



**LAS AVES RAPACES
EN LOS MOSAICOS AGROFORESTALES
DE ALICANTE Y VALENCIA (I)**

JOSE ANTONIO MARTÍNEZ CLIMENT & IÑIGO ZUBEROGOITIA ARROYO. 2003

Jose A. Martínez. E-mail: qvcocotiers@hotmail.com. C/ Juan de la Cierva 43, El Campello, 03560, Alicante.

Tfn: 667 90 44 09

Iñigo Zuberogoitia. E-mail: inigo.zuberogoitia@wanadoo.es. E.M. Icaurus. Apdo 106, 48940 Leioa. Bizkaia.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo comenzó en 1989 cuando, tras un paseo en bicicleta por la Huerta Sur de Valencia, entramos en un cementerio y encontramos una pluma de lechuza común. Ahora, tras 14 años de estudio científico de las relaciones entre las aves rapaces y sus hábitat, las carreteras, rotondas, urbanizaciones y polígonos industriales han ocupado la huerta de manera que apenas queda algún pedazo de la antigua riqueza de especies protegidas, caminos de paseo y paisaje de los que disfrutar.

Si bien es cierto que la Comunidad Valenciana cuenta con una de las mejores redes de Parques Naturales (en cuanto a cantidad), no es menos cierto que el desarrollo urbanístico en sentido amplio ha comenzado a mostrarse como la principal causa de desaparición de la matriz de hábitat que cohesiona esa red de parques. Esa matriz está dominada por grandes superficies agroforestales que, al menos en Alicante, albergan la inmensa mayoría de las áreas de nidificación y forrajeo de aves de presa catalogadas. Dependiendo de los municipios, nuestros cálculos muestran desapariciones de superficies de matorral mediterráneo y cultivos de secano que varían entre el 3% y el 96% a noviembre de 2002. Los planes de ordenación urbana que hemos podido examinar contemplan la desaparición a medio y largo plazo de superficies de estos usos de suelo que oscilan entre el 21% y el 100%. La puesta en práctica de esos planes se realiza previa evaluación de impacto ambiental de carácter puntual, es decir, sin una visión de conjunto sobre los efectos de la fragmentación de la matriz agroforestal, de manera que los resultados de la evaluación resultan poco o nada eficaces a las escalas biológicas relevantes para la protección de rapaces a largo plazo (por el simple hecho de que estas aves ocupan grandes áreas y son sensibles a los cambios de hábitat a varias escalas espaciales). ¿De qué nos va a servir tener un gran número de Parques Naturales si no existe conectividad entre ellos, es decir, si no se contempla la preservación de zonas elegidas de mosaicos agroforestales entre Parques que no sólo actúen como corredores eficaces sino que cumplan su función actual como

áreas de nidificación y campeo de la mayor parte de la población de aves rapaces de la Comunidad Valenciana? Por otra parte, y a causa de consideraciones económicas y políticas fuera de nuestro alcance, tanto la agricultura tradicional de secano como la agricultura minifundista de regadío sufren una altísima tasa de abandono, lo que condiciona un nuevo tipo de cambio de estructura y composición de hábitat que, como se verá, reduce la probabilidad de tener territorios ocupados de águilas y búhos.

Por lo que respecta a las aves rapaces, hemos intentado empezar la casa por el sitio correcto. Puesto que no existe modelo posible de conservación sin una investigación que lo sustente, y dado que la administración no lo ha llevado a cabo durante el último decenio, además de negarnos el necesario apoyo económico a lo largo de estos años, desde el primer momento decidimos llevar a cabo una descripción de la capacidad de acogida de fauna catalogada de los mosaicos agroforestales de Alicante, principalmente, y puntualmente de Valencia, a largo plazo, por cuenta propia y ateniéndonos a un plan de trabajo que ha permanecido básicamente inalterado desde el principio. Como ecólogos profesionales, hemos escogido la mejor manera posible de someter nuestros resultados al juicio de los expertos, es decir, los hemos publicados en revistas científicas tras pasar por los necesarios procesos de revisión. Al principio de este proyecto, en 1988, me comprometí con todos los que me han apoyado a poner toda la información obtenida a su disposición. Puesto que la mayoría de los artículos están escritos en inglés, acabo de cumplir mi promesa traduciéndolos y presentándolos en este primer volumen. Los artículos originales están a vuestra disposición en nuestras bibliotecas y en las revistas correspondientes. Cabe decir que los textos que aquí se presentan pueden diferir ligeramente de los artículos originales en cuanto a que aquí presentamos más información que la publicada en dichos artículos (o ligeramente distinta), lo que puede variar un poco el texto respecto a los mismos, pero no el fondo. En cualquier caso, se debe siempre hacer referencia a los artículos originales y a las revistas en las que están publicados. Por razones de espacio, no hemos

traducido en este primer volumen dos artículos publicados, que aparecerán en el volumen II.

Confiamos en que los resultados que hemos obtenido, en especial los que se refieren a las preferencias de hábitat, sean convenientemente utilizados en el marco de los estudios de impacto ambiental y de sus evaluaciones correspondientes junto con el resto de la abundante bibliografía disponible. Tanto en su realización como en las alegaciones que se deban presentar a estudios o evaluaciones débiles.

En breve os ofreceremos el segundo capítulo, que tratará de todas las especies que faltan es este volumen, puesto que está ya en realización. Esto significa que esperamos seguir contando con vuestra colaboración, como hasta ahora. A los que crean que nuestra posición es excesivamente alarmista les emplazamos a presentar sus datos y conclusiones al juicio de la comunidad científica internacional, como hemos hecho nosotros. Preferiblemente con largas series temporales de datos y métodos de análisis aceptados. A los que crean que vale la pena adelantarse a la inercia administrativa y a la falta de criterio científico en la conservación, o simplemente ser conscientes del alcance de la órbita de aquellos que han (tan solo en apariencia, obviamente) monopolizado todos los campos de la ecología de las aves en Alicante sin haber producido nada sustancioso con el paso de tantos y tanto años si no media el dinero, han intentado no dejar hacer nada a los demás por exceso de protagonismo (inútil vanidad científica frente al trabajo callado, continuado y organizado), e interfieren en el trabajo ajeno sin mostrar respeto alguno por la cortesía profesional, les emplazamos a seguir trabajando. Pero trabajando en serio y con método. Animo a todos y hasta muy pronto. Sirva esta introducción para renovar la promesa de la traducción al castellano del segundo (y de los siguientes) volumen de esta obra que es la vuestra.

Atentamente

Jose Antonio Martínez Climent

MÉTODOS DE MUESTREO





MARTÍNEZ, J. A. & ZUBEROGOITIA, I. 2002. Factors affecting the vocal behaviour of Eagle Owls (*Bubo bubo*): effects of sex and territorial status.

Ardeola, 49 (1): 1-9.

**FACTORES QUE AFECTAN EL COMPORTAMIENTO VOCAL
DEL BÚHO REAL
(*Bubo bubo*):
EFECTOS DEL SEXO
Y DEL ESTATUS TERRITORIAL**

INTRODUCCIÓN

Los cantos de muchas especies de aves son signos sexuales que contienen información sobre las características de los individuos que juegan un papel relevante en anunciar la propiedad del territorio o en la atracción de compañero (Galeotti & Pavan, 1993;; Catchpole & Slater, 1995;; Appleby & Redpath, 1997;; Galeotti 1998). Se ha demostrado que los cantos de algunas especies de búhos reafirman esta aserción y, además, hay evidencias de que existe reconocimiento individual y variación entre las poblaciones (Galeotti & Pavan, 1991;; Galeotti et al, 1993;; 1996). Machos y hembras reaccionan en de maneras variadas al ulular de intrusos. Así, mientras la defensa del territorio es cooperativa en algunas especies (Galeotti et al., 1997; Appleby et al., 1999), machos y hembras de otras especies responden exclusivamente a los intrusos de su propio sexo (Wiklund & el Pueblo, 1992;; Slagsvold, 1993).

Beneficiándose de tales repuestas comportamentales, varios estudios han usado grabaciones de llamadas territoriales de conespecíficos para realizar trabajo de censo de búhos (Saráa & Zanca, 1989;; Guarde al del et., 1991; Haugh & Didiuk, 1993;; Kavanagh & Peake, 1993;; Redpath, 1994;; Viada, 1994;; Debus, 1995;; Zuberogoitia & Campos, 1998;; Zuberogoitia et al, 2002). No obstante, el uso de grabaciones no se ha demostrado satisfactorio para mejorar la tasa de detección de todas las especies de búhos (Kavanagh & Peake, 1993;; Enriquez & Salazar, 1997;; Evans, 1997;; Francis & Bradstreet, 1997;; Takats & Holroyd, 1997), y en muy escasas ocasiones se han propuesto hipótesis para explicar por qué los individuos no respondieron a las emisiones territoriales de conspecíficos. Rohner (1997) encontró diferencias en la detectabilidad entre individuos flotantes y emparejados en el Búho Americano (*Bubo virginianus*). Los flotantes no eran en absoluto vocales, de modo que los estudios basados en grabaciones no revelarían a los flotantes en esta especie (Rohner, 1997).

Aunque no hay acuerdo respecto a la definición de flotante, estos frecuentemente se identifican con individuos jóvenes dispersantes o adultos vagabundos que no han obtenido un territorio ("la población flotante").

Algunos autores, sin embargo, han sugerido que el concepto de "flotador" va más allá de definir un grupo de animales transeúntes listos para ocupar vacantes en territorios tan pronto como los encuentren. Ellos definen "flotante" como un rasgo complejo de la historia vital que involucra decisiones sobre el asentamiento en un territorio (dónde y cuándo establecese en un territorio), con quién emparejarse y reproducirse (cuándo, cómo y cuánto invertir en reproducción; Smith & Arcese, 1989;; Heg, 1998). Además, la mayoría de los flotantes tienen su propio territorio (Smith & Arcese, 1989;; Ens, 1992;; Ens et al., 1995; Rohner, 1997;; Heg, 1998). Smith & Arcese (1989) sugirieron que cuando el éxito reproductor de los machos territoriales no emparejados es igual al de los machos flotantes sería mejor para los machos no emparejados comportarse como flotantes, eludiendo así los costes de defender un territorio. Es importante revelar la presencia de esa "población en la sombra" (Rohner, 1997), puesto que el conjunto de aves no-establecidas puede enmascarar cambios en las tendencias poblacionales cuando los resultados del censo se basan en la presencia de parejas territoriales (Wilcove & Terborgh, 1984;; Franklin, 1992).

La información sobre la adecuación del método de los reclamos grabados para detectar al Búho Real (*Bubo bubo*) es escasa, e incluso se ha sugerido que éste pudiera no ser un método eficaz de detección (Penteriani & Pinnchera, 1990;; 1991). Por contra, Martínez et al. (1992) han usado reclamos con éxito. Puesto que los censos de búhos requieren mucho tiempo y esfuerzo (Duncan & Duncan, 1997;; Francis & Bradstreet, 1997), es conveniente poner a la disposición de los gerentes técnicas de muestreo eficaces. Los objetivos de este estudio son: (1) determinar la eficacia del método de reclamos grabados frente al método de las vocalizaciones espontáneas y (2) determinar factores que pueden influir en la tasa de respuesta del Búhos Real a las grabaciones de conespecíficos.

MÉTODOS

Área y periodo de estudio

Este estudio se realizó en 17 territorios previamente conocidos como ocupados por un macho (ocho territorios en Madrid, cinco en Alicante y cuatro en Valencia). El periodo experimental fue entre 19/11/98 y 24/1/99 para incluir los máximos estacionales del comportamiento vocal del Búho Real. Algunos estudios anteriores sobre la cría del Búho Real en los territorios seleccionados mostraron que había variación en las fechas de puesta entre la España oriental y la España central. Por lo tanto, las fechas del experimento vocal se ajustaron para que se realizaran antes de la puesta en cada territorio (España oriental: 1/11/98-26/12/98; España central: 7/11/98-24/1/99). El comienzo de cada visita experimental varió en 1 h y 23 m entre las estaciones de escucha (rango = 17 h 20 m-18 h 43 m). El experimento se realizó una vez en cada territorio. Sólo se realizaron escuchas en noches secas y sin viento. Los territorios se visitaron entre seis y nueve veces a lo largo de la estación de cría (noviembre a junio) para determinar si estaban ocupados por una pareja o por búhos no emparejados (Olsson, 1997).

Visitas experimentales

Cada visita experimental a un territorio incluyó las siguientes fases:

Llamadas espontáneas (SC): Empezando 5 Minutos antes del crepúsculo y después de una pausa inicial de 2 Minutos, hemos registrado los siguientes datos durante un periodo de 30 Minutos: fecha, hora, sexo del búho según su voz (Saurola, 1997), tasa de canto (número de vocalizaciones), y comportamiento agresivo, si pudiera notarse. La diferenciación del sexo por la voz es posible para el Búho Real porque la llamada territorial del macho (de tono bajo, nítida y retumbante - si bien puede elevar el tono hasta parecer una hembra-) es fácilmente discernible de la llamada territorial de la hembra (áspera, de tono más alto y menos potente) (Cramp & Simmons, 1980;; Mikkola,

1983,; Saurola, 1997). La funcionalidad de las diferentes llamadas se evaluó según Saurola (1997). Si los individuos designados estaban cantando en el momento de nuestra llegada a la estación de escucha, la visita experimental era cancelada y repetida el día siguiente. El tiempo destinado a cada estación de escucha en los estudios sobre vocalizaciones de búhos es normalmente corto y de duración arbitraria. Sin embargo, Redpath (1994) mostró que es aconsejable un periodo de 30 Minutos para detectar el 100 % de una población de Cárabo Común (*Strix aluco*). Por lo tanto, nosotros utilizamos un intervalo de 30-Minutos en cada periodo experimental, con el fin de actuar de manera conservadora.

Reclamos (PB): Inmediatamente después del periodo SC, simulamos una intrusión territorial retransmitiendo las llamadas territoriales de un macho durante 30 minutos. El volumen de la transmisión se ajustó para asegurar la claridad de la emisión. Registramos los mismos datos que en el periodo SC, más la latencia (el tiempo transcurrido desde el principio del periodo hasta la primera vocalización del búho). Durante estas sesiones, las cintas emitieron la llamada territorial de un Búho Real macho extraño al área del estudio. Cada periodo de emisiones consistió en 5 episodios de 4 minutos cada uno caracterizados por llamadas territoriales a una velocidad de 14 voces / minuto. Cada episodio está separado por periodos de silencio de 2 minutos. Con estas características, nuestras emisiones imitan los duelos vocales espontáneos entre machos en las mismas áreas de estudio en 1996, 1997 y 1998 (tasa de cantos espontáneos para cinco pares diferentes de machos = 13,9 voces / minuto, SD = 1,74, rango = 11,6-14,91; duración de cada episodio = 3,8 minutos, SD = 0,23; duración de pausas episodios = 1,7 Minutos, SD = 0,29). La única diferencia entre las intrusiones territoriales experimentales y las vocalizaciones espontáneas es el tiempo total de la interacción, pues las disputas espontáneas variaron de 3 minutos a 3,2 horas.

Desgraciadamente, no disponemos de una muestra de 17 grabaciones diferentes de voces de Búho Real (los estímulos) para generar una distribución de respuestas. Por consiguiente, los registros hechos en los diferentes territorios

pueden ser consideradas como pseudoreplicaciones (Kroodsma, 1989). Esto no representa un problema al evaluar la eficacia del uso de reclamos como método de muestreo, pero restringe el alcance de la inferencia sobre el comportamiento porque no podemos estar seguros de que la contestación promedio de los búhos a otro tipo o las grabaciones sea la mismo (Kroodsma, 1989). De acuerdo con Kroodsma (1989), aproximarse nuestras sugerencias sobre el comportamiento del Búho Real deben ser tomadas de manera conservadora.

Periodo post-reclamo (PPP): Después de la sesión de reclamos registramos de nuevo los mismos datos durante 15 minutos, con la excepción del tiempo de latencia. Las estaciones de escucha se situaron entre 150 y 250 m de los cantiles utilizados por los Búhos Reales como cantaderos. Sólo en un territorio, donde una pareja de búhos fue descubierta, la estación se localizó a 300 m de la base del cantil debido a la mala accesibilidad. Un territorio fue clasificado como ocupado si al menos un Búho Real lo ocupó de manera permanente entre noviembre y junio. Un macho fue clasificado como desemparejado si no se registró la presencia de ninguna hembra durante el periodo de estudio.

La distribución del número de vocalizaciones por 30 minutos estaba sesgada. Por lo tanto, log-transformamos los datos originales y utilizamos pruebas de la t para las comparaciones de medias. Hemos utilizado pruebas no-paramétricas para el resto de los análisis.

RESULTADOS

Número de territorios

La Tabla1 muestras el número de Búhos Reales de cada sexo encontrado en cada periodo de estudio. Sólo en uno de los 17 Búhos Reales no se encontró ningún individuo. Seis territorios fueron clasificados como ocupados por machos emparejados, y 10 territorios como ocupado por machos desemparejados. En un territorio descubrimos que el macho asistió a dos hembras diferentes cantando alternativamente en dos cantile diferentes a 300 m

el uno del otro. Las dos hembras fueron consideradas como dos individuos focales diferentes ($n = 7$ para las hembras), pero sólo la contestación de este macho con la primera hembra se usó en el análisis de comportamiento del macho. La inspección de los territorios a lo largo de la estación de cría confirmó los resultados obtenidos durante los periodos experimentales acerca de si los territorios estaban ocupados por un individuo o por una pareja de búhos.

Eficacia de los reclamos

Respuesta de los machos

Dado que el periodo PB se realizó después del periodo SC, podría sugerirse que las diferencias en el número de territorios encontrado entre ambos periodos podrían deberse a las variaciones temporales en el periodo cantos durante cada noche, es decir, nuestros resultados reflejarían simplemente picos de actividad vocal. Así, antes de poner a prueba diferencias en el número de territorios encontrados en cada periodo, probamos si el tiempo del día (minutos después del ocaso) en el que se realizaron los experimentos tuvo algún efecto en la probabilidad de evaluar ocupación del territorio. En primer lugar probamos si la proporción de cantos (el número de vocalizaciones de la llamada territorial del macho por 30 minutos) varió con la hora, pero no encontramos ninguna correlación significativa entre el tiempo al que comenzaron los periodos SC y PB y la proporción de cantos (SC: $r = 0.080$, $P = 0.760$, $n = 17$; PB: $r = -0.242$, $P = 0.350$, $n = 17$; correlación de Spearman). Puesto que todos los machos se descubrieron durante el periodo de SC (véase debajo), probamos si la probabilidad de descubrir a un macho vocal varía con el tiempo del día al que el experimento de la cinta comienza (minutos después del ocaso). Para ello, realizamos una Regresión Logística (Hosmer & Lemeshow 1989) usando el tiempo como variable independiente y el descubrimiento (código 1) o no (código 0) de un territorio ocupado como variable dependiente. La probabilidad de descubrir a un macho cantando (es decir, un territorio

ocupado) no varió con el tiempo del día al que comenzó el periodo PB (prueba de Bondad de Ajuste, $G_{12} = 22.795$, $P = 0.398$).

Todos los machos cantaron durante el periodo de SC, mientras que sólo 10 de ellos continuaron cantando durante el periodo PB (Tabla1). Los seis machos emparejados se descubrieron los dos en el SC y periodo de PB, mientras fuera de diez machos desemparejados descubiertos en el periodo de SC sólo tres seguían siendo también (con el canto territorial) durante el periodo de PB; sólo un macho produjo llamadas de la alarma. Así, la proporción de machos cantores que se callaron después de oír la voz de un intruso difiere entre emparejados (0%) y desemparejados (60%) ($G_1 = 7.71$, $P = 0.005$). Es más, la proporción de machos desemparejados que dejaron de producir gritos territoriales (70%) también es más grande que para los machos emparejados ($G_1 = 9.71$, $P = 0.001$). Durante el periodo PPP solo uno de los seis machos emparejados dejó de cantar, mientras cinco de los diez machos desemparejados siguieron cantando (Tabla1), aunque la diferencia no es significativa ($G_1 = 1.90$, $P = 0.168$).

Los gritos territoriales fueron la llamada más frecuente proferida en todos los periodo experimentales. Este fue el único canto producido durante el periodo SC tanto por machos emparejados como por machos desemparejados, pero el 30% de machos de ambos tipos produjeron voces de alarma durante los periodos PB y PPP (Tabla1).

El número medio de llamadas territoriales emitido por 30 minutos durante el periodo SC fue muy similar para los dos tipos de machos (emparejados y desemparejados) (Tabla2). Sin embargo, la proporción de tasa de vocalizaciones territoriales fue más grande en los aparearon que en los machos desemparejados (Tabla2), tanto durante el periodo PB ($t_7 = 2.23$, $P = 0.061$) como durante el periodo PPP ($t_7 = 2.38$, $P = 0.049$), aunque las diferencias sólo fueron marginalmente significativas. Sin embargo, sólo cuatro de seis de los machos emparejados aumentaron su proporción de la emisión en el periodo de PB con respecto al periodo de SC, lo que representa un cambio no-significativo (Prueba de Wilcoxon Matched Pairs, $Z = -0.73$, $P = 0.46$, $n = 6$).

La longitud del periodo de latencia no difirió entre machos emparejados y machos desemparejados (emparejados: media = 7,9 Minutos, SD = 10,2, n = 6; desemparejados: media = 6,8, SD = 7,4, n = 4, Prueba de Mann-Whitney, U = 1,42, P = 0,273). Puesto que los experimentos se realizaron alrededor del crepúsculo, no pudimos evaluar respuestas agresivas no vocales. Sin embargo, uno macho emparejado voló encima de la estación de escucha y casi derribó el reproductor de cantos.

Respuesta de las hembras

Sólo cuatro de siete hembras se descubrieron en el periodo SC, mientras la mayoría de ellas (seis de siete) se descubrieron durante los periodos SC y PB (Tabla1); la última hembra sólo se descubrió en el periodo PPP. La Tabla 2 muestra la proporción media de llamadas por 30 minutos de las hembras descubiertas en cada periodo. Para poner a prueba diferencias en las proporciones de la emisión de cantos entre periodos experimentales contiguos nosotros comparamos el número de llamadas producido por cada una de las siete hembras. Entre SC y PB, las hembras aumentaron significativamente la proporción de la llamada de cópula-solicitud de alimento (Prueba de Wilcoxon matched-pairs, Z = -2,02, P = 0,043, n = 7), mientras que no hubo ningún cambio significativo en la emisión de llamadas territoriales entre los periodos experimentales (Prueba de Wilcoxon matched-pairs, Z = -0,135, P = 0,893, n = 7).

DISCUSIÓN

El uso de llamadas grabadas de conespecíficos ha demostrado ser una técnica del muestreo eficaz para muchas especies de búhos (Sara & Zanca, 1989;; Guard al del et., 1991; Haugh & Didiuk, 1993;; Kavanagh & Peake, 1993;; Redpath, 1994;; Viada, 1994;; Debus, 1995;; Zuberogoitia & Campos, 1998). Sin embargo, el uso de llamadas grabadas no mejoró nuestra capacidad para

descubrir territorios de Búho Real. Escuchar al vocalizaciones espontáneas de los búhos produjo 16 territorios de 17 estaciones de escucha, mientras que el uso de reclamos grabados produjo 10 territorios. Siete de 16 de los territorios habrían sido erróneamente clasificados como desocupados por un macho cuando se usaron los reclamos.

El comienzo del periodo SC varió en cada territorio. Si el comportamiento vocal del Búhos Real presentara máximos de actividad en los minutos posteriores al crepúsculo, entonces el periodo PB se habría ciertamente realizado durante el máximo de canto, y esto explicaría la baja probabilidad de descubrir a un macho en el periodo de PB. Sin embargo, no encontramos ninguna relación entre el tiempo de comienzo de las emisiones de reclamos y el número de cantos territoriales emitidos en 30 minutos, a pesar de un rango de variación del comienzo del periodo SC de 1 h y 23 minutos, diferencia muy superior a la diferencia entre en comienzo de los periodos SC y PB.

La probabilidad de descubrir un Búho Real macho en el periodo PB es mayor para machos emparejados (todos fueron descubiertos) que para los machos del desemparejados (4 de 10 descubiertos). Además, la tasa de canto de machos emparejados tendió a ser mayor que para machos desemparejados en los periodos PB y PPP. Así, estos resultados sugieren que la reacción del macho a un intruso puede depender de su estado emparejamiento: los machos emparejados siguieron anunciando su presencia, mientras que la mayoría de los búhos desemparejados se callaron o redujeron el número de vocalizaciones al oír la intrusión territorial simulada por el reclamo. Esto explica el menor número de machos descubierto en el periodo PB.

Rohner (1997) encontró un modelo diferente para el Búho Americano: mientras que casi todos búhos emparejados produjeron llamadas espontáneas y el 70% de ellos respondieron a los reclamos, los flotantes no eran en absoluto vocalmente activos. Los flotantes tienen áreas de campeo más grandes que los machos emparejados, y aunque sus áreas de campeo se solapan con las de los machos emparejados, los flotantes se localizaron a lo largo de los límites territoriales más a menudo de lo que cabe esperar si se distribuyesen al azar

(Rohner, 1997). Es posible por lo tanto que el comportamiento de los búhos emparejados, que son dueños de un territorio, pueda restringir el uso del espacio por parte de los flotantes (véase también Ens et al., 1995), y que los flotantes pudieran permanecer callados para evitar confrontaciones directas con los dueños del territorio. Los Búhos Reales pueden tener territorios más grandes (típicamente entre 12 y 20 km²; Cramp & Simmons, 1980) que los Búhos Americanos emparejados (tamaño medio del territorio: 4,83 km²; Rohner, 1997). Los mayores territorios del Búho Real reducirían la probabilidad de confrontaciones directas entre machos, pero al mismo tiempo aumentarían las oportunidades de encuentros exitosos con hembras por parte de machos vecinos, flotantes o no.

A la luz de nuestros resultados no podemos afirmar o negar si los machos desemparejados encontrados en este estudio son flotantes o no. Sin embargo, es razonable sugerir que estos machos siguieron la estrategia de los flotantes sugerida por Smith & Arcese (1989): Si el éxito reproductor de los machos territoriales desemparejados es igual al de los machos flotantes, entonces sería mejor para los machos desemparejados comportarse como flotantes, eludiendo pagar los costes de defender un territorio. Esto encuentra apoyo en nuestro hallazgo de que los Búhos Reales desemparejados se callaron oír la intrusión territorial de un macho simulada con los reclamos. Es posible que estuvieran buscando cópulas extra-pareja con las hembras apareadas.

Las hembras también aumentaron la proporción de llamadas en respuesta a la cinta, pero en total ellos eran menos vocales que los machos. Un resultado asombroso es que ellas respondieron a la cinta aumentando la proporción de la llamada de cópula-solicitud de alimento, y no cualquier otra llamada. Se ha sugerido recientemente que la poligamia puede ser un sistema común de emparejamiento para el Búho Real (Dalbeck et al., 1998). Si las hembras de este estudio estaban buscando cópulas extra-pareja queda como una pregunta abierta que resulta fuera del alcance de este estudio debido a las limitaciones del planteamiento. La tendencia de los miembros de la pareja de Búhos Reales a responder juntos al reclamo no implica necesariamente que esa

defensa territorial sea cooperativa en Búhos Real, como para el Autillo Europeo (*Otus scops*); Galeotti et al., 1997) y los Búhos Morenos (Appleby et al., 1999). para probar esta sugerencia nosotros tendríamos que llevar a cabo una prueba extensa, más complicada de la contestación sexo-específica a los intrusos de su propio sexo (Galeotti et al., 1997; Appleby et al., 1999).

En conclusión, nuestros resultados muestran que oyendo los cantos espontáneos de los Búhos Reales se registra un número más alto de machos pero tendríamos dudas sobre el estado de emparejamiento de los mismos. En cambio, si tan sólo utilizamos reclamos de machos territoriales descubriríamos principalmente la fracción emparejada de la población. Así, el uso combinado de ambos métodos sería una estrategia de muestreo mejor que el uso de cualquiera de estos métodos exclusivamente. Nuestros resultados necesitan validación por parte de estudios experimentales que usen tamaños de muestra más grandes bajo una variada serie de condiciones medioambientales. Este estudio deja abiertas algunas preguntas con respecto a las relaciones entre la probabilidad de detección del Búho Real y sus sistemas de apareamiento, la calidad del hábitat y la densidad de búhos y presas. La influencia de tales factores debe tomarse en consideración para así proporcionar a los gerentes un método eficaz de detección para esta especie.

Tabla 1. Número de Búhos Reales encontrados durante cada periodo experimental en relación al sexo, emparejamiento y tipo de voz emitida. “Otras voces” se refiere a llamadas de alarma en el caso de los machos, y llamadas de cópula y solicitud de alimento en el caso de las hembras. SC: periodo de cantos espontáneos, PB: periodo de respuesta a voces grabadas, PPP: periodo de post-intrusión territorial.

Status	Machos						Hembras		
	SC			PB			PPP		
	Emparejado		Sin pareja	Emparejado		Sin pareja	Emparejado		Sin pareja
	Emparejado	Sin pareja		Emparejado	Sin pareja		Emparejado	Sin pareja	
Canto Territorial	6	10		5	2		4	3	
Otras voces	0	0		0	1		1	1	
Ambas	0	0		1	1		0	1	
							2	0	1
							0	2	2
							2	3	2

Tabla 2. Tasa media de cantos de machos –canto territorial- y hembras –voces de cópula y solicitud de alimento- en relación a si los individuos estuvieron emparejados o no. SC: periodo de cantos espontáneos, PB: periodo de respuesta a voces grabadas, PPP: periodo de post-intrusión territorial.

		Machos						Hembras					
		SC		PB		PPP		SC		PB		PPP	
		Emparejados	No emparejados	Emparejados	No emparejados	Emparejados	No emparejados	Canto territorial	Canto de cópula	Canto territorial	Canto de cópula	Canto territorial	Canto de cópula
		ad	os	ad	os	ad	os	ad	al	ad	al	ad	al
Media	54.6	48		104.6	35.3	116	45.2	12.7	46	13.3	105.6	42.3	24.2
Sd	43.1	56.9		83.4	56.8	61.6	77.2	9.3	16.9	4.6	99.5	47.4	15.7
N	6	10		6	3	5	4	4	2	3	5	3	4
Rango	21-140	2-176		20-230	1-101	54-189	4-161	1-22	34-58	8-16	1-235	3-95	3-41



MARTÍNEZ, J. A. & ZUBEROGOITIA, I.

**FACTORES QUE AFECTAN AL COMPORTAMIENTO VOCAL
DEL BÚHO REAL**

(Bubo bubo):

**EFFECTOS DE LA ESTACIÓN, LA DENSIDAD
Y LA CALIDAD DEL TERRITORIO**

INTRODUCCION

Las llamadas de las aves contienen información sobre la calidad de los individuos, información que juega un papel relevante en la adquisición de pareja y en los combates territoriales (Galeotti, 1998;; Redpath et al., 2000). Por ejemplo, las tasas de canto afectan a la elección del pareja porque las hembras pueden considerar a varones que cantan por periodos más largos como mejor preparados por engendrar (ej. Houtman, 1992). No obstante, las tasas de canto están sujetas a los efectos de factores como las cargas parasitarias (Redpath et al., 2000) o a la presencia de conespecíficos (Gaelotti, 1993). Además, para el Búho Real (*Bubo bubo*), la cantidad de tiempo que los individuos invierten en sus muestras territoriales puede depender del sexo y estado de emparejamiento (Martínez & Zuberogoitia, 2002). Puesto que cantar puede ser costoso para los individuos (ej., Flaco et al., 1996), podría sugerirse que el Búho Real ajustaría su inversión energética en demostraciones territoriales en función de la presencia o ausencia de conespecíficos.

Dado que la composición del paisaje también puede influir la tasa cantos de los búhos (véase Galeotti, 1998), podría sugerirse que los costes en los que los individuos pueden incurrir al asignar tiempo extra en advertir la propiedad del territorio se verían de algún modo compensados si la calidad del hábitat fuera alta, es decir, si la densidad de presas dentro del área de campeo fuera alta. A su vez, la calidad del hábitat puede explicar altas densidades de parejas reproductoras de Búhos Reales en áreas pequeñas (Donázar, 1987, 1998;; Martínez et al., 2002). Además, los diferentes periodos del ciclo de la cría del Búho Real podrían influir en la asignación de tiempo consagrada al canto territorial (Mikkola, 1983). En consecuencia, podrían esperarse que la detectabilidad del Búho Real varíe en función de un conjunto de factores de los que la densidad de individuos, la calidad del hábitat y la estación pueden jugar un papel importante.

MATERIAL Y METODOS

Este estudio se llevó a cabo de octubre a febrero de 1997 en Alicante. Este periodo de tiempo incluye el periodo de cortejo, de cópula y de puesta en el área del estudio (datos inéditos). Esta se caracteriza por un mosaico de montañas de elevación variable cubiertas por matorral mediterráneo, bosques del pino, y secanos en estado mayoritariamente de abandono (Agencia del Medi Ambiente, 1997). Al objeto de este estudio, hemos seleccionamos 13 territorios al azar y medido una serie de variables durante las visitas rutinarias de censo. En cada territorio se situaron estaciones de escucha a 100 m de la base de los cantiles donde cantan los búhos. Cada estación experimental se visitó los días 15 de cada mes entre octubre y febrero.

Comenzando 1 hora antes del crepúsculo y después de un periodo inicial de establecimiento 2 min, escuchamos a los vocalizaciones espontáneos de los búhos y registramos los datos siguientes: fecha, hora, sexo del búho según su voz (Saurola, 1997,; véase Martínez & Zuberogoitia, 2002), tiempo de la primera llamada del macho y porcentaje de tiempo consagrado a llamar por los machos medido como la duración de cada uno de los episodios de canto (cada uno con un número variable de voces) (Martínez & Zuberogoitia, 2002). Ninguno de los individuos estaba cantando en el momento de nuestra llegada a la estación de escucha, por lo que no tuvimos que posponer ninguna visita experimental.

Para conseguir información sobre calidad del territorio, describimos varias características en cada territorio: (1) estabilidad del territorio (OCUPP), estimada a partir del número de años de ocupación del territorio independientemente de la propiedad durante el periodo 1992-2000 (véase Korpimäki, 1988,; Galeotti, 1998), (2) porcentaje de matorral mediterráneo (MATORRAL) en un círculo de 25 km² alrededor de los nidos y (3) irregularidad topográfica (REL) en un en un círculo de 25 km² alrededor de los nidos. El círculo de 25 km² alrededor de los nidos se escogió porque puede simular el área de campeo del Búho Real y porque los modelos de preferencia del hábitat desarrollaron a esa escala explican los porcentajes más altos de *deviance* de entre un juego de diferentes escalas (Martínez et al., 2002). El

modelo señaló que la superficie de matorral mediterráneo dentro de las áreas de campeo simuladas es el mejor predictor de la presencia del Búho Real, probablemente porque la superficie de matorral mediterráneo es un buen estimador de la presencia de conejos (Moreno & Villafuerte 1995), qué era la presa principal del búho en el área del estudio (Martínez & Zuberogoitia, 2001). La irregularidad topográfica se escogió debido a su alto poder para predecir el hábitat de nidificación del Búho Real en el área del estudio (Martínez et al., 2002). Esta variable se modeló como el número de líneas de nivel de 100 m cortadas por cuatro líneas de 2,8 km trazadas desde los nidos en direcciones N, S, E y W. La distancia al vecino más cercano (NND) se usó como medida inversa de densidad búhos (Solonen, 1993). Raramente se oyeron hembras, durante las visitas experimentales excepto en las realizadas en noviembre y diciembre (Martínez & Zuberogoitia, 2002). Por consiguiente, todos los análisis se remiten a los machos. Todos los machos estaban emparejados, según confirman muestreos sucesivos. De entre el amplio repertorio vocal del Búho Real, escuchamos principalmente llamadas territoriales y de alarma.

RESULTADOS

Encontramos diferencias significativas en el comienzo de la emisión de cantos entre los búhos durante los 5 meses del periodo de estudio (ANOVA de muestras repetidas; $F = 9,51$, d.f. = 1, $P = 0,031$) (Figura 1). También encontramos diferencias en la cantidad de tiempo que los búhos consagraron a llamar de octubre a febrero (repetición medidas ANOVA; $F = 86,16$, d.f. = 1, $P = 0,000$). Los Búhos emitieron principalmente llamadas territoriales (77% de las llamadas). La voz de alarma (23% de las llamadas) sólo se oyó en áreas donde la distancia al vecino más cercano era menor de 1.700 m.

Para probar para las posibles relaciones entre las cantidades de tiempo que los búhos invirtieron llamando (variable independiente) y calidad del territorio, realizamos un análisis de regresión múltiple (método *Stepwise forward*; Hosmer & Lemenshow, 1989) usando MATORRAL, REL, OCUPP y

NND como variables independientes. La única variable incluida en el modelo fue MATORRAL ($\chi^2_{11} = 2,51$, $P = 0,952$).

DISCUSIÓN

Puesto que vocalizar es costoso (Gaunt, 1996), uno podría esperar que las aves que viven en áreas de alta densidad se habituaran a las llamadas de los vecinos. La habituación (el debilitamiento de una reacción debido al efecto de estímulo persistente) debería por consiguiente afectar a la cantidad de tiempo que los búhos asignan a cantar. Sin embargo, los búhos en áreas de alta densidad fueron más fácilmente detectables (por ser vocalmente más activos) que los búhos en áreas de baja densidad a lo largo del periodo del estudio (Figuras 2 y 3), lo que sugiere que los factores últimos que explican las altas densidades de búhos pueden ser un disuasivo para la habituación. No obstante, se necesitaría una prueba más completa para el determinar fenómenos de habituación, por lo que nuestros resultados a este respecto no son concluyentes.

Cuando las hembras escucharon los reclamos de voces de machos respondieron aumentando la tasa de la llamada de cópula-solicitud de alimento; los machos emparejados respondieron agresivamente y los machos desemparejados dejaron de cantar (Martínez & Zuberogoitia, 2002). Esto sugiere que los machos emparejados defienden compañera y territorio, mientras que los machos desemparejados cantan principalmente para atraer a las hembras. Por consiguiente, podría sugerirse que en áreas de alta densidad de individuos los machos emparejados asignen más tiempo a la defensa territorial para impedir que los individuos flotantes o sus vecinos consigan cópulas extra pareja con sus compañeras. El hecho que se las llamadas de alarma se escucharon exclusivamente en áreas de alta densidad durante el curso de nuestro estudio parece apoyar esta hipótesis. Empezar a cantar temprano en áreas de alta densidad permitiría a los Búhos Reales proclamar la propiedad del territorio, mantener los lazos con su pareja y entonces cazar al crepúsculo o poco después, cuando la actividad de los conejos es máxima (Arques, 2000). Nuestro hallazgo de que el porcentaje de matorral mediterráneo dentro de las

áreas de campeo simuladas es el mejor predictor de la cantidad de tiempo que los búhos dedican a cantar puede apoyar esta sugerencia, puesto que podría apuntarse que los Búhos Reales que crían en zonas ricas en presas también se lanzan a combates vocales duraderos para poner en evidencia ante las hembras su capacidad para obtener y defender recursos alimenticios (Parker, 1974). En términos del gasto energético para el individuo, una densidad alta de presas en las áreas de campeo puede compensar los posibles costes provocados por largas disputas vocales.

En conclusión, la cantidad de tiempo que los Búhos Reales dedican a sus cantos territoriales varia con la estación (Figura 1), con la densidad individuos y la cantidad de buenas tierras de caza dentro de sus áreas de campeo. Durante el periodo cuando se reafirma la propiedad del territorio y las hembras pueden evaluar calidad del macho (temprano en octubre y hasta a medio diciembre), los búhos empezaron a cantar considerablemente más temprano que durante el periodo cuando la propiedad del territorio se ha determinado y la cópula es más probable (mitad de diciembre a finales de febrero) (Mikkola, 1983,; Cramp & Simmons, 1985). Sin embargo, los búhos empezaron a cantar antes y gastaron más tiempo llamando áreas de alta densidad que en áreas de baja densidad independientemente de la fase del periodo reproductor. Por consiguiente, el trabajo de censo llevado a cabo durante las fases tempranas del ciclo de cría (noviembre, diciembre) se beneficiarán de empezar una hora antes del crepúsculo y terminar al menos una hora después del crepúsculo. Nuestros resultados resaltan la importancia de la gestión del matorral mediterráneo, puesto disponibilidad de matorral afecta el gasto energético diario del Búho Real, gasto estimado por la cantidad de tiempo que asigna en sus demostraciones territoriales. Esto está de acuerdo con el hallazgo de que la escasez de conejos tiene efectos perjudiciales sobre el número de parejas que se reproducen y sobre el éxito de la cría del Búho Real (Martínez & Zuberogoitia, 2001,; Martínez & Calvo, 2001,; Penteriani et al. 2002). Los rasgos estructurales de las llamadas como la calidad tonal o el ritmo también deben ser tenidos en cuenta por

futuros estudios para validar nuestras sugerencias, pues también pueden relacionarse con el potencial de los machos para obtener y defender recursos (Galeotti, 1998).

Figura 1. Variación en la media de la hora de comienzo de emisión de llamadas espontáneas de machos de Búho Real en relación con la densidad de individuos. Cada punto representa la media mensual para 13 individuos y su desviación estándar.

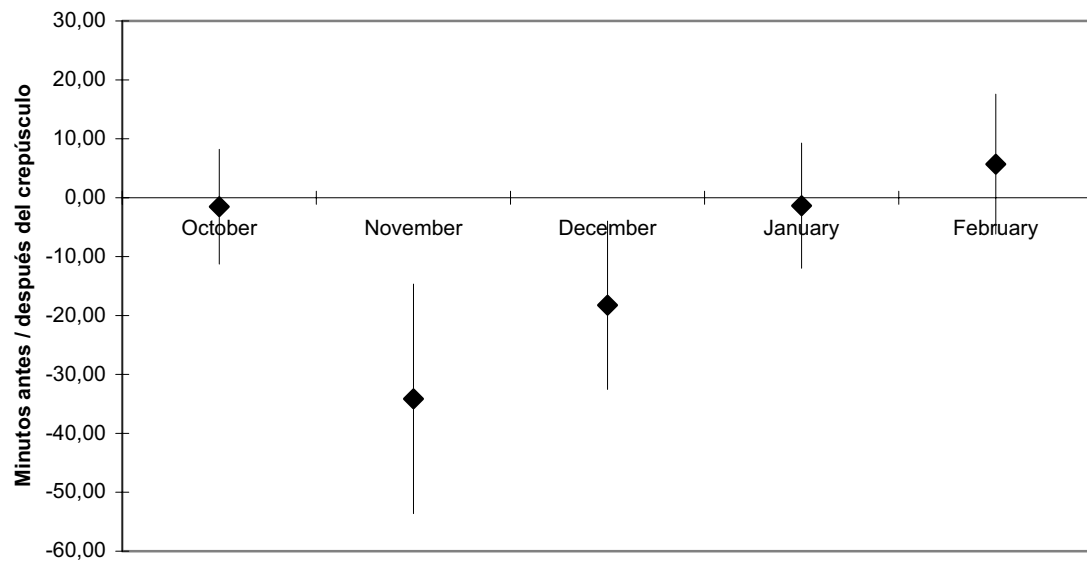


Figura 2. Horario del comienzo de las emisiones de cantos territoriales de machos de búho real en relación con la distancia al vecino más próximo.

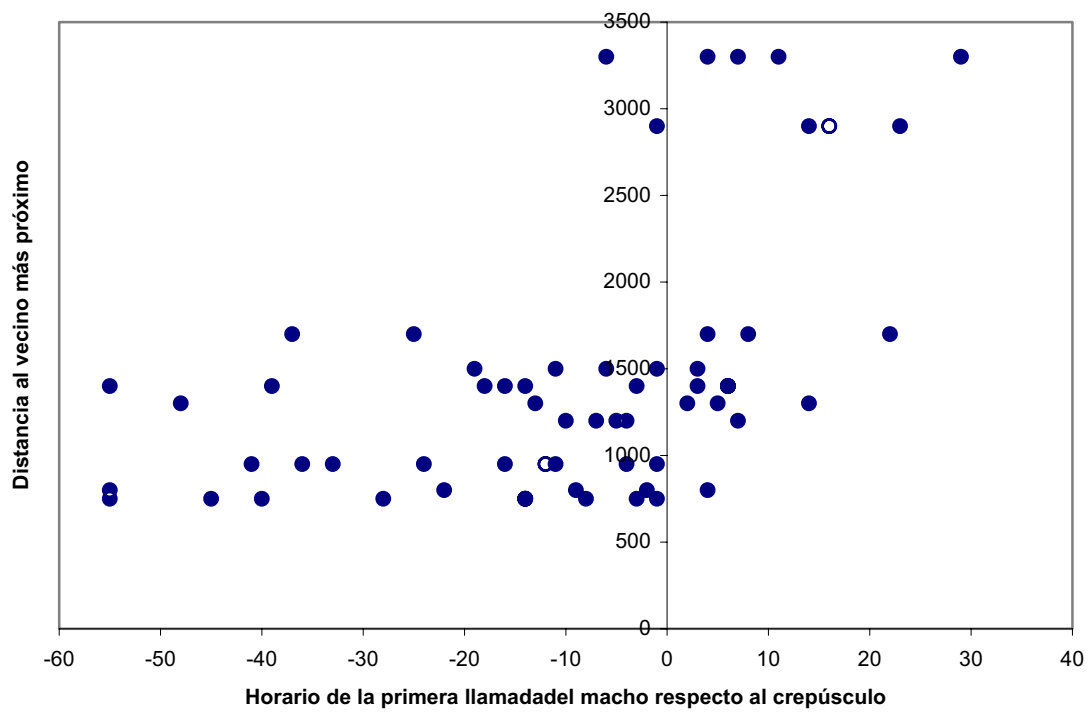
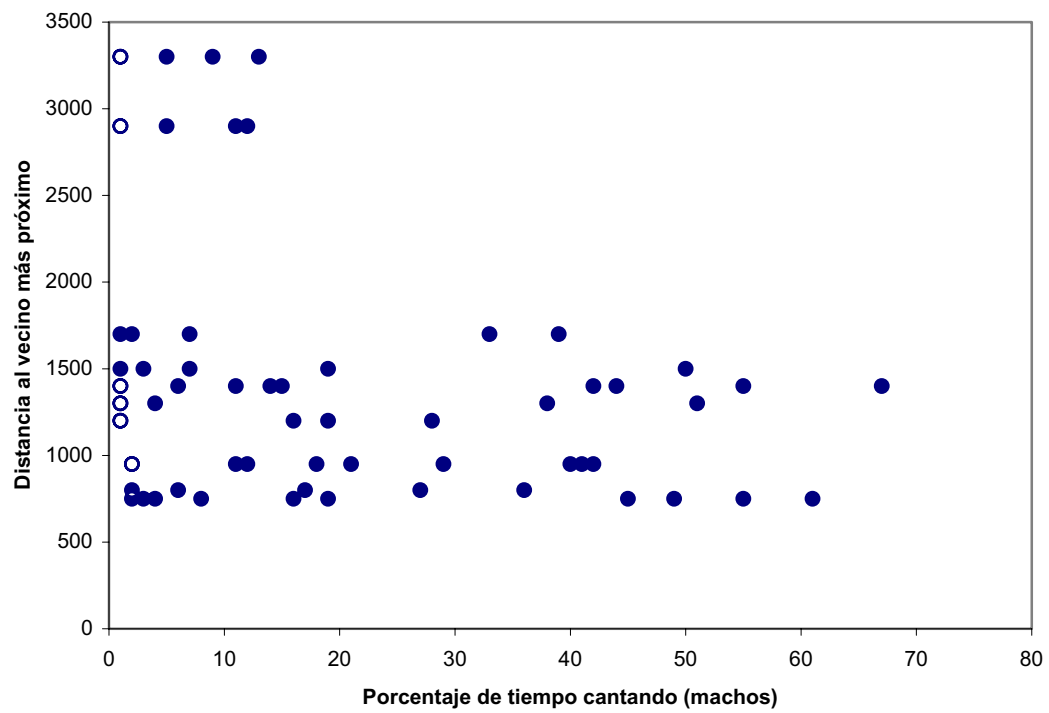


Figura 3. Porcentaje de tiempo dedicado a cantar por machos de Búho Real en relación con la distancia al vecino más próximo.



BIBLIOGRAFÍA

- Agencia del Medi Ambient, 1997. Mapa geocientífico de la Provincia de Alicante. Generalitat Valenciana. València.
- Appleby, B. M. & Redpath, S. M. 1997. Indicators of male quality in the hoots of Tawny owls *Strix aluco*. *Journal of Raptor Research*, 31: 65-70.
- Appleby, B. M., Yamaguchi, N., Johnson, P.J. & McDonald, D. 1999. Sex-specific territorial responses in Tawny owls *Strix aluco*. *Ibis*, 141: 91-99
- Bermejo, S., 2000. Memoria de Caza del Coto de Agua Amarga 1990-2000. Sociedad de Caza de Agua Amarga. Alicante.
- Catchpole, C. K. & Slater, P. J. B. 1995. *Bird Songs. Biological Themes and Variations*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Cramp, S. & Simmons, K. (Eds.) 1980. *The Birds of the Western Palearctic, Vol II*. Oxford University Press. Oxford.
- Dalbeck, L., Bergerhausen, W. & Krishner, O. 1998. Telemetriestudie zur Orts- und Partnertreue beim Uhu *Bubo bubo*. *Vogelwelt*, 119: 337-344.
- Debus, S. J. S. 1995. Surveys of large forest owls in Northern New South Wales: methodology, calling behaviour and owl responses. *Corella*, 19: 38-50.
- Donázar, J. A. 1987. Espaciamento y dispersión de nidos de Búho Real *Bubo bubo* en Navarra (Norte de la Península Ibérica). *Munibe* 40: 35-58.
- Donázar, J. A. 1988. Selección de hábitat de nidificación por el Búho real (*Bubo bubo*) en Navarra. *Ardeola*, 35(2): 233-246.
- Duncan, J. R. & Duncan, P. A. 1997. Increase in distribution records of owl species in Manitoba based on a volunteer nocturnal survey using Boreal owl *Aegolius acadicus* and Great-gray owl *Strix nebulosa* playback. In J.R. Duncan, D.H. Johnson & T.H. Nicholls (Eds.): *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere, Second International Symposium*, pp. 519-524. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Enriquez P. L. & Salazar, L. R. 1997. Intra and interspecific calling in a Tropical owl community. In J.R. Duncan, D.H. Johnson & T.H. Nicholls (Eds.): *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere, Second International Symposium*, pp. 525-532. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Ens, B. J. 1992. *The social prisoner. Causes of natural variation in reproductive success of the Oystercatcher*. PhD Thesis. University of Groningen. Groningen.
- Ens, B.J., Weissing, F.J. & Drent, R.H. 1995. The despotic distribution and deferred maturity: two sides of the same coin. *American Naturalist*, 146: 625-650.
- Evans, D. 1997. The influence of broadcast tape-recorded calls of fall migrant northern Saw-whet Owls (*Aegolius acadicus*) and Long-Eared Owls (*Asio otus*). In J.R. Duncan, D.H. Johnson & T.H. Nicholls (Eds.): *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere, Second International Symposium*, pp. 173-174. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Francis, M. & Bradstreet, S.W. 1997. Monitoring Boreal Forest Owls in Ontario using tape playback surveys with volunteers. In J.R. Duncan, D.H. Johnson & T.H.

- Nicholls (Eds.): *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere, Second International Symposium*, pp. 175-183. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Franklin, A. B. (1992). *Population regulation in Northern Spotted Owls: theoretical implications for management*. In D. McCullough & R. Barrett (Eds.): *Wildlife 2001: populations*, pp. 815-827. Elsevier. London.
- Galeotti, P. & Pavan, G. 1991. Individual recognition of male Tawny owls (*Strix aluco*) using spectrograms of their territorial calls. *Ethology, Ecology and Evolution*, 3: 113-126.
- Galeotti, P. (1993). Differential responses of territorial Tawny Owls *Strix aluco* to the hooting of vecinos and strangers. *IBIS*, 135. 300-304.
- Galeotti, P. 1998. Correlates of hoot rate and structure in male Tawny owls *Strix aluco*: implications for male rivalry and female mate choice. *Journal of Avian Biology*, 29: 25-32.
- Galeotti, P., Appleby, M.B. & Redpath, S.M. 1996. Macro and microgeographical variations in the "hoot" of Italian and English Tawny owls *Strix aluco*. *Italian Journal of Zoology*, 63: 57-64.
- Galeotti, P., Paladin, M. & Pavan, G. 1993. Individually distinct hooting in male Pygmy owls *Glaucidium passerinum*: a multivariate approach. *Ornis Scandinavica*, 24: 15-20.
- Galeotti, P., R. Sacchi & E. Perani 1997. Cooperative defence and intrasexual aggression in Scops Owls (*Otus scops*): responses to playback of male and female calls. *Journal of Raptor Research*, 31: 353-357.
- Gaunt, A., Bucher, T., Gaunt, S., & Baptista, I. Is singing costly? *Auk*, 113: 718-721.
- Haug, E. & Didiuk, A. 1993. Use of recorded calls to detect Burrowing owls. *Journal of Field Ornithology*, 64: 188-194.
- Hirons, G.J.M. 1976. *A population study of the tawny owl (Strix aluco L.) and its main prey species in woodland*. PhD. Thesis. University of Oxford. Oxford.
- Hosmer, D. W., & Lemeshow, S. 1989. *Applied logistic regression*. Wiley & Sons. New York.
- Houtman, A. Female zebra finches choose extrapair copulations with genetically attractive males. *Proceedings of the Royal Society of London*, 249: 3-6.
- Johnson, B.S. 1997. Reproductive success, relatedness, and mating patterns of colonial Burrowing Owls. *Journal of Raptor Research*, 9: 64-67.
- Kavanagh, R. P. & Peake, P. 1993. Survey procedures for nocturnal forest birds: an evaluation of variability in census due to temporal factors, weather and technique. In P. Olsen (Ed.): *Australian Raptor Studies*, pp. 86-100. Australasian Raptor Association. R.A.O.U.. Melbourne.
- Klatt, P.H. & Richison, G. 1994. The effect of mate removal on the vocal behaviour and movements of male and female Eastern Screech-Owls. *Condor*, 96: 485-493.
- Korpimäki, E. 1988. Effects of territory quality on occupancy, breeding performance and breeding dispersal in Tengmalm's owl. *Journal of Animal Ecology*, 57: 97-108.
- Kroodsma, D.E. 1989. Suggested experimental designs for songplaybacks. *Animal Behaviour*, 37: 600-609.
- Martínez, J. A. & Zuberogoitia, I. 2001. The response of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal für Ornithologie*, 142: 204-211.

- Martínez, J. A. & Zuberogoitia, I. 2002. Factors affecting vocal behaviour of Eagle Owls *Bubo bubo*: effects of sex and mating status. *Ardeola* 49(1): 1-9.
- Martínez, J. A., serrano, d. & Zuberogoitia, I. 2002. Predictive models of hábitat preferences for the eagle owl *bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography*. (in press)
- Martínez, J. E.. & Calvo, J. F. 2001. Diet and breeding success of the Eagle Owl in southwestern Spain: effect of rabbit haemorrhagic disease. *Journal of Raptor Research*, 35 (3): 259-262.
- Martínez, J.E., Sánchez, M.A., Carmona, C., Sánchez, J.A., Ortuño, A. & Martínez, R. 1992. The Ecology and conservation of the Eagle Owl *Bubo bubo* in Murcia, south-east of Spain. In C.A. Galbraith, I. Taylor & S. Percival (Eds.): *The Ecology and Conservation of European Owls*, pp. 84-88. Edinburgh.
- Mikkola, H. 1983. *The Owls of Europe*. T.&A.D. Poyser Press. Carlton.
- Moreno, S. and Villafuerte, R. 1995. Traditional management of matorral mediterráneo for the conservation of rabbits and their predators in Doñana National park, Spain. - *Biological Conservation* 73: 81-85.
- Olsson, V. 1997. Breeding success, dispersal, and long-term changes in a population of Eagle Owls *Bubo bubo* in southeastern Sweden 1952-1996. *Ornis Svecica*, 7: 49-60.
- Parker, G., 1974. Assessment strategy and the evolution of fighting behaviour. *Journal of Theoretical Biology*, 47: 223-243.
- Penteriani V. & Pinchera, F. (1990). Censimento del Gufo reale, *Bubo bubo* in un'area dell'apennino abruzzese. *Rivista Italiana de Ornitologia*. 60 (3-4): 119-128.
- Penteriani V. & Pinchera, F. (1991). Il metodo del playback e dell'ascolto sistematico nel censimento di una popolazione di Gufo reale. *Biologia Selvaggina* 16 (1): 385-388.
- Penteriani V. & Pinchera, F. 1990. Censimento del Gufo reale, *Bubo bubo* in un'area dell'apennino abruzzese. *Rivista. Italiana de Ornitologia*, 60: 119-128.
- Penteriani V. & Pinchera, F. 1991. Il metodo del playback e dell'ascolto sistematico nel censimento di una popolazione di Gufo reale. *Riccerce di Biologia della Selvaggina*, 16: 385-388.
- Penteriani, V., Gallardo, m. & Roche, p. 2002. Landscape structure and food supply affect the eagle owl (*Bubo bubo*) breeding performance: a case of population heterogeneity. *Journal of Zoologie, London*. 357: 365-372.
- Redpath, S., Appleby, B. & Petty, S. do male hoots betray parasite loads in Tawny Owls?. *Journal of Avian Biology* 31: 457-462.
- Redpath, S.M. 1994. Censusing Tawny owls *Strix aluco* by the use of imitation calls. *Bird Study*, 41: 192-198.
- Rohner, C. 1997. Non-territorial floaters in Great-horned Owls (*Bubo virginianus*). In J.R. Duncan, D.H. Johnson & T.H. Nicholls (Eds.): *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere, Second International Symposium*, pp. 347-362. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Ruiz-Martínez, I., Hódar, J.A. & Camacho, I. 1996. Cantonnement et comportement vocal du Grand-Duc d'Europe *Bubo bubo* dans les monts de la Sierra Morena (Sud de l'Espagne). *Alauda*, 64: 345-3.
- Sará, M. & Zanca, L. 1989. Considerazioni sul censimento degli Strigiformi. *Rivista Italiana de Ornitologia*, 59: 3-16.

- Saurola, P. (Ed.) 1997. *Suomen Pöllöt*. Kirjayhtymä Oy, Helsinki.
- Slagsvold, T. 1993. Female-female aggression and monogamy in Grats Tits *Parus major*. *Ornis Scandinavica*, 24: 155-158.
- Smith, J. N. M. & Arcese, P. 1989. How fit are floaters? Cosequences of alternative territorial behaviors in a nonmigratory sparrow. *American Naturalist*, 133: 830-845.
- Solonen, T. 1993. Spacing of birds of prey in southern Finland. *Ornis Fennica* 70: 129-143.
- Stenmark, G. Slagsvold, T. & Lifjeld, J.T. 1988. Polygyny in the Pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*: a test of the deception hypothesis. *Animal Behaviour*, 36: 1646-1657.
- Takats, D.L. & Holroyd, G.L. 1997. Owl broadcast surveys in the Foothills Model Forest, Alberta, Canada. In J.R. Duncan, D.H. Johnson & T.H. Nicholls (Eds.): *Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere, Second International Symposium*, pp. 421-429. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- Ueda, K. 1993. Effects of vecinos. Costs of polyterritoriality in the fra-tailed Warbler *Cisticola juncidis*. *Ethology, Ecology and Evolution*, 5: 177-180.
- Viada, C. 1994. Status y recatalogación del Búho Chico (*Asio otus*) en Mallorca. *Ardeola*, 41: 59-62.
- Ward, J.P., Franklin, A.B. & Guttierrérrez, R.J. 1991. Using search time and regression to estimate abundance of territorial Spotted-Owls. *Ecological Applications*, 1: 207-214.
- Whittingham, L.A., Taylor, P.D. & Robertson, R.J. 1992. Confidence of paternity and male parental care. *American Naturalist*, 139: 1115-1125.
- Wiklund, C.G. & Village, A. 1992. Sexual and seasonal variation in teritorial behaviour of Kestrels, *Falco tinnunculus*. *Animal Behaviour*, 43: 823-830.
- Wilcove, D.S. & Terborgh, J.W. 1984. Patterns of population decline in birds. *American Birds*, 38: 10-13.
- Zuberogoitia I., & Campos, L.F. 1998. Censusing owls in large areas: a comparison between methods, 1998. *Ardeola*, 45: 47-53.

PREFERENCIAS DE HÁBITAT



EL ÁGUILA-AZOR PERDICERA
(*Hieraaetus fasciatus*)





RICO, L., MARTÍNEZ, J. A., MORÁN, S., NAVARRO, J. R. y RICO, D. 2001.

Preferencias de hábitat del Águila-azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en

Alicante a dos escalas espaciales.

Ardeola, 48 (1): 55-62.

**PREFERENCIAS DE HÁBITAT DEL ÁGUILA-AZOR
PERDICERA (*Hieraaetus fasciatus*) EN ALICANTE
A DOS ESCALAS ESPACIALES.**

INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre selección de hábitat son parte esencial de una estrategia de conservación de especies protegidas. Para determinar si existe relación entre los elementos del paisaje y la densidad o la presencia-ausencia de individuos en una zona de estudio es necesario cuantificar una serie de variables descriptoras de la composición del paisaje y generar a partir de ellas modelos matemáticos de selección de hábitat (Redpath, 1995; Donázar, *et al.* 1993a; Martínez *et al.*, 1999; Sánchez-Zapata & Calvo, 1999).

En general, los factores que explican los procesos ecológicos suelen depender de la escala espacial a la que actúan (Levin, 1992; Bevers & Flather, 1999). Respecto al problema de la selección de hábitat (es decir, el proceso mediante al que los animales toman decisiones respecto a qué hábitat usar; Linnea *et al.*, 1997), se ha sugerido que los animales toman decisiones sobre el uso de recursos a diferentes escalas, que van desde la elección de zonas de nidificación y campeo a la selección de grandes áreas geográficas (Johnson, 1980). Es decir, se trata de un proceso que incorpora un componente de jerarquía espacial, por lo que es interesante describir las preferencias de hábitat (es decir, el resultado del proceso de selección; Linnea *et al.*, 1997) con el fin de evaluar de manera preliminar qué elementos del paisaje pudieran tener influencia en el patrón de dispersión de parejas nidificantes observado, así como la variación de esa influencia con el cambio de la escala a la que se evalúan dichas preferencias. En algunas ocasiones, además, es posible inferir el proceso de selección a partir de la descripción del patrón de preferencias (Linnea *et al.*, 1997).

La población ibérica del Águila-azor Perdicera *Hieraaetus fasciatus* ha sufrido una importante regresión en la última década (Real *et al.*, 1996). Pese a su estatus, los requerimientos de hábitat de esta especie se conocen sólo a partir de modelos basados en la cartografía (Donázar *et al.*; 1989; Gil *et al.*, 1996;

Ontiveros, 1999; Sánchez-Zapata, 1999), y no a partir de estudios de radio-seguimiento, por lo que la elección de las escalas de estudio no se realiza en función de criterios biológicos con significado para la especie (véase Johnson, 1980), sino, necesariamente, de manera arbitraria.

El objetivo de este estudio es describir las preferencias de hábitat de la población del Águila-azor Perdicera en Alicante a dos escalas espaciales elegidas arbitrariamente; una que describe el entorno del nido y otra que engloba las áreas de campeo.

MÉTODOS

En el periodo comprendido entre 1.989 y 2.000 localizamos 30 parejas reproductoras y sus nidos en la provincia de Alicante. Todos los nidos se situaron sobre mapas topográficos de escala 1:25.000. Para caracterizar el entorno de los nidos situamos un círculo de 2,8 Km. de radio centrado en el nido ocupado con mayor frecuencia, y dimos valores a las variables del Apéndice I usando cartografía a escala 1: 25.000. El Águila-azor Perdicera es capaz de desplazarse hasta 18 Km. del nido durante sus prospecciones de caza (Parellada, 2001). De manera conservadora, nosotros situamos un círculo de 5,6 Km. de radio alrededor de los mismos nidos y dimos valores a las mismas variables. Cabe esperar que este círculo englobe al menos parte del área de campeo del Águila. Además, los modelos a escalas iguales o mayores que las áreas de campeo nos permiten investigar las relaciones de las aves con mosaicos de ecosistemas (Sánchez-Zapata & Calvo, 1999). Este procedimiento se repitió para 30 círculos de 2,8 Km. de radio y 20 círculos de 5,6 Km. de radio situados al azar, separados al menos 10 Km. de los nidos y centrados en cantiles no ocupados de más de 10 m de altura (Ontiveros, 1999). Las variables se eligieron por representar los distintos usos de suelo, el grado de antropización y la irregularidad topográfica del terreno. Con el fin de obtener la máxima densidad de territorios hemos utilizado el método aditivo de muestreo (Newton, 1991; Solonen, 1993), incluyendo todos los territorios en los análisis sin discriminar en función de variaciones anuales en la ocupación de los mismos. Este método

proporciona una visión general de los patrones de ocupación y selección de hábitat para especies longevas y territoriales como el Águila-azor Perdicera (Newton, 1991; Solonen, 1993).

Hemos utilizado modelos de regresión logística para generar descripciones matemáticas de las áreas de nidificación y de las áreas de campeo, según el procedimiento paso a paso hacia adelante (Hosmer & Lemenshow, 1989), usando como variable dependiente la presencia o ausencia de nidos y como variables independientes las mencionadas en la Tabla 1. La significación de las variables se comprobó mediante la prueba de Wald, detectando así si se produce un aumento significativo del ajuste del modelo al incluir una variable (Hosmer & Lemenshow, 1989). El nivel de significación fue de 0.05.

RESULTADOS

A la escala de 2,6 Km. de radio, las áreas ocupadas por el Águila-azor Perdicera difieren de las no ocupadas en el relieve, más irregulares y de mayor altura respecto al nivel del (Tabla 2). A la escala de 5,6 Km. de radio, las áreas ocupadas difieren de las no ocupadas en cuanto a topografía, metros de caminos transitables y superficie de monte bajo (Tabla 3).

El análisis de regresión logística a la escala de 2,8 Km. de radio incluyó únicamente la variable “relieve” con signo positivo (Tabla 4). Este modelo reduce el 8,2% la varianza del modelo nulo. Se seleccionaron al azar 30 cuadrículas dentro del área de estudio, en las que este modelo predice correctamente la presencia de Águilas en el 69,5% de las cuadrículas. El modelo de regresión logística a la escala de 5,6 Km. de radio incluye las variables “monte bajo” con signo positivo, y “cultivos de regadío” con signo negativo (Tabla 4). Este modelo reduce el 20,8% de la varianza del modelo nulo, y clasifica correctamente el 82% de las 35 cuadrículas escogidas al azar. La inclusión de términos cuadráticos no mejoró el ajuste de los dos modelos, indicando que no hubo relaciones curvilíneas con las variables. Dado el escaso tamaño muestral, el significado de los altos porcentajes de clasificación correcta de casillas ocupadas debe tomarse con precaución.

DISCUSIÓN

El Águila-azor *Perdicera* presenta una fuerte respuesta a la irregularidad topográfica en las inmediaciones del nido en Alicante. Situar los nidos en zonas de superficie más irregular que el promedio disponible y, por lo tanto, menos accesibles, puede reducir el grado de interferencia humana en la reproducción



(González, 1991; Donázar *et al.*; 1993a; Ontiveros, 1999). Por otra parte, el Águila-azor *Perdicera* puede beneficiarse de los vientos de ladera que se generan en zonas de topografía irregular (Pennycuick, 1989) que parece requerir dada su carga alar (Parellada *et al.*, 1984).

El modelo de regresión logística sugiere que la superficie de monte bajo, con signo positivo, y la de cultivos de regadío, con signo negativo, fueron las variables que mejor explicaron la presencia de nidos de Águila-azor *Perdicera* a la escala que engloba las áreas de campeo. La superficie de monte bajo puede considerarse como un buen predictor de la presencia de conejos *Oryctolagus cuniculus* (Moreno & Villafuerte, 1995), que fue una presa importante en la dieta del Águila durante el periodo de estudio (Rico *et al.*, 1990). La presencia de grandes superficies abiertas ricas en presas es un factor importante en la elección de áreas de campeo de aves rapaces (Newton, 1979; Gil *et al.*, 1996; Bustamante *et al.*, 1997). La respuesta negativa del Águila-azor *Perdicera* a los cultivos de regadío, cítricos y huertas, puede estar relacionada tanto con la escasez de las presas propias de la dieta del Águila en el regadío, como con el hecho de que la estructura de este uso de suelo no favorece las técnicas de caza de las aves rapaces (Martínez *et al.*, 1999).

La falta de respuesta a las variables que caracterizan la antropización del medio a la escala de 2,8 Km. de radio sugiere que el Águila-azor Perdicera es capaz de anidar en condiciones más extremas que las requeridas por otras grandes rapaces ibéricas, como el Águila Real *Aquila chrysaetos* (Arroyo *et al.*, 1990) o el Águila Imperial *Aquila adalberti* (González, 1991). De manera



alternativa, es posible que la competencia con el Águila Real (Parellada *et al.*, 1984; Gil *et al.*, 1996) fuerce al Águila-azor Perdicera a situar sus nidos en localidades más alteradas. La falta de respuesta a esas mismas variables a la escala de 5,6 Km. de radio sugiere cierta

plasticidad por parte del Águila para explotar recursos alimenticios en medios alterados, como han señalado otros estudios (Real, 1989; Real, 1991; Martínez *et al.*, 1994, Gil *et al.*, 1996). Otros modelos que describen las preferencias de hábitat del Águila-azor Perdicera tampoco incluyeron descriptores de la alteración del hábitat como factores que reduzcan la probabilidad de encontrar nidos (Sánchez-Zapata, 1999). Estos resultados deben tomarse en sentido amplio, pues las molestias humanas han sido descritas como causantes directas del abandono de territorios (Ontiveros & Pleguezuelos, 1997).

Otros estudios con rapaces han puesto en evidencia una fuerte relación entre la distribución de presas y sus depredadores (Newton *et al.*, 1977; Watson *et al.*, 1992), pero, al menos en algunas zonas mediterráneas, la distribución de las presas parece no ser un factor limitante de la distribución actual de los territorios nidificantes del Águila-azor Perdicera (Ontiveros & Pleguezuelos, 2000).

En conclusión, nuestros resultados sugieren que la presencia de nidos de Águila-azor Perdicera en Alicante podría explicarse por un proceso jerárquico de selección que se realiza, al menos, a dos escalas: la de selección de áreas de campeo, en primer lugar, y la de áreas de nidificación. Los modelos logísticos

sugieren que la presencia de cantiles, extensas áreas de matorral mediterráneo y superficies de cultivos de regadío son factores importantes para explicar la capacidad de carga del medio respecto a la fracción reproductora de la población de Águila-azor Perdicera. No obstante, y dados los extremadamente bajos porcentajes de varianza explicados, nuestros modelos parecen no ser completamente adecuados para describir las preferencias de hábitat del Águila-azor Perdicera en Alicante. Es posible que las escalas, escogidas de manera arbitraria, carezcan de sentido biológico para el Águila-azor Perdicera, o que las variables utilizadas no sean adecuadas para describir las características de los territorios ocupados tal como los perciben las Águilas (véase Litvaitis *et al.*, 1994), o ambos.

Por otra parte, las preferencias de hábitat descritas podrían no corresponderse con la distribución de los recursos que los animales pueden explotar (Wiens, 1989). En este sentido, cabe sugerir que, debido al alto grado de alteración tanto de las series de vegetación como de la estructura del paisaje en la zona de estudio (Agencia del Medi Ambient, 1987) y, principalmente, a la fuerte y sostenida persecución que sufre el Águila-Azor Perdicera en la provincia de Alicante (Rico *et al.*, 1992), es posible que el patrón actual de preferencias de hábitat que muestran los modelos no sea adecuado para inferir el proceso jerárquico por el cual el Águila-Azor Perdicera percibe los elementos del paisaje y discrimina entre ellos, es decir, la selección del hábitat. De este modo, cabe sugerir que el Águila-azor Perdicera se distribuiría en la actualidad en Alicante en zonas con cantiles adecuados para situar los nidos, rodeadas por zonas con abundancia de presas y, actuando como factor limitante, en las que la presión de la caza ilegal es un tanto más relajada que el alto promedio de la provincia (Rico *et al.*, 1992, Martínez *et al.*, 1996). Un razonamiento análogo se ha utilizado para explicar la distribución actual de territorios del Águila-azor Perdicera en otras zonas mediterráneas (Sánchez-Zapata, 1994; Sánchez-Zapata, 1995; Ontiveros & Pleguezuelos, 2000).

Con el fin de llevar a cabo una efectiva labor de conservación del Águila-azor Perdicera se recomienda (1) la realización de estudios de radio-

seguimiento que sirvan para validar las predicciones de los modelos de hábitat y (2) un control efectivo de la persecución. Especialmente cuando se trata de especies catalogadas, es adecuado sacrificar generalidad por precisión (Marcot & Thomas, 1997).

Tabla 1. Variables independientes utilizadas en los modelos de regresión logística de las preferencias de hábitat del Águila-azor Perdicera en Alicante.

RE	Número de curvas de nivel cortadas por 4 líneas de 5 y 10 Km. dirigidas a N, S, E y O desde el centro de cada cuadrícula.
AMX	Altitud máxima.
AMI	Altitud mínima
AP	Altitud promedio.
DA	Diferencia altitudinal.
MC	Metros de camino pavimentado.
NE	Número de edificios.
MCR	Metros de camino pavimentado.
BO	Superficie de bosques.
MB	Superficie de monte bajo.
CAS	Superficie de cultivos de secano.
CARE	Superficie de cultivos de regadío.
CURB	Superficie de casco urbano.
CTRA	Superficie de canteras.
ERI	Superficie de eriales.
AG	Superficie de agua.
SALAD	Superficie de saladares.

Tabla 2. Comparación de valores medios de las variables en zonas ocupadas y no ocupadas en círculos de 2,8 Km. de radio para el Águila-azor Perdicera en Alicante. Las superficies de usos de hábitat se dan en porcentajes.

Variable	Media de cuadrículas ocupadas	D.E.	Media de cuadrículas no ocupadas	D.E	n	t	P
RE	69	39	46	30	30	2.59	0.01
AMX	765	339	563	317	30	2.38	0.02
AMI	318	211	252	173	30	1.31	0.19
AP	530	241	408	235	30	1.99	0.05
DA	451	297	310	200	30	2.16	0.03
MC	8838	3698	8948	4447	30	-0.1	0.91
NE	2099	5044	3129	7782	30	-0.61	0.54
MCR	11626	4951	12631	7478	30	-0.61	0.54
BO	4.3	9	2.1	5.2	30	1.16	0.25
MB	44.1	26.3	31.1	22.5	30	2.05	0.04
CAS	20.5	14.9	24.3	25.9	30	-0.7	0.48
CARE	7.1	17.7	11.7	20.3	30	-0.94	0.35
CURB	2.8	5.2	4.8	9.4	30	-0.99	0.32
CTRA	0.43	1.22	1.7	5.9	30	-1.18	0.24
ERI	8.2	19.3	5.8	13.6	30	0.56	0.57
AG	0.4	0.61	0.26	1.01	30	0.38	0.7
SALAD	0.1	0.54	0.5	2.28	30	-1.01	0.32

Tabla 3. Comparación de valores medios de las variables en zonas ocupadas y no ocupadas en círculos de 5,6 Km. de radio para el Águila-azor Perdicera en Alicante. Las superficies de usos de hábitat se dan en porcentajes.

Variable	Media de cuadrículas ocupadas	D.E.	n	Media de cuadrículas no ocupadas	D.E.	n	t	P
RE	247	118.36	30	118	90.37	20	3.02	0.00
AMX	822	338	30	672	554	20	1.4	0.17
AMI	266	233	30	150	160	20	1.44	0.15
AP	570	267	30	411	339	20	1.47	0.15
DA	620	208	30	521	452	20	0.63	0.54
MC	157045	227746	30	38085	5493	20	2.86	0.00
NE	41522	113087	30	14096	13762	20	0.72	0.47
MCR	93557	127392	30	57509	14390	30	1.52	0.14
BO	7.9	10.6	30	3.6	6.5	20	1.15	0.26
MB	37.8	20.41	30	18.7	17.11	20	2.54	0.01
CAS	24.3	13.33	30	15	15.6	20	1.77	0.08
CARE	7.6	15.5	30	14.1	14.9	20	-1.1	0.27
CURB	3.1	6.2	30	4.5	4.6	20	-0.58	0.56
CTRA	0.4	1.71	30	0.47	0.79	20	0.16	0.87
ERI	4.5	7.21	30	6.4	7.9	20	-0.66	0.51
AG	3.4	7.6	30	2.6	5.3	20	0.27	0.79
SALAD	0.1	0.3	30	3.3	6.91	20	-1.43	0.19

Tabla 4. Modelos de regresión logística para la probabilidad de encontrar un nido de Águila-azor Perdicera a dos escalas espaciales (círculos de 2,8 Km. 5,6 Km. de radio alrededor de los nidos).

2,8 Km. radio alrededor de los

nidos

Variable	B	E.S.	Wald	P
Relieve	0,02	0,008	5,91	0,015
Constante	-1,195	0,546		

5,6 Km. de radio alrededor de los

nidos

Variable	B	E.S.	Wald	P
Monte bajo	0.32	0.211	4,71	0.02
Regadío	-1.6	0.361	3.912	0.033
Constante	1.22	0.57		



EL AGUILUCHO CENIZO

(Circus pygargus)





JOSÉ ANTONIO MARTÍNEZ, GERMÁN LÓPEZ, FERNANDO FALCÓ, ANA CAMPO Y
ALEJANDRO DE LA VEGA. 1999. Hábitat de caza y nidificación del aguilucho
cenizo *Circus pygargus* en el parque natural de la Mata-Torre Vieja (Alicante, SE
de España): efectos de la estructura de la vegetación
y de la densidad de presas.

Ardeola, 46: 205-212.

**HABITAT DE CAZA Y NIDIFICACION
DEL AGUILUCHO CENIZO (*CIRCUS PYGARGUS*) EN
EL PARQUE NATURAL DE LA MATA-TORREVIEJA:
EFECTOS DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACION
Y DE LA DENSIDAD DE PRESAS.**

INTRODUCCIÓN

La pérdida o alteración del hábitat se considera una de las principales causas de regresión de varias especies de aves (Marchant *et al.*, 1990). El Aguilucho Cenizo *Circus pygargus*, cuyo hábitat original son las zonas húmedas (Leroux, 1987), ha sido sin embargo capaz de explotar las enormes superficies de cultivos que cubren actualmente la mayor parte de Europa (Cramp & Simmons, 1980; Salamolard, 1996). En la península Ibérica aproximadamente el 90% de la población reproductora utiliza los cultivos como sustrato de nidificación, principalmente cultivos de trigo (*Triticum* ssp.), cebada (*Hordeum*



vulgare), avena (*Avena* ssp.) y centeno (*Secale cereale*) (Ferrero, 1996), aunque faltan estudios en España que indiquen si los distintos hábitats son utilizados por los Aguiluchos en función de su disponibilidad o si existe una selección por determinados tipos de hábitat. Un escaso 10% de la población reproductora peninsular aún cría en hábitats distintos a los cultivos, como monte bajo, matorral y zonas

húmedas (Ferrero, 1996), por lo que es interesante desde el punto de vista de la conservación de la especie estudiar su uso del hábitat en estas zonas.

Se ha sugerido que los depredadores concentran sus esfuerzos de caza en aquellos hábitats en los que el balance entre calidad o cantidad de alimento obtenido y esfuerzo de captura es positivo (Stephens & Krebs, 1987). Es decir, el tiempo que un depredador emplea cazando en un determinado tipo de hábitat estaría en relación con la abundancia de presas y la facilidad de captura de las mismas, que a su vez dependen de los tipos de hábitat y de rasgos de los mismos como estructura, densidad y altura de la vegetación. Sin embargo, la modificación de los espacios naturales por parte del hombre puede favorecer la aparición de nuevos tipos de hábitat que, a pesar de presentar altas densidades de presas, pueden ser poco aptos como terrenos de caza para determinados

depredadores, debido a que la estructura de la vegetación sea poco semejante a la de los hábitats naturales o a una alta presión antrópica.

El Parque Natural de la Mata-Torrevieja (sur de Alicante) es una zona húmeda que, al igual que otras muchas del litoral mediterráneo, soporta una intensa presión antrópica debida a la creciente urbanización del suelo y a la sustitución de la vegetación natural (saladar, carrizal) por cultivos de cítricos y constituye, por tanto, un lugar adecuado para evaluar la respuesta de los Aguiluchos Cenizos, depredadores característicos de zonas húmedas, a la desaparición de la vegetación original debido a su sustitución por hábitats antrópicos. En este trabajo se evalúa cómo afectan estos cambios a algunos aspectos de la reproducción y a la actividad depredadora del Aguilucho Cenizo.

Los objetivos concretos de este trabajo son: (1) evaluar la influencia de la estructura de la vegetación y de la densidad de presas en el comportamiento de caza del Aguilucho Cenizo, (2) estudiar su selección de hábitat de nidificación y (3) describir la dieta del Aguilucho Cenizo en el Parque Natural de la Mata-Torrevieja (Alicante).

MATERIAL Y MÉTODOS

Este trabajo se realizó en el Parque Natural de las Lagunas de la Mata-Torrevieja (Alicante), constituido por dos lagunas rodeadas por sendos estrechos cinturones de saladar. Su extensión total, incluyendo las lagunas, es de 3700 ha. Una extensa red de carreteras, urbanizaciones y cultivos de cítricos y hortalizas bordean los cinturones de saladar (Calvo & Iborra, 1986)

Generando coordenadas con una tabla de números aleatorios, se situaron al azar 12 zonas semicirculares de observación de 39 ha cada una (500 m de radio), con las restricciones de que el centro de cada una no se situase a más de 1,5 km de las orillas de las lagunas, que la distancia mínima entre dos zonas fuese de 200 m y que cada zona no incluyera más de un 25% de superficie de agua de las lagunas, ya que anteriormente al estudio se observó que los

Aguiluchos no realizaron ningún intento de caza sobre el agua. Las zonas fueron inspeccionadas en busca de Aguiluchos durante un total de 48 h cada una, en periodos de 30 min a 2 h (576 h en total), entre el 10/4/1997 y el 6/7/1997. El 78% de las observaciones se llevaron a cabo entre las 7 y las 18 h. Se utilizaron binoculares de 7x50 y un telescopio de 30 aumentos. Cada vez que se observó un Aguilucho en vuelo de caza se tomó nota de las siguientes



variables: fecha, hora, tipo de hábitat que sobrevolaba (Calvo & Iborra, 1986; Apéndice 1), tiempo empleado sobrevolando cada tipo de hábitat (medido en segundos), distancia de huida de las aves presa, número de ataques, tipo de hábitat sobre el que se realizaba el ataque y número de ataques con éxito de

captura. Se realizó un esfuerzo por eliminar observaciones de Aguiluchos en vuelo de paso, paradas nupciales y cuando obviamente se dirigían o salían de los nidos. La selección de hábitat se determinó usando el Índice de Selección de Sustrato (*IS*) (Ivlev, 1961; Redpath, 1992), calculado mediante la expresión $IS = (H1/H2 - A1/A2) / (H1/H2 + A1/A2)$, donde *H1* es el tiempo de observación en el hábitat 1, *H2* el tiempo total de observación, *A1* el área del hábitat 1 y *A2* el área total. *IS* oscila entre +1 (elección máxima) y -1 (rechazo absoluto).

Dentro de cada zona se dieron valores a las variables del Apéndice I. Para ello se utilizaron fotografías aéreas del Parque, contrastadas *in situ* para comprobar posibles cambios en la estructura del paisaje. Estas variables se eligieron por representar tanto la vegetación natural de la zona de estudio como su grado de antropización. Para el análisis de selección de hábitat de nidificación se aplicó un modelo de regresión logística (Homer & Lemenshow, 1989), usando como variable dependiente la presencia o ausencia de un nido en la zona y como variables independientes las mencionadas en el Apéndice I. Para seleccionar el modelo adecuado se comprobó la significación de todas las posibles variables mediante la prueba del cociente de verosimilitud, que

permite detectar si la inclusión de una variable en el modelo produce un aumento significativo de su ajuste (Homer & Lemenshow, 1989). Una vez incluida una variable en el modelo se comprobó si podía añadirse alguna variable más utilizando la misma prueba.

Se estudió la dieta del Aguilucho Cenizo a partir del análisis de 200 egagrópilas y algunos restos de presas. Dado que los passeriformes constituyen las principales presas en frecuencia de captura (véase Sánchez-Zapata & Calvo, 1998), en cada tipo de hábitat se estimó la densidad de Passeriformes siguiendo el método de las estaciones de escucha (Bibby, 1992). Las aves se contaron en tres puntos en cada tipo de hábitat durante el mes de mayo de 1997. Los conteos se realizaron a la salida del sol durante cinco minutos, dos minutos después de la llegada a cada estación. Se utilizaron dos bandas de observación: aves en un radio de 25 m y aves más allá de ese radio. Las densidades (aves/ha) se calcularon en función de la proporción de aves dentro del radio de 25 m, asumiendo una función de detectabilidad seminormal (Bibby, 1992).

Para la búsqueda de nidos y para la estimación del tamaño de la población de Aguiluchos se siguieron las recomendaciones de Pinilla y Arroyo (1995).

RESULTADOS

Tamaño de la población y hábitat de nidificación

El número de Aguiluchos presentes en las lagunas al comienzo del periodo de estudio fue de 24-27 ejemplares (ocho hembras, 10-12 machos adultos, 6-7 machos de segundo año) y de 14 ejemplares (cinco parejas reproductoras, una hembra, un macho adulto y dos machos de segundo año) al final del mismo.

La Tabla 1 muestra la composición del hábitat en el conjunto de las 12 zonas de observación. En cuatro de las doce zonas de observación se detectaron nidos. Dos zonas contenían dos nidos cada una, las otras un nido no encontrado

y un nido construido en el que no se depositaron huevos. Se hallaron además ocho nidos viejos en esas mismas cuatro zonas. La posición de cada nido fue cartografiada sobre fotografía aérea. Todos se encontraron en zonas de saladar con carrizo disperso.

En el análisis de regresión logística se obtuvieron dos modelos significativos alternativos para explicar la probabilidad de encontrar al menos un nido en una zona. El primero incluyó la variable "Metros de caminos de tierra" (MUR) con signo negativo (prueba del cociente de verosimilitud, $\chi^2_1 = 10,1$; $P = 0,0013$), mientras que el segundo incluyó la variable "Superficie de Saladar con Carrizal Disperso" (SSR) con signo positivo (prueba del cociente de verosimilitud, $\chi^2_1 = 5,11$; $P = 0,0238$; Tabla 2). No fue posible construir un modelo conjunto con ambas variables ya que en ese caso, debido al reducido número de datos, no se podían estimar los parámetros de la regresión.

Alimentación

Se analizaron 305 presas, de las que el 76,2% fueron passeriformes, el 10,5% musarañas *Crocidura russula*, el 8% ratones *Mus ssp.*, el 3% coleópteros y el 2% lagartos y lagartijas. La Tabla 1 muestra la densidad media estimada en cada tipo de hábitat para los Passeriformes, que constituyeron la presa principal. Esta densidad resultó ser muy variable, especialmente en hábitats de origen antrópico, donde alcanzó un valor máximo en los cultivos de cítricos (96 aves/ha). Si excluimos este último y los hábitats donde no se detectaron passeriformes (obras y superficie de la laguna), la densidad media de passeriformes fue muy semejante ($t_{10} = 0,11$; $P = 0,912$) en hábitats naturales (12,6 aves/ha; S.D.=9,59; $n=4$) y en hábitats antrópicos (11,9 aves/ha; S.D.=10,4; $n=8$).

Selección de hábitat de caza

Se obtuvieron 163 (702 min) observaciones de Aguiluchos en vuelo de caza. Nueve de los 15 hábitats considerados fueron visitados al menos una vez

por Aguiluchos en caza (Tabla 3). Los otros seis estuvieron poco representados y presentaron baja densidad de presas, o eran muy antrópicos (Tabla 1). En los hábitats visitados, los valores del *IS* fueron positivos para el saladar, carrizal, saladar con carrizo disperso y para las balsas de riego. El resto de los hábitats utilizados (orillas, cultivos de hortalizas, cítricos, baldíos y tomillares con repoblaciones de pinos) presentaron índices de selección negativos (Figura 1).

El 99% de los ataques observados ocurrieron en hábitats característicos de zonas húmedas (saladar, carrizal y saladar con carrizal disperso), mientras que sólo se observó un ataque en cultivos de hortalizas (Tabla 1). Ni el tiempo de caza empleado en cada tipo de hábitat ($r_s = -0,025$; $n=9$; $P= 0,949$) ni el Índice de Selección ($r_s = 0,017$; $n= 9$; $P=0,965$) estuvieron correlacionados con la densidad de paseriformes. La densidad media de estas presas no difirió significativamente entre hábitats con *IS* positivo o negativo ($F_{1,7} = 0,356$; $P= 0,569$)

Se encontraron diferencias significativas en la distancia de huida de las aves-presa en función del tipo de hábitat ($F_{4,22} = 24,62$; $P<0,001$; saladar: media = 2,7 m; S.D.= 3,6 m; $n=7$; carrizal: media= 8 m; S.D.= 2,7 m; $n=5$; saladar-carrizal: media= 3,8 m; S.D.= 3,6 m; $n=6$; cultivos de hortalizas y baldíos: media= 42 m; S.D.=13 m; $n=5$; cítricos: media= 15,0 m; S.D.= 8.7 m; $n=5$). Una prueba *a posteriori* (Student-Newman-Keuls) señaló a los cultivos de hortalizas y baldíos como los hábitats responsables de las diferencias en las distancias de huida.

DISCUSIÓN

Los depredadores que cazan en ambientes de composición heterogénea deben tomar decisiones respecto a qué tipo de hábitats elegir y cuánto tiempo pasar en ellos (Charnov, 1976; Cody, 1985). Durante el periodo de estudio, el Aguilucho Cenizo mostró una clara preferencia por tres hábitats naturales como terrenos de caza: carrizal, saladar y saladar con carrizal disperso. Para los

hábitats antrópicos se obtuvieron índices de selección negativos. La excepción la constituyen las balsas de riego, para las que el índice de selección fue también positivo.

Las áreas de observación, de las que en cuatro se localizaron nidos, se situaron a un máximo de 1,5 km de las lagunas, y el Aguilucho Cenizo puede cazar a distancias de sus nidos muy superiores a ésta (Cramp & Simmons, 1980). Si los Aguiluchos del Parque hubieran cazado a menudo lejos de las lagunas, donde dominan los cultivos, los resultados podrían representar tan solo una pequeña proporción de la actividad total de caza, sesgada hacia los



hábitats naturales. Sin embargo, los hábitats que se podrían considerar antrópicos dentro de las áreas de observación ocuparon casi el 60% de la superficie total, por lo que creemos que los resultados representan una verdadera selección del Aguilucho Cenizo por la vegetación propia de

zonas húmedas. Esta selección no estuvo causada por variaciones en la densidad de aves presa, puesto que no se encontró relación entre la densidad de presas y el tiempo de caza del Aguilucho Cenizo sobre cada tipo de hábitat, ni una mayor densidad de aves en los hábitats naturales frente a los antrópicos, o en los seleccionados positivamente frente a los seleccionados negativamente. El hábitat con mayor densidad de presas fue el de los cultivos de cítricos, seleccionados negativamente por los Aguiluchos en caza, y las urbanizaciones, nunca utilizadas por los Aguiluchos. De hecho el 98% de los ataques se observaron en hábitats naturales.

Sin embargo, otros estudios han encontrado una mayor importancia de la densidad de presas. Redpath & Thirgood (1994) encontraron una relación positiva entre el tiempo de caza en cada hábitat y su densidad de presas para el Aguilucho Pálido *Circus cyaneus* y para el Halcón Peregrino *Falco peregrinus* en Escocia. Estos resultados, contrarios a los obtenidos en nuestro estudio, se

obtuvieron sin embargo en brezales manejados de bajo porte en los que la presencia humana fue casi nula durante todo el año y donde no existen urbanizaciones.

Los resultados de este estudio sugieren que la densidad de presas tendría una importancia secundaria en la selección del hábitat de caza por el Aguilucho Cenizo en nuestra área de estudio. La explicación podría relacionarse con sus técnicas de caza, adecuadas para terrenos abiertos, con vuelos de prospección a baja altura y numerosos cambios de dirección, y en los que aprovecha la estructura del terreno para realizar ataques por sorpresa (Schipper *et al.*, 1975; Schipper, 1977; Schipper, 1978; Franco *et al.*, 1995). La estructura de los cultivos de cítricos (filas paralelas de árboles de hasta 2,5 m con densas copas) resta maniobrabilidad al vuelo de caza y favorece que las presas se refugien en las copas de los árboles, donde resultan inaccesibles al Aguilucho (obs. pers.). En baldíos y cultivos de hortalizas, el escaso porte de la vegetación (hasta 30 cm de altura) y la elevada proporción de suelo desnudo repercuten en un aumento de la distancia de huida de las presas, hasta un punto en el que podría resultar energéticamente poco rentable cazar en dichos terrenos. Por el contrario, las menores distancias de huida se encontraron en las formaciones de saladar y de saladar con carrizal disperso. La altura algo más elevada de la vegetación (unos 40 cm en el saladar junto con carrizos de hasta 4 m) junto con su mayor heterogeneidad y cobertura, determinaría un hábitat más apropiado para el vuelo de caza del Aguilucho, bajo, quebrado y sorpresivo (Schipper *et al.*, 1975; Schipper, 1977; Schipper, 1978; Franco *et al.*, 1995). Estos resultados apoyan la hipótesis de que la estructura del hábitat tiene una importancia superior a la de la abundancia de presas en la elección del hábitat de caza del Aguilucho Cenizo en nuestra zona de estudio.

La regresión logística sugiere que el hábitat de nidificación del Aguilucho Cenizo estaría constituido por fragmentos de saladar con carrizal disperso, y que la proliferación de caminos transitables influye negativamente en la elección del lugar de construcción del nido. Resultados similares se han encontrado en otras localidades europeas. Salamolard *et al.* (1996) indicaron que

el Aguilucho Cenizo nidifica preferentemente en zonas de vegetación densa y alta y Gamauf y Preleuthner (1996) encontraron que la circulación de caminantes y ciclistas por caminos fuerza al Aguilucho Lagunero *Circus aeruginosus* a dejar amplias zonas de terreno de caza sin prospectar, al tratar de eludirlos. La distribución de nidos de Aguilucho Pálido en Escocia estuvo



ligada a la distribución de manchas de brezo maduro (Redpath & Thirgood, 1994). De forma similar, la proliferación de caminos transitables podría influir también en la depredación sobre pollos. Dos de los cinco nidos activos, situados a 15 y 30 m de sendos caminos, fueron

depredados, probablemente por zorros *Vulpes vulpes* o perros asilvestrados. El resto de los nidos se situaron a más de 40 m de los caminos.

En conclusión, la presencia de manchas de vegetación autóctona es beneficiosa tanto para la nidificación como para la caza del Aguilucho Cenizo. En cambio, la presencia humana, puesta de manifiesto por el desarrollo de caminos transitables, es perjudicial para la nidificación del Aguilucho. Estas consideraciones son útiles a efectos de gestión del hábitat, pues el análisis de fotografías aéreas del Parque reveló que desde el año 1957 al 1984 la superficie ocupada por el saladar se ha reducido en un 36,6%, en beneficio principalmente de los cultivos de regadío. En la provincia de Murcia también se ha comprobado la sustitución del saladar por los cultivos de regadío en las zonas de cría del Aguilucho Cenizo (Sánchez *et al.*, 1996). Los resultados de este estudio sugieren que la reducción de la superficie de vegetación natural en el Parque Natural de las Lagunas de la Mata-Torrevieja debe valorarse como muy negativa para el Aguilucho Cenizo, así como el desarrollo incontrolado de caminos transitables.

FIG. 1.- Valores del Índice de Selección de Ivlev para cada tipo de hábitat. S: Saladar, C: Carrizal, S-C: Saladar-Carrizal, O: Orillas, H: Hortalizas, Ci: Cítricos, B: Cultivos abandonados, Ba: Balsas, T-P: Tomillar-Pinar.

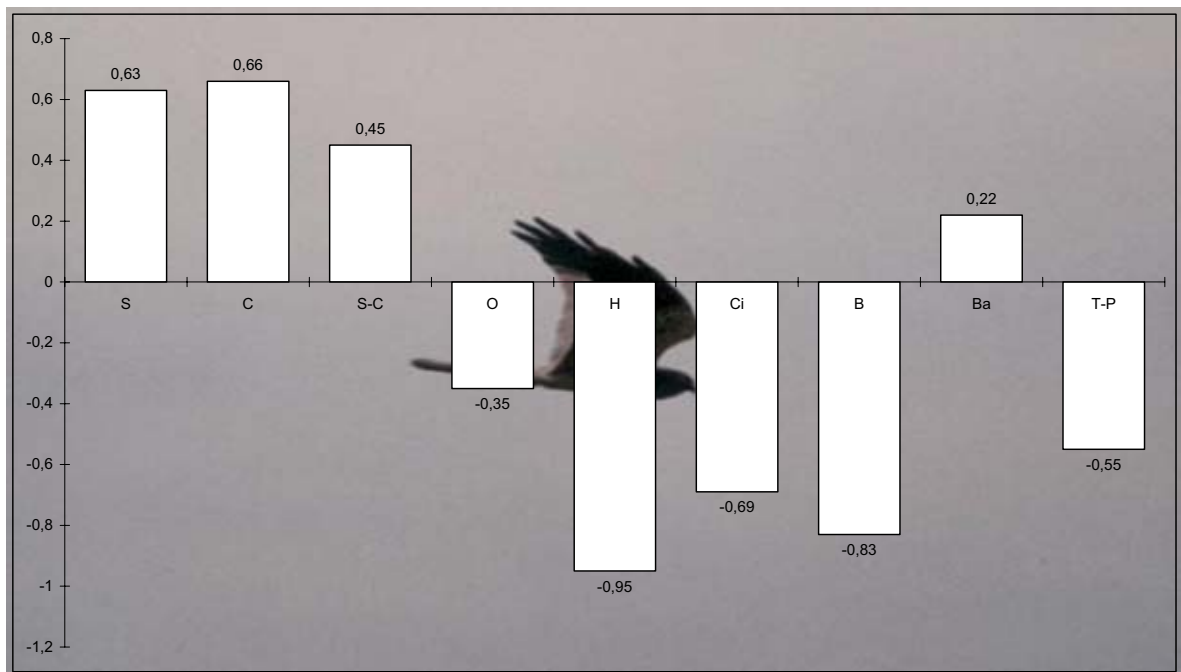


Tabla 1 Exito de caza del Aguilucho cenizo.

Hábitat.	Ataques.	Minutos de caza.	Ataques*h-1.	Ataques con éxito.	% Ataques con éxito.
<i>Saladar</i>	21	194	6.5	6	28
<i>Carrizal</i>	10	69	8.7	0	0
<i>Orillas</i>	0	37	0	0	0
<i>Saladar-carrizal</i>	20	359	3.5	0	0
<i>Hortalizas</i>	1	4	15	1	100
<i>Cítricos</i>	0	13	0	0	0
<i>Baldíos</i>	0	9	0	0	0
<i>Tomillar</i>	0	13	0	0	0
<i>Balsas</i>	0	4	0	0	0
<i>Resto</i>	0	0	0	0	0
TOTAL	52	702	4.4	7	13.5

Tabla 2. Modelos de Regresión Logística para la probabilidad de encontrar un nido de Aguilucho cenizo en las zonas de observación. LRT: Prueba del cociente de verosimilitud.

Variable	Coefficiente de regresión	S.E.	L.R.T. (P)
Metros de caminos de tierra	-0.0029	0.0019	10.31
Constante	4.662	3.348	(0.0013)
Superficie de Saladar con Carrizal disperso	0.077	0.044	5.11
Constante	-2.552	1.354	(0.0238)

APÉNDICE I

Variables independientes utilizadas en los modelos de regresión logística de la selección de hábitat de nidificación del Aguilucho Cenizo en Alicante. Los valores de las variables que hacen referencia a distancias del nido (DBR, DIB, DPR y DUR) se han calculado a partir del centro de la zona de observación en las zonas sin nidos y como valores medios en las zonas con dos nidos.

DBR. Distancia del nido a la mancha de *Phragmites communis* más cercana.

DIB. Distancia del nido al edificio más cercano

DPR. Distancia del nido al camino pavimentado más próximo

DUR. Distancia del nido al camino de tierra más próximo

MPR. Metros de caminos pavimentados

MUR. Metros de caminos de tierra

NHB. Número de edificios

SAE. Superficie de agua embalsada

SS. Superficie de saladar

SR. Superficie de carrizal

SSR. Superficie de saladar con carrizal disperso

SM. Superficie de orillas

SH. Superficie de hortalizas

SCT. Superficie de cítricos

SCA. Superficie de cultivos abandonados

SO. Superficie de olivares

SM. Superficie de tomillares con repoblaciones de pinos

SMT. Superficie de matorral

SR. Superficie de ramblas

SOB. Superficie de graveras

SA. Superficie de lagunas

SUR. Superficie de urbanizaciones

EL BÚHO REAL

(*Bubo bubo*)





MARTÍNEZ, J. A. SERRANO, D. & ZUBEROGOITIA, I. 2003. Predictive models of
hábitat preferences for the Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*): a multi-scale
approach.

Ecography, 26: 21-28

**MODELOS PREDICTIVOS
DE PREFERENCIAS DE HÁBITAT PARA
EL BÚHO REAL (*Bubo bubo*)
A TRES ESCALAS ESPACIALES.**

INTRODUCCION

En las últimas décadas se ha prestado mucha atención al problema de determinar las maneras en las que las aves seleccionan el hábitat de entre todas las opciones posibles. Tradicionalmente se utilizan modelos de preferencia de hábitat de cría (ej. Belthoff y Ritchison 1990, Sieg y Becker 1990, Martínez et al. 1999), de área de campeo (ej. Redpath 1995, Rotenberry y Wiens 1998, Tella et al. 1998) o se evalúa la influencia de la composición del hábitat en la abundancia a la escala del paisaje (ej. Sánchez-Zapata y Calvo 1999, Carrete et al. 2000). Sin embargo, la selección del hábitat (es decir, el proceso que involucra decisiones comportamentales realizado por un animal sobre qué hábitat usar) y la preferencia del hábitat (el modelo final de hábitat usado con respecto a su disponibilidad) han sido normalmente confundidos en la literatura científica (Jones 2001). Esta distinción es importante porque mientras en algunos casos el modelo actual de distribución puede reflejar el proceso de selección con precisión, en otros la preferencia de hábitat actual no se corresponde completamente con la distribución de recursos disponibles para las especies (vease Wiens 1989). No obstante, puesto que la preferencia de hábitat es en parte una consecuencia de un proceso pasado o en marcha de selección de hábitat, la descripción de las preferencias de hábitat es a menudo la única alternativa de estudio para ganar conocimiento en los procesos de selección de hábitat.

Por otro lado, los estudios de selección de hábitat a escalas múltiples todavía son escasos (ej. Kotliar y Wiens 1989, Vestíbulo y Mannan 1999, Sánchez-Zapata 1999, Penteriani et al. 2001a), aunque la selección de un hábitat conveniente es probablemente el resultado de la integración de diferentes manchas esenciales que satisfacen todos los requisitos de los individuos (Orians y Wittenberg 1991). El acercamiento de escala múltiple al estudio de la selección del hábitat está basado principalmente en el armazón conceptual sugerido por Johnson (1980), cuya asunción básica es que los animales son capaces de tomar decisiones con respecto a los recursos (comida, lugares de cría) a escalas consecutivamente más pequeñas (véase Hutto 1985, Bloque y Brennan 1993).

Por consiguiente, la selección del hábitat general puede seguir una jerarquía espacial; por ejemplo, un parche conveniente para criar a una escala pequeña y áreas apropiadas para forrajear a una escala más amplia. Dado que las grandes aves normalmente necesitan parches diferentes para criar y campear y pueden volar distancias largas, los análisis de escala múltiple pueden ser especialmente útiles para identificar factores importantes involucrados en las preferencia de hábitat de este grupo de especies. Además, un acercamiento de multi-escala permite identificar escalas relevantes acerca de la percepción individual del paisaje, por otra parte difíciles de seleccionar cuando el conocimiento detallado de la ecología del comportamiento del organismo estudiado no está disponible. Por esta razón, el tamaño de la escala normalmente es arbitrario o no se justifica por parte de los investigadores (ej. Bustamante 1997, Penteriani y Faivre 1997, Selås 1997, Mañosa et al. 1998, Martínez et al. 1999, Ontiveros 1999, Sánchez-Zapata y Calvo 1999), no cumpliendo así el razonamiento de Johnson (1980).

El Búho Real (*Bubo bubo*) es el ave de rapiña nocturna más grande que habita Eurasia. Es un rapaz de la cima de la cadena trófica que depreda sobre un amplio espectro de especies animales, si bien su rpesa principal en áreas mediterráneas es el conejo europeo (Donázar et al. 1989, Serrano 1998, Serrano 2000). Las poblaciones de Búho Real han remitido notablemente en las últimas décadas en grandes áreas de Europa, aunque ha habido aumentos de su rango de distribución en años recientes (Tucker y Brezo 1994). En España, la gestión de la caza menor genera ingresos para los cotos de caza, y los cazadores arguyen que las rapaces son responsables de reducir el número de piezas de caza. EN consecuencia, las rapaces sufren una dura persecución en algunas áreas. Por ejemplo, en Alicante (SE España) hemos registrado más de 1.000 aves de rapiña y búhos víctimas de la caza ilegal en el periodo entre 1.984 y 2.000 (Martínez et al. 1996a, Martínez et al. en prensa) a pesar de una teórica protección legal. Además, los cazadores frecuentemente organizan partidas de caza previas a la apertura de la temporada de caza para abatir Búhos Reales, producen un mínimo 201 muertes por disparo, principalmente aves de primer a tercer año de calendario (Bermejo 2000). Dado que las relaciones entre las bolsas

de caza y la persecución de raptor aves rapaces tienen un fuerte componente de hábitat (Thirgood et al. 2000), los gerentes se beneficiarán de evaluar el papel de los diferentes factores medioambientales que condicionan la probabilidad de de tener territorios ocupados de aves rapaces.

Los objetivos de este estudio son: (1) identificar rasgos medioambientales que determinan la preferencia del hábitat del Búho Real a tres escalas espaciales diferentes, (2) evaluar la contribución relativa de cada variable a cada escala para determinar la percepción individual del ambiente, y (3) inferir cómo el modelo observado de preferencia del hábitat refleja el proceso de decisión individual en nuestra área del estudio.



MÉTODOS

Area de estudio

El area de estudio se sitúa sobre la provincia de Alicante (3200 km² entre 38° 40' - 38° 00'N y 1° 00' - 0° 00'W).

Censos

Hemos localizado Búhos Reales todos los años desde octubre a julio entre 1995-1999 (si bien el censo continúa a fecha de hoy) usando varios métodos: escuchando al vocalizaciones espontáneas, escuchando las voces de solicitud de alimento de los volantones, y recorriendo las sierras en busca de nidos y restos de comida. Cada territorio se visitó un mínimo de cuatro veces en las diferentes fases del ciclo de la cría para determinar si estaban ocupados (Olsson 1997). Para nuestro análisis, la composición del hábitat alrededor de 51 cortados ocupados se comparó con la de 36 cortados no ocupados pero aparentemente convenientes.

Selección de escalas y variables

Se consideró que un cortado era adecuado cuando tenía cavidades adecuadas y una altura minima de 4 m. Bajo este criterio conservativo, la abundancia de cortados rocosos es grande y se distribuye de manera casi contigua sobre el paisaje de la zona de estudio (Agencia del Medi Ambient, 1997).

Hemos usado tres escalas spaciales:

a) **Escala de nidificación** (7 km² alrededor de los cortados). Esta área se escogió porque el 92% de las observaciones (n=225) de machos cantores unas pocas semanas antes del principio de la puesta pueden quedar agrupadas por un círculo de 1,5 km de radio alrededor de los cantaderos más frecuentes (de aquí en adelante denominados “centros de actividad”). Además, los 16 nidos encontrados en este estudio estaban dentro de ese radio, así como muchos de los posaderos y desplumaderos conocidos. Aunque los Búhos Reales pueden

cantar hasta 7 Km de distancia de sus nidos (Ruiz-Martínez et al. 1996), la frecuencia de uso de los posaderos desde los que los búhos cantaron antes de la puesta resultó ser un buen estimado de la localización de los nidos. Por lo tanto, las áreas de 7 km² representan los hábitos de nidificación del Búho Real en la zona de estudio.

b) **Escala de área de campeo** (25 km² alrededor de los cantiles). Se ha sugerido que los Búhos del Búho Real cazan principalmente en áreas de 10 a 20 km² (Haller 1978, Mikkola 1983), aunque los estudios del telemetría muestran que sus territorios pueden ser más grandes (Dalbeck et al. 1998). Por lo tanto, y de manera conservadora, asumimos que un área de campeo es un círculo de 25 km² (radio de 2,8 km alrededor del centro de actividad).

c) **Escala de paisaje** (100 km² alrededor de los cantiles). Dado que la ecología del paisaje estudia las relaciones entre la distribución de los animales y los mosaicos de ecosistemas (Forman y Gordon 1986), hemos puesto a prueba una posible respuesta de los búhos a la composición del hábitat a una escala geográfica amplia (Sánchez-Zapata y Calvo 1999). Así, escogimos un radio de 5,6 km alrededor de los centros de actividad porque en Alicante es probable encontrar cambios sustanciales en la composición del paisaje dentro de este radio alrededor de los cantiles usado por los Búhos Reales (Agencia del Medi Ambient 1997).

Hemos seleccionado 19 variables medioambientales relacionadas a la topografía, influencia humana y uso del suelo (Apéndice 1). Estas variables fueron usadas porque pueden influir en la presencia y abundancia del Búho Real (Donázar 1988, Sánchez-Zapata 1999, Martínez y Calvo 2000). La presencia de otro territorio ocupado dentro del radio seleccionado a cada escala fue incluido en los análisis para probar si algún tipo de interacción está influyendo en la presencia de esta especie.

Procedimientos de análisis

Hemos usado Modelos Lineales Generalizados (GLMs, McCullagh & Nelder, 1989) para obtener descripciones matemáticas de selección del hábitat

en un intento por evitar la covarianza de variables explicativas. Los GLMs permiten el uso de formulaciones de error apropiadas y evitan algunas de las limitaciones de los modelos de la regresión convencionales. Los Modelos Lineales generalizados consisten en un predictor lineal, una función del error y una función del enlace. El predictor lineal (LP) se define como:

$$LP = a + bx_1 + cx_2 + \dots$$

donde a es la intercepción, b , c ,... es la estima del parámetro a ser obtenido a partir de los datos observados, y x_1 , x_2 ,... son las variables explicativas. El error y las funciones del enlace dependen de la naturaleza de los datos. La presencia de lechuzas sigue una distribución binomial (variable de respuesta binaria: presencia = 1, ausencia = 0). Por consiguiente, usamos un enlace *logit* (Donázar et al., 1993; Bustamante, 1997;; Martínez et al, 2003a). Hemos realñizado seis GLMs distintos para la descripción medioambiental de datos. Cada variable explicativa y todas las posibles interacciones se ajustaron a las observaciones usando el procedimiento de GENMOD del paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1996). Cada variable se probó a su vez para importancia, y se retuvieron sólo las variables que contribuyeron significativamente a un cambio en la *deviance*. Sólo variables significativas al 1% se incluyeron en los modelos (Nicholls, 1989). También probamos funciones cuadráticas y cúbicas para explorar si un polinomio del orden más alto mejoraba los modelos. Hemos corregimos la “overdispersion” cuando se consideró necesario. Los mejores modelos fueron seleccionados por la prueba de “likelihood test” (SAS Institute, 1996). La prueba de Kappa (Titus et al., 1984) se usó para probar si la discriminación de los modelos era mejor que la producida al azar.

RESULTADOS

Preferencias de hábitat a la escala de 7 Km²

El modelo de hábitat a esta escala espacial explicó el 57,2% de la deviance original (Fig. 1). Este modelo mostró que la probabilidad de hallazgo de un cortado ocupado aumenta con la irregularidad topografía y con la cantidad de

cubierta de bosque –pequeñas formaciones arbóreas de pinos o encinas-, mientras que disminuye con la longitud de caminos pavimentados alrededor de los cortados (Tabla 1). Además, este GLM muestra que esta probabilidad aumenta cuando hay otro cortado ocupado dentro del radio de 1,5 km. Este modelo clasificó correctamente el 88,2% de los cortados ocupados y el 91,7% de los cortados desocupados. Esta clasificación es 79.9% mejor que una clasificación al azar (prueba de Kappa, $Z = 7,23$, $p < 0.0001$). “Relieve” es la variable más importante a esta escala y explica el 49,1% de la deviance (Fig. 1). Ella sola clasifica correctamente el 100% de los cortados ocupados, pero sólo el 27,8% de los sitios donde los Búhos estaban ausentes.

Preferencia de hábitat a la escala de 25 Km²

La probabilidad de tener un cortado ocupado a esta escala explica el 91,7% de la deviance original (Figura 1). Este modelo predice probabilidades altas de presencia de búhos en cortados con los altos porcentajes de cubiertas por matorral alrededor de ellos y situadas a altitudes mínimas altas sobre el nivel del mar (Tabla 2). Este segundo modelo clasificó correctamente el 97,2% de los cortados ocupados y el 98,0% de los cortados desocupados. Esta clasificación es 95,3% mejor que una clasificación al azar (prueba de Kappa, $Z = 8,62$, $p < 0,0001$). La variable Matorral por sí sola explica el 77,2% de la deviance a esta escala.

Preferencia de hábitat a la escala de 100 km²

Para esta escala, el GLM explica el 25,97% de la deviance original (Fig. 1). Dos variables explicativas entraron significativamente en este GLM y predicen probabilidades altas de presencia de Búhos de nuevo en cortados con porcentajes altos de matorral, y en altitudes mínimas bajas sobre el nivel de mar (Tabla 3). El GLM a esta escala clasificó correctamente el 88,2% de los cortados ocupados y el 83,3% de los cortados desocupados. Esta clasificación es 71,5% mejor que una clasificación al azar (prueba de Kappa, $Z = 6,48$, $p < 0,0001$).

DISCUSION

La distribución de las aves rapaces puede ser el resultado de varios tipos de relaciones entre muchos tipos de variables (ej. Potapov 1997). Por consiguiente, se necesita cautela al la hora de establecer relaciones causales entre la distribución de las aves y variables definitorias del hábitat en función de criterios estadísticos (Austin et al. 1996). Sin embargo, nuestros modelos son buenos predictores de la presencia del Búho Real Búhos en nuestra área del estudio, y se sugiere que el modelo de preferencia de hábitat es el resultado de un proceso de selección de hábitat dependiente de la escala.

El modelo a la escala de 7 km² muestra que los búhos usaron áreas de nidificación basándose principalmente en la irregularidad topográfica, como previamente se ha mostrado en otras áreas mediterráneas (Donázar 1988, Sánchez-Zapata 1999, Penteriani et al. 2001b). Los cortados pueden tener



cavidades convenientes para anidar y puntos dominantes desde donde proclamar la propiedad del territorio eficazmente. Las áreas escabrosas facilitan el uso de vientos de la ladera por parte de los búhos, y las perchas alternativas y sitios de

nidificación alternativos son abundantes. De acuerdo con esto, hemos registrado 156 observaciones de búhos que parten antes del crepúsculo y en días sin viento, y el 70% de las cuales se que corresponden a búhos que se deslizan sin batir las alas a distancias de hasta 1 Km, beneficiándose de su baja carga alar (Norberg 1987). Adicionalmente, los cortados ocupados están situados en áreas con menor perturbación humana que los cortados desocupados, de acuerdo con los estudios de preferencias de hábitat de cría de otras rapaces (ej. Martínez et al. 1999, Sergio y Bogliani 1999, Suárez et al. 2000). De hecho, el poder de predicción de la variable "relieve" solo es fuerte para los

cortados ocupados, pero desciende notablemente para los cortados desocupados que pudieran estar ocupados en función de sus otras características. Esto sugiere que la perturbación humana es una restricción para el asentamiento de los búhos en áreas adecuadas en función de su irregularidad topográfica. Comparado con otras rapaces grandes, se han dicho que el Búho Real puede ser bastante tolerante a las alteraciones medioambientales provocadas por el hombre pero a la vez ser muy sensible a persecución (Donázar 1988). Así, nuestros resultados probablemente indican que los búhos persisten en lugares de cría de alguna manera seguros y libres del acceso directo de cazadores ilegales, excursionistas, etc., especialmente cuando se ha mostrado que la caza sistemática de adultos en algunos territorios es la causa principal de mortalidad en esta especie en el área del estudio (Ej., Martínez et al. 1996a). Esto constituye un buen ejemplo de la diferencia entre la preferencia de hábitat y la disponibilidad de hábitat, ya que nuestros modelos parecen reflejar factores que reprimen la persistencia de los búhos en lugar de rasgos estructurales que estos intenten evitar. Además, la preferencia por áreas más escabrosas no indica necesariamente un proceso de selección sino que también podría estar reflejando niveles altos de presión humana directa en lugares menos abruptos, más accesibles (Sánchez-Zapata et al. 1995).

A esta escala de investigación, nuestros resultados muestran que es más probable encontrar un territorio ocupado cerca de otro. La agrupación de animales territoriales podrían explicarse de dos maneras no exclusivas. Primero, la agregación de territorios de cría podría ser el resultado de la distribución agrupada de cortados adecuados para criar, es decir aquellos más escabrosos con niveles bajos de perturbación humana (Donázar 1987). Segundo, los Búhos Reales pueden ser “hacer cola” en función de la calidad medioambiental local por la presencia de conspecifics como manera útil de evaluar la conveniencia del hábitat indirectamente (Stamp 1991, Muller et al. 1997, Serrano et al. 2001). Independientemente de cómo los individuos recojan información sobre los parches de cría potenciales, otros estudios han mostrado

densidades altas de parejas reproductoras y por consiguiente cierta tolerancia entre vecinos (Penteriani et al. 2001b).

Las variables "matorral" y " altitud mínima sobre el nivel del mar" son los mejores predictores de la presencia de Búhos Reales a las escalas de 25 y " los 100 km² (Tablas 2 y 3). Los Búhos prefirieron áreas con elevación alta sobre el nivel del mar a la escala de 25 km², mientras que esta variable entró en el modelo con una tendencia opuesta a la escala de 100 km². Dado que la mayoría de los territorios ocupados se localizaron lejos de las áreas litorales, donde se concentra la mayoría de la población humana, la relación directa entre la presencia de cortados ocupados y altitud dentro del rango disponible de altitud indica una preferencia del Búho Real por áreas donde el matorral es abundante (Rigual-Margalló 1984), así como una evitación de áreas altamente perturbadas



no descubierta por nuestro GLMs. Aunque "matorral" es una amplia clasificación de hábitat (Rigual-Margalló 1984), matorral y " altitud mínima sobre el nivel del mar" están indicando selección de ecosistemas mediterráneos con arbustos bajos. El matorral mediterráneo es el hábitat preferido de conejos europeos (Moreno y Villafuerte 1995), que son la presa principal de los búhos

en el área del estudio (Martínez et al. 1996b). Este hallazgo está de acuerdo con otros estudios enfocados hacia las preferencia de hábitat de rapaces que se alimenta de conejos (ej. González et al. 1990), y parece indicar que la presencia del Búho Real está determinada por la presencia de la presa más aprovechable en esta escala.

Debe notarse que la preferencia relativa de cada hábitat a las dos escalas más amplias es substancialmente similar. Se ha sugerido que la importancia relativa de cada factor medioambiental limitante pudiera relacionarse con la escala de selección, de modo que los factores limitantes más importantes guían las preferencias de hábitat a escalas superiores (Rettie y Messier, 2000). De acuerdo con nuestros resultados, que muestran que la selección de matorral mediterráneo persisten en las dos escalas amplias, sugiere que la distribución del Búho Real en nuestra área del estudio está principalmente gobernada por la distribución de presas aprovechables, hasta un umbral al que los búhos dirigen su selección hacia otras actividades como la reproducción. Por ejemplo, nuestro modelo a la escala de sitio de nidificación muestra que la probabilidad de ocupación de un cortado aumentó con la cantidad de cubierta arbustiva, contrariamente a estudios anteriores que indican una relación fuerte entre la presencia del Búho Real y la superficie de áreas abiertas (ej. Blondel y Badan 1976, Cheylan 1979, Penteriani et al. 2001b). Este hallazgo parece indicar que la imagen de búsqueda del búhos a la escala espacial más pequeña no se concentra en rasgos del hábitat relacionados con el suministro de comida, probablemente porque otros elementos relacionados con la cría y el descanso diario juegan un papel mucho más importante. Así, el proceso de selección de hábitat del Búho Real podría ocurrir como sigue: inicialmente, los individuos evalúan el hábitat al nivel del paisaje (Svårdson 1949, Hildén 1965) en función de la existencia de buenas áreas de campeo. Entonces, los Búhos Reales responderían a atributos más específicos del hábitat que determinan dónde establecerse, a saber, una área con bastantes recursos tróficos con un centro de actividad caracterizado por un relieve escabroso adecuado para reproducirse y dormir.

Otros trabajos han sugerido que el Búho Real caza principalmente en áreas de 2 km de radio alrededor de los nidos (Haller 1978, Donázar 1988, Sánchez-Zapata 1999, Penteriani et al. 2001b). No obstante, nuestro hallazgo de que los hábitats preferidos por los conejos (matorral) no están incluidos en el modelo para la escala más pequeña (7 km² alrededor de los cortados) no apoya esta hipótesis. En cambio, nuestros modelos muestran una fuerte relación entre el Búho Real Búhos y rasgos estructurales que son buenos estimadores de presencia del conejo que emergen a la escala de área de campeo. Este hallazgo es apoyado por los resultados de un estudio de telemetría realizado por Dalbeck et al. (1998), quién encontró que los Búhos Reales visitan frecuentemente zonas alejadas de sus nidos a pesar de tener zonas con abundancia de alimento en las cercanías, y por los resultados de Rohner (1998) con el Búho Americano (*Bubo virginiano*), quién fue capaz de atraer a los búhos a parches experimentales con alta abundancia de presas lejos de los nidos. De hecho, en nuestra área estudio las poblaciones de conejo ha bajado en dramáticamente como consecuencia de las enfermedades virales y la presión de la caza humana (Martínez y Zuberogoitia 2001). Por consiguiente, el modelo de preferencia del hábitat observado en nuestra área del estudio podría ser el resultado de cambios a largo plazo en la abundancia del conejo que podrían obligar a los Búhos Reales a aumentar sus áreas de campeo en busca de su presa principal y con el fin de llevar a cabo una estrategia de caza destinada a no sobre-explotar los cazaderos.

Tabla 1. GLM para la probabilidad de presencia de Búhos Reales a la escala de 7 km², utilizando error binomial y logistic link.

Parameter	Estimate	Standard error	χ^2	p
Intercept	26.3320	0.8600		
Relieve	0.0816	0.0196	53.86	0.0001
Carreteras pavimentadas	-0.0005	0.0001	25.06	0.0001
Vecinos	27.7056	0.0000	19.59	0.0001
Bosque	0.0541	0.0207	11.28	0.0008
Residual deviance	50.4540			

Table 2. GLM para la probabilidad de presencia de Búhos Reales a la escala de 25 km², utilizando error binomial y logistic link.

Parameter	Estimate	Standard error	χ^2	p
Intercept	-11.0226	1.6739		
Matorral	0.1579	0.0235	714.44	0.0001
Altitud minima s.n.m.	0.0648	0.0105	210.93	0.0001
Residual deviance	9.8206			

Tabla 3. GLM para la probabilidad de presencia de Búhos Reales a la escala de 100 km², utilizando error binomial y logistic link.

Parameter	Estimate	Standard error	χ^2	P
Intercept	-1.1616	0.5091		
Matorral	0.0645	0.0149	24.05	0.0001
Altitud minima s.n.m.	-0.0032	0.0013	6.60	0.0102
Residual deviance	87.3602			

Appendix 1

Variables utilizadas para caracterizar los centros de actividad a las escalas de 7, 25 y 100-km².

Fisiografía

RELIEVE, número de curvas de nivel de 100 m que cortan 4 líneas que salen del centro de actividad en direcciones N, S, E y W.

MÁXIMA ALTITUD, s.n.m..

MINIMA ALTITUDE, s.n.m..

ALTITUD PROMEDIO, (máxima altitud + mínima altitud) / 2.

DIFFERENCIA ALTITUDINAL, máxima altitud – mínima altitud.

Alteraciones causadas por el hombre

CAMINOS.

CARRETERAS

DISTANCIA A CAMINO

DISTANCIA A CARRETERA

DISTANCIA AL EDIFICIO HABITADO MÁS CERCANO

NÚMERO DE EDIFICIOS

Uso del suelo (%)

BOSQUE

MATORRAL MEDITERRÁNEO

CULTIVOS DE SECANO

CULTIVOS DE REGADÍA

BALDÍOS

SALINAS

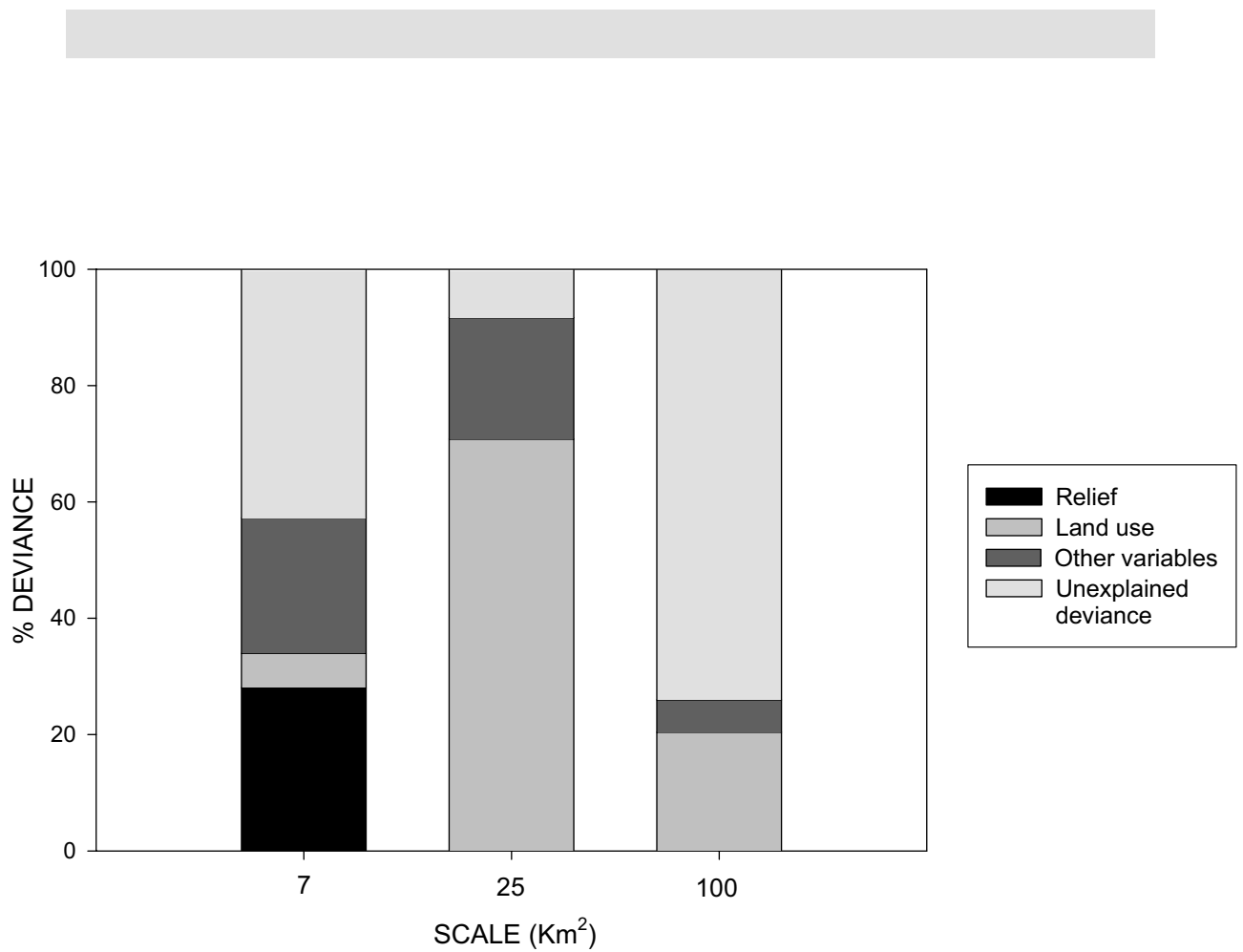
GRAVERAS

AGUA

Presencia de conspecíficos

VECINOS, presencia (1) o ausencia (0) de otro territorio ocupado a cada escala..

Fig. 1. Porcentaje de *deviance* explicado a cada una de las tres escalas espaciales (7, 25 y 100 Km²) por los GLM.



APÉNDICE (A). BÚHO REAL.

Territorio	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	1	2	3	4	5	6	Total	Total %
Mamíferos																			
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	32	45	16	22	12	14	67	18	49	35	28	22	39	13	18	8	34	472	33,8
<i>Lepus granatensis</i>	2	7	-	4	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	16	1,1
<i>Rattus spp.</i>	16	11	10	9	3	2	24	7	5	8	3	19	5	16	5	8	20	171	12,3
<i>Apodemus sylvaticus</i>	-	1	-	5	3	2	6	-	-	1	-	-	1	-	-	3	-	22	1,6
<i>Arvicola sapidus</i>	1	3	-	3	3	1	-	1	6	-	-	1	-	-	-	4	1	24	1,7
<i>Eliomys quercinus</i>	1	1	3	4	-	-	12	1	-	-	-	-	6	-	-	1	4	33	2,4
<i>Erinaceus europaeus</i>	10	9	4	15	7	5	9	3	-	3	-	17	14	6	7	8	10	127	9,1
<i>Atelerix algirus</i>	8	2	-	8	-	-	1	-	-	-	-	9	-	1	-	-	3	32	2,3
<i>Felix spp.</i>	1	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	7	0,5
<i>Vulpes vulpes</i>	-	1	1	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	1	-	6	0,4
Total Mammals	71	80	34	72	28	25	122	30	60	48	31	70	66	36	30	35	72	910	65,2
Aves																			
<i>Tyto alba</i>	-	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	1	5	0,4
<i>Athene noctua</i>	2	3	4	1	2	-	-	-	-	2	-	3	3	1	-	2	1	24	1,7
<i>Otus scops</i>	1	-	-	-	2	-	3	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	10	0,7
<i>Falco tinnunculus</i>	-	1	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	6	0,4
<i>Corvus monedula</i>	2	5	-	-	5	-	6	4	7	9	-	1	-	-	5	-	2	46	3,3
<i>Pica Pica</i>	2	-	-	4	-	-	1	6	3	2	-	1	-	-	1	-	-	20	1,4
<i>Alectorix rufa</i>	5	16	4	10	8	5	3	-	-	2	9	8	8	-	12	-	-	90	6,5
<i>Columba spp.</i>	6	2	9	10	3	5	-	3	-	2	4	-	-	3	2	-	-	49	3,5
<i>Streptopelia turtur</i>	-	2	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	6	0,4
<i>Gallinula chloropus</i>	-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	12	0,9
<i>Upupa epops</i>	3	-	-	-	4	-	3	-	-	-	5	-	-	3	1	2	-	21	1,5
<i>Turdus spp.</i>	7	15	-	-	7	-	5	1	3	-	5	-	2	3	3	1	-	52	3,7
<i>Delichon urbica</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	9	-	-	-	4	1	-	17	1,2
<i>Hirundo spp.</i>	-	-	-	6	1	-	-	-	-	-	4	-	6	-	-	1	-	18	1,3
<i>Galerida cristata</i>	-	-	-	-	-	-	15	-	-	-	1	2	5	-	-	-	3	26	1,9
<i>Lullula arborea</i>	3	-	-	-	-	9	4	5	-	-	1	-	2	2	-	-	-	26	1,9
Total Aves	31	54	17	32	35	21	43	20	13	18	38	15	27	14	33	10	7	428	30,7
Otras presas																			
<i>Lacerta lepida</i>	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	1	-	7	0,5
<i>Coleopthera</i>	2	4	-	14	-	4	-	-	7	-	-	-	10	-	-	6	3	50	3,6
Total otras presas	3	4	-	16	-	4	-	-	7	-	1	-	12	-	-	7	3	57	4,1
TOTAL	105	138	51	120	63	50	165	50	80	66	70	85	105	50	63	52	82	1395	

Dieta del Búho Real en Alicante antes y después de un brote de hemorragia vírica del Conejo. (Extraído de Martínez, J.A. y Zuberogoitia, I. 2001. The response of the Eagle owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. - Journal für Ornithologie 142: 204-211.

**EL
MOCHUELO
EUROPEO**



**y el
BÚHO CHICO**



JOSE ANTONIO MARTÍNEZ & IÑIGO ZUBEROGOITIA

**EFFECTOS DE LA DESAPARICIÓN DE
LOS CULTIVOS DE SECANO
SOBRE EL MOCHUELO EUROPEO
(*Athene noctua*)**

INTRODUCCION

La degradación o desaparición del hábitat de cría y caza es una de las principales causas últimas de la desaparición de varias especies de aves rapaces (THYOLLAY, 1993; MARTÍNEZ, *et al* 1999, entre otros). Por lo general, la mayoría de los estudios dedicados a evaluar estas relaciones se centran sobre especies y espacios protegidos o en vías de protección (eg. MARTÍNEZ, *et al* 1999), siendo escasa la atención que se presta a especies que se consideran abundantes aun a pesar de la ausencia de información precisa sobre el estado de sus poblaciones (SAUROLA, 1997).

El Mochuelo Europeo (*Athene noctua*) es una especie ampliamente distribuida en la Comunidad Valenciana, para la que no se ha descrito aspecto alguno de su ecología en dicha zona, escasez de estudios que es igualmente patente en toda la Península Ibérica (SEO/BirdLife, 1999). En estas condiciones, y especialmente en especies con un conspicuo comportamiento vocal, es frecuente emitir estimas académicas sobre el estatus y tendencias poblacionales que sobrevaloran en varios puntos porcentuales la realidad sobre su estatus (SAUROLA, 1997).

El propósito de este trabajo es resumir las posibles relaciones entre la abundancia del Mochuelo Europeo y las variaciones en la superficie y composición de su hábitat preferente en una zona donde tradicionalmente se estima que la densidad de mochuelos es alta, invariable o creciente.

METODOS

Zona de estudio

La zona de estudio es la Huerta de San Juan (Alicante). Se sitúa al Norte de la ciudad de Alicante, entre el Río Montnegre al Oeste, Río Seco al Norte y Sierra Grossa al Sur, con el Mediterráneo al Este. Este ha sido tradicionalmente un paisaje dominado por los cultivos de olivo, almendro, algarrobo, pequeños viñedos y cereales de invierno. A pesar de tratarse de cultivos de secano, se le denomina “huerta” a causa de su eficiente sistema de recogida y aprovechamiento de las aguas, de origen islámico. Entre los cultivos se



encontraban grandes haciendas familiares en las que era frecuente que anidaran los mochuelos y los busardos ratoneros (*Buteo buteo*), conocidos estos últimos como Águilas Burreras por su tendencia a cazar desde sus perchas los animales que espantaban las caballerías (BUADES, *com. pers.*). Los años setenta suponen el inicio del desarrollo urbanístico incontrolado, y a mediados de los noventa se precipita la construcción de edificios, casas adosadas y carreteras que condicionan el declive ininterrumpido del cultivo de secano.





Dentro de esta zona, y a efectos de este estudio, se pueden distinguir cuatro parcelas de cultivo de secano delimitadas por carreteras, pueblos y urbanizaciones. La superficie ocupada por cada zona se puede apreciar en las Figura 1. Las distancias entre la Zona 1 (la más extensa) y las otras tres oscila entre 700m y 2,7 km.

Métodos de muestreo

Nuestro estudio se ha llevado a cabo entre 1993 y 2001. Con el fin de determinar con la mayor precisión posible el número y localización de territorios ocupados por los mochuelos europeos hemos seguido los métodos propuestos por ZUBEROGOITIA & CAMPOS (1998), MARTÍNEZ & ZUBEROGOITIA (2001) y ZUBEROGOITIA & MARTÍNEZ (2001). Durante los nueve años de trabajo de campo hemos llevado a cabo conteos en más de 1000 estaciones de escucha. Las escuchas se realizaron siempre en condiciones climáticas favorables para la escucha de cantos. Cada estación fue visitada tantas veces como fue necesario para confirmar la presencia o ausencia de un

territorio ocupado. Cada día, las escuchas comenzaron al anochecer y se prolongaron entre 1 y 3 horas. Como método complementario, cada año hemos revisado todos los edificios y árboles susceptibles de albergar rapaces nocturnas.

Variaciones en la superficie y composición del hábitat

Las variaciones en la superficie de las 4 parcelas de estudio se cuantificaron utilizando planímetros sobre fotografías aéreas y cartografía 1:25.000. En la zona de estudio los mochuelos europeos crían preferentemente en orificios de algarrobos (*Ceratonia siliqua*) añejos. Por lo tanto, la descripción de las variaciones en la composición de las parcelas se han llevado a cabo contando cada año el número de pies de algarrobo (*Ceratonia siliqua*) añejo (con al menos un orificio susceptible de actuar como nido).

RESULTADOS

Durante el periodo comprendido entre 1993 y 2001 se ha constatado un declive del 83,9 % de la población original del Mochuelo Europeo en las estaciones de escucha situadas en Huerta de San Juan. La Figura 2 muestra la tendencia global del número de machos territorios detectados en los conteos primaverales realizados entre 1993 y 2001, así como la abundancia del número de pies de algarrobo añejo presentes en las parcelas de estudio y de la superficie de cultivo de secano en las mismas. Cada trío de puntos (en vertical) representa los valores para cada año. Es patente la fuerte correlación entre la abundancia de mochuelos, el cultivo de secano y los pies de algarrobo viejo. La Figura 1 (a, b, c y d) detalla las mismas relaciones para cada parcela de estudio. Para cada zona, y en su conjunto, las distintas correlaciones entre abundancia de mochuelos europeos, pies de algarrobo maduro y superficie de secano fueron significativas (pruebas r , $P < 0,005$).

DISCUSION

La Figura 2 muestra cómo la curva que marca la relación entre abundancia de algarrobos y mochuelos tiene una fuerte pendiente entre 84 y 33 pies, y esa pendiente no es tan evidente, para el mismo periodo de tiempo, en la relación entre superficie de secano y abundancia de mochuelos. Esto podría indicar la importancia de la disponibilidad de algarrobos añejos donde criar como factor limitante de la distribución del mochuelo.



La situación se complica al analizar los resultados por parcelas de estudio. Nuestros resultados sugieren una pequeña estructura de metapoblaciones para el Mochuelo Europeo en la huerta de San Juan. Esta sugerencia se comenta siguiendo las recomendaciones y limitaciones propuestas por CRAIG (1986) respecto a “pequeñas estructuras metapoblacionales”. Estas estructuras locales son frecuentes en las poblaciones del Mochuelo Europeo en el resto de Europa (Gerard, *com. pers.*).

El fuerte declive en el número de pies de algarrobo viejo disponibles en la Zona 1 se ha visto acompañado por la casi total desaparición de territorios ocupados en las otras zonas (especialmente 3 y 4), en las que el declive en el número de algarrobos fue poco acusado. Las Zonas 2 a 4 se encuentran rodeadas por carreteras que soportan un gran flujo de vehículos, y en los arcones de las mismas hemos encontrado numerosos mochuelos atropellados, siendo la frecuencia de aparición de cadáveres considerablemente menor a lo largo del periodo de estudio. Esto sugiere que la Zona 1, la de mayor superficie, podría actuar como “fuente”, como productora de mochuelos que luego habrán de dispersarse. Las otras zonas de estudio serían “sumideros”, pues la mortalidad producida por atropellos no es compensada por un flujo de

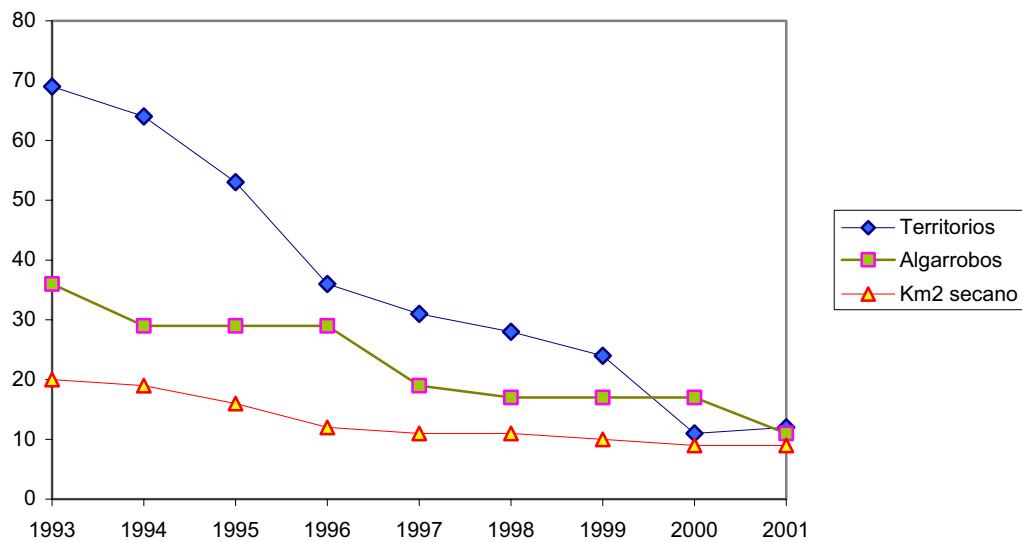
mochuelos, ni provenientes de la Zona 1 ni de otros lugares. Es de esperar que la degradación o destrucción de la Zona 1 tenga severos efectos sobre la probabilidad de ocupación de territorios en la franja costera entre San Juan y Alicante a medio plazo. Cabe mencionar que la capacidad de dispersión del Mochuelo Europeo es bastante limitada, lo que repercute negativamente en su capacidad de recolonización (EXO & HENNES, 1980).

Como ocurre con otras especies de acusado comportamiento territorial (SAUROLA, 1997), el Mochuelo Europeo reafirma la posesión de su territorio frente a las nuevas cohortes durante los meses de septiembre-octubre, y posteriormente entre febrero y mayo (*datos propios*). En otoño se alcanza el máximo anual en el número de individuos (NEWTON, 1979; SAUROLA, 1997), lo que unido al considerable aumento de su detectabilidad suele inducir a sobrevalorar el tamaño real de la fracción reproductora de la población (SAUROLA, 1997). En Escandinavia, la desaparición de su hábitat preferido fuerza ocasionalmente al Búho real (*Bubo bubo*) a penetrar en cascos urbanos, siendo por lo tanto más detectable. Como resultado, se produce una considerable sobrevaloración del tamaño de sus poblaciones (Centro Finandés de Anillamiento, *com. pers.*). Un razonamiento análogo podría explicar que la población de Mochuelos de la Huerta de San Juan se considere abundante y estable (lo que es contrario a los resultados de nuestros conteos sistemáticos), pues la desaparición de su hábitat fuerza probablemente a los mochuelos a visitar zonas aledañas, o incluso el interior, de los cascos urbanos.

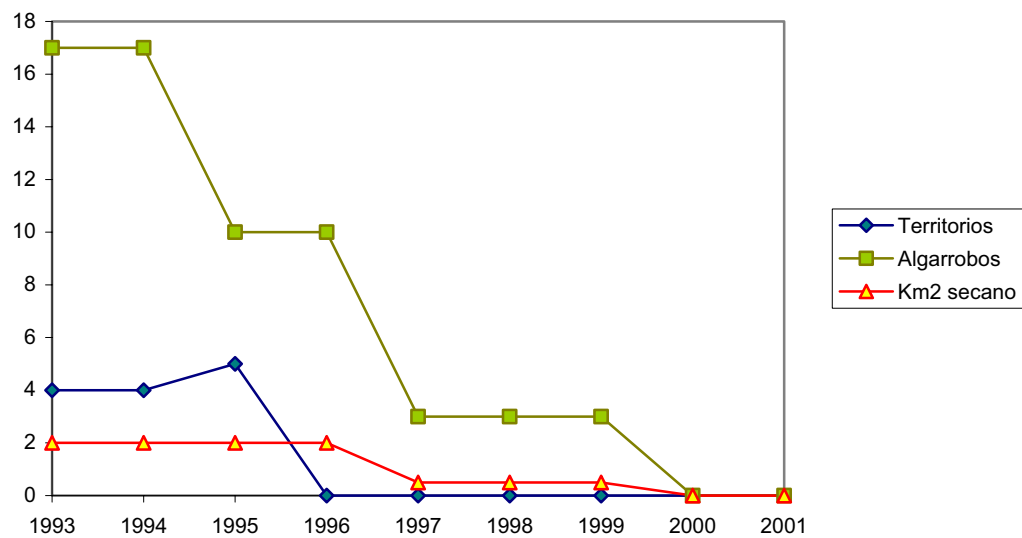
El Plan Parcial de Desarrollo Urbanístico de San Juan prevé la completa desaparición de los cultivos de secano remanentes en favor de urbanizaciones. Si bien el Mochuelo Europeo sigue siendo una especie abundante, cabe fomentar a partir de ahora la realización de conteos sistemáticos en los cultivos de secano fragmentados de la Comunidad Valenciana.

Figura 1 (A, B, C y D). Variaciones anuales en la abundancia del Mochuelo Europeo en cada una de las parcelas de estudio en relación a la superficie de cultivo de secano (Km²)y al número de pies de algarrobo añejo.

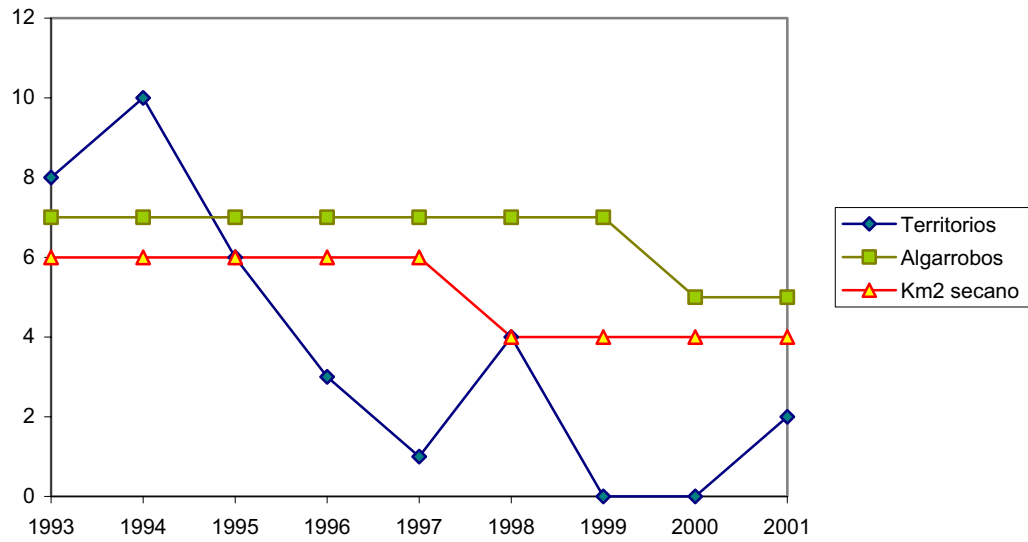
(A)



(B)



(C)



(D)

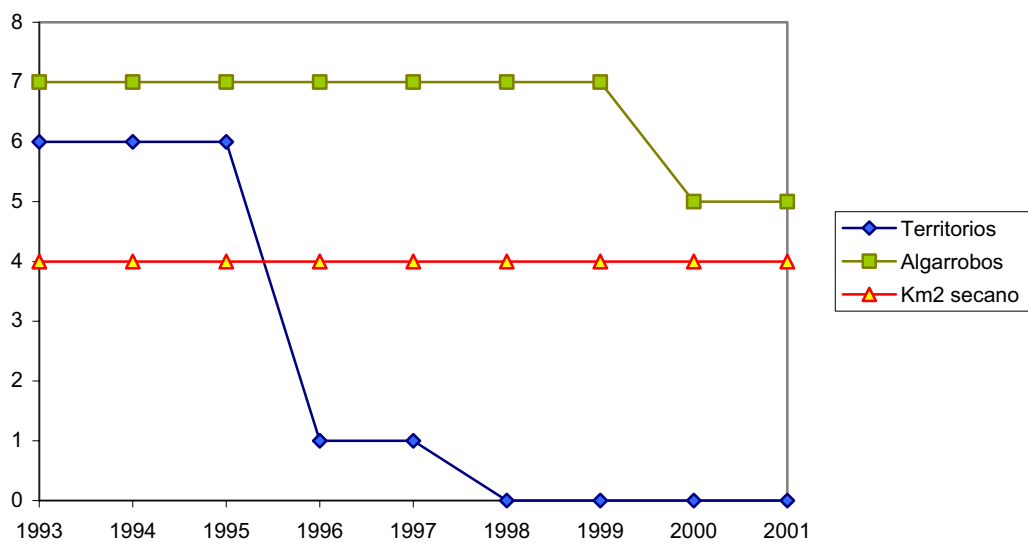
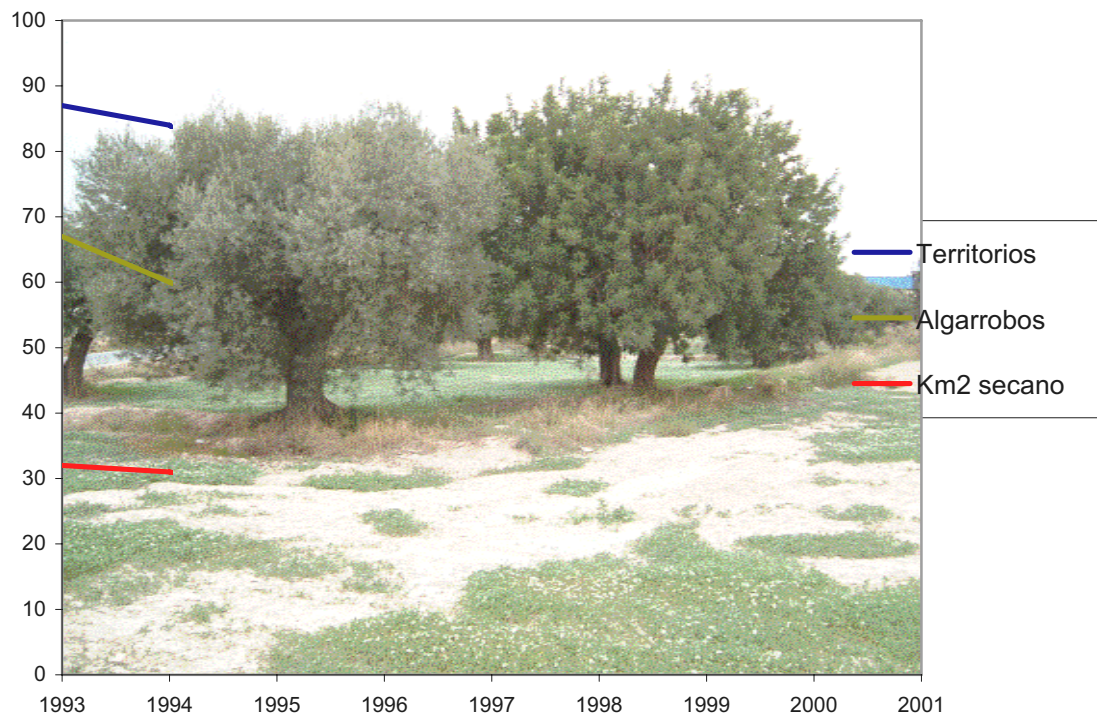


Figura 2. Variaciones anuales totales en la abundancia del Mochuelo Europeo en la Huerta de San Juan (Alicante) (porcentaje) en relación con la superficie de cultivo de secano y al número de pies de algarrobo añejo.





JOSE ANTONIO MARTÍNEZ & IÑIGO ZUBEROGOITIA. 2003. Habitat preferences for Long-eared owls (*Asio otus*) and Little owls (*Athene noctua*) in semi-arid environments at three spatial scales. *Bird Study*, 0000

**PREFERENCIAS DE HABITAT
DEL BÚHO CHICO (*Asio otus*)
Y EL MOCHUELO EUROPEO (*Athene noctua*)
EN AMBIENTES SEMIÁRIDOS
A TRES ESCALAS ESPACIALES**

INTRODUCCIÓN

La elección de un de hábitat es probablemente el resultado de la integración de diversas manchas de composición variada que satisfacen todos los requisitos de los individuos (Orians y Wittenberg 1991). El acercamiento multi-escala al estudio de selección del hábitat está basado en el armazón conceptual sugerido por Johnson (1980), cuya la asunción básica es que los animales son capaces de tomar decisiones con respecto a los recursos a escalas consecutivamente más pequeñas. Por consiguiente, la selección del hábitat puede considerarse como un proceso jerárquico; por ejemplo, un parche digno por criar a una escala pequeña y áreas adecuadas para forrajear a una escala superior (Martínez et al. 2002a). El acercamiento multi-escala puede ser especialmente útil identificar factores importantes involucrados en la preferencia de hábitat de búhos porque estos tienen grandes áreas de campeo que normalmente incluyen diferentes manchas para criar y forrajear (Mikkola 1983). Puesto que un amplio conocimiento de la ecología del comportamiento de los organismos no está normalmente disponible para el ecólogo, los estudios del multi-escala surgen como una herramienta útil que permite la categorización de escalas significativas con respecto a la percepción individual del paisaje (Martínez et al. 2002a).

En Alicante (E de España), los cultivos de secano tradicionales y grandes manchas de matorral y bosques fuera de los límites de Parques Naturales están amenazadas por planes de urbanización que pronto se pondrán en práctica a pesar del hecho que esos hábitat albergan el grueso de la población de rapaces y búhos en la provincia. Los principales cambios propuestos por las empresas constructoras son autopistas, urbanizaciones, campos de golf e invernaderos. La evaluación impacto medioambiental (EIA) es obligatoria en España con anterioridad a la alteración del hábitat, pero los especialistas se enfrentan al problema de escoger escalas significativas dentro del marco de la EIA (MIMAM 1999, Martínez et al. 2002b). Los estudios que abordan este problema para grandes rapaces han singularizado la importancia de matorral mediterráneo a

varias escalas espaciales (Sánchez-Zapata 1999, Penteriani et al. 2001, Rico et al. 2001, Martínez et al. 2002a). En este artículo intentamos estudiar el potencial de los mosaicos agroforestales para albergar especies catalogadas a tres escalas espaciales con significado biológico. Modelaremos las preferencias de hábitat de dos especies típicamente descuidadas en las EIAs a pesar del hecho de estar protegidas en España, el Búho Chico (*Asio otus*) y el Mochuelo Europeo (*Athene noctua*).

Los objetivos de este estudio son: (1) categorizar rasgos medioambientales relevantes para la descripción de las preferencias de hábitat del Búho Chico y el Mochuelo Europeo a tres escalas diferentes y (2) evaluar la contribución relativa de las variables diferentes a cada escala para determinar la percepción individual del ambiente.

METODOS

Área de estudio.

El área del estudio se sitúa sobre la provincia de Alicante (SE de España), desde la costa (SE) al límite de la provincia (NW). El clima varía ligeramente de semiárido meso-mediterráneo en el SE a sub-húmedo mediterráneo hacia el NW. La precipitación media anual es de aproximadamente 400 mm, y la temperatura media anual es aproximadamente 19 °C. La parte NW del área del área de estudio es montañosa, dominada por cultivos de secano, principalmente Algarrobo (*Ceratonia siliqua*), Almendro (*Prunus amygdalus*), Olivos (*Olea europaea*), viñas, cebada y girasol, matorral y bosques del pino. En el SE, la desigualdad del paisaje es menor, y los usos de la suelo principales son cultivos de secano y regadío, matorral mediterráneo y bosquetes de pino de tamaño mediano o pequeño. Pueblos y ciudades pequeñas constituyen las áreas urbanizadas del interior, mientras grandes urbanizaciones distribuidas casi a lo largo del paisaje constituyen las áreas de la costa.

Métodos de muestreo

Los Búhos Chicos y los Mochuelo Europeos fueron localizados entre 1997-2002 usando varios métodos: escuchando vocalizaciones espontáneas, usando reclamos grabados (Zuberogoitia y Campos 1998, Centili 2001, Martínez et al. 2002c), escuchando las llamadas de solicitud de alimento de los volantones y buscando nidos y restos de comida. Puesto que no era nuestro objetivo estimar el tamaño total de la población, los tamaños muestrales utilizados pueden haber infravalorado el número real de territorios. Esto es ciertamente así para el Mochuelo Europeo, pero estamos seguros de que la cifra para el Búho Chico puede ser una buena estimación del verdadero tamaño de la población en el área del estudio. También estamos seguros de que el gran número de territorios disponibles para el Mochuelo Europeo representa una muestra representativa para esta especie. La composición del hábitat alrededor de 28 territorios ocupados de Búho Chico y 78 territorios de Mochuelo Europeo se compararon con 55 territorios no ocupados pero aparentemente adecuados. Un territorio fue considerado como adecuado para anidar cuando había bosquetes de más de 0,1 ha (Búho Chico) y cuando contuvieron algarrobos maduros, casas rurales abandonadas o habitadas o ramblas (Búho Mochuelo Europeo) según las preferencias generales de ambas especies en el área del estudio (Autores, *datos inéditos*). Bajo este criterio conservador, la disponibilidad de hábitat potencial para ambas especies es alta en el área del estudio y se distribuye de manera casi contigua en el paisaje (Agencia del Medi Ambient, 1997).

Selección de escalas y variables

Hemos utilizado tres escalas diferentes a estudiar preferencias de hábitat de los búhos:

A) **escala de paisaje**. Puesto que la ecología del paisaje estudia las relaciones entre la distribución animal y los mosaicos de ecosistemas (Forman & Gordon, 1986), hemos puesto a prueba una posible respuesta de la Lechuza Común a la

composición del hábitat a un nivel del paisaje. Así, escogimos una área de 100 km² alrededor de los centros de actividad (5,6 km de radio alrededor del nido o estructura principales de reposo) puesto que en Alicante y Valencia es común encontrar cambios sustanciales en la composición del paisaje dentro de este radio desde los centros de actividad (Agencia del Medi Ambient, 1997). Además, otros estudios han documentado respuestas de aves de presa y búhos a esta escala de paisaje en Alicante (Rico et al., 2001; Martínez et al., 2003a).

b) **escala de área de campeo**. Las áreas de campeo del Búho Chico varían en tamaño de 97 a 3174 ha (Galeotti et al. 1997a, Henrioux 2000). Por lo tanto, nosotros asumimos que un territorio promedio tiene una área circular de 742 ha alrededor de los nidos (1537 m de radio). EL área de campeo para el Mochuelo Europeo varía en tamaño de 2 a 127 ha (Exo 1992, Génot y Lecomte 2002, Génot y Dires van Nieuwenhuyse 2002). Por lo tanto, asumimos de manera conservadora que el tamaño del área de campeo del Mochuelo Europeo es un 30 ha del área circular alrededor de los nidos (309 m de radio).

c) **escala de nidificación**. Para el Búho Chico, las áreas nucleares comprenden entre 10 y 30% del área de campeo (Galeotti et al. 1997a, Henrioux 2000), e incluyen nidos, perchas diurnas o zonas de caza nocturnas. En el área del estudio, las perchas diurnas usadas durante la estación de la cría se sitúan dentro de un radio de 200 m alrededor de los nidos. Por consiguiente, asumimos que una área nuclear media es un área circular de 30 ha alrededor de los nidos (25% del área de campeo, 309 m de radio). Las áreas nucleares para el Mochuelo Europeo varían en tamaño entre 27% del área de campeo (hembras) y 44% (machos), e incluyen el nido (Génot y Wilhem 1993). Asumimos por consiguiente que una área nuclear media es un círculo del 35% del área de campeo (10,5 ha alrededor de los nidos, 182 m de radio).

Hemos seleccionado 37 variables medioambientales relacionadas a la topografía, influencia humana, el uso del suelo y relaciones y intra e inter-específicas de las fotografías aéreas y mapas 1:5.000 (Apéndice 1). Estas variables fueron seleccionadas porque pueden influir en la presencia y abundancia de búhos (Ej., Martínez y Calvo 2000; Martínez et al., 2002a). La

presencia de territorios ocupados de la misma especie dentro de cada radio seleccionado se incluyó en los análisis probar si algún tipo de interacción está influyendo en la presencia de cada especie. Para probar posibles efectos competitivos entre los dos búhos, la presencia de territorios de una especies dentro del radio seleccionado era incluida en la prueba de preferencias del hábitat de la otra especie.

Procedimientos de análisis

Hemos usado Modelos Lineales Generalizados (GLMs, McCullagh & Nelder, 1989) para obtener descripciones matemáticas de selección del hábitat en un intento por evitar la covarianza de variables explicativas. Los GLMs permiten el uso de formulaciones de error apropiadas y evitan algunas de las limitaciones de los modelos de la regresión convencionales. Los Modelos Lineales generalizados consisten en un predictor lineal, una función del error y una función del enlace. El predictor lineal (LP) se define como:

$$LP=a + bx_1 + cx_2 + \dots$$

donde un es la intercepción, b, c... es la estima del parámetro a ser obtenido a partir de los datos observados, y x_1, x_2, \dots son las variables explicativas. El error y las funciones del enlace dependen de la naturaleza de los datos. La presencia de lechuzas sigue una distribución binomial (variable de respuesta binaria: presencia = 1, ausencia = 0). Por consiguiente, usamos un enlace *logit* (Donázar et al., 1993; Bustamante, 1997,; Martínez et al, 2003a). Hemos realñizado seis GLMs distintos para la descripción medioambiental de datos. Cada variable explicativa y todas las posibles interacciones se ajustaron a las observaciones usando el procedimiento de GENMOD del paquete estadístico SAS (SAS Institute, 1996). Cada variable se probó a su vez para importancia, y se retuvieron sólo las variables que contribuyeron significativamente a un cambio en la *deviance*. Sólo variables significativas al 1% se incluyeron en los modelos (Nicholls, 1989). También probamos funciones cuadráticas y cúbicas para explorar si un polinomio del orden más alto mejoraba los modelos. Hemos corregimos la “overdispersion” cuando se consideró necesario. Los mejores

modelos fueron seleccionados por la prueba de “likelihood test” (SAS Institute, 1996). La prueba de Kappa (Titus et al., 1984) se usó para probar si la discriminación de los modelos era mejor que la producida al azar.

RESULTADOS

Preferencia del hábitat a la escala de nidificación

Búho Chico

El modelo del hábitat a esta escala espacial explica 61% de la deviance original. Este modelo muestra que la probabilidad de hallazgo que un territorio ocupado aumenta con la cantidad de bosque alrededor de los nidos, mientras que disminuye con la abundancia de caminos pavimentados (Tabla 1). Este modelo clasificó correctamente el 92,2% de los territorios ocupados y el 89,1% de los territorios desocupados. Esta clasificación es 70,8% mejor que una clasificación al azar (prueba de Kappa, $Z=7.02$, $p < 0,0001$). “Bosque” es la variable más importante en esta escala y explica el 55,3% de la deviance. Ella sola clasificó correctamente el 98% de los territorios ocupados, pero sólo el 20% de los sitios donde el Búho Chico estaba ausente.

Mochuelo Europeo

El modelo del hábitat a esta escala espacial explica el 53% de la deviance original. Este modelo mostró que la probabilidad de hallazgo un territorio ocupado aumentó con la cantidad de cultivos de secano alrededor de los nidos y cuando había otro territorio ocupado dentro del radio seleccionado (Tabla 1). Este modelo clasificó correctamente el 95,1% de los territorios ocupados y el 94,3% de los territorios desocupados. Esta clasificación es 88,5% mejor que una clasificación al azar (prueba de la Kappa, $Z=6,27$, $p < 0,0001$). “Cultivos de secano” es la variable más importante en esta escala y explica el 72,4% de la deviance. Ella sola clasificó correctamente el 71% de territorios ocupados, y el 44% de los sitios donde los Búhos Mochuelo Europeos estaban ausentes.

Preferencia del hábitat a la escala de área de campeo

Búho Chico

Este GLM explica el 96% de la deviance original. Este modelo predijo probabilidades altas de presencia de Búhos Chicos en áreas con porcentajes altos de bosque, secanos, bordes entre estos dos usos, distancias cortas entre los nidos y cultivos de secano (Tabla 2). La probabilidad de hallazgo un territorio ocupado disminuyó con la cantidad de caminos pavimentados (Tabla 2). Este modelo clasificó correctamente el 99,3% de territorios ocupados y el 98,7% de precipicios desocupados. Esta clasificación es 96,7% mejor que una clasificación al azar (prueba de Kappa, $Z=9,21$, $p < 0,0001$).

Mochuelo Europeo

La probabilidad de tener un territorio ocupado a esta escala consideró para 70% de la deviance original. Este modelo predijo probabilidades altas de presencia de Mochuelos Europeos en áreas con los porcentajes altos de secanos, estructuras lineales, presencia de vecinos y la proximidad de pueblos o ciudades (Tabla 2). El modelo clasificó correctamente el 64,6% de los territorios ocupados y el 78,7% de territorios desocupados. Esta clasificación es un 89,5% mejor que una clasificación al azar (prueba de Kappa, $Z=9,46$, $p < 0,0001$).

Preferencia del hábitat a la escala del paisaje

Preferencia del hábitat a la escala de paisaje

Búho Chico

El modelo para esta escala explica el 45.99% de la deviance original. Los Búhos Chicos mostraron una respuesta de segundo orden a la superficie de bosque (Tabla 3). El modelo también predice ocupación de territorios en áreas con altas superficies de cultivos de secano (Tabla 3). El modelo a esta escala clasificó correctamente el 92.2% de los territorios ocupados y el 75,5% de los

territorios desocupados, esta clasificación que es 81,2% mejor que una clasificación al azar (prueba de Kappa, $Z=7,55$, $p < 0,0001$).

Mochuelo Europeo

El modelo para esta escala explica el 40,3% de la deviance original. Este GLM predice ocupación de territorios en áreas con altos porcentajes de secanos (Tabla 3). Este GLM clasificó correctamente el 85,7% de territorios ocupados y el 70,2% de los territorios desocupados, y esta clasificación que es 80,3% mejor que una clasificación al azar (prueba de Kappa, $Z=7,85$, $p < 0,0001$).

DISCUSIÓN

En lugar de enfatizar la importancia de un solo uso del suelo, nuestros modelos de preferencias de hábitat para el Búho Chico y el Mochuelo Europeo muestran que la probabilidad de ocupación de territorios depende de la disponibilidad de mosaicos agroforestales. Así, a la escala más pequeña, las variables incluidas en los modelos reflejan los requisitos de la cría de los búhos. La respuesta positiva a la superficie de bosque por parte del Búho Chico se relacionan con el uso de nidos de ramas para criar (Rico et al. 1991). Para el Mochuelo Europeo, la respuesta positiva a los cultivos de secano refleja la disponibilidad de Algarrobos y olivos maduros (de los que los mochuelos dependen para cazar en el área del estudio, Martínez y Zuberogoitia 2002, véase Exo 1992). Igualmente reflejan la disponibilidad de casas rurales y de estructuras lineales como muros de piedra, si bien la mayoría de los muros están en estado de ruina inminente si no ya abatidos. Los Mochuelos Europeos también crían o duermen en madrigueras de conejo o de abejaruco situados en los taludes estructurados de las ramblas que cruzan el mosaico agroforestal. Los territorios ocupados de Búho Chico se dan en áreas menos alteradas que los sitios del azar, en conformidad con los estudios de preferencias de hábitat de cría para rapaces y búhos en el área del estudio (Martínez et al. 1999, Rico et al. 2001, Martínez et al., 2002a) y en otras zonas (Sergio y Bogliani 1999, Suárez et

al. 2000). El poder de predicción de la variable "bosque" es fuerte para los territorios ocupados, pero disminuye notablemente para los territorios desocupados. Esto sugiere que la perturbación humana constituye una restricción para el asentamiento de Búhos Chicos en áreas por otra parte adecuadas. Por consiguiente, los modelos enfatizan la diferencia entre la preferencia de hábitat y disponibilidad de hábitat en el área del estudio, puesto que revelan un factor que restringe la presencia del búho en lugar de un rasgo estructural del paisaje que las aves eludan en función de su peculiar ecología (Martínez et al. 2002a).

Las variables que reflejan los hábitos alimenticios de los búhos chicos entran en los modelos a la escala de campeo. Así, el efecto positivo de la superficie de bosques y secanos en la probabilidad de asentamiento es prominente para ambos búhos, al igual que para otras rapaces y búhos en ambientes del semiáridos (Sánchez-Zapata 1999, Sánchez-Zapata y Calvo 1999).



Otro rasgo del paisaje que favorece la presencia de búhos es la longitud de bordes entre las el secano y el bosque (Búho Chico) y la disponibilidad de estructuras lineales (Mochuelo Europeos). Es más, los nidos de Búho Chico se localizaron más cerca del borde

del bosque que los sitios del azar. De hecho, la distancia a los bordes puede influir en la fecha de puesta, riqueza de dieta y diversidad de dieta de búhos debido a la elevada diversidad de la presa característica de los bordes (Penteriani et al. 2001). Para ambas especies, el uso del hábitat de individuos radio-marcados está gobernado principalmente por la distribución de fuentes de comida predecibles (Génot y Wilhelm 1993, Galeotti 1997a, Henrioux 2000). En el área del estudio, el Búho Chico se alimenta principalmente de aves de áreas boscosas tanto como de aves de áreas abiertas, así como de pequeños mamíferos (Rico et al. 1991; Luis Fidel, *comunicación personal*). Esto sugiere que

los Búhos Chicos se benefician de explotar ambos lados de la discontinuidad entre los bosquetes y cultivos de secano. Los Mochuelos Europeos, en cambio, se alimentan principalmente de insectos, pequeños mamíferos y lagartos (Autores, *datos inéditos*) que habitan mayoritariamente en estructuras lineales como acequias, muros de piedra de mampostería o líneas de árboles (Escarré y Vericad 1983, véase Van de Nieuwenhuysen y Leysen 2001). Estas estructuras



son el rasgo más común que divide las terrazas de las diferentes parcelas que constituyen el cultivo de secano arquetípico en la zona de estudio. Sin embargo, ninguno de los ayuntamientos de los pueblos del área del estudio contempla su protección o restauración a pesar de su valor cultural (Simarro 2002).

La perturbación humana dentro de las áreas de campeo se revela como un factor negativo que afecta la probabilidad de asentamiento del Búho Chico. Sin embargo, ninguno de los descriptores de alteración del hábitat atribuible al



hombre entra en los modelos para el Mochuelo Europeo. Es más, los Mochuelos Europeos parecen preferir la proximidad de ciudades o pueblos a las áreas menos alteradas. Como hemos descrito anteriormente (Martínez y Zuberogoitia 2002) la explicación

más parsimoniosa a la presencia creciente de Mochuelos Europeos en algunos pueblos en Alicante es que la desaparición de cultivos de secano les obliga trasladarse al interior o a las proximidades áreas urbanizadas (especialmente en áreas costeras). Entre 1996 y 1998, el número de vocalizaciones diurnas espontáneas en algunos pueblos aumentó en cinco puntos coincidiendo con un marcado declive de la superficie de secanos arbóreos circundantes (Martínez y Zuberogoitia 2002). Entre 1999 y 2002 las vocalizaciones espontáneas diurnas en estos mismos pueblos disminuyó en cuatro puntos (Autores, *datos inéditos*), coincidiendo con el reemplazo de las pocas casas restantes con huertos del algarrobos por grandes edificios y jardines con árboles exóticos jóvenes (Simarro, 2002). Nosotros creemos que esto indica cambios en la cantidad de disputas territoriales por recursos de abundancia variable en estos pueblos por parte de un número creciente de inmigrantes de los menguantes ambientes rurales de las proximidades. Además, hemos encontrado cuatro dormitorios

comunales de 9 a 15 Mochuelos Europeos entre 2000 y 2002 en los cuatro jardines de las casas rurales restantes en cultivos que sufren urbanización (véase fotografía anterior). A lo que se nos alcanza, no se han documentado dormideros comunales para el Mochuelo Europeo con anterioridad. Otros estudios han documentado altas densidades altas de individuos, y por consiguiente una cierta tolerancia hacia la proximidad de vecinos de la misma especie (Donázar 1987, Penteriani et al. 2001). Para una especie con una escasa tasa de dispersión como el Mochuelo Europeo (Exo y Hennes 1980, Fuchs 1987, Van der Nieuwenhuyse, 2002), la destrucción del hábitat parece tener notables efectos perjudiciales (Van der Nieuwenhuyse et al. 2001).

La presencia de vecinos influye de manera positiva en la probabilidad de asentamiento de ambas especies. Esto se hace notable a la escala de área de campeo para el Búho Chico y a la de cría y área de campeo para el Mochuelo Europeo. La distribución agregada de territorios de Mochuelo Europeo es consecuencia de la distribución cada vez más agregada de las áreas de caza y nidificación resultante de grandes cambios de hábitat (véase van der Nieuwenhuyse y Bekaert 2001). Sin embargo, los Búhos Chicos podrían hacer “cola” en función de la calidad medioambiental local por la presencia de conspecíficos, evaluando así indirectamente la calidad del hábitat (Stamp 1991, Muller et al. 1997, Serrano et al. 2001). Además, anidar cerca pueden favorecer la ayuda en el cuidado de las crías entre los individuos relacionados



genéticamente (Galeotti et al. 1997b).

A la escala más de paisaje, la respuesta de segundo orden a la superficie del bosque indica que la relación entre el tamaño del bosque y la presencia de Búhos Chicos tiene un límite superior. Una explicación probable es que la proporción (alta) entre el tamaño y la longitud de bordes en

bosques homogéneos grandes reduce la disponibilidad de áreas de caza aprovechables, como la longitud de bordes entre hábitat (Goszczyński 1997, Zuberogoitia 2002). Los cultivos de secano surgen de nuevo como la variable más importante que predice la probabilidad de asentamiento por los Mochuelo Europeos y enfatizan la importancia de los usos del suelo tradicionales para esta especie.

Se ha sugerido que la importancia relativa de cada factor medioambiental limitante pudiera relacionarse con la escala de selección, de modo que los factores limitantes más importantes guían las preferencias de hábitat a escalas superiores (Rettie y Messier, 2000). Nuestros resultados muestran que la selección de cultivos de secano persiste a las tres escalas de estudio para el Mochuelo Europeo y a las escalas más superiores para el Búho Chico; además, la variable Superficie de bosque persiste a las tres escalas de estudio para el Búho Chico. Esto sugiere que el proceso de selección de hábitat de estos búhos está gobernado por la valoración de áreas campeo hasta cierto punto en el que los búhos se concentran en atributos más específicos del hábitat que determina dónde establecer los nidos, en particular áreas con bastantes recursos tróficos con un centro de actividad caracterizado por la disponibilidad de bosques y bordes (Búho Chico) o cultivos de secano inalterados (Mochuelo Europeo).

Los estudios de multi-escala revelan la naturaleza jerárquica del proceso de selección de hábitat. Por consiguiente, los Estudios de Impacto Ambiental deberían beneficiarse de hacer descripciones de las preferencias de hábitat de especies catalogadas por medio de los estudios a varias escalas espaciales con el fin de poner en evidencia escalas de protección con sentido biológico. En particular, los EIA llevados a cabo en los mosaicos del agroforestal de Alicante debe tener en cuenta que la presencia de un mosaico de cultivos de secano y bosquetes con alta disponibilidad de bordes y estructuras lineales es crítica para la preservación del Búho Chico y el Mochuelo Europeo (Exo, 1992, Dalbeck et al. 1999, Galeotti 1997a, Henrioux 2000, el van der Nieuwenhuyse et al. 2001). Entre ese mosaico, una red de parches de matorral mediterráneo también es

primordial para la preservación de rapaces en el área del estudio (Rico et al. 2001, Martínez et al. 2002a). Por lo tanto, cabe aconsejar la aplicación de, por ejemplo, los Programas Zonales, que potencian prácticas agrícolas de baja intensidad (Normativa Agro-medioambiental (2078/92) (Sánchez-Zapata y Calvo 1999). La aplicación de esta política estaría de acuerdo con el deseo de un vasto sector de la sociedad, pero estaría en contra de intereses privados, como muestra por ejemplo la amarga controversia sobre de los cambios en la edificabilidad de los cultivos y áreas verdes en Alicante (Ej., www.eureka.ya). Las autoridades medioambientales (Consellería de Medi Ambiente) también debe advertir que la construcción de carreteras o caminos y los cambios de hábitat fuera de los límites de Parques Naturales están restringiendo la distribución de cada ave de rapiña o búho bajo estudio en Alicante (Martínez et al. 1999, Rico et al. 2001, Martínez y Zuberogoitia 2002, el Martínez et al., 2002a, este estudio).

Tabla 1. GLMs para la probabilidad de presencia de búhos a la escala de nidificación.

Parameter	Búho chico				Mochuelo			
	Estimate	SD	χ^2	P	Estimate	SD	χ^2	P
Intercept	20.471	0.651			229.991	0.557		
Bosque	0.072	0.011	50.21	0.000	-	-	-	-
Plantaciones arbóreas de secano	-	-	-	-	0.034	0.05	32.111	0.000
Vecinos	-	-	-	-	0.027	0.002	23.22	0.000
Carreteras	-0.066	0.017	33.01	0.000	-	-	-	-
Residual deviance	40.281				41.021			

Tabla 2. GLMs para la probabilidad de presencia de búhos a la escala de área de campo.

Parameter	Búho chico				Mochuelo			
	Estimate	SD	χ^2	P	Estimate	SD	χ^2	P
Intercept	-9.781	1.455			-13.330	1.809		
Forest	0.202	0.004	668.552	0.000	-	-	-	-
Plantaciones arbóreas de secano	0.266	0.019	491.203	0.000	0.081	0.030	290.113	0.000
Bordes bosque- Plantaciones arbóreas de secano	0.099	0.017	321.005	0.000	-	-	-	-
Estructuras lineares	-	-	-	-	0.266	0.041	702.212	0.000
Vecinos	0.222	0.033	520.003	0.000	0.086	0.012	478.200	0.000
Distancia a Plantaciones arbóreas de secano	0.041	0.003	223.33	0.000	-	-	-	-
Distancia a casco urbano	-	-	-	-	0.43	0.002	344.044	0.000
Carreteras	-0.044	0.004	337.721	0.000	-	-	-	-
Residual deviance	3.077				27.989			

Tabla 3. GLMs para la probabilidad de presencia de búhos a la escala de paisaje.

Parameter	Búho chico				Mochuelo			
	Estimate	SD	χ^2	P	Estimate	SD	χ^2	P
Intercept	-1.336	0.611			-2.691	0.77		
Bosque	- 2.18	0.001	44.452	0.000	-	-	-	-
Plantaciones arbóreas de secoano	0.059	0.017	21.011	0.000	0.022	0.009	52.14	0.000
Residual deviance	52.777				65.003			

Apéndice 1

Variables utilizadas para caracterizar los centros de actividad a las tres escalas espaciales.

Physiography

RELIEF, measured as the number of 100-m contours cut by four lines starting from the centre of the area in directions N, S, E and W.

MAXIMUM ALTITUDE, above sea level.

MINIMUM ALTITUDE, above sea level.

AVERAGE ALTITUDE, (maximum altitude + minimum altitude) / 2.

ALTITUDINAL DIFFERENCE, maximum altitude - minimum altitude.

Human disturbance

UNPAVED ROADS, metres around the cliff.

PAVED ROADS, metres around the cliff.

DISTANCE TO NEAREST UNPAVED ROAD, in metres.

DISTANCE TO NEAREST PAVED ROAD, in metres.

DISTANCE TO THE NEAREST BUILDING, in metres.

DISTANCE TO THE NEAREST CITY OR VILLAGE, in metres.

NUMBER OF BUILDINGS

Land use (%)

FOREST

SCRUBLAND

ARID PLANTATIONS

IRRIGATED CULTURES

NON CULTIVATED LANDS

GRAVEL PITS

WATER

EPHEMERAL RIVERS

DISTANCE TO EACH LAND USE

Edges (m)

ARID PLANTATIONS-IRRIGATED CULTURES

IRRIGATED CULTURES-FOREST

IRRIGATED CULTURES-SCRUBLAND

ARID PLANTATIONS-FOREST

ARID PLANTATIONS-SCRUBLAND

FOREST-SCRUBLAND

Linear structures (m)

LENGTH OF DITCHES, STONE WALLS, AND TREE LINES

Intra-specific relationships

NEIGHBOURS, presence (1) or absence (0) of occupied territories of conspecifics in the circular sampling area.

Inter-specific relationships

COMPETITORS, presence (1) or absence (0) of territories of occupied territories of the other species in the circular sampling area.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia del Medi Ambient, 1997. Mapa geocientífico de la Provincia de Alicante. Generalitat Valenciana. València.
- Alasdair, R., Webbon, Ch., Glues, D. & Harris, S. (2000). Changes in the food of Barn Owls (*Tyto alba*) between 1974 and 1997. *Mammal Review* 30, No 2, 107-129.
- Arroyo, B., Pinilla, J. & Palomares, L. 1995. Situación y problemática de los Aguiluchos Cenizo (*Circus pygargus*) y Pálido (*Circus cyaneus*) en la Comunidad de Madrid. *Alytes*, 7: 365-372.
- Arroyo, B., Ferreiro, E. & Garza, V. 1990. *El Águila Real (Águila chrysaetos) en España. Censo, distribución, reproducción y conservación*. ICONA. Madrid.
- Austin, E. G. et al. 1996. Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a Geographical Information System and remote sensing. - *Journal of Applied Biology* 33: 1451-1550.
- Belthoff, J. R. and Ritchison, G. 1990. Nest-site selection by Eastern Screech Owls in Central Kentucky. - *Condor* 92: 982-990.
- Bermejo, S., 2000. Memoria de Caza del Coto de Agua Amarga 1990-2000. Sociedad de Caza de Agua Amarga. Alicante.
- Bevers, M. & Flather, C.H. 1999. The distribution and abundance of populations limited at multiple spatial scales. *Journal of Animal Ecology* 68: 976-987.
- Bibby, C. J., Burguess, N. D. & Hill, D. A. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press. London.
- Block, W.M. and Brennan, L.A., 1993. The habitat concept in ornithology. Theory and applications. - In: Power, D.M. (ed), *Current Ornithology* 11. Plenum Press, pp. 35-91.
- Brown, D. (1975). A test of randomness of nesting spacing. *Wildfowl* 26, 102-103.
- Bunn, D. S., Warburton, A. B. & Wilson, R. S. (1982). *The Barn Owl*. T & A D Poyser. Calton.
- Bustamante, J. 1997. Predictive models for Lesser Kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. - *Biological Conservation* 80: 153-160.
- Calvo, J. & Iborra, J. 1986. *Estudio Ecológico de la Laguna de La Mata*. Patrimonio 4. Instituto de Estudios Juan Gil-Albert. Alicante.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A. and Calvo, J.F. 2000. Breeding densities and habitat attributes of Golden Eagles in south-eastern Spain. - *Journal of Raptor Research* 34: 48-52.
- Centili, D. 2001. Playback and Little Owls *Athene noctua*: preliminary results and considerations. In: *The Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second international Little Owl Symposium, 16-18 March, 2001, Geraardsbergen, Belgium*. Van Nieuwenhuyse, D. Leysen, M. & Leysen, K. (eds.). - *Oriolus* 67(2-3): 88-93.
- Charnov, E. 1979. Optimal foraging. The marginal value theorem. *Theoretical population Biology*, 9: 126-136
- Cody, M. L. (De.). 1985. *Hábitat Selection in Birds*. Academic Press. London.

- Craig, G. A. 1986. *The Spotted Owl as framed by the timber industry*. Western Timber Association and Artprint Press. Sacramento.
- Cramp, S. & Simmons, K. 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press. Oxford.
- Dalbeck, L., Bergenhausen, W. and Hatchel, M. 1999. Habitatpräferenzen des Steinkauzes im orstnahen Grünland. - *Chardarius* 35: 100-115.
- Dalbeck, L., Bergerhausen, W. and Krishner, O. 1998. Telemetriestudie zur Orts- und Partnerstreue beim Uhu *Bubo bubo*. - *Vogelwlet* 119: 37-344.
- De Jong, J. (1995). *De Kerkui en Adere in Nederland Voorkomende Ulien*. Teknigen van Ad Cameron. Friese Pers Boekerij. Leeuwarden. Ljouwert.
- Donazar, J. A. 1987. Espaciamento y dispersion de nidos de Búho Real *Bubo bubo* en Navarra (Norte de la Península Ibérica). - *Munibe* 40: 35-58.
- Donazar, J. A. 1988. Selección de hábitat de nidificación por el Búho Real (*Bubo bubo*) en Navarra. - *Ardeola* 35: 233-245.
- Donazar, J. A., Ceballos, O. & Fernández, C. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. En: *Raptors in the modern world*. pp: 545-552. De WWGPB. Berlin, London & Paris.
- Donazar, J. A., Hiraldo, F. & Bustamante, J. 1993a. Factors influencing nest-site selection, breeding density and breeding success in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied. Ecology*, 30: 504-514.
- Donazar, J. A., Hiraldo, F. and Bustamante, J. 1993. Factors influencing nest-site selection, breeding density and breeding success in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). - *Journal of Applied Ecology* 30: 504-514.
- Donazar, J. A., Negro, J. J. & Hiraldo, F. 1993b. Foraging hábitat selection, land-use changes and population decline in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Applied. Ecology* 30: 515-522.
- Donazar, J.A. et al. 1989. Comparative food habits of the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo* and the Great Horned Owl *Bubo virginianus* in six Palearctic and Nearctic biomes. - *Ornis Scandinavica* 20: 298-306.
- Escarré, A. and Vericad, J. 1983. *Fauna Alicantina: I.- Reptiles y Saurios*. Instituto de Estudios Alicantino.
- Exo, K. 1992. Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central Europe: a review. In: *The ecology and conservation of European owls*, ed. By C.A. Galbraith, I.R. Taylor and S. Percival, 64-75. Peterborough, Join Nature Conservation Committee. (UK Nature Conservation, No. 5.)
- Exo, K.-M. & Hennes, R. (1980). Beitrag zur Populationsökologie des Steinkauzes eine Analyse deutscher und niederländischer Ringfunde. *Vogelwarte* 30 : 162-179. *Fennica* 70: 129-143.
- Ferrero, J. L. 1996. Hábitat y distribución del Aguilucho Cenizo en la península Ibérica. *Quercus*, 121: 18-21.
- Forman, R.T. and Gordon, M.,1986. *Landscape Ecology*. - John Wiley and Sons.
- Franco, A., Malico, I., Martins, H. & Sarmento, N. 1995. Estudo ecologico e comportamental do Tartaranhão caçador na região do Barroso (N Portugal). *Alytes*, 7: 519-538.

- Fuchs, P. 1987. Analysis of factors determining the dispersion, population density and reproduction of the Little Owl. - Jaarverslag 1986 Rijksinstituut voor Natuurbeheer: 43-44. Arnhem, Leersum and Texel.
- Galeotti, P., Pilastro, A. Tavecchia, G. Bonetti, A. And Congiu, L. 1997b. Genetic similarity in long-eared owl communal winter roosts: a DNA fingerprint study. - *Molecular Ecology*, 6, 429-435.
- Galeotti, P., Tavecchia, G. & Bonetti, A. 1997a. Home-range and habitat use of Long-eared owls in open farmland (Po Plain, Northern Italy), in relation to prey availability. - *Journal of Wildlife Research*, 2 (2). 137-145.
- Gamauf, A. & Preleuthner, N. 1996. *Die rohrweihe (Circus aeruginosus) im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel: eine Rote Liste Art im Konflikt mit Land Wirtschafft und remdenverkehr?*. Biologisches Forschungsinstitut Für Burgemlad. Wien. Austria.
- Génot, J. C. 2001. État des connaissances sur la Chevêche `A-est de théna (*Athene noctua*) en bordure des Vosges du Nor (Nord-est de la France) de 1984 a 2000. *Ciconia*, 25 (2): 118.
- Génot, J.C. & Wilhem, J. L. 1993. Occupation et utilisation de l'espace par la Chouette chevêche *Athene noctua* en Bordure des Vosges du Nord. - *Alauda* 61(3): 181-194.
- Génot, J.C. and Lecomte, P. 2002. La Cheveche d'Athéna. Delachaux et niestlé S.A. Paris.
- Génot, J.C. and Van Nieuwenhuyse, D. 2002. Little Owl *Athene noctua*. BWP Update Vol. 4 No. 1, 35-63.
- Gil Sánchez L, Molino, J. M, & Valenzuela, g. 1996. Selección de hábitat de nidificación por el Aguia-azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43(2): 189-197.
- González, L. M. 1991. *Historia natural del Águila Imperial Ibérica*. Colección técnica. ICONA. Madrid.
- González, L.M., Bustamante, J. and Hiraldo, F. 1990. Factors influencing the present distribution of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. - *Biological Conservation* 51: 311-319.
- Goszczynsk, J. 1997. Density and productivity of Common Buzzard *Buteo buteo* and Goshawk *Accipiter gentilis* population in Rongónw, Central Poland. - *Acta Ornithologica*, 32, 149-155.
- Greenwood, P. & Harvey, P. (1982). The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 1-21.
- habitats and foods. Pp 254-274. in T. A. Bookhout, de. *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Fifth de. The Wildl. Soc., Bethesda, Md.
- Hall, L.S. and Mannan, R.W. 1999. Multi-scaled habitat selection by elegant trogons in southeastern Arizona. - *Journal of Wildlife Management* 63: 451-461.
- Haller, H. 1978. Zur Populationsökologie des Uhus *Bubo bubo* in Hochgrebige: Bestand, Bestandesentwicklung und Lebensraum in den Rätischen alpen. - *Orn. Beob.* 75: 237-365.
- Henrioux, F. 2000. Home range and habitat use by the Long-Eared Owl in Northwestern Switzerland. *Journal of Raptor Research*, 34: 93-101.
- Hildén, O. 1965. Habitat selection in birds. - *Annales Zoologici Fennici* 2: 53-75

- Hosmer, D. W, & Lemenshow, S. 1989. *Applied logistic regression*. Wiley & Sons. New York.
- Hutto, R.L. 1985. Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. - In: Cody, M.L. (ed), *Habitat Selection in Birds*. Academic Press, pp. 455-476.
- Ille, R. & Grinschgl, F. 2000. Little Owl in Austria. Habitat characteristics and population density. *Athenews*, 4, 2.
- Ivlev, V. S. 1961. *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press. New Haven.
- Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65-71.
- Jones, J. 2001. Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. - *The Auk* 118: 557-562.
- Kotliar, N. B. and Wiens, J. A. 1989. Multiple scales in patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. - *Oikos* 59: 253-260.
- Leroux, A. B. A. 1987. Recensements des Busards nicheurs *Circus aeruginosus* L. et *Circus pygargus* L. et zonage de l'espace dans les marais de l'ouest de la France. *Acta Oecologica / Oecologia Applicata*, 8: 387-402.
- Levin, A.S. 1992 The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- Linnea, S., Hall, P., Krausman, R. & Morrison, L.. 1997. The hábitat concept and a
- Litavitis, J. A. Titus, K. & Anderson, E. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial
- Mañosa, S., Real, J, and Codina, J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. - *Journal of Raptor Research* 32: 208-214.
- Marchant, J., Hudson, R., Carter, S. P. & Whittington, Ph. 1990. *Population Trends in British Breeding Birds*. BTO. Tring.
- Marchesi, L., Fabricio, S. & Pedrini, P. 2002. Costs and benefits of living in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis*, 144: 164-177.
- Marcot, B. G. & Thomas, J. W. 1997. *Of spotted Owls, old growth and new policies: a history since the Interagency Scientific Committee Report*. USA Department of Agriculture. Pacific Northwest Research Station.
- Martínez & López, G. (1995). Dispersal and causes of mortality for the Barn Owl *Tyto alba* in Spain. *Ardeola*, 42: 29-38.
- Martínez, J. A. (1998). *Biología reproductora de la Lechuza común Tyto alba en los cultivos de regadío de Valencia*. Inédito.
- Martínez, J. A., Izquierdo, A. & Zuberogoitia, I. (2001). Causes of admission of raptors in rescue centres of the East of Spain as proximate causes of mortality. *Biota*, 2(2): 163-169.
- Martínez, J. A., Izquierdo, A., Izquierdo, J. & López, G. 1996a. Causas de mortalidad de las rapaces nocturnas en la Comunidad Valenciana. *Quercus* 126: 18-19.
- Martínez, J. E., Sánchez, M. A., Sánchez-Zapata, J. A., & Carmona, J. 1994. Données sur l'alimentation de l'aigle de Bonelli pendant la période d'élevage dans Murcia (SE Spange). *Alauda* 62: 51-56.
- Martínez, J.A. & Zuberogoitia, I. 2003. *La Lechuza Común (Tyto alba)*. Atlas Nacional de las Aves Nidificantes de España. SEO/ BirdLife. Madrid.
- Martínez, J.A. and Zuberogoitia, I. 2001. The response of the Eagle owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. - *Journal für Ornithologie* 142: 204-211.

- Martínez, J.A. and Zuberogoitia, I. 2002. Efectos de la desaparición de los cultivos de secano sobre el Mochuelo Europeo (*Athene noctua*). - www.Natur@licante.com.
- Martínez, J.A. et al. 1996b. Distribución y dieta del Búho Real en la provincia de Alicante. - *Quercus* 126: 20.
- Martínez, J.A., et al. (2003b). La evaluación de impacto ambiental en aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola* 0000.
- Martínez, J.A., Falcó, F., Rico, L., Izquierdo, Al. Izquierdo, J., Martínez-Valle, R. & Calatayud, P. (1996). Causas de mortalidad de las rapaces nocturnas en la Comunidad Valenciana. *Quercus*, 126: 18-19.
- Martínez, J.A., López, G., Falcó, F. Campo, A. & de la Vega, A. 1999. Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho Cenizo (*Circus pygargus*) en el Parque Natural de la Mata-Torre Vieja (Alicante, SE de España): efectos de la estructura de la vegetación y de la densidad de presas. - *Ardeola* 46: 205-212.
- Martínez, J.A., Serrano, D. & Zuberogoitia, I. (2003a). Predictive models of habitat preferences for the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo*: a multi-scale approach. *Ecography*. 0000
- Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., Colás, J. and Maciá, J. 2002c. Use of recorded calls for detecting Long-eared Owls *Asio otus*. - *Ardeola* 49(1): 97-101.
- Martínez, J.E. and Calvo, J.F. 2000. Selección de hábitat de nidificación por el búho real *Bubo bubo* en ambientes mediterráneos semiáridos. - *Ardeola* 47: 215-220.
- McCollin, D. (1998). Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography*, 21: 247-260.
- McCullagh, P. and Nelder, J.A. 1989. Generalised Linear Modelling. - Chapman and Hall.
- Mikkola, H. 1983. Owls of Europe. - Poyser.
- MIMAM 1999. Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Moreno, S. & Villafuerte, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits and their predators in Doñana National park, Spain. *Biological Conservation*, 73: 81-85.
- Moreno, S. and Villafuerte, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits and their predators in Doñana National park, Spain. - *Biological Conservation* 73: 81-85.
- Muller, K.L. et al. 1997. The effects of conspecific attraction and habitat quality on habitat selection in territorial birds (*Troglodytes aedon*). - *American Naturalist* 150: 650-661.
- Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T & A. D. Poyser. Berkhamsted.
- Newton, I. 1991. Habitat variation and population regulation in Sparrowhawks. - *Ibis* 133: 76-88.
- Newton, I. 1991. Hábitat variation and population regulation in Sparrowhawks. *IBIS*, 133: 76-88.
- Newton, I., Marquiss, M., Weir, D. N. & Moss, D. N. 1977. Spacing of Sparrowhawk nesting territories. *Journal of Animal Ecology*, 46: 425-441.
- Nicholls, A. O. (1989). How to make biological surveys go further with generalised linear models. *Biological Conservation*, 50: 51-75.
- Norberg, R. 1987. Evolution, structure and ecology of Northern Forest Owls. - In:

- Biology and Conservation of Northern Forest Owls. Forest Service General Technical Report, pp. 9-43.
- Olsson, V. 1997. Breeding success, dispersal, and long-term changes in a population of Eurasian Eagle Owls *Bubo bubo* in southeastern Sweden 1952-1996. - *Ornis Svecica* 7: 49-60.
- Ontiveros, D. & Pleguezuelos, J. M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation*: 93: 19-25.
- Ontiveros, D. 1997. Pérdida de hábitat del Águila Perdicera en la provincia de Granada. *Quercus*, 135-16-19.
- Ontiveros, D. 1999. Selection of nest cliffs by Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*) in Southern Spain, *J. Raptor Res.*, 33 (2): 110-116.
- Orians, G.H. and Wittenberger, J.F. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. - *American Naturalist* 137: 29-49.
- Pain, D. J. & Pienkowski, M. W. 1997. *Farming and Birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. Academic Press, Cambridge.
- Parellada, X., Juana, A. de & Alemany, O. 1984. Ecología de l'Águila cuabarrada, factors limitants, adaptacions morfològiques y relacions interespecífiques amb l'Águila daurada. *Rapinyaires Mediterranis* II: 121-141.
- Parrellada, X. 2001. L'Águila cuabarrada. Un símbol dels ecosistemes mediterranis en perill. *Bioma* 4: 32-35.
- Pennycuik, C. J. 1989. *Bird flight performance. A practical calculation manual*. Oxford University Press. New York.
- Penteriani, V. and Faivre, B. 1997. Breeding density and landscape-level habitat selection of Common Buzzard (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). - *Journal of Raptor Research* 31: 208-212.
- Penteriani, V. et al. 2001a. Effects of landscape spatial structure and composition on the settlement of the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo* in a Mediterranean habitat. - *Ardea* 89: 331-340.
- Penteriani, V. Faivre, B. and Frochet, B. 2001a. An approach to identify factors and levels of nesting habitat selection: a cross-scale analysis of Goshawk preferences. - *Ornis Fennica* 78: 159-167.
- Penteriani, V. Gallardo, & M. Roche, P. 2001. Habitat structure and prey density affect Eagle Owl *Bubo bubo* density and breeding performance: a case of intrapopulation heterogeneity. - *Journal of Zoology London*, 257: 365-372.
- Percival, S. (1992). Methods for studying the long-term population of owls in Britain. In Galbraith, c.a., Taylor, I.R., Percival, S. & Davies, S.M. (eds). *The ecology and conservation of European Owls*. Pp 39-48. UK Nature Conservation No 5. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- Petty, S.J. & Peace, A.J. 1992. Productivity and density of Tawny Owls *Strix aluco* in relation to the structure of a spruce forest in Britain. In Galbraith, c.a., Taylor, I.R., Percival, S. & Davies, S.M. (eds). *The ecology and conservation of European Owls*. Pp 76-83. UK Nature Conservation No 5. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.

- Pinilla, J. & Arroyo, B. 1995. Consideraciones metodológicas en la realización de censos de Aguilucho Cenizo *Circus pygargus*. *Alytes* 7: 561-567.
- plea for standar terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25 (1): 173-182.
- Potapov, E. R. 1997. What determines the population density and reproductive success of Rough-Legged Buzzards *Buteo lagopus* in the Siberian tundra? - *Oikos* 78: 362-376.
- Real, J. 1989. Protección del Águila Perdicera. *Quercus*, 38: 24-29.
- Real, J. 1991. *L'Águila perdiguera Hieraaetus fasciatus a Catalunya: status, ecologia trófica, biología reproductora y demografía*. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Real, J., Mañosa, S. & Codina, J. 1996. Estatus, demografía y conservación del Águila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en el Mediterráneo. En Muntaner, J. & Mayol J. (Eds.: *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, 1994, pp. 83-90. SEO/Birdlife. Madrid.
- Redpath, S. M. & Thirgood, S. 1992. Behavioural interactions between Hen Harriers and their moorland prey. *Ornis Scandinavica*, 23: 73-80.
- Redpath, S. M. & Thirgood, S. J. 1994. *Birds of Prey and Red Grouse*. Stationery Office. London.
- Redpath, S. M. 1995. Hábitat fragmentation and the individual: Tawny Owl *Strix aluco* in woodland patches. *Journal Animal Ecol.* 64: 652-661.
- Redpath, S. M. & Thirgood, S. J. 1997. *Birds of prey and red grouse*. London: Stationery Office.
- Rettie, W.J. and Messier, F. 2000. Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. - *Ecography* 23: 466-478.
- Rico, L (1997). *Estudio de base sobre la situación de las comunidades faunísticas en el Parque Natural del Carrascal de la Font Rotja mediante la selección de bioindicadores*. 1997. Consellería de Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Alicante.
- Rico, L, Martínez, J. A., Morán, S. Navarro, J. R. & Rico, D. 2001. Preferencias de hábitat del Águila-azor Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en Alicante a dos escalas espaciales. - *Ardeola*, 48 (1): 55-62.
- Rico, L. Martín, C. & Sánchez, J. 1992. *Estudio del Águila Perdicera Hieraaetus fasciatus en la provincia de Alicante*. Consellería de Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Alicante.
- Rico, L. Vidal, A.. & Villaplana, J. 1990. Datos sobre la distribución, reproducción y alimentación del Águila Perdicera en la provincia de Alicante. *Medi Natural* 2: 103-112.
- Rico, L., Villaplana, F. And Vidal, A. Estudio sobre el Búho chico (*Asio otus*) y el Cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en la provincia de Alicante. Consellería de Medi Ambient.
- Rigual-Margalló, A. 1984. Flora y Vegetación de la Provincia de Alicante. Instituto de Estudios Juan Gil-Albert. Diputación Provincial de Alicante.
- Rohner, C. 1998. Response of great horned owls to experimental "hot spots" of snowshoe hare density. - *The Auk* 115:694-705.
- Rosenberg, D. K. & MacKelvey, K, S. 1999. Estimation of hábitat selection for central-place foraging animals. *Journal of Wildlife Management*, 63(3): 1028-1038.

- Rotenberry, J. T., and Wiens, J. A. 1998. The evolution of coloniality in birds in relation to food, predation, and life-history traits: a comparative analysis. - *American Naturalist* 151: 514-529.
- Ruiz-Martínez, I., Hodar, J.A. and Camacho, I., 1996. Cantonnement et comportement vocal du Grand-Duc d'Europe *Bubo bubo* dans les monts de la Sierra Morena (Sud de l'Espagne). - *Alauda* 64: 345-353.
- Salamolard, M., Bretagnolle, V. & Boutin, J. M. 1996. Hábitat use by Montagu's Harrier and Stone Curlew in Western France: Crop types and spatial heterogeneity. In, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuatsi (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 209-220. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Sánchez-Zapata, J. A. & Clavo, J. F. 1998. Importance of birds and potential bias in food habit studies of Montagu's Harriers (*Circus pygargus*) in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 32: 254-256.
- Sánchez-Zapata, J. A., 1994. *Ecología de las aves de la región de Murcia: distribución, selección de hábitat y relaciones interespecíficas*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia. Murcia.
- Sánchez-Zapata, J. A., Sánchez, M. A., Calvo, J. F. & Esteve, M. a. 1995. *Ecología de las Aves de Presa de la Región de Murcia*. Murcia: Universidad de Murcia.
- Sánchez-Zapata, J. A., Sánchez, M. A., Eguía, S., Caballero, J. & Carmona, D. 1996. Distribución, estatus y notas sobre la biología del Aguilucho Cenizo en la Región de Murcia. *Actas I Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*, pp. 81-84. Murcia.
- Sánchez-Zapata, J. A. 1999. *Las aves rapaces y su relación con la estructura del paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- Sánchez-Zapata, J.A. and Calvo, J. F. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. - *Journal of Applied Ecology* 36: 245-262.
- Sánchez-Zapata, J.A. et al. 1995. *Ecología de las Aves de Presa de la Región de Murcia*. - Universidad de Murcia.
- SAS Institute, 1996. SAS/STAT software: changes and enhancements through Release 6.11. - SAS Institute
- Saurola, P. 1997. *Suomen pöllöt*. Helsingin Uli. Helsinki.
- Schipper, W. 1977. Hunting in three European harriers *Circus* during the breeding season. *Ardea*, 65: 53-72.
- Schipper, W. 1979. A comparison of breeding ecology in three European harriers *Circus*. *Ardea*, 66: 77-102.
- Schipper, W., Bruurma, L. S. & Bossenbroek, Ph. 1975. Comparative study of hunting behaviour of wintering Hen harriers *Circus cyaneus* and Marsh harriers *Circus aeruginosus*. *Ardea*, 63: 1-29.
- Selås, V. 1997. Influence of prey availability on re-establishment of Goshawk *Accipiter gentilis* nesting territories. - *Ornis Fennica* 74: 113-120.
- SEO/BIRDLIFE, 1999. *Seguimiento de Aves Nocturnas en España. Programa NOCTUA. Informe 1998*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Sergio, F. and Bogliani, G. 1999. Eurasian hobby density, nest area occupancy, diet, and productivity in relation to intensive agriculture. - *Condor* 101: 806-817.

- Serrano, D. 1998. Diferencias interhábitat en la alimentación del Búho Real (*Bubo bubo*) en el valle medio del Ebro (NE de España): efecto de la disponibilidad de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). - *Ardeola* 45: 47-53.
- Serrano, D. 2000. Relationship between raptors and rabbits in the diet of Eagle owls in southwestern Europe: competition removal or food stress? - *Journal of Raptor Research* 34: 305-310.
- Serrano, D. et al. 2001. Factors affecting breeding dispersal in the facultatively colonial lesser kestrel: individual experience vs. conspecific cues. - *Journal of Animal Ecology* 70: 568-578.
- Shawyer, C. (1987). *The Barn Owl in the British Isles. Its past, present and future*. The Hawk Trust. London.
- Sieg, H.C. and Becker, D.M. 1990. Nest-site habitat selection by Merlins in southeastern Montana. - *Condor* 92: 688-694.
- Simarro, P. 2002. *Los cultivos de secano de la provincia de Alicante*. Patrimonio Cultural. San Juan.
- Solonen, T. 1993. Spacing of birds of prey in southern Finland. *Ornis*
- Stamps, J.A. 1991. The effect of conspecifics on habitat selection in territorial species. - *Behavioural Ecology and Sociobiology* 28: 29-36.
- Stephens D. W. & Krebs, J. R. (1987). *Foraging theory*. Princeton University Press. Princeton.
- Suárez, S., Balbontín, J. and Ferrer, M. 2000. Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraaetus pennatus* and implications for management. - *Journal of Applied Ecology* 37: 215-223.
- Svärdson, G. 1949. Competition and habitat selection in birds. - *Oikos* 1: 157-174.
- Taylor, I. (1994). *Barn Owls. Predation-prey relationships and conservation*. Cambridge University Press.
- Tella, J.L. et al. 1998. Conflicts between Lesser kestrel conservation and European Agricultural Policies as identified by habitat use analysis. - *Conservation Biology* 12: 593-604.
- Thirgood, S. J. et al. 2000. Habitat loss and raptor predation: disentangling long- and short-term causes of red grouse declines. - *Proceedings of the Royal Society London B*. 267: 651-656.
- Thyollay, J. M. 1993. Response of a raptor community to shrinking area and degradation of tropical rain forest in the south western Ghâts (India). *Ecography*, 16, 97-110.
- Titus, K. Mosher, J. A. and Williams, B. K. 1984. Chance corrected classification for use in discriminant analysis and ecological applications. - *American Midland Naturalist* 111: 1-7.
- Toms, M. P., Crick, H. & Shawyer, C. R. 2001. The status of breeding Barn Owls *Tyto alba* in the United Kingdom 1995-1997. *Bird Study*, 48: 32-37.
- Tucker, G. M. and Heath, M. F. 1994. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series, nº 3. - BirdLife International.
- Urios, V., Escobar, J. V., Pardo, R. & Gómez, J. A. 1991. *Atlas de las aves nidificantes en la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Valencia.
- Van der Hut, de Jong, J. & Osieck, E. *Biologie en bescherming van der Kerkuil Tyto alba: aanzet tot het beschermingsplan*. Technical Rapport. Vogelbescherming 7.

- Van Nieuwenhuyse, 2001. Longitudinal analysis of habitat selection and distribution patterns in Little Owls *Athene noctua* in Meulebeke (West-Flanders, Northern Belgium). In: The Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second international Little Owl Symposium, 16-18 March, 2001, Geraardsbergen, Belgium. Van Nieuwenhuyse, D. Leysen, M. & Leysen, K. (eds.). - Oriolus 67(2-3): 52-61.
- Van Nieuwenhuyse, D. and Bekaert, M. 2001. Modèle de régression logistique de prédiction de la qualité d'habitat de la cheveche d'athéna (*Athene noctua*) à Herzele, Flandre Orientale (Nord-est de la Belgique). - Ciconia, 25 (2): 95-102.
- Van Nieuwenhuyse, D. and Leysen, M. 2001. Habitat typologies of Little Owls *Athene noctua* territories in Flanders (Northern Belgium). In: The Little Owl in Flanders in its international context. Proceedings of the Second international Little Owl Symposium, 16-18 March, 2001, Geraardsbergen, Belgium. Van Nieuwenhuyse, D. Leysen, M. & Leysen, K. (eds.). - Oriolus 67(2-3): 72-83.
- Watson J., Rae, S. & Stillman, R. 1992. Nesting density and breeding success of golden eagles in relation to food supply in Scotland. *Journal of Animal Ecology* 61: 543-550.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*. 3: 385-397.
- Wiens, J. A., 1989. *The ecology of bird communities. Vol. 1. Foundations and patterns.* - Cambridge studies in ecology.
- Wiens, J. A., 1989. *The ecology of bird communities. Vol. 1. Foundations and patterns.* - Cambridge studies in ecology.
- Zuberogoitia, I. & Campos, L.F. (1998). Censusing owls in large areas: a comparison between methods. *Ardeola*, 45 (1): 47-53.
- Zuberogoitia, I. & Martínez, J. A. 2001. The Little Owl in the Proyecto NOCTUA. *Ciconia* 25: 103-108.
- Zuberogoitia, I. (2000). La influencia de los factores meteorológicos sobre el éxito reproductor de la Lechuza Común. *Ardeola*, 47 (1): 49-56.
- Zuberogoitia, I. (2002). *Eco-etología de la comunidad de rapaces nocturnas de Bizkaia*. PhD Dissertation. Bask Country University.

MIGRACIÓN

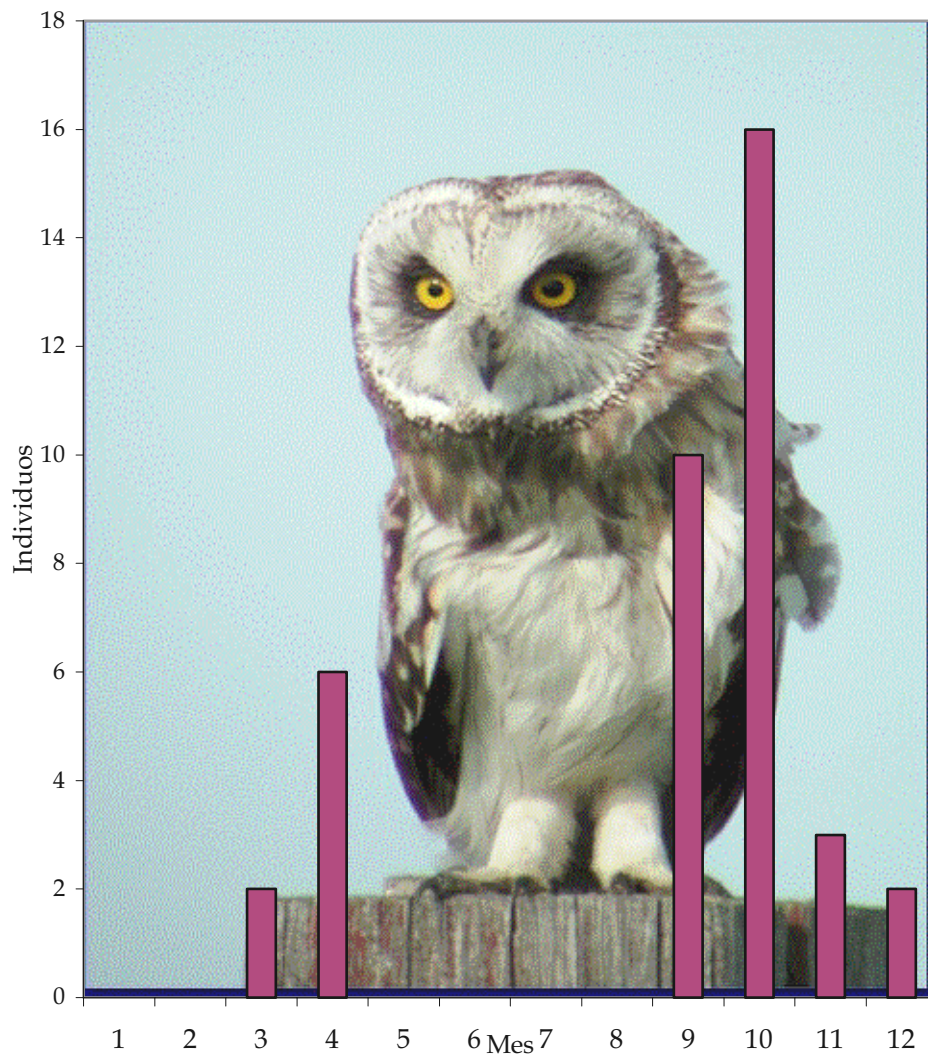




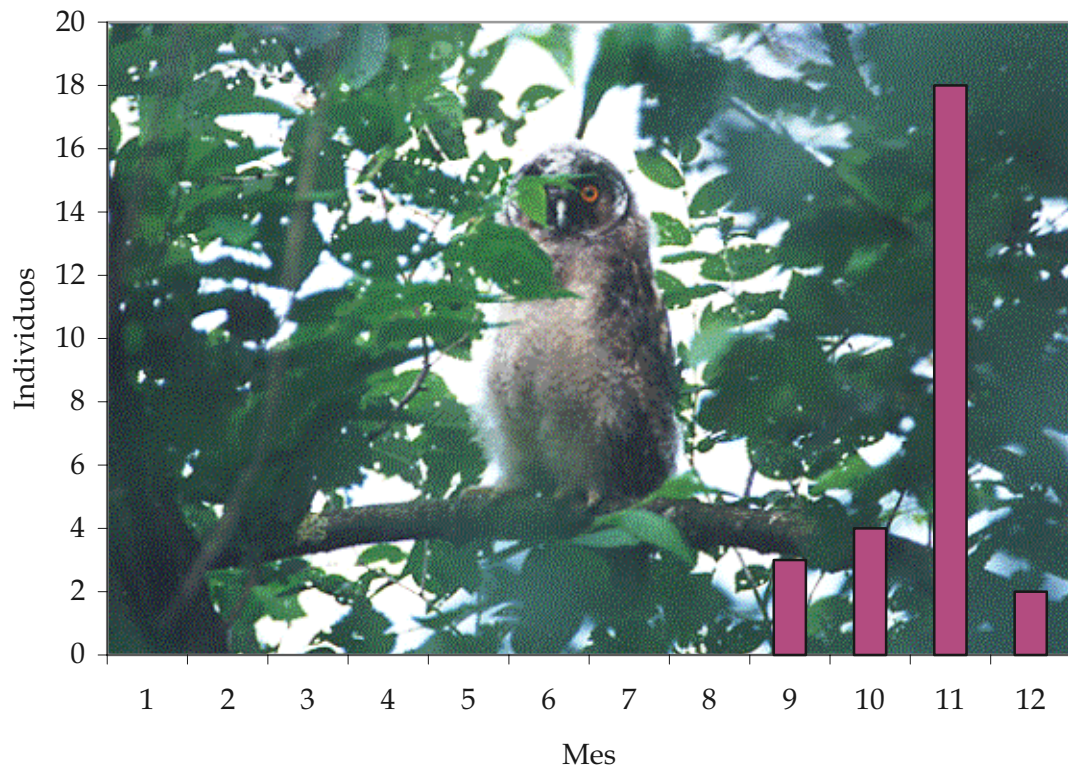
FENOLOGÍA DEL PASO MIGRATORIO DE ESTRIGIFORMES

A pesar de que se conocen numerosas rutas migratorias para rapaces nocturnas, especialmente en el continente americano, la migración es uno de los aspectos menos estudiados del grupo de las aves rapaces en ambientes mediterráneos. Por lo que respecta a la Comunidad Valenciana, apenas constan algunas observaciones casuales en los anuarios ornitológicos locales. Por lo tanto, y con el único fin de poner nuestras bases de datos a la disposición de los lectores, reunimos en este capítulo 144 observaciones de rapaces nocturnas realizadas por nosotros mismos entre 1989 y 2002 en zonas tan diversas como las Islas Columbretes, Tabarca, el altiplano, varios puertos pesqueros, desembocaduras de ríos (Mijares, El Clot de la Mare de Deu y el Río Seco, zonas en las que año tras año se repiten los avistamientos), Cabo San Antonio y varias observaciones realizadas desde barcos.

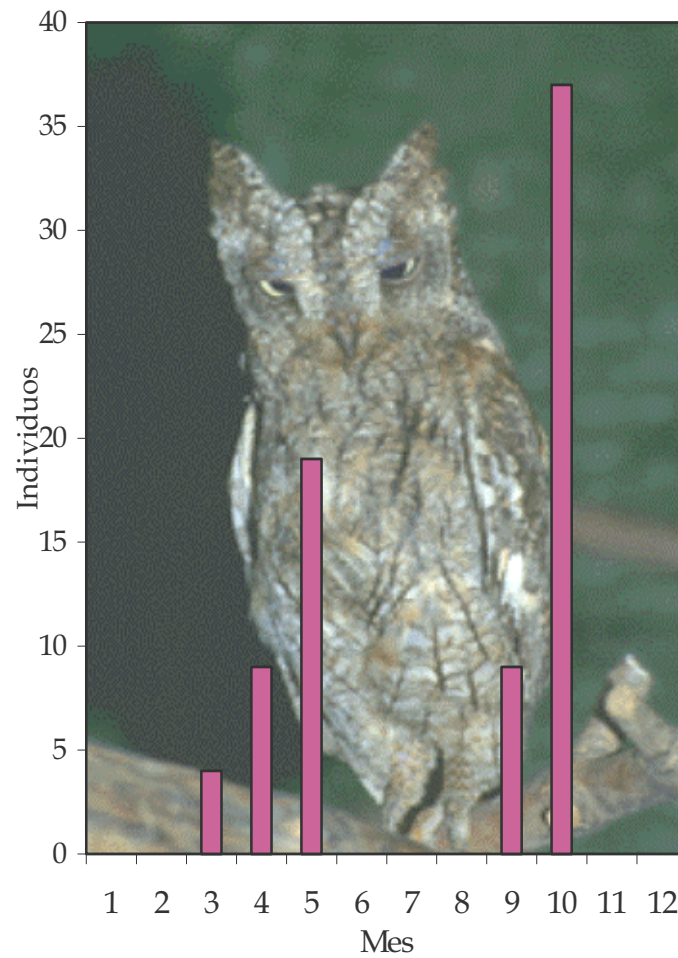
No vamos a insistir en este capítulo sobre los efectos negativos de la fragmentación del hábitat sobre las rutas migratorias de las aves. Sí en cambio apuntamos la necesidad de establecer estaciones migratológicas permanentes que den cuenta de las variaciones en la composición específica y fenológica del paso migratorio de aves rapaces diurnas y nocturnas. Dichas estaciones deben acompañarse de estaciones permanentes de anillamiento con el fin de incrementar su efectividad a la hora de detectar rutas migratorias.



BÚHO CAMPESTRE



BÚHO CHICO



AUTILLO EUROPEO

BIBLIOGRAFÍA PUBLICADA POR LOS AUTORES SOBRE RAPACES Y BUHOS EN ALICANTE Y VALENCIA

1. Martínez & López, G. (1995). Dispersal and causes of mortality for the Barn Owl *Tyto alba* in Spain. *Ardeola*, 42: 29-38.
2. MARTÍNEZ, J. A. & ZUBEROGOITIA, I. 2002. Factors affecting the vocal behaviour of Eagle Owls (*Bubo bubo*): effects of sex and territorial status. *Ardeola*, 49 (1): 1-9.
3. Martínez, J. A. (1998). *Biología reproductora de la Lechuza común Tyto alba en los cultivos de regadío de Valencia*. Inédito.
4. Martínez, J. A., Izquierdo, A. & Zuberogoitia, I. (2001). Causes of admission of raptors in rescue centres of the East of Spain as proximate causes of mortality. *Biota*, 2(2): 163-169.
5. Martínez, J.A. and Zuberogoitia, I. 2001. The response of the Eagle owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. - *Journal für Ornithologie* 142: 204-211.
6. Martínez, J.A. and Zuberogoitia, I. 2002. Efectos de la desaparición de los cultivos de secano sobre el Mochuelo Europeo (*Athene noctua*). - www.Natur@licante.com.
7. Martínez, J.A. et al. 1996b. Distribución y dieta del Búho Real en la provincia de Alicante. - *Quercus* 126: 20.
8. Martínez, J.A., Falcó, F., Rico, L., Izquierdo, Al. Izquierdo, J., Martínez-Valle, R. & Calatayud, P. (1996). Causas de mortalidad de las rapaces nocturnas en la Comunidad Valenciana. *Quercus*, 126: 18-19.

9. Martínez, J.A., López, G., Falcó, F. Campo, A. & de la Vega, A. 1999. Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho Cenizo (*Circus pygargus*) en el Parque Natural de la Mata-Torre Vieja (Alicante, SE de España): efectos de la estructura de la vegetación y de la densidad de presas. - *Ardeola* 46: 205-212.
10. Martínez, J.A., Serrano, D. & Zuberogoitia, I. (2003a). Predictive models of habitat preferences for the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo*: a multi-scale approach. *Ecography*. 26: 21-28
11. Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., Colás, J. and Maciá, J. 2002c. Use of recorded calls for detecting Long-eared Owls *Asio otus*. - *Ardeola* 49(1): 97-101.
12. Martínez, J.A., Zuberogoitia, I. 2003. Habitat preferences for Long-eared owls (*Asio otus*) and Little owls (*Athene noctua*) in semi-arid environments at three spatial scales. *Bird Study*, 0000
13. Rico, L, Martínez, J. A., Morán, S. Navarro, J. R. & Rico, D. 2001. Preferencias de hábitat del Águila-azor *Perdicera* *Hieraaetus fasciatus* en Alicante a dos escalas espaciales. - *Ardeola*, 48 (1): 55-62.

- **ARTICULOS ACTUALMENTE en REVISIÓN: 3**
- **ARTICULOS ACTUALMENTE en REALIZACION: 6**
- **PREVISIÓN de TRABAJO con RAPACES y BUHOS en ALICANTE: CONTINUACIÓN DE NUESTRA LINEA DE TRABAJO DURANTE LOS PRÓXIMOS 10-17 AÑOS**

AGRADECIMIENTOS

Estamos agradecidos a todos los que de una manera u otra han colaborado en este trabajo, bien comunicándonos sus observaciones (no importa que fuera una sola), realizando análisis estadísticos o revisando textos. Estamos especialmente agradecidos a aquellos de vosotros que estéis listos para continuar la tarea durante los próximos años. Pronto esperamos poder ofreceros la segunda parte de este trabajo. Pedimos disculpas si hemos olvidado mencionar expresamente a alguien.

En fin, muchas gracias a Fernando Falcó, a todos los miembros del Grupo HELIACA, en especial a Sergio, “El Tube” y David, Luis Rico Alcaraz, Alejandro Izquierdo, Juanjo Izquierdo, Ana Campo, Carlos Sancho, Alejandro de la Vega, Tonet, Paco Segarra, Fran, Pep Cantó, Don Miguel Juan Payá, Alfonso Lario, Eloy Pérez y sus compañeros, Begoña, Mercedes Alberdi, José Enrique Martínez Torrecilla, Elías, Pedro María, Toni Zaragoz, Germán López, Miguel Ángel, Joan Castany, Toni Sánchez Zapata, Jose Luis Echevarría, Luis Fidel, Marcos, Francisco Maciá, Carles Dolz, Vincenzo Penteriani, J.L. Tella, R. Jovani, J.A. Donázar, D. Sol, C. Rohner, E. Barba, L. Dalbeck, Michael A. Della Penna, Jean-Claude Génot, Dries Van Nieuwenhuyse, Michael Exo, Ian Newton, Steve Redpath, Roque Belenguer, grupo RONCADELL, Javier Simarro, Mavi Corell, Javier Martínez-Valle, Pere Calatayud, Rafael Martínez-Valle, Mar Prados, Martín Surroca, Juanjo, Pepe, Juan Jiménez, Juan Antonio Gómez, Abel Campo, Jesús Martínez, Javier Barona, Vicente Sáncho, José Reyes, miembros de la SVO, Aquilino, grupo GECEN, grupo GER, Cati Gerique, Domingo, Natalia, Javi Martínez-Valle, Lurdes Ribera, David Serrano, Isidro Buades, Carlos Oltra, Francisco Ortiz, Toni Bolea, Beatriz Arroyo, Manuel Carrascosa, Ángel, a todos y cada uno de los miembros de BRINZAL, especialmente a Raúl, Patricia y Maria José, Pertti Saurola, Heiki Lokki, Pekka Pouttu, Vincenzo Penteriani, José Antonio Donázar, Diego Gil, Andrea Gradiázabal, Mario Díaz, Julen Zuberogitia y Agurtzane Zabaleta.

