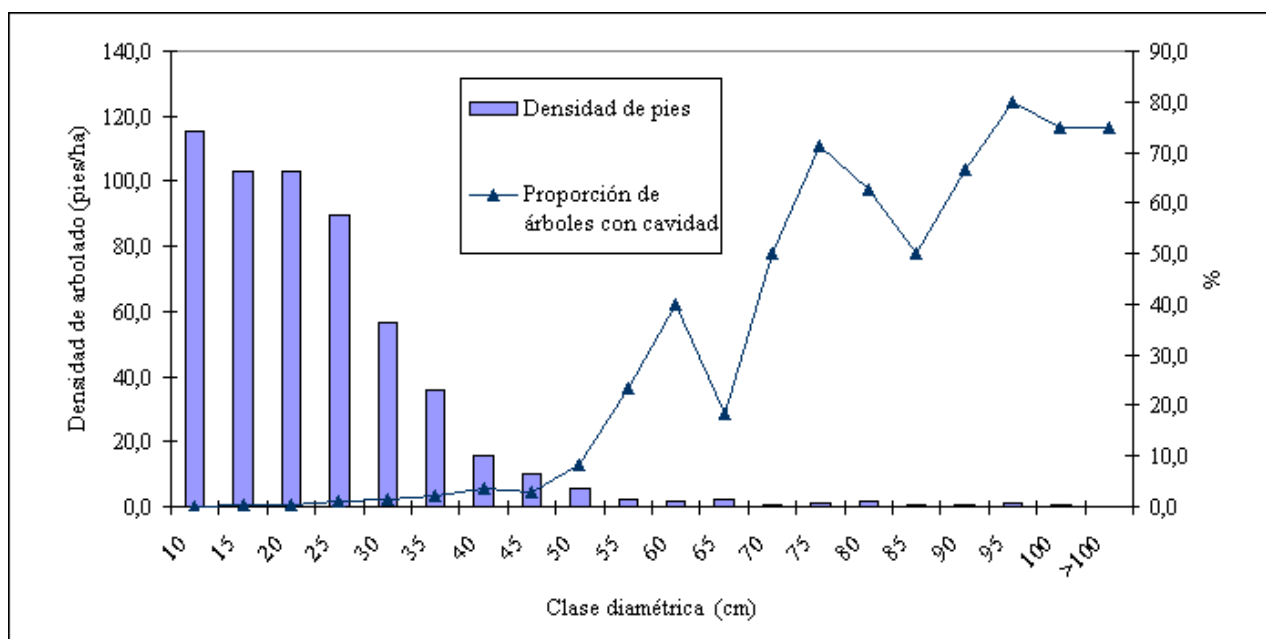


Figura 2. Proporción de árboles con cavidades en tronco en hayedos del noreste de Cataluña. Se indican los porcentajes d'árboles con cavidades con respecto al total de árboles por clase diamétrica y la densidad total de árboles (número de pies/ha) de cada clase diamétrica de la masa expresada en cm. Se observa como la probabilidad de encontrar una cavidad en un árbol se incrementa significativamente con los diámetros grandes, la densidad de los cuales es muy discreta y muy por debajo la densidad de las clases más pequeñas.

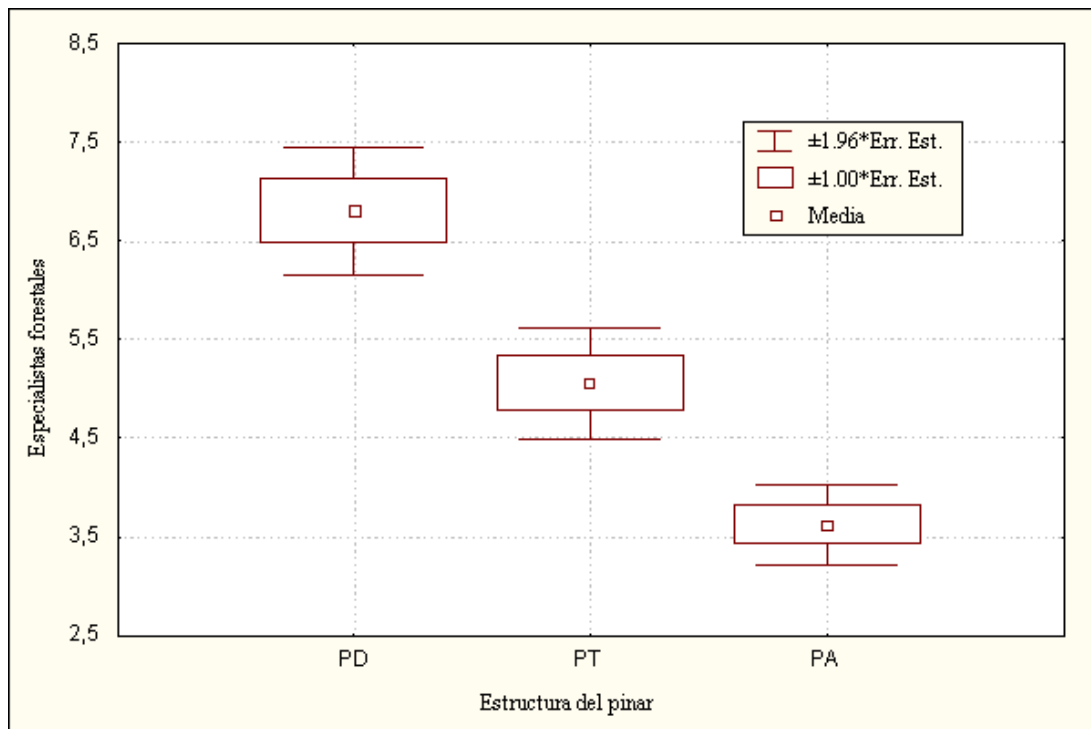


Figura 3. Riqueza media de aves nidificants de interior de bosque (especialistas forestales) por estación de muestreo en tres modelos estructurales de pinar regular de pino silvestre pirenaico. PD: pinares densos en estadio de fustal medio (media de 1150 pies/ha y 80% de FCC); PT: pinares con cortas de diseminación (710 pies/ha y 33% de FCC); PA: pinares con árboles-padre tras las cortas de liberación (470 pies/ha y 21% de FCC).