



EL HÁBITAT DEL UROGALLO EN LA CORDILLERA CANTÁBRICA, o la importancia de conservar ecosistemas funcionales

Por MARIO QUEVEDO y MARÍA JOSÉ BAÑUELOS

Las tetraónidas (Tetraonidae) son una familia de aves exclusiva del hemisferio norte, donde ocupan las zonas biogeográficas templada, boreal y ártica. Son aves robustas, cuya morfología y comportamiento reflejan adaptaciones a climas fríos y dietas herbívoras de bajo contenido energético. El Urogallo (*Tetrao urogallus*) es la especie de mayor tamaño de la familia (machos unos 4 kg, hembras alrededor de 2 kg), y la única que ha permanecido hasta nuestros días en la montaña cantábrica. El registro fósil indica la presencia en la zona de otras especies de la familia, como Gallo Lira (*Tetrao tetrix*), Lagópodo (*Lagopus lagopus*) y Perdiz Nival (*L. muta*), antes del último periodo glacial y posteriormente al comienzo del Holoceno¹ (Tyrberg 1998, Sánchez-Marco 2004).

© Fotografías: Autores del artículo

INTERIOR DE UN HAYEDO EN LA CORDILLERA CANTÁBRICA DONDE PODRÍAN ENCONTRARSE UROGALLOS (SOMIEDO, ASTURIAS).





Bosques caducifolios

- ▲ Vista general del límite superior de un robledal-abedular en la Cordillera Cantábrica donde sigue habiendo urogallos en la actualidad (Cangas del Narcea, Asturias).
- ▶ Interior de un hayedo propicio para la existencia de urogallos (Sajambre, León).

Los urogallos presentan una distribución muy amplia en Eurasia, desde la Cordillera Cantábrica (Figura I) hasta aproximadamente 125° E en Siberia oriental, donde su rango se solapa con el del Urogallo Piquinegro (*T. parvirostris*). Una distribución geográfica tan amplia, de más de 80° de longitud y 20° de latitud, lleva asociadas importantes diferencias en la estructura del hábitat, los recursos alimenticios, y las interacciones con predadores y competidores. Es de esperar por tanto que la especie presente un grado de plasticidad eco- y etológica importante. Así y todo, la descripción más frecuente de la especie suele obviar las enormes variaciones potenciales a lo largo de tal rango de distribución, indicando que son “aves adaptadas a bosques primarios¹ boreales, mayoritariamente de coníferas (*Pinus sylvestris*), con estructura abierta y rica cobertura de sotobosque”. Esta descripción no se ajusta a la Cordillera Cantábrica, donde los urogallos ocupan principalmente los bosques



templados atlánticos de caducifolias, dominados por hayas, robles y abedules.

Según criterios fenotípicos, existen 12 subespecies de urogallo (del Hoyo *et al.* 1994). Es probable que la creciente disponibilidad de datos genéticos conlleve una revisión a la baja de las mismas, particularmente en aquellas partes contiguas del rango de distribución. En cualquier caso, la población cantábrica constituye una Unidad Evolutiva Significativa² en base al grado de diferenciación genética y ecológica que presenta (Rodríguez-Muñoz *et al.* 2007). Por



IMAGEN INVERNAL DE UN CANTADERO DE UROGALLO EN UN ABEDULAR DEL SUROCCIDENTE DE ASTURIAS.

tanto el rango taxonómico de subespecie parece adecuado. Tales diferencias no son sorprendentes si se tienen en cuenta el aislamiento geográfico y las marcadas diferencias en el hábitat. La Cordillera Cantábrica es el único lugar del mundo donde los urogallos viven todo el año en bosques caducifolios, y seguramente presenta el clima más templado de todo el rango de distribución. En el sur de los Montes Urales, en la zona sur-oriental de Rusia, existieron hasta hace pocas décadas urogallos en bosques de composición similar, si bien urogallos y bosques han desaparecido debido a la tala indiscriminada (Tatiana Pavlushchick, com. pers.). La asociación de la población cantábrica de urogallos con los bosques caducifolios se remonta por lo menos a la expansión de los mismos al comienzo del Holoceno³, hace unos 11.000 años (Muñoz Sobrino *et al.* 1997).

La existencia de una población de tetraónidas en la Cantábrica delimita el límite

meridional de la distribución de esta familia de aves. La Península Ibérica, junto con la Itálica y Balcánica, fue uno de los principales refugios glaciales en Europa, a partir de los cuales flora y fauna recolonizaron el continente tras el último máximo glacial hace unos 18.000 años (Taberlet *et al.* 1998). Recientemente se ha reconocido la importancia de la conservación de estas poblaciones periféricas, particularmente aquellas situadas en los extremos sur de las distribuciones, ya que constituyen reservas de diversidad genética y potencial evolutivo (Hampe y Petit 2005). En definitiva, existen un buen puñado de razones ecológicas (Quevedo *et al.* 2006b) y genéticas (Rodríguez-Muñoz *et al.* 2007) para destacar que la protección de los urogallos cantábricos equivale a proteger el proceso evolutivo de



Hábitat óptimo

▲ Bosque de coníferas con estructura abierta y abundante sotobosque de arándanos, considerado tradicionalmente como el hábitat óptimo para urogallos en las zonas boreal y centroeuropea (Rödmossen, Suecia).

la especie, así como algunas de las características ancestrales de los bosques montanos del sur de Europa. Eso es el caso de que hiciera falta buscar más razones para proteger una especie nativa de un territorio concreto.

Sobre el papel, la mencionada necesidad de proteger la población cantábrica de urogallos y su hábitat está recogida en los catálogos de especies amenazadas y normativas oficiales: la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha confirmado que *T.u. cantabricus* cumple los criterios para ser incluida en la categoría "Amenazada"⁴ (Storch et al. 2006), y el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas sitúa a los urogallos cantábricos en la categoría de máxima amenaza, "En Peligro de Extinción". Así mismo existe una Estrategia Nacional para la Conservación del Urogallo Cantábrico, y habrán de publicarse los distintos planes regionales de recuperación de la especie.



MODELOS DE HÁBITAT: DESCRIPCIÓN E INTERPRETACIÓN, VENTAJAS Y LIMITACIONES

El escenario que se nos presenta con los urogallos cantábricos podría resumirse en tres puntos: 1- una población muy escasa; 2- requerimientos relativamente exigentes en cuanto a cantidad y calidad de hábitat; 3- el propio hábitat parece constituir un paisaje amenazado. Tal escenario sería *a priori* uno de los ideales para el desarrollo y aplicación de modelos de idoneidad de hábitat. La alteración de los hábitats naturales, en la



- ▲ FRAGMENTACIÓN DEL BOSQUE Y PAISAJE EN MOSAICO RESULTANTE DE LOS USOS TRADICIONALES DEL TERRENO PRACTICADOS DURANTE SIGLOS (CASO, ASTURIAS).
 - ▶ TALA DE PIORNALES MONTANOS EN SOMIEDO (ASTURIAS) SUPUESTAMENTE PARA FAVORECER LOS PASTOS.
- © Foto: Kristine Kjørup-Rasmussen



mayoría de los casos derivada del desarrollo de la población humana, supone cambios en la estructura y dinámica de las poblaciones de animales y plantas que dependen de ellos. Esto hace que sea necesario analizar los patrones espaciales del hábitat óptimo para cada especie como paso previo al desarrollo de planes de conservación apropiados, y en este contexto los modelos de hábitat son una de las herramientas más ampliamente utilizadas en el manejo de fauna silvestre (Guisan y Zimmermann 2000).

¿Qué son los modelos de idoneidad de hábitat? Básicamente, son funciones matemáticas o algoritmos que asignan un valor de idoneidad de hábitat a las unidades de paisaje elegidas (Guisan y Zimmermann 2000). Si pensamos en frases como “tal localidad es muy buena para esta o aquella especie”, lo que ofrecería un modelo de hábitat es evaluar esa información de forma objetiva, y sustituirla por un valor numérico

que permita apoyar la toma de decisiones. Los modelos de hábitat pretenden resumir y combinar la información disponible sobre: 1.- la presencia de una especie en el paisaje de interés; 2.- el uso de los distintos hábitats por parte de la misma; 3.- la relación entre presencia de la especie, su uso del hábitat y la configuración del paisaje. ¿Cómo se elabora un modelo de hábitat? A continuación repasamos brevemente la metodología. Más adelante veremos las predicciones concretas de los modelos realizados para el urogallo en la Cantábrica.

El primer paso es definir de forma precisa el ámbito territorial de aplicación del mismo, dependiente sobre todo del rango de distribución de la especie pero también de la disponibilidad de información. Es necesario disponer de los mejores datos posibles sobre la presencia y ausencia de una especie en el territorio de interés y, si es posible, sobre su abundancia y demografía. Esta es una de las muchas razones por las que programas de evaluación del estatus de las poblaciones de fauna deberían ser llevados a cabo de forma rutinaria y continuada por las administraciones. Es más, este tipo de información conviene recogerla antes de que una especie presente problemas evidentes de conservación. En caso contrario resulta a menudo muy difícil discernir las causas de tales problemas.

El siguiente paso sería la identificación de variables que a priori puedan ayudar a explicar la presencia de la especie en las unidades del territorio. La selección de estas variables la realizaremos en función de la biología de la especie y de las preguntas formuladas a la hora de plantear la necesidad de un modelo de hábitat. Es habitual que la selección de variables esté en parte condicionada por la disponibilidad de información adecuada, o elaborada a la escala espacial necesaria. Si, por ejemplo, nos preguntamos cómo de fragmentado está un determinado hábitat, necesitamos información acerca de la cobertura de ese hábitat. Dada la escala más habitual de aplicación de los modelos de hábitat, suele ser necesario disponer de datos en formato digital, para poder trabajar con sistemas de información geográfica. Por ello es necesario que esta información sea adquirida o elaborada por las administraciones, y que esté disponible para poder trabajar con ella.

Una vez recopilada la información sobre la especie de interés y las variables explicativas potenciales, comienza la construcción del modelo de hábitat en sentido estricto. Comprobaremos si existe una relación

estadística significativa entre la presencia de la especie de interés y cada una de las variables, así como si alguna aporta información redundante y es por tanto prescindible. Ejemplos de variables potencialmente redundantes en este contexto podrían ser: temperatura media y altitud, cobertura forestal y cobertura de matorral, o cauce fluvial y distancia a la desembocadura, si bien el contenido redundante de dos variables no siempre resultará tan obvio. La construcción de un modelo de hábitat ha de ser tan simple como sea posible, pero no más (siguiendo la famosa frase de Albert Einstein). El modelo estará terminado cuando dispongamos de una función que relacione la presencia de la especie de interés con el menor número posible de variables ambientales o explicativas. A esta función le podemos llamar modelo mínimo. En ese momento podemos definir la probabilidad de presencia de la especie en una unidad de hábitat, en función de las variables explicativas, dentro de unos márgenes de error definidos. Es ese valor de probabilidad de encontrar la especie de interés el que determina la idoneidad o calidad del hábitat, y proporciona un valor a una unidad de terreno respecto a los requerimientos ecológicos. ¿Es siempre posible construir un modelo de hábitat? No. Puede perfectamente ocurrir que la información disponible, o nuestro planteamiento de análisis, no resulten en un buen ajuste estadístico respecto a la información acerca de la especie de interés. En ese caso el modelo no se puede construir y sólo cabe mejorar la calidad de la información disponible.

Para los urogallos europeos, tanto las características locales del hábitat (estructura de la vegetación) como los patrones a gran escala (la fragmentación del hábitat) han demostrado ser buenos indicadores de la presencia e incluso de la abundancia de la especie (Storch 2002). En el caso del Urogallo Cantábrico pretendíamos evaluar cuantitativamente la calidad del hábitat a una escala espacial amplia, en unidades de terreno



Indicios de ocupación

La presencia de indicios como plumas, excrementos o huellas de urogallo en nieve o barro, además de la observación directa, se utilizan para evaluar la ocupación de los cantaderos durante la época de celo.

© Foto superior: Alberto Fernández Gil



de 25 ha, elaborando mapas que constituyeran una herramienta de apoyo a la toma de decisiones. Pretendíamos así mismo evaluar si es posible establecer una relación entre el declive poblacional y la configuración del hábitat disponible.

La información acerca de los gallos cantábricos se limita casi exclusivamente a presencia / ausencia de los machos en los cantaderos⁵ en el período de celo, coincidente más o menos con la primavera. Es decir, es una variable categórica binaria, como en “sí-no” o “blanco-negro”. Uno de los posibles métodos para determinar si existe una relación significativa entre este tipo de variables y las variables explicativas es la regresión logística múltiple. El principio e interpretación de este análisis es similar a la regresión lineal múltiple, y consiste en construir una función a partir de las unidades de hábitat con estatus de ocupación conocido (“celdas de entrenamiento” del modelo). En nuestro caso las celdas de entrenamiento del modelo son

las unidades de hábitat con presencia de cantaderos, y su estatus de ocupación se basa en la última evaluación a gran escala en 2000/2001. Como variables explicativas seleccionamos una combinación destinada a cubrir aspectos bióticos y abióticos del hábitat (e.g. cobertura forestal, topografía), así como la potencial influencia de la humanización del paisaje sobre los gallos (e.g. densidad de población, densidad de pistas forestales). Además, incorporamos estimas de la escala a la que tales variables explicativas tenían más efecto sobre la presencia de urogallos (ver detalles en Quevedo *et al.* 2006a).

El resultado es una función, combinación lineal de cuatro variables explicativas y sus correspondientes parámetros: proporción de cobertura forestal en un radio de 4 km, orientación, proporción de cobertura forestal

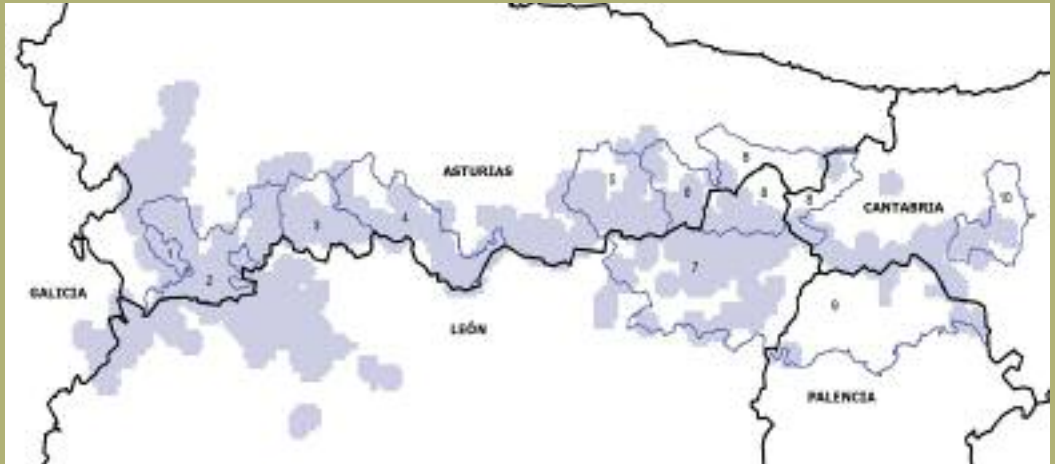


Figura 1

El sombreado azul claro delimita la distribución aproximada del Urogallo cantábrico a comienzos de los años 70. La línea azul delimita los principales espacios protegidos de la Cordillera Cantábrica de Asturias, León, Palencia y Cantabria.

en la celda local y número de asentamientos humanos en un radio de 3 km. La función asigna a cada unidad de hábitat una probabilidad de presencia de urogallo, es decir, un valor de idoneidad de hábitat entre 0 y 1. Este valor, obtenido a partir de aquellas celdas de terreno para las que tenemos información acerca de la presencia de urogallos, es extrapolable al conjunto del territorio de interés, permitiendo obtener la cartografía de idoneidad de hábitat (Guisan y Zimmermann 2000). En el proceso de construcción del modelo han quedado por el camino aquellas variables explicativas que no tuvieron relación significativa con la presencia de urogallos (por ejemplo la pendiente) o aquellas que sí la tienen pero son redundantes con otras cuya relación con la presencia de urogallos es más fuerte (por ejemplo proporción de cobertura forestal en un radio de 2 km). El proceso estadístico de construcción del modelo proporciona además un punto de corte en los valores de calidad que nos permite llevar a cabo clasificaciones simples de las unidades del terreno, tipo "hábitat óptimo", "hábitat deficiente".

En cualquier caso los modelos de hábitat no son la solución a todas las preguntas. Tienen

algunas limitaciones de tipo general, y otras dependientes del planteamiento y de los datos de origen. Una de las críticas generales más comunes es su naturaleza estática, al buscar una relación estadística entre la distribución de especies y su ambiente actual. Generalmente no tienen en cuenta que tanto distribución como hábitat pueden cambiar, y comparan simplemente zonas donde la especie está presente con zonas sin indicios de presencia. En este caso hemos solventado en parte este problema al utilizar la información acerca de cantaderos ocupados frente a cantaderos abandonados, es decir, zonas donde la especie está presente con zonas donde ya no lo está pero sí que lo estuvo en un pasado cercano, en cierto modo incluyendo información acerca de la dinámica poblacional en las dos últimas décadas.

Desde el punto de vista de los datos utilizados, también conviene tener en cuenta algunas limitaciones que pueden afectar a la interpretación de los resultados: la información utilizada acerca de los urogallos se refiere a la presencia de machos en los cantaderos en primavera. El modelo está por tanto definiendo fundamentalmente calidad de hábitat para ese sector de la población y

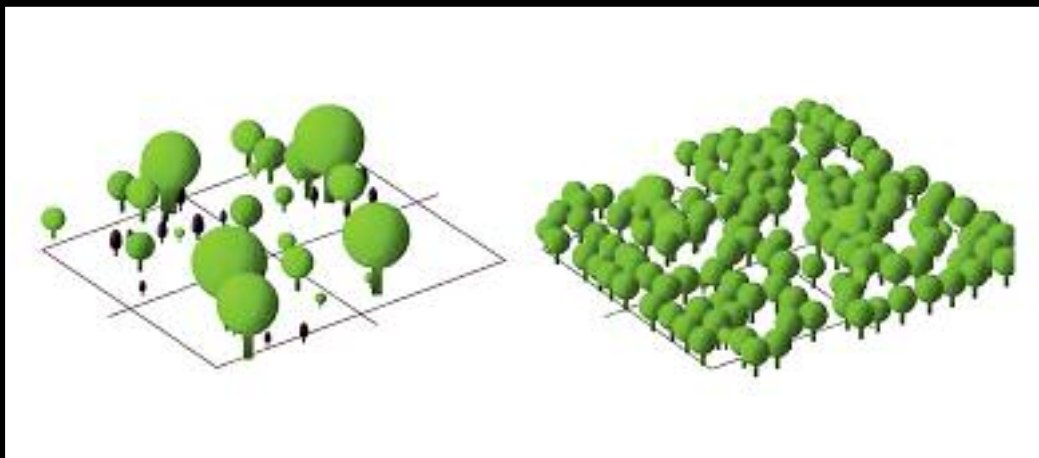


Figura II

Esquema representando distintos tipos de cobertura forestal. La Figura 2a podría corresponder a un bosque primario con algunos árboles muy viejos y estructura abierta, mientras que la Figura 2b representa un bosque secundario con mucha regeneración o una plantación con una elevada densidad.

esa estación. No obstante, los machos tienden a utilizar durante todo el año las zonas limítrofes a los cantaderos (Picozzi *et al.* 1992). Además, existe una relación entre las zonas de cría y los cantaderos; mientras en la zona boreal las hembras eligen el hábitat de cría en función de la localización de los cantaderos, en zonas de montaña con bosque fragmentado, donde el hábitat de cría es limitante, la localización de los cantaderos depende del hábitat de cría, seleccionado y defendido por las hembras (Menoni 1990). En este sentido, hemos comprobado que los lugares que el modelo señala como de mayor calidad, coinciden con las zonas en las que la reproducción está teniendo lugar con éxito (Bañuelos *et al.* 2008). Por tanto parece correcto asumir que el modelo de hábitat representa razonablemente la calidad de hábitat disponible para el urogallo, sobre todo a escalas espaciales amplias, por encima de 1 km².

En cualquier caso, el modelo no está planteado para predecir calidad de hábitat a pequeña escala, i.e. unas pocas hectáreas, algo a tener en cuenta de cara a la interpretación de los resultados. Un ejemplo de limitaciones en la interpretación es el

significado de calidad respecto a la cobertura de vegetación. La información disponible, en forma de cartografía temática digital, proporciona una información muy valiosa acerca de la cantidad de bosque disponible. Sin embargo no aporta información acerca de la estructura del mismo. No nos permite distinguir con demasiada precisión entre bosques maduros y diversos, de estructura abierta, o bosques secundarios o plantaciones con estructura más cerrada (Figura II), y no nos dice nada acerca de la cobertura de matorral dentro del bosque. Dado que la cobertura de matorral en general y del arándano en particular es fundamental para el urogallo (Storch 1993), ésta es una limitación a tener en cuenta.

PREDICCIONES DE LOS MODELOS DE HÁBITAT PARA EL UROGALLO EN LA CORDILLERA CANTÁBRICA

El resultado de combinar la información sobre la presencia de urogallos en las unidades de terreno con las características del paisaje (topografía, vegetación e influencia humana) a distintas escalas de análisis, es el mapa de idoneidad de hábitat mostrado en la Figura III.

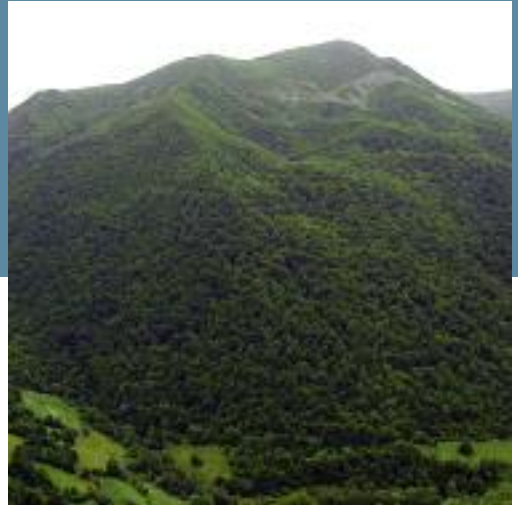


Territorio urogallo

Los 'territorios de urogallo' que siguen ocupados se encuentran en general en zonas en las que la cobertura forestal es importante en un entorno bastante amplio (arriba, Sajambre, León; derecha, Leitirios, Asturias).

¿Qué define la idoneidad de hábitat para el urogallo?

El modelo de hábitat establece un punto de corte en 0.40, por encima del cual se sitúan la mayoría de los territorios ocupados por urogallos. El proceso de construcción del modelo busca las variables más relevantes para determinar la presencia del urogallo y la escala espacial a la que ejercen una mayor influencia. Así, se detectó que la proporción de cobertura forestal en un entorno de 50 km² era la más importante. Es decir, los territorios ocupados están en áreas en las que el bosque ocupa una parte importante del paisaje, a una escala espacial bastante grande, a mitad de camino entre el tamaño medio de una parroquia y un municipio de la Cordillera. En algunos casos esto se debe a una gran masa boscosa continua y en otros a varios fragmentos relativamente más pequeños pero cercanos y que ocupan en cualquier caso gran parte del territorio montano.



El modelo de hábitat indica además la existencia de un efecto negativo de la humanización del paisaje, estimada a partir de los asentamientos humanos, a una escala espacial de 28 km². Otras dos variables contribuyen al valor final del modelo para una unidad del territorio: una mayor cobertura forestal en el entorno local (1 km²), así como una orientación preferentemente norteña, aumentan la calidad del hábitat. La construcción del modelo permite además identificar variables relevantes a la hora de explicar la presencia de urogallos, aunque no formen parte del modelo mínimo final por las razones explicadas en la metodología: las zonas con mejor calidad para el urogallo se



- ▲ LAS QUEMAS Y DESBROCES REPETIDOS EN ZONAS EN LAS QUE PREVIAMENTE SE HA ELIMINADO EL BOSQUE SUPONEN UNA PÉRDIDA DE SUELO Y DE DIVERSIDAD MUY IMPORTANTE. (LADERAS QUE UN DÍA FUERON ROBLEDALES EN LA SOLANA DE DEGAÑA, ASTURIAS).
- ▶ DEFORESTACIÓN Y TRANSFORMACIÓN AGRESIVA DEL PAISAJE POR UNA MINA A CIELO ABIERTO, TOMADA EN TERRITORIO DE UROGALLOS Y OSOS.

ESTAS ALTERACIONES DRÁSTICAS DEL PAISAJE LIMITAN DE FORMA SEVERA LA CONECTIVIDAD ENTRE ZONAS DE HÁBITAT ÓPTIMO.

encuentran en altitudes elevadas, y en lugares con una menor densidad de pistas y carreteras, ambas variables relacionadas otra vez con una menor influencia humana en el medio.

Una conclusión importante de los resultados es que la influencia de la configuración del paisaje sobre la presencia de urogallos tiene lugar a escalas espaciales muy amplias, mucho más allá de lo habitual a la hora de planear actuaciones de conservación, diseñar reservas o evaluar el impacto de las infraestructuras. Los cantaderos, o en el mejor de los casos el monte donde hay presencia de urogallos, suelen aparecer aislados como "zonas óptimas" a la hora de establecer criterios de protección. Sin embargo, hay que adoptar una perspectiva bastante más amplia para poder decir cuáles son las zonas potencialmente óptimas para el urogallo. Esta percepción amplia que los urogallos tienen del hábitat no tiene por qué coincidir con la de investigadores y gestores. Así, la zona de



Muniellos, Hermo y la umbría de Degaña en Asturias, donde los bosques se suceden de forma continua, es un ejemplo de zona potencialmente óptima para albergar urogallos, dada la elevada cobertura forestal y la estructura poco manejada. Dentro de esa gran zona, habrá por supuesto localizaciones concretas que los urogallos utilicen de forma más frecuente (cantaderos, zonas de cría, zonas de invernada) y otras que eviten, ya sea por su estructura poco adecuada o por su elevado grado de humanización.

Poco hábitat óptimo y escasa conectividad

La primera conclusión que podemos extraer echando una ojeada al mapa de calidad de

hábitat es que la disponibilidad de hábitat óptimo es muy baja. Menos del 10% del paisaje correspondiente a la distribución histórica del urogallo muestra un índice de calidad mayor de 0.40 (Figuras I y III). Un paseo por cumbres y collados de la montaña cantábrica nos ayudaría a comprender la situación, ya que observaríamos bosques relativamente pequeños, y separados entre sí por un paisaje bastante humanizado. Algunos números concretos: en la vertiente norte la cobertura forestal por encima de los 700 m de altitud se sitúa en torno al 22% (Quevedo *et al.* 2006b). El bosque está además muy fragmentado, tanto por la secular humanización del paisaje, como por otras formas de destrucción más recientes y agresivas. Más de la mitad de los fragmentos forestales son menores de 1 ha y menos del 2% son mayores de 100 ha (García *et al.* 2005).

Teóricamente, valores de cobertura de hábitat óptimo inferiores al 30% comprometerían la persistencia de poblaciones de vertebrados asociados a ese hábitat (Andrén 1994). Los valores de cobertura forestal en la Cordillera descienden por debajo del 15% si se tiene en cuenta la totalidad del rango de distribución del Urogallo Cantábrico, que incluye los Ancares Gallegos, y los montes del suroccidente de Cantabria y del norte de León y Palencia (M. Quevedo, datos inéditos). La situación se agrava si tenemos en cuenta que las mejores zonas se encuentran separadas entre sí unos 100 km en línea recta, atravesando la zona central en las que las grandes infraestructuras y la carencia de bosques en la vertiente sur complican mucho la conectividad.

El mapa de calidad de hábitat de la Figura III refleja bastante bien el proceso de declive, en el sentido de que los urogallos han ido desapareciendo paulatinamente de aquellas zonas con una peor calidad. Mirando el mapa, podemos por tanto predecir los lugares donde con más probabilidad ocurrirán las siguientes extinciones locales, a no ser que se haga algo por evitarlo. Por ejemplo, los territorios

situados en los concejos asturianos de Lena y Quirós, en la parte central de la distribución, con una baja calidad de hábitat, sin contrapartida en la vertiente sur debido a la deforestación en San Emiliano, Sena de Luna y Villamanín, son tristes candidatos.

La conservación de los escasos bosques que quedan en la Cordillera es clave para la persistencia del urogallo, y de otras especies que dependen del bosque montano. Sin embargo el bosque no es lo único que cuenta a la hora de hablar de conectividad. Los urogallos y otras especies forestales no pueden sobrevivir en los bosques como si éstos fueran islas, independientemente del estado de conservación del territorio circundante. Para desplazarse de un fragmento forestal de calidad óptima a otro, no es lo mismo cruzar un bosque mixto de zonas bajas, una mezcla de bosque secundario y matorral, una ladera de brezal típica de zonas quemadas repetidamente, o una extensa superficie de suelo urbano o industrial. De ese otro hábitat que hay alrededor de los bosques depende que los fragmentos forestales estén realmente conectados. Dicho de otra forma, la calidad del hábitat alrededor de los bosques determina el que una especie forestal sea capaz de moverse entre fragmentos sin perecer en el intento. Las grandes infraestructuras (carreteras, minas a cielo abierto o estaciones de esquí, entre otras) y la apertura de pistas forestales, no hacen sino agravar la situación, no sólo aumentando la fragmentación sino reduciendo la calidad del hábitat forestal.

Trampas ecológicas y hábitat óptimo reproductor

Un aspecto preocupante que se desprende del mapa de calidad de hábitat es que gran parte del territorio ocupado hoy en día por urogallos se encuentra en zonas con un índice de calidad de hábitat bastante bajo. Los urogallos son bastante filopátricos; tanto machos como hembras siguen frecuentando determinadas zonas durante el celo y el proceso de cría incluso después de que las



Alimento y refugio

Las matas de arándano (*Vaccinium myrtillus* y *V. uliginosum*) son un recurso muy utilizado por el urogallo, tanto como fuente de alimento como de refugio, especialmente durante la época de cría.

© Fotos: Alberto Fernández Gil



condiciones del hábitat que una vez les llevó a seleccionar esas zonas hayan cambiado (Storaas 1987). Por tanto, una parte de la población puede estar localizada en lugares que una vez fueron óptimos para la especie, pero que han perdido calidad debido a cambios en el uso del terreno o la construcción de infraestructuras, factores no siempre directamente percibidos por los animales. Si esos lugares siguen atrayendo urogallos pero en ellos la reproducción no tiene éxito y la mortalidad de adultos es elevada, funcionarían como “trampas ecológicas” para la población. Si estas trampas ecológicas se encuentran además en las zonas de conexión entre zonas óptimas, como puede ser el caso, su efecto podría agravarse al afectar a los individuos dispersantes procedentes de las zonas óptimas. En relación con esto, el hecho de que los lugares que el modelo señala como de mayor calidad coincidan con las zonas en las que las gallinas sacan adelante pollos

(M.J. Bañuelos, datos inéditos), sugiere que estas zonas constituyen los últimos refugios funcionales y potenciales fuentes de dispersión para la población.

CONSERVACIÓN DE LOS HÁBITATS MONTANOS EN LA CANTÁBRICA: ¿UN SISTEMA NATURAL?

“En términos de física convencional, un gallo representa sólo la millonésima parte de la masa o la energía de un acre de bosque. Elimina el gallo y el bosque parece muerto”. Esta frase la escribía Aldo Leopold, uno de los padres de la gestión de fauna salvaje como disciplina, a mediados del siglo XX, refiriéndose a *Bonasa umbellus*, una tetraónida americana (Leopold 1949). Es una gran manera de expresar las diferencias existentes entre un bosque y un parque.

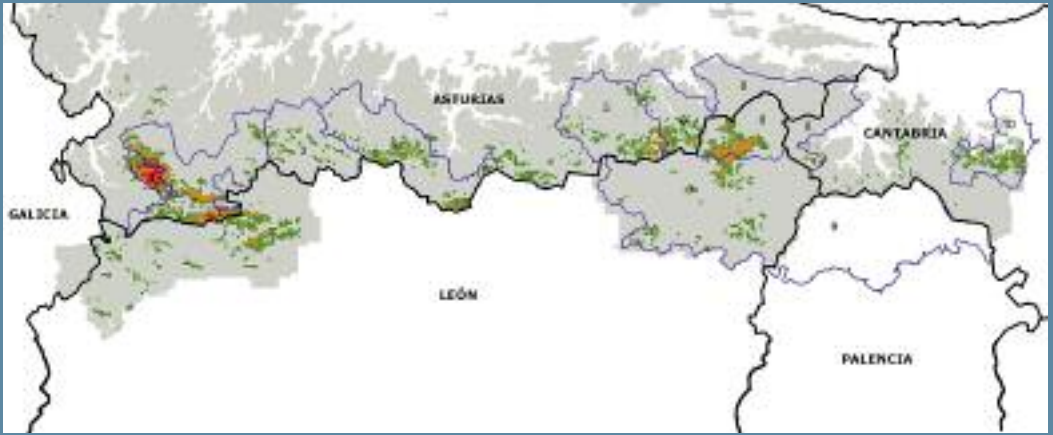


Figura III

Mapa de calidad de hábitat para el urogallo cantábrico. El índice de calidad de hábitat o probabilidad de ocupación (P) en cada unidad de 25 ha se representa con colores: rojo, P mayor o igual que 0.80; naranja, P entre 0.6 y 0.8; verde, P entre 0.4 y 0.6; gris, P menor que 0.4. En blanco aparecen aquellas zonas no evaluadas por situarse por debajo del límite de distribución altitudinal de la especie (en el caso de Cantabria y Asturias) o por no estar disponible la información cartográfica necesaria (León y Palencia). Los resultados mostrados para la vertiente sur son resultado de aplicar el modelo elaborado para la vertiente norte; han de ser por tanto interpretados con precaución.

Los urogallos constituyen una característica primigenia de los bosques montanos atlánticos. No son el resultado de los paisajes culturales derivados de la larga historia de uso humano del terreno. Como indicábamos en la introducción, esta asociación se remonta como mínimo al comienzo del Holoceno³, y probablemente existiera ya durante el último máximo glacial hace unos 18.000 años (Muñoz Sobrino *et al.* 1997, Tyrberg 1998). El análisis de testigos de sedimentos extraídos en lagunas y turberas permite estimar la abundancia relativa de polen en los distintos periodos prehistóricos, cifrando el comienzo de la influencia humana significativa en el paisaje forestal hace unos 2.500 años (Muñoz Sobrino *et al.* 1997). Por tanto, la presencia de urogallos en los bosques de hayas, robles y abedules de la Cantábrica no es un producto de la influencia humana sobre los mismos. Su desaparición sí que puede llegar a serlo. Lo mismo se podría decir de otras especies asociadas a hábitats montanos desde mucho antes de la influencia humana, como por ejemplo la

Perdiz Pardilla, *Perdix perdix* o el Oso Pardo, *Ursus arctos*.

Las causas del declive de la población cantábrica de urogallos no se conocen. Las hipótesis manejadas abarcan prácticamente todo el rango de causas de declive de una población: cambios y pérdida de hábitat, excesivas tasa de depredación, excesiva competencia, cambio climático, mortalidad de adultos por acción directa del hombre, o la combinación de cualquiera de ellas. En cualquier caso, no existen evidencias concluyentes de que alguno de estos factores por sí sólo sea el responsable del declive. Estamos ante un problema complejo; probablemente varios factores se combinan para llevar la población al borde de la extinción. ¿Cómo actuar ante tal situación? Creemos que la mejor opción es utilizar principios actuales de Biología de la Conservación, preservando o restaurando ecosistemas funcionales completos, en contraposición con la política habitual centrada en especies individuales. Sobre el papel, la red de espacios protegidos en la



Cordillera Cantábrica es amplia (Figura 1), y su declaración fundacional es la conservación de la naturaleza. En ellos sería posible llevar a cabo tal aproximación.

A finales de 2006 se publicó en la revista *Science* una revisión destacando la necesidad de combinar disciplinas para desatascar la vieja disyuntiva sobre cuáles deberían ser los objetivos de conservación y restauración, si es que se pretende preservar el estado natural de un ecosistema (Willis y Birks 2006). Una de las principales reflexiones es la necesidad de separar paisaje natural de paisaje cultural. Dicho de otro modo, evaluar cuál sería el estado de un ecosistema antes del impacto humano, y encaminar las medidas de gestión a intentar recrearlo en los espacios protegidos. Para ello los autores proponen entre otras medidas la utilización del registro palinológico, el cual por cierto está bien estudiado para la Cordillera y su entorno (e.g. Muñoz Sobrino *et al.* 2005). ¿Qué tipo de preguntas se pueden responder con estas técnicas? Un ejemplo pertinente es el debate acerca de si los bosques de *Quercus* y *Corylus*

EN LA CORDILLERA CANTÁBRICA LOS UROGALLOS OCUPAN PRINCIPALMENTE LOS BOSQUES TEMPLADOS ATLÁNTICOS DE CADUCIFOLIAS, DOMINADOS POR HAYAS, ROBLES Y ABEDULES, UBICADOS EN ZONAS DONDE LA COBERTURA FORESTAL ES IMPORTANTE (MUNIELLOS, ASTURIAS).

del noroeste de Europa presentaban una estructura abierta o no antes de la influencia humana, y la relación de la misma con los grandes herbívoros salvajes de la época. La comparación entre los registros paleoecológicos de zonas similares en Irlanda, donde estos herbívoros estaban ausentes, y el continente, donde estaban presentes, permitió a los autores concluir que la estructura abierta de los bosques es resultado solamente del uso humano de los mismos. Los grandes herbívoros no mantenían por tanto bosques abiertos, aunque sí eran capaces de afectar a la composición de la vegetación (Mitchell 2005).

Otra línea de investigación relevante al respecto de la necesidad de conservar ecosistemas funcionales se refiere a la relación entre los depredadores y la estructura del

ecosistema. En un país donde, en el siglo XXI, todavía es frecuente oír el término “alimañas” procedente de sectores implicados en la gestión del medio ambiente, procede revisar los resultados de la investigación al respecto. No son en ningún caso ideas nuevas, pero parece ser que requieren ser revisadas cada poco, y las evidencias cada vez son más contundentes: los depredadores superiores ejercen un efecto positivo indirecto sobre las comunidades vegetales. Por un lado está el efecto más obvio de la depredación directa y el control de las poblaciones de ungulados. Por otro la modificación del comportamiento de los herbívoros, induciendo cambios en el uso del espacio y descargando así la presión herbívora sobre determinados sectores de la comunidad vegetal. Este último efecto se resume con el sugerente término “Ecología del Miedo” (Ripple y Beschta 2004). Y estos resultados no se limitan a depredadores superiores, como sería el caso del lobo en la Cordillera, sino a toda la comunidad de carnívoros de mediano y pequeño tamaño, como zorros, martas, comadreja, aves rapaces, etc. Se ha demostrado que la ausencia de una comunidad viable y completa de los mismos puede alterar dramáticamente las comunidades vegetales, con efectos como la reducción de la densidad de plantones un 60%, así como reduciendo la diversidad de plantas capaces de reproducirse con éxito (Terborgh *et al.* 2001).

En la Cordillera Cantábrica quedan todavía hábitats montanos relativamente bien conservados, y poblaciones de vertebrados superiores extraordinarias en el contexto de Europa Occidental. Existen además numerosos espacios designados como protegidos. Existe por tanto la oportunidad de llevar a cabo una conservación ambiciosa, haciendo de esos espacios protegidos auténticas reservas naturales, en las que se proteja el funcionamiento del ecosistema. Si no es esta la función de tales espacios protegidos, lo más honesto y responsable, así como legítimo, sería cambiar sus nombres en consecuencia para ajustarlos a su cometido real.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Dirección General de Medio Ambiente del Principado de Asturias y a la Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza del Gobierno de Cantabria la financiación de proyectos de investigación relacionados con el Urogallo Cantábrico, llevados a cabo en el Área de Ecología de la Universidad de Oviedo.

** Los autores del presente artículo son investigadores del Departamento Biología de Organismos y Sistemas, Unidad de Ecología, Universidad de Oviedo, Asturias.*

TÉRMINOS Y DEFINICIONES

¹ *Superficie forestal poco o nada modificada por el hombre, que mantiene sus propiedades ecológicas intactas, constituida por múltiples estratos y edades de vegetación, incluyendo abundantes árboles viejos y madera muerta.*

² *Término acuñado para aportar un mayor sentido biológico y práctico a la hora de establecer prioridades de conservación, teniendo en cuenta que la taxonomía tradicional puede no coincidir con la diversidad genética y ecológica subyacente (Moritz 1994).*

³ *Periodo geológico que abarca aproximadamente los últimos 11.000 años, tras el último máximo y subsiguientes oscilaciones glaciales.*

⁴ *Población menor de 250 individuos, declive superior al 20% en dos generaciones, y hábitat muy fragmentado, sin que ningún núcleo supere los 250 individuos (IUCN 2001).*

⁵ *Zonas en las que se reúnen los machos en primavera para exhibirse frente a las hembras y disputar el acceso a las mismas con otros machos. En el caso de animales forestales como los urogallos, estas zonas de reunión son grandes, difusas y relativamente variables en localización, en contraste con aquellas utilizadas por animales de hábitats abiertos, más cercanas al término lek en sentido estricto.*

REFERENCIAS

- 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.
- BAÑUELOS, M.J., M. QUEVEDO, Y J.R. OBESO. 2008. HABITAT PARTITIONING IN ENDANGERED CANTABRIAN CAPERCAILLIE TETRAO UROGALLUS CANTABRICUS. *JOURNAL OF ORNITHOLOGY* 149: 245-252.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, Y J. SARGATAL, EDITORS. 1994. *HANDBOOK OF THE BIRDS OF THE WORLD: NEW WORLD VULTURES TO GUINEAFOWL*. LINX EDICIONS, BARCELONA.
- GARCÍA, D., M. QUEVEDO, J. OBESO, Y A. ABAJO. 2005. FRAGMENTATION PATTERNS AND PROTECTION OF MONTANE FOREST IN THE CANTABRIAN RANGE (NW SPAIN). *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* 208:29-43.
- GUISAN, A. Y N.E. ZIMMERMANN. 2000. PREDICTIVE HABITAT DISTRIBUTION MODELS IN ECOLOGY. *ECOLOGICAL MODELLING* 135:147-186.
- HAMPE, A. Y R.J. PETIT. 2005. CONSERVING BIODIVERSITY UNDER CLIMATE CHANGE: THE REAR EDGE MATTERS. *ECOLOGY LETTERS* 8:461-467.
- IUCN. 2001. *CATEGORÍAS Y CRITERIOS DE LA LISTA ROJA DE LA IUCN: VERSIÓN 3.1*. IUCN, GLAND, SUIZA Y CAMBRIDGE, REINO UNIDO.
- LEOPOLD, A. 1949. *A SAND COUNTY ALMANAC, AND SKETCHES HERE AND THERE*. OXFORD UNIVERSITY PRESS, NEW YORK.
- MENONI, E. 1990. CAQUETEMENTS ET TERRITORIALITÉ DES POULES DE GRAND TÉTRAS AU PRINTEMPS DANS LES PYRENEES. *ACTA BIOLOGICA MONTANA* 10:63-82.
- MITCHELL, F.J.G. 2005. HOW OPEN WERE EUROPEAN PRIMEVAL FORESTS? HYPOTHESIS TESTING USING PALAEOECOLOGICAL DATA. *JOURNAL OF ECOLOGY* 93:168-177.
- MORITZ, C. 1994. DEFINING "EVOLUTIONARILY SIGNIFICANT UNITS" FOR CONSERVATION. *TRENDS IN ECOLOGY & EVOLUTION* 9:373-375.
- MUÑOZ SOBRINO, C., P. RAMIL-REGO, L. GÓMEZ-ORELLANA, Y R.A. DÍAZ-VARELA. 2005. PALYNOLOGICAL DATA ON MAJOR HOLOCENE CLIMATIC EVENTS IN NW IBERIA. *BOREAS* 34:381-400.
- MUÑOZ SOBRINO, C., P. RAMIL-REGO, Y M. RODRÍGUEZ GUITIÁN. 1997. UPLAND VEGETATION IN THE NORTH-WEST IBERIAN PENINSULA AFTER THE LAST GLACIATION: FOREST HISTORY AND DEFORESTATION DYNAMICS. *VEGETATION HISTORY AND ARCHAEOBOTANY* 6:215-233.
- PICOZZI, N., D. CATT, Y R. MOSS. 1992. EVALUATION OF CAPERCAILLIE HABITAT. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY* 29:751-762.
- QUEVEDO, M., M.J. BAÑUELOS, Y J.R. OBESO. 2006A. THE DECLINE OF CANTABRIAN CAPERCAILLIE: HOW MUCH DOES HABITAT CONFIGURATION MATTER? *BIOLOGICAL CONSERVATION* 127:190-200.
- QUEVEDO, M., M. J. BAÑUELOS, O. SÁEZ, Y J.R. OBESO. 2006B. HABITAT SELECTION BY CANTABRIAN CAPERCAILLIE AT THE EDGE OF THE SPECIES DISTRIBUTION. *WILDLIFE BIOLOGY* 12:267-276.
- RIPPLE, W.J. Y R.L. BESCHTA. 2004. WOLVES AND THE ECOLOGY OF FEAR: CAN PREDATION RISK STRUCTURE ECOSYSTEMS? *BIOSCIENCE* 54:755-766.
- RODRÍGUEZ-MUÑOZ, R., P.M. MIROL, G. SEGELBACHER, A. FERNÁNDEZ, Y T. TREGENZA. 2007. GENETIC DIFFERENTIATION OF AN ENDANGERED CAPERCAILLIE (TETRAO UROGALLUS) POPULATION AT THE SOUTHERN EDGE OF THE SPECIES RANGE. *CONSERVATION GENETICS* 8:659-670.
- SÁNCHEZ-MARCO, A. 2004. AVIAN ZOOGEOGRAPHICAL PATTERNS DURING THE QUATERNARY IN THE MEDITERRANEAN REGION AND PALEOCLIMATIC INTERPRETATION. *ARDEOLA* 51:91-132.
- STORAAS, T. 1987. NESTING HABITATS AND NEST PREDATION IN SYMPATRIC POPULATIONS OF CAPERCAILLIE AND BLACK GROUSE. *JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT* 51:167-172.
- STORCH, I. 1993. HABITAT SELECTION BY CAPERCAILLIE IN SUMMER AND AUTUMN: IS BILBERRY IMPORTANT? *OECOLOGIA* 95:257-265.
- STORCH, I. 2002. ON SPATIAL RESOLUTION IN HABITAT MODELS: CAN SMALL-SCALE FOREST STRUCTURE EXPLAIN CAPERCAILLIE NUMBERS? *CONSERVATION ECOLOGY* 6:[ONLINE] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art6>.
- STORCH, I., M.J. BAÑUELOS, A. FERNÁNDEZ-GIL, J.R. OBESO, M. QUEVEDO, Y R. RODRÍGUEZ MUÑOZ. 2006. SUBSPECIES CANTABRIAN CAPERCAILLIE TETRAO UROGALLUS CANTABRICUS ENDANGERED ACCORDING TO IUCN CRITERIA. *JOURNAL OF ORNITHOLOGY* 147:653-655.
- TABERLET, P., L. FUMAGALLI, A.G. WUST-SAUCY, Y J.F. COSSON. 1998. COMPARATIVE PHYLOGEOGRAPHY AND POSTGLACIAL COLONIZATION ROUTES IN EUROPE. *MOLECULAR ECOLOGY* 7:453-464.
- TERBORGH, J., L. LOPEZ, P. NUNEZ, M. RAO, G. SHAHABUDDIN, G. ORIHUELA, M. RIVEROS, R. ASCANIO, G.H. ADLER, T.D. LAMBERT, Y L. BALBAS. 2001. ECOLOGICAL MELTDOWN IN PREDATOR-FREE FOREST FRAGMENTS. *SCIENCE* 294:1.923-1.926.
- TYRBERG, T. 1998. *PLEISTOCENE BIRDS OF THE PALEARCTIC: A CATALOGUE*. NUTTALL ORNITHOLOGICAL CLUB, CAMBRIDGE, MS.
- WILLIS, K.J. Y H.J.B. BIRKS. 2006. WHAT IS NATURAL? THE NEED FOR A LONG-TERM PERSPECTIVE IN BIODIVERSITY CONSERVATION. *SCIENCE* 314:1.261.