

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

**Respuesta de las aves de presa frente a las transformaciones
de ambientes agroforestales mediterráneos:
hábitats de nidificación y campeo**

Memoria presentada por el Licenciado **David Campión Ventura**
para optar al grado de Doctor en Biología

Directores

José Antonio Donázar Sancho
Profesor asociado de investigación
Estación Biológica de Doñana
(C.S.I.C.)

Javier Bustamante Díaz
Científico titular
Estación Biológica de Doñana
(C.S.I.C.)

	1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS	1
	1.1. El impacto humano sobre los hábitats naturales.....	1
	1.2. Los agropaisajes mediterráneos.....	2
	1.3. La respuesta de las aves de presa a las transformaciones del hábitat...	3
escala	1.4. los modelos predictivos de la distribución de especies: el efecto del	4
	1.5. Los trabajos sobre rapaces y hábitat en el medio mediterráneo	5
	1.6. Objetivos.....	7
	2. AREA DE ESTUDIO.....	8
	2.1. Localización del área de estudio.....	8
	2.2. Población humana, asentamientos e infraestructuras	8
	2.3. Relieve, Hidrografía y Climatología	9
	2.4. Vegetación y Paisaje potencial	10
estudio	2.5. La presencia humana y su impacto sobre el paisaje original del área de	11
	2.6. La transformación moderna del paisaje agrario	12
	2.6.1. Cambios en las zonas agrícolas productivas.....	13
	2.6.2. Cambios en las áreas de media montaña	14
	2.7. Caracterización fina del hábitat del área de estudio	16
	2.7.1. Distribución y extensión de los diferentes usos del suelo	16
	2.7.2. Fragmentación del hábitat del área de estudio.....	18
muestreo	2.7.3. Análisis exploratorio de las características de los puntos de	20
	2.7.4. Resumen y conclusiones sobre el hábitat del área de estudio	21
	2.8. Estado previo de los conocimientos sobre las aves rapaces en la zona	23
	3. METODOLOGÍA GENERAL	24
	3.1. Procedimientos de campo	24
	3.1.1. Evaluación del hábitat de campeo	24
	3.1.2. Evaluación del hábitat de nidificación.....	28
	3.2. Procedimientos de evaluación del hábitat	29
	3.2.1. Variables utilizadas.....	29
	3.2.2. Fuentes de información utilizadas	33
	3.3. Puntos de observación vs Transectos por carretera	37
	3.4. Procedimientos estadísticos.....	38
	3.4.1. Análisis univariantes.....	38
	3.4.2. Modelos Lineales Generalizados (GLMs).....	38
	3.4.3. Construcción de los modelos	39
	3.4.4. Significación estadística de los modelos	40
	4. RESULTADOS	42
	4.1. Enclaves de nidificación localizados.....	42
	4.2. Resultados de los puntos de conteo	43
	4.3. Efecto del observador	43
	4.4. Efecto del horario	44
	4.5. Efecto del área efectivamente cubierta por la vista	46
	4.6. Puntos de conteo <i>versus</i> transectos por carretera	47
	4.6.1. Puntos de conteo vs transectos por carretera (I) (Fernández, 1994)	47
	4.6.2. Puntos de conteo vs transectos por carretera (II) (Deán, 1995).....	49

4.7.	Análisis hábitats de nidificación y campeo de las diferentes especies	56
4.7.1.	Milano negro	57
4.7.2.	Milano real	67
4.7.3.	Águila culebrera	79
4.7.4.	Águila calzada	88
4.7.5.	Ratonero	98
4.7.6.	Alimoche	104
4.7.7.	Cernícalo vulgar	112
4.7.8.	Tabla resumen de la capacidad predictiva de los diferentes modelos	118
4.8.	Análisis de los factores que influyen en el número y abundancia de especies detectadas	120
4.8.1.	Número de contactos	120
4.8.2.	Número de especies	124
4.9.	Análisis del efecto de la escala	130
5.	DISCUSIÓN	138
5.1.	Aspectos relativos al muestreo: Eficacia relativa de los puntos de observación <i>versus</i> transectos por carretera	138
5.2.	Modelado de la respuesta de las especies objeto de estudio frente a la variabilidad del paisaje: hábitats de nidificación y campeo.	142
5.2.1.	Milano negro	142
5.2.2.	Milano real	144
5.2.3.	Águila culebrera	151
5.2.4.	Águila calzada	154
5.2.5.	Ratonero	156
5.2.6.	Alimoche	158
5.2.7.	Cernícalo vulgar	160
5.3.	Factores que intervienen en la capacidad predictiva de los modelos elaborados	162
5.4.	El efecto de la Escala y los modelos de selección de hábitats	166
5.5.	La selección positiva de ambientes fragmentados y heterogéneos por las aves de presa en el área de estudio	169
5.6.	La transformación actual de los agropaisajes mediterráneos y la respuesta de las aves de presa: una previsión de futuro	173
6.	Conservación de aves de presa y gestión de hábitats	176
6.1.	Las políticas ambientales de las diferentes Administraciones	176
6.2.	Políticas agrarias y conservación	177
6.3.	Propuestas de gestión derivadas de esta Tesis Doctoral	178
7.	CONCLUSIONES	180
8.	BIBLIOGRAFIA	182

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1. El impacto humano sobre los hábitats naturales.

El grado de intervención humana sobre el medio natural se ha ido acelerando y generalizando durante el último siglo de modo que en la actualidad nos encontramos ante un problema a escala planetaria. Hoy en día, el 95% de la superficie terrestre está ocupada por ecosistemas manejados de una otra forma por el hombre (Pimentel et al., 1992). La superficie forestal mundial ocupa ya sólo aproximadamente un 27% y se encuentra fuertemente alterada y en progresivo descenso (Western & Pearl, 1989). La presión sobre el medio está lejos de frenarse, ya que ésta depende en buena medida del crecimiento de la población humana mundial (Meyer & Turner II, 1992). Esta destrucción y modificación de hábitats es el principal motor de los actuales procesos de extinción masiva de especies (Wilson, 1985; Groombridge, 1992).

Paralelamente a la aceleración de estos procesos ha ido surgiendo la necesidad de conservar y gestionar los recursos naturales de modo que en el momento actual se admite de modo generalizado que las políticas de gestión del territorio y de los recursos deben basarse sobre el conocimiento de los factores clave que puedan determinar la conservación de altos niveles de biodiversidad (Soulé, 1989). Muy frecuentemente se ha asumido que conservación de biodiversidad y conservación de ecosistemas forestales (especialmente tropicales) van de la mano (Pimentel et al., 1992; Mikusinski & Angelstam, 1997; Simberloff, 1999). Por ello, y ante el hecho de que la superficie forestal del planeta se ha reducido aproximadamente en un 40% y de que la subsistente se encuentra profundamente alterada, no es extraño que una buena parte de la literatura científica sobre conservación de la biodiversidad se haya centrado en los efectos de la alteración de los bosques del planeta (Meffe & Carroll, 1994).

Como consecuencia de lo anterior, el esfuerzo de investigación acerca del problema de la pérdida y fragmentación de la superficie forestal ha sido tradicionalmente enfocado hacia ambientes en los que los hábitats naturales aún ocupan vastas superficies, como los paisajes boscosos boreales (Kirk et al., 1997; Schmiegelow et al., 1997; Carlson, 2000), australes (Dunstan & Fox, 1996) o tropicales (Maurer & Heywood, 1993; Donovan et al., 1995; Estrada & Coates-Estrada, 1996). No obstante en las zonas templadas (potencialmente forestales casi en su totalidad) también han sido bastante estudiados los diversos efectos de la fragmentación sobre todo tipo de especies forestales; y en lo que se refiere a las aves existen numerosos trabajos europeos, ver por ejemplo (Rolstad & Wegge, 1987; Carlson & Aulen, 1992; Tjernberg et al., 1993; Lens & Dhont, 1994; Redpath, 1995; Matthysen & Currie, 1996; Cooper & Walters, 2002; Huhta et al., 2004). La mayor parte de los estudios sobre fragmentación tienen una clara influencia de las teorías sobre los efectos de la insularización (Harris, 1984; Temple & Wilcox, 1986; Shafer, 1990) que asume que los retazos de hábitat original están aislados por hábitats hostiles para los organismos que habitan dentro de las manchas supervivientes (McIntyre & Barrett, 1992).

Los efectos de la pérdida de hábitats y los de la fragmentación propiamente dicha son difíciles de separar y existe también una línea de pensamiento que hace más hincapié en los efectos de la destrucción de hábitat y no tanto en la disposición espacial, las características de los fragmentos supervivientes o la matriz hostil que les rodee (Fahrig, 1997; Schmiegelow & Mönkkönen, 2002). Son varios los trabajos que marcan una cifra de un mínimo necesario del 10-40% de hábitat original para que los organismos puedan soportar la alteración de su hábitat, operando drásticamente a partir de este momento diferentes fenómenos asociados a la fragmentación; ver revisión en (Andrén, 1994) y también (Carlson, 2000; Cooper & Walters, 2002; Solé et al., 2004).

De acuerdo con Tews (2004) los efectos de la alteración del hábitat original variarán considerablemente para los diferentes grupos de especies en función no sólo de la estrategia de vida de cada una de ellas, sino de si las características estructurales del hábitat son percibidas por las especies como heterogeneidad ambiental o como fragmentación

1.2. Los agropaisajes mediterráneos

Las transformaciones del hábitat relacionadas con la agricultura y ganadería comenzaron en las áreas templadas y mediterráneas de Eurasia hace en torno a 10.000 años (Pons, 1984; Blondel, 1990; Scarascia-Mugnozza et al., 2000). Esta alteración, lenta y gradual, ha terminado por modelar un paisaje en el que prácticamente no queda traza de los hábitats forestales originales, que ocupan en la actualidad las áreas más pendientes y menos fértiles (Marañón et al., 1999). Se estima que los bosques mediterráneos están sustancialmente alterados y ocupan en la Península Ibérica tan sólo un 15% de su superficie original (Peñalba, 1994; Costa et al., 1998). Ante la realidad actual de una elevada calidad ecológica de los países mediterráneos, que a su vez son los más humanizados desde antiguo en Europa, se suelen plantear tres explicaciones complementarias:

La primera de ellas hace referencia a que las especies “han tenido tiempo” de adaptarse a la progresiva deforestación y fragmentación del medio, debido a que esta transformación se ha ido produciendo de forma gradual en un dilatado lapso temporal, al contrario de lo sucedido en Norteamérica, por ejemplo (Mönkkönen & Welsh, 1994; Kenward, 1996). La segunda explicación se basa en que las sucesivas glaciaciones, el efecto barrera del desierto el Sahara y la dominante configuración Este-Oeste de los macizos montañosos europeos habrían empobrecido “naturalmente” la fauna forestal europea, además de provocar extensas áreas deforestadas (Mönkkönen & Welsh, 1994). Este ambiente históricamente inestable habría condicionado comunidades de bosque pobres en especies pero resilientes, adaptadas a cambios en el hábitat, entre ellos los producidos por el hombre (Danielsen, 1997). Por último, las penínsulas mediterráneas han actuado como refugios de todos los tipos forestales europeos durante los repetidos períodos glaciares del Cuaternario y la última ocasión hasta hace unos 10.000 años (Costa et al., 1998; Brewer et al., 2002; Carrión et al., 2003). Este hecho habría limitado la extensión de masas forestales propias mediterráneas diferenciadas de las europeas y, por tanto, de una fauna forestal mediterránea especializada (Covas & Blondel, 1998).

Por todo ello, en el área mediterránea las zonas de matorral y pastizal son las que albergan una comunidad característica de aves, mientras que las áreas boscosas albergan comunidades de aves similares (aunque más empobrecidas) a las del resto de Europa (Blondel & Farré, 1988). A través del análisis de la avifauna de diferentes encinares en la Península Ibérica (Santos et al., 2002) encuentran que conforme se avanza hacia el sur los encinares presentan comunidades más pobres de aves y necesitan un tamaño mayor para albergar aves especialistas forestales (Tellería et al., 2003).

Los paisajes agrarios europeos vienen sufriendo una fuerte transformación en los últimos cincuenta años. Se trata de un fenómeno de alto interés para la conservación ya que en Europa las áreas dedicadas al pastoreo y cultivo constituyen el hábitat que más especies de aves de alto valor de conservación atesora (Tucker & Evans, 1997). Básicamente (más adelante se detalla el fenómeno en el área de estudio), en las zonas más fértiles y productivas se han producido cambios en los tipos de cultivos utilizados, se ha generalizado totalmente el uso de fitosanitarios y abonos químicos, se ha reducido o eliminado la presencia de elementos actualmente no productivos como setos o árboles aislados y el tamaño de las fincas agrícolas ha crecido debido a la fusión de propiedades (Benton et al., 2002). En otros países europeos se ha observado como este proceso ha

afectado tanto a la flora característica de cultivos y zonas marginales (Vickery et al., 2001; Endels et al., 2002) como las poblaciones de aves típicas de los agropaisajes (Siriwardena et al., 1998; Chamberlain et al., 2000), sugiriendo un efecto causal de estos cambios sobre las aves. Aunque en las zonas mediterráneas no disponemos de las series temporales de datos precisas para detectar estos descensos poblacionales y menos aún para establecer la relación causa-efecto, es muy probable que los fenómenos sean idénticos dada la evolución de especies típicas de estos medios, como la perdiz roja o la tórtola europea (Balmori, 2003; Blanco et al., 2003). En general, la intensificación de todo tipo de usos del suelo se considera como el factor más peligroso para la conservación de la avifauna europea (Tucker & Evans, 1997).

En lo que se refiere a las zonas más marginales o menos productivas, el proceso es el inverso. En toda Europa se viene produciendo un abandono generalizado de estas áreas, debido a la dificultad de extraer recursos de una forma compatible con los estándares de vida y de mercado actuales. La cobertura forestal europea avanza año a año (Meyer & Turner II, 1992; Larsson, 2001; Dupouey, 2002), gracias a las plantaciones y al avance natural de las masas arboladas. En España según el avance del III Inventario Forestal Nacional (1997-2006), la superficie forestal (arbolada o no) y el “número de árboles” han aumentado en un 33% en los últimos 10 años, fundamentalmente gracias al cambio de usos de los cultivos. Según este mismo Inventario, la superficie arbolada ha ganado en Navarra más de 105.000 hectáreas en los últimos 30 años, lo que supone prácticamente un 25% de las 462.664 has. de suelo boscoso que hay en la Comunidad. El avance forestal es contemplado de forma generalizada como un factor positivo en el área eurosiberiana, donde abundan las especies forestales, pero en las áreas mediterráneas la situación puede ser diferente.

1.3. La respuesta de las aves de presa a las transformaciones del hábitat

Las aves de presa (en este caso, Accipitridae y Falconidae) pueden encontrarse en la práctica totalidad de los biomas del planeta. Por su condición de predadores clave en las redes tróficas frecuentemente las aves de presa han sido propuestas como especies “paraguas” (Newton, 1979; Simberloff, 1987). Además, su aspecto atractivo y tamaño medio-grande (que permite una fácil visibilidad) permite adjudicarles también el papel de especies “bandera”, para proyectos necesitados de apoyo social (Del Hoyo et al., 1994). Por último, su relativa facilidad de detección y su sensibilidad ante contaminantes químicos y molestias de origen humano (Newton, 1979) ha hecho que se les considere también indicadoras de la calidad ecológica de los hábitats que ocupan, por lo que se han utilizado para determinar el estado de conservación de algunos ecosistemas (Burnham et al., 1990; Ellis et al., 1990).

El interés que las aves de presa tienen en materia de conservación permitiría augurar la existencia de abundante información científica acerca de la respuesta de las poblaciones ante los cambios en el medio inducidos por las actividades humanas. Atendiendo a los cambios en el paisaje, en su grado de fragmentación y en su heterogeneidad, el panorama es escaso y en parte contradictorio. No obstante, los hábitats forestales son los más ricos a este respecto. Existe un aparente consenso en el sentido de que las especies que habitan los bosques primarios tropicales (hasta 18-20 especies de rapaces pueden encontrarse en un área limitada de estos ecosistemas (Del Hoyo et al., 1994) son extremadamente sensibles ante cambios de esta asumiéndose que son necesarias grandes extensiones de bosque para asegurar la viabilidad de las poblaciones (Thiollay & Meyburg, 1988; Thiollay, 1989; Del Hoyo et al., 1994). No obstante, estas publicaciones carecen de aproximaciones finas y de cuantificaciones

apropiadas. Por otro lado, recientes publicaciones demuestran que la destrucción de biomas esteparios de Asia Central puede afectar negativamente a determinadas especies, habitualmente las de mayor tamaño, mientras que otras se ven beneficiadas (Sánchez-Zapata et al., 2003). Efectos generales positivos han sido apreciados en ecosistemas templados de Baja California; allí la comunidad de rapaces muestra mayor riqueza y densidad en las zonas fragmentadas por la instalación de cultivos (Rodríguez-Estrella et al., 1998). Los autores afirman que probablemente ello se deba a que las comunidades de aves rapaces de las áreas templadas sean menos especializadas que las de los bosques tropicales.

Un efecto poco mencionado de la alteración del hábitat original es la posible creación (o potenciación) de hábitats que pueden ser de igual o mayor interés ecológico que los originales (Andrén, 1994). En el caso de la Península ibérica, altas densidades de especies-presa básicas como el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) están asociadas a zonas abiertas y conforman buena parte de la dieta de la mayoría de las aves rapaces en la Península (Cramp & Simmons, 1980) e incluso han contribuido a la diferenciación genética de algunos superdepredadores mediterráneos como el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) o el lince ibérico (*Lynx pardinus*) (Ferrer & Negro, 2004). Por ello es lógico que determinadas modificaciones del hábitat forestal que incrementen las superficies abiertas aumentarán los recursos tróficos disponibles, tanto para predadores no especializados como para rapaces especialistas como el águila imperial ibérica o el águila culebrera (*Circaetus gallicus*).

En resumen, la alteración de los hábitats primarios puede originar una serie de costes (pérdida de hábitat de nidificación, aumento de la competencia con otros predadores, mayores riesgos de predación, disminución de algunos recursos tróficos) y beneficios (fundamentalmente aumento de recursos tróficos) cuyo balance dependerá de factores tan diversos como el grado de transformación, el patrón de estos cambios inducidos por las actividades humanas y la propia estrategia de vida de la especie (ver por ejemplo revisiones generales en Wilcove et al., 1986; Andrén, 1994; Chalfoun et al., 2002). En función de ello los individuos responderán con patrones de selección de hábitat variables lo que, a la postre, determinará su eficacia biológica. Desde el punto de vista de la conservación de las especies y poblaciones es evidente que interesa detectar cuales son los niveles óptimos de transformación que pueden potenciar la viabilidad de las poblaciones. Por ejemplo, en áreas templadas pobres en presas, es previsible que los efectos derivados de la alteración del hábitat sean positivos hasta un límite, puesto que incrementan la biodiversidad; a partir de este límite, sin embargo, las poblaciones pueden verse afectadas negativamente (Newton, 1979; Rodríguez-Estrella et al., 1998).

1.4. los modelos predictivos de la distribución de especies: el efecto del escala

Tanto desde el punto de vista del estudio de la ecología de las especies como desde el punto de vista de la conservación resulta útil disponer de aproximaciones que cuantifiquen las relaciones entre las especies y su medio. Es por ello que el uso de modelos estadísticos se ha convertido en una herramienta cada vez más generalizada en estos campos (Guisan & Zimmermann, 2000; Pearce & Ferrier, 2000). El objetivo de los modelos estadísticos es obtener una base matemática para la interpretación de lo observado (Guisan et al., 2002), es decir, construir una descripción de los paisajes seleccionados por cada especie. En nuestro caso se trata de modelos empíricos (basados en datos de campo reales) que tratan de hallar la relación entre la variable *respuesta* -la presencia de una especie en un área- y las variables *predictoras*, que son los factores bióticos o abióticos que describen las características de esa área.

Varios son los factores que pueden limitar la capacidad de ajuste a la realidad de los modelos, destacando la falta de independencia entre las diferentes observaciones (Keitt et al., 2002), la incapacidad de incluir en el análisis a todas las características importantes para la especie en cuestión (Seoane & Bustamante, 2001) y el hecho de que los modelos asumen una situación de “equilibrio” entre la especie y su hábitat (Best & Stauffer, 1986; Hirzel et al., 2001). Estos factores se tratan para nuestro caso concreto más profundamente en la discusión sobre la capacidad predictiva de los modelos de esta Tesis.

Otro aspecto relevante es el hecho de que la relación especie-hábitat es fuertemente dependiente de la escala a la que ésta es considerada (Cushman & McGarigal, 2004). De acuerdo con una aproximación jerárquica al fenómeno de la selección de hábitats (Johnson, 1980), una especie en primer lugar se presentará en una zona determinada de acuerdo a aspectos “geográficos” o de distribución general de la especie, dentro de esta área de distribución seleccionará zonas a la escala de su área de campeo y dentro de ésta seleccionará de nuevo en función de cada necesidad concreta (nidificación, caza, etc..). La mayoría de los trabajos realizados sobre la selección de hábitats de nidificación en rapaces se han restringido de forma clásica a la inmediata proximidad de los nidos estudiados (por ejemplo (Titus & Mosher, 1981; Jedrzejewski et al., 1988; Bechard et al., 1990; Sieg & Becker, 1990; Hubert, 1993; Travaini et al., 1994; Selás, 1997)), lo que quizás centra la información extraíble de estas publicaciones en aspectos a veces demasiado locales y asociadas a las necesidades de la especie para ubicar su nido. Es importante considerar el efecto de la escala en estudios de selección de hábitat debido a que, como ya se ha dicho, los factores que afectan a una especie pueden actuar a diferentes escalas espaciales (Wiens, 1986; Lord & Norton, 1990; Doak et al., 1992). El ejemplo más intuitivo probablemente se manifieste en el hábitat de nidificación: un ave puede escoger un hábitat determinado en la inmediata proximidad de su nido (que por ejemplo le proporcione protección), que ha de estar rodeado de otro hábitat quizás diferente que cubra otro tipo de necesidades (por ejemplo alimento). Dependiendo fundamentalmente de su tamaño y su dieta una especie utilizará un área más o menos grande, que además variará en función de la calidad del hábitat (Newton, 1979).

En lo que se refiere a las aves de presa, algunos trabajos muestran como la escala es un factor importante a tener en cuenta en la modelización de la selección de hábitats. Por ejemplo, en un trabajo realizado en Murcia (Sánchez-Zapata & Calvo, 1999), se analiza mediante modelos de selección de hábitat el efecto de las características del paisaje sobre el número de parejas nidificantes de cuatro especies de rapaces (águila culebrera, águila calzada, azor y ratonero) a dos escalas (9 y 100 km²). Los autores detallan que a la escala de 9 km² la cobertura forestal es la mejor variable para todas las especies, mientras que a la de 100 km² el hábitat de borde entre bosques y cultivos es un predictor mejor para el águila calzada y la culebrera.

En fin, teniendo en cuenta todo ello tratamos de establecer el límite: si bien es cierto que el paisaje a gran escala condiciona la selección que la rapaz hace en un momento dado de un lugar concreto, también es cierto que la consideración de un área demasiado extensa en torno a una observación o un nido puede enmascarar la selección que el individuo ha realizado de una característica (o una combinación de ellas) concretas.

1.5. Los trabajos sobre rapaces y hábitat en el medio mediterráneo

Los estudios acerca de respuesta de las aves de presa ante la variabilidad del medio son numerosos en el área mediterránea de Europa y especialmente en la

Península Ibérica pero se han centrado preferentemente en especies muy escasas y/o relegadas a espacios naturales de algún modo sobresalientes. Véanse por ejemplo los trabajos acerca del águila imperial ibérica (González et al., 1990; González et al., 1992; Ferrer & Harte, 1997), el quebrantahuesos (Donázar et al., 1993) o el cernícalo primilla (Donázar et al., 1993; Bustamante, 1997; Tella et al., 1998).

Sólo más recientemente se encuentran investigaciones acerca de especies relativamente comunes en ambientes más extendidos como son las áreas agroforestales humanizadas. Estos trabajos se han centrado fundamentalmente en áreas típicamente mediterráneas de Andalucía (Suárez et al., 2000; Seoane, 2002; Bustamante & Seoane, 2004) y Murcia (Sánchez-Zapata, 1999), aunque también hay un trabajo sobre el milano real a la escala de toda la Península Ibérica (Seoane et al., 2003). El hábitat forestal es un fuerte condicionante (positivo) de la distribución de la mayor parte de estas especies en los trabajos citados, basados en modelización y realizados en áreas mediterráneas del sur de España. Mediante otras aproximaciones menos estrictas, incluidas revisiones, se ha postulado también la dependencia de algunas de estas especies respecto de la conservación de masas forestales; véanse por ejemplo los trabajos para el águila culebrera (Mañosa, 2003), el águila calzada (Tucker & Evans, 1997; Román & Blas, 2003) y el milano real (Viñuela et al., 1999).

Estos trabajos sin embargo, plantean un interrogante: en todos los casos se trata de especies que obtienen todo su alimento en zonas abiertas, por lo que seguramente existan valores críticos a partir de los cuales la cobertura forestal sea un factor negativo. ¿Cuales son esos valores en cada zona? Como ya se ha comentado anteriormente, aún son escasos los trabajos realizados sobre estas rapaces y en un paisaje en rápida evolución, como el de las zonas mediterráneas, cobra aún más importancia la identificación de los factores clave para la conservación de estas y otras especies. Es evidente también que las generalizaciones en los resultados de las modelizaciones de las relaciones entre las especies y sus hábitats no son aceptables. Por lo tanto, planteamientos diferenciados requieren aproximaciones contrastadas (Soulé, 1989).

1.6. Objetivos

El objetivo general de esta Tesis Doctoral es examinar la influencia que tiene la heterogeneidad del medio y los usos agro-forestales en la selección del hábitat de nidificación y de caza por una serie de especies de aves de presa comunes en paisajes abiertos mediterráneos: milano real, milano negro, águila calzada, águila culebrera y ratonero. Además, la información obtenida ha permitido ampliar el trabajo a los hábitats de campeo del alimoche y el cernícalo vulgar. El interés de trabajar sobre estas especies es evidente: las aves de presa sobre las que se plantea el estudio son especies amparadas por Directivas internacionales, legislación nacional y regional. La más reciente revisión del estatus de las aves en España certifica el franco declive de varias de ellas como el milano real (Viñuela, 2003) y el alimoche (Donázar, 2003), presentando extinciones locales en diversas zonas de la Península Ibérica. Por otra parte, el área de estudio en particular y los paisajes agro-forestales mediterráneos en general están sujetos a profundas transformaciones que, probablemente, se acelerarán en el futuro por lo que los resultados de este estudio pueden ser de utilidad a la hora de plantear la gestión del medio, no sólo en la zona de estudio, sino en amplias áreas mediterráneas de transición en la Península Ibérica y en Europa Occidental.

Los objetivos parciales planteados son los siguientes:

1. Caracterizar los hábitats de nidificación y campeo de las especies objeto de estudio mediante el ajuste de modelos matemáticos.
2. Estudiar la validez de la diferente información disponible para la extracción de descriptores de los hábitats utilizados.
3. Estudiar la validez del método de los puntos de muestreo para los estudios sobre aves rapaces frente a otros métodos más habituales como los transectos por carretera.
4. Establecer la escala de trabajo más óptima para el análisis de los hábitats utilizados por las diferentes especies.
5. Evaluar especialmente la incidencia de los fenómenos de fragmentación y heterogeneidad del hábitat mediterráneo sobre las aves rapaces.
6. Evaluar la respuesta de las aves rapaces ante las recientes y futuras transformaciones que están experimentando los agropaisajes mediterráneos.
7. Establecer recomendaciones de conservación sobre la base de los resultados obtenidos.

2. AREA DE ESTUDIO

2.1. Localización del área de estudio

Se ha escogido un área de estudio representativa de paisajes mediterráneos humanizados en buena parte de la Península Ibérica y otras zonas de Europa. Toda ella se inscribe biogeográficamente dentro de la Región mediterránea, variando la zonación ombroclimática entre el subhúmedo y el seco superior. La cartografía bioclimática (ver más adelante) clasifica la casi totalidad del área de estudio como región mediterránea, en su gran mayoría como de carácter mesomediterráneo superior (Loidi, 1995).

El área de estudio se encuentra en Navarra, una región que presenta fuertes contrastes ecológicos. En su parte norte prácticamente se unen los Pirineos occidentales con el mar Cantábrico, donde la estación climatológica de Artikutza mide una precipitación de 2.772 mm anuales (piso colino inferior ultrahiperhúmedo). Por otro lado el sur se inscribe en la región de la Cuenca del Ebro, donde la estación más meridional de Navarra (Monteagudo) arroja una precipitación de 390 mms. anuales (piso mesomediterráneo superior seco inferior) (Rivas-Martinez, 1991). De hecho se trata de una de las escasas zonas de la Unión Europea en la que confluyen tres zonas biogeográficas (UE, 1991) y la única zona de la Península Ibérica donde confluyen las regiones biogeográficas Mediterránea, Atlántica y Alpina, según la cartografía vigente actualmente para el inventario de Lugares de Importancia Comunitaria de la red Natura 2000 (Orella et al., 1998).

Intercalada entre la Montaña y la Ribera se encuentra la zona más extensa de Navarra, conocida como la Zona Media. Es en esta área (la Navarra Media) donde se ha desarrollado el trabajo que ha dado lugar a esta Tesis doctoral.

2.2. Población humana, asentamientos e infraestructuras

Después de la ciudad de Pamplona (Figura 1) que sumando el área metropolitana alcanza los 250.000 habitantes (en el límite norte del área de estudio), los dos enclaves urbanos de mayor importancia son Estella y Tafalla, que alcanzan los 12.000 y 10.000 habitantes respectivamente. A continuación se sitúa un limitado contingente de villas (alrededor de una decena) que rondan los 1.000-2.000 habitantes. Lindando al Sur del área de estudio y conforme se avanza hacia la Depresión del Ebro, va dominando el modelo de asentamiento humano más concentrado, cercano a los grandes ríos y a sus llanuras aluviales propicias para el desarrollo de regadíos.

Como ya se ha dicho, el asentamiento más extendido en la zona es la pequeña aldea (< de 100 habitantes), característica del poblamiento humano tradicional en la Navarra Media (Floristán, 1997). Se trata de una forma de asentamiento que ha sufrido una fuerte decadencia en los últimos cien años, mientras se desarrollaba alrededor de Pamplona una importante aglomeración urbana (la actual área metropolitana).

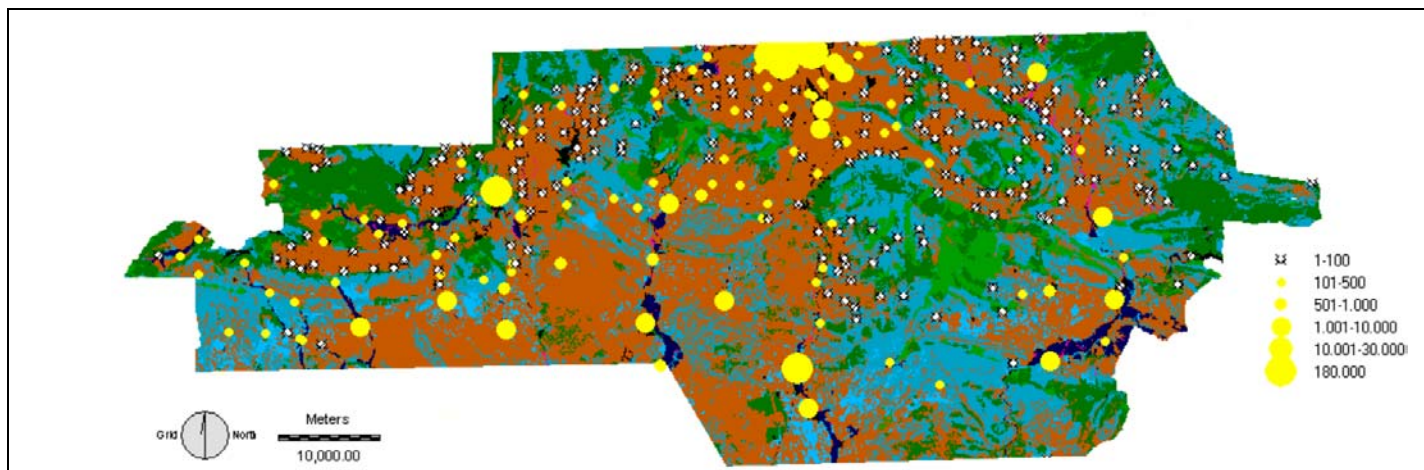


Figura 1. Localización de los núcleos de población humana en el área de estudio. La leyenda indica el número de habitantes de cada núcleo de población.

2.3. Relieve, Hidrografía y Climatología

El área de estudio cubierta tiene un tamaño de unos 3.000 kilómetros cuadrados y pertenece geológicamente en su mayor parte a la depresión del Ebro.

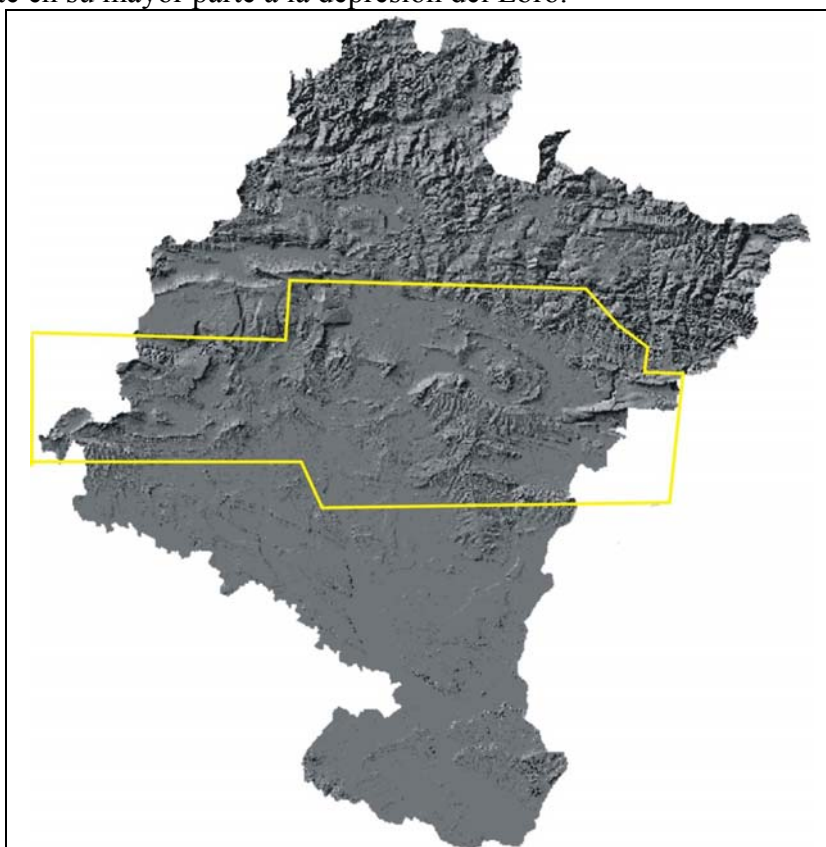


Figura 2. Imagen que muestra de manera simplificada el relieve de Navarra. El área de estudio se muestra dentro de un polígono de color amarillo.

La altitud se encuadra en una franja en torno a los 400 y 600 metros s.n.m. Por encima de estos valores se hallan varias sierras orientadas generalmente en sentido noroeste - sudeste.

Buena parte de estas pequeñas sierras se levantan sobre grandes cuencas fluviales formadas por las terrazas de los principales ríos de Navarra.

Estos ríos son, de Oeste a Este: el Ega, el Arga y el Aragón. Con sus terrazas y sus respectivas redes de numerosos afluentes pequeños y medianos son en buena parte los responsables del actual relieve de la Zona media de Navarra, una zona que presenta una gran mezcla de sierras, colinas, valles y depresiones. También abundan las superficies llanas o suavemente inclinadas de las terrazas fluviales y los glaciares de erosión. El sustrato margoso ofrece pendientes de escaso valor, exceptuando las zonas en las que se ha destruido la capa vegetal propiciando un paisaje de laderas inclinadas y *badlands* (Floristán, 1997).

El clima de la zona viene determinado por la presencia de sierras relativamente pequeñas que actúan como pantallas que cierran cuencas y corredores diferenciando unas zonas de otras (Pejenaute, 1992). Presenta una precipitación media anual entre los seiscientos y los ochocientos milímetros. Se trata de un área que presenta un déficit anual situado entre los doscientos y los trescientos milímetros, con cinco meses deficitarios al cabo del año.

2.4. Vegetación y Paisaje potencial

Ya se ha comentado anteriormente que Navarra es una encrucijada en la que contactan las regiones biogeográficas Eurosiberiana y Mediterránea. También dentro del área de estudio se produce un cierto gradiente en el que conforme se avanza hacia el sur, se avanza en “mediterraneidad” al ir adentrándose progresivamente en la Cuenca del Ebro.

A estas circunstancias corresponde una vegetación potencial eminentemente forestal, dominada por las diferentes Series de Vegetación en las que interviene como especie dominante la encina o carrasca (*Quercus rotundifolia*). La serie que más extensión presenta (no solo en el área de estudio sino en toda Navarra) es la Serie Meso-Supramediterránea Basófila Castellano-Aragonesa de la Carrasca (*Querceto Rotundifoliae Sigmetum*) (Loidi, 1995).

Un caso particular de encinar lo constituye la Serie Meso-Supramediterránea Castellano-Cantábrica y Colino-Montana Cántabro-Euskalduna Basófila de la Carrasca (*Spiraeo Obovatae-Querceto Rotundifoliae Sigmetum*). Se halla establecida sobre suelos delgados o litosuelos con escasa capacidad de retención de agua. Se reseña aquí esta peculiaridad porque su importancia es decisiva en la configuración del paisaje de las comarcas en las que está presente, como se verá más adelante.

La orientación noroeste - sudeste de las serranías provoca una diferenciación clara entre las laderas norte y sur, de tal forma que las umbrías reciben vientos más húmedos, más lluvia y una menor insolación. En estos enclaves y en las zonas menos secas se desarrollan robledales de roble peludo (*Quercus pubescens*) y/o quejigo (*Quercus faginea*) (y de híbridos de ambas especies, como ocurre frecuentemente en este género) que ocupan muchas zonas del área de estudio. Se trata de robles marcescentes, que marcan la transición entre los *Quercus* norteños que se despojan de sus hojas en invierno y las especies más meridionales del género, que mantienen su aparato foliar durante todo el año. A menudo se presentan masas mixtas de estos robles con encinas, conformando bosques de una elevada diversidad florística (Larsson, 2001). Siempre dentro de las formaciones forestales, otro tipo de formación vegetal menos extendida es la que conformaría la orla de vegetación que acompaña a los ríos, perteneciendo en su totalidad a la Geoserie Higrófila Mediterránea de Vegas y Regadíos. Las áreas potencialmente dominadas por matorrales (principalmente por la coscoja (*Quercus coccifera*)) se sitúan más al sur del área de estudio, propiciadas por la aridez de la Depresión del Ebro.

Como resumen podríamos afirmar que la vegetación potencial de la práctica totalidad del área es una masa forestal mediterránea de quercíneas (Figura 3 y Tabla 1), en la que las zonas más fértiles y húmedas serían ocupadas por robledales marcescentes y el resto por carrascales, habiendo amplias zonas donde coexistirían ambas especies.

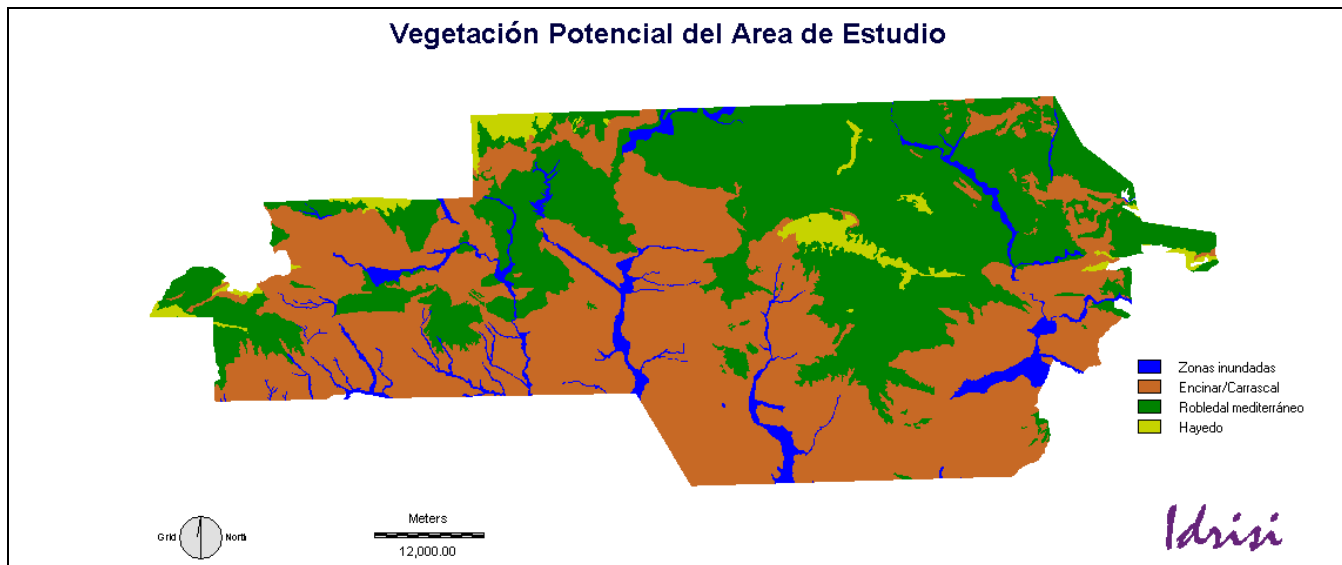


Figura 3. Vegetación potencial del área de estudio (Loidi, 1995). Se han agrupado las diferentes series de vegetación en función de la especie principal de cada formación vegetal.

Tabla 1. Superficie del área de estudio (en porcentaje) ocupada por las principales series de vegetación potencial, agrupadas en función de la especie principal. Resumido de Loidi et al. (1995).

Tipo de vegetación potencial	% de Superficie ocupada
Encinar/Carrascal	51.36
Robledal mediterráneo	40.90
Zonas inundables	4.92
Hayedo	2.82

2.5. La presencia humana y su impacto sobre el paisaje original del área de estudio

El área de estudio es una zona ocupada por el hombre desde antiguo, habiendo signos de presencia humana desde hace al menos unos 100.000 años (en ese momento los humanos habitantes de la zona pertenecían a la especie *Homo neandertalensis*) (Barandiarán, 1984). Aunque el papel del *Homo sapiens* paleolítico en la rarefacción y/o extinción de algunas especies (principalmente las de mayor tamaño) viene siendo revisado (Brook & Bowman, 2004), es presumible que la presencia humana no causara grandes transformaciones del hábitat hasta que se produjo el cambio de una actividad cazadora/recolectora a un régimen de ganadería y/o de agricultura. Desde esas fechas (en esta zona hace unos 7.000 años) el hombre viene actuando en el área de estudio sobre un paisaje en origen netamente forestal (Loidi, 1995). La presencia humana en épocas prehistóricas está comprobada en toda el área de estudio, habiéndose localizado asentamientos, poblados y monumentos funerarios distribuidos por todo el territorio (Barandiarán, 1984).

El inicio de la romanización (situado en torno a los siglos II-I a. C.) indujo un empuje en la transformación del medio al aportar nueva tecnología agrícola (arado romano, embalses, canalizaciones) y aparecer núcleos urbanos y villas agrícolas enlazados por vías de comunicación. Esta presencia urbana sienta las bases de lo que va ser el poblamiento de la zona hasta nuestros días. Por ejemplo, gracias a la conservación de la terminación *-ain* (Indurain, Marcalain, Urbicain, etc..) sabemos que numerosos pueblos del área de estudio provienen directamente de antiguas *villae* o explotaciones agrícolas romanas.

Datos históricos permiten comprobar que la densidad humana y la presión agraria sobre el medio en este área han sido en algunos momentos mucho mayores que las actuales. Según un informe interno del Gobierno de Navarra, se han catalogado en Navarra 128 pueblos o núcleos hoy despoblados, la mayoría de ellos (más del 75%) dentro del área de estudio (la Navarra Media). La zona media oriental, una zona de típica montaña mediterránea, es la zona más afectada por el abandono rural ya que se encuentran 88 antiguos núcleos rurales hoy despoblados. Un aspecto a considerar es el de que estas cifras constituyen un mínimo, ya que existen otros muchos núcleos o caseríos dispersos de menor entidad que no han sido catalogados o identificados. Se trata por otra parte de un fenómeno corriente en toda Europa occidental, dónde se han realizado numerosas excavaciones arqueológicas de antiguos asentamientos rurales situados en el interior de lo que hoy en día son masas forestales, con frecuencia consideradas hasta no hace mucho como bosques casi inalterados por el hombre (González, 1996).

Como consecuencia de estos antecedentes el paisaje actual poco tiene que ver con el original. La vegetación de sotos y ríos se conserva muy limitada en extensión, habiendo sido sustituida por cultivos y plantaciones de clones de chopos híbridos destinados a pasta de papel. Las zonas llanas o de poca pendiente han sido invariablemente dedicadas al cultivo de cereales (trigo y cebada) y al policultivo mediterráneo de vid, olivo y almendro. Solo las zonas marginales, cerros o laderas rocosas han sido dedicadas a la ganadería y más recientemente a cultivos madereros.

Todo ello con una sola excepción. Los peculiares carrascales detallados en el punto anterior, asentados sobre suelos rocosos de escaso espesor, se conservan en muchos casos en forma de extensas e ininterrumpidas masas forestales. El casi nulo valor agrícola de los terrenos en los que se asientan ha provocado que sus usos exclusivos hayan sido el ganadero y el forestal (extracción de leña de carrasca para carboneo). La caída en desuso del carbón ha permitido la rápida regeneración de un bosque que, por otra parte, siempre ha estado sometido a una presión humana moderada (Loidi, 1995).

Así pues y como resumen, nos encontramos con un paisaje mediterráneo muy humanizado en el que las zonas forestales se limitan a las áreas no aptas para la agricultura y demás actividades humanas relacionadas con el sector agropecuario.

La coexistencia de áreas boscosas y bien conservadas, paisajes “en mosaico” y áreas agrícolas desprovistas de vegetación arbórea ofrece la oportunidad de estudiar que efecto ha tenido la fragmentación de los hábitats originales mediterráneos en las poblaciones de vertebrados y, entre ellos, en las de aves rapaces.

2.6. La transformación moderna del paisaje agrario

La evolución de este paisaje está profundamente relacionada con los rápidos cambios habidos en el mundo agrario a lo largo de esta segunda mitad de siglo, por lo que éstos serán la línea conductora de este apartado. Como fuente de documentación para el área de estudio se cuenta con la obra “Geografía de Navarra” (Floristán, 1997), obra reciente que abarca todos los aspectos de la geografía física y humana de Navarra, basada en los diferentes censos agrarios y otras publicaciones oficiales existentes. De ella proceden la mayoría de los datos y tablas que aparecen en este apartado.

De la misma forma que ocurre en las zonas económicamente desarrolladas de la Europa mediterránea (Fernández et al., 1992), no se ha producido una misma evolución del paisaje para toda el área de estudio. Esta evolución va a depender principalmente de la orografía del terreno y su potencialidad para la actividad agraria :

2.6.1. Cambios en las zonas agrícolas productivas

Como en toda Europa occidental, durante la segunda mitad del siglo XX se ha producido una concentración de las explotaciones agrarias, disminuyendo su número y aumentando su tamaño medio. Este proceso surge del trasvase de población del sector primario al secundario o terciario, fruto de la mecanización del mundo agrario, de la atracción de los núcleos urbanos y de la pérdida de rentabilidad de las pequeñas explotaciones.

En Navarra desaparecieron entre 1962 y 1989 16.000 unidades de producción lo que constituye más de una cuarta parte de las explotaciones mayores de 0,1 hectáreas. Siguiendo con estos datos puede observarse como mientras aumentan las explotaciones de más de 50 hectáreas, se reducen un 40% las de 5-10 hectáreas y un 30% las de 0,1-5 hectáreas. En resumidas cuentas se trata de lo que se ha dado en llamar “la crisis de la agricultura tradicional”.

En cuanto a la evolución del tamaño físico de las explotaciones, la búsqueda de mayor rentabilidad conllevó el inicio de las concentraciones parcelarias en 1950 y continúa aún hoy. Este es un proceso especialmente incisivo en la estructura paisajística, ya que se produce la simplificación del territorio mediante el establecimiento de una dicotomía total entre terrenos dedicados al 100% a la producción agrícola y zonas no productivas. Además se reducen al máximo las lindes, terrenos yermos, setos, árboles aislados, bosquetes, caminos antiguos y pequeñas fincas dedicadas a policultivos tradicionales. Por ejemplo, se ha calculado la desaparición del 50% de los setos entre parcelas desde 1945 en Gran Bretaña debido a estos procesos (Robinson & Sutherland, 2002).

En la Figura 4 puede observarse como el cambio ha sido drástico. El tamaño de la parcela agrícola en Navarra ha crecido un 75% mientras que el número de parcelas se ha reducido en un 45%. Se trata de valores similares a los encontrados en Gran Bretaña, donde desde 1945 el tamaño de parcela se ha cuadruplicado (Robinson & Sutherland, 2002).

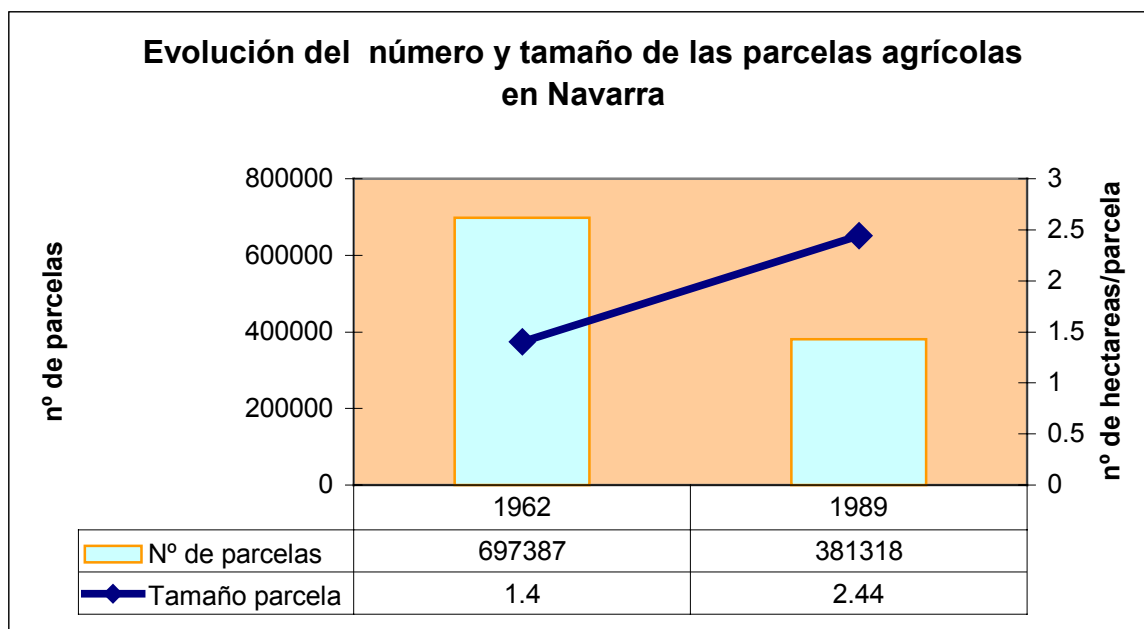


Figura 4. Evolución del número y tamaño de las parcelas agrícolas en Navarra. Tomado de Floristán (1997).

Se trata en definitivas cuentas de un proceso que ha impactado de forma importante en las explotaciones agrarias, disminuyendo su número, aumentando su extensión,

regularizando su forma y límites y mejorando las infraestructuras viarias y accesibilidad general.

También se ha producido un profundo cambio en los tipos de cultivos existentes. De una agricultura de huertas, viñas (a principios de siglo ocupaban el 10% de la superficie agrícola) y de suelos dedicados en años alternativos a diferentes cultivos de cereal, leguminosas, maíz, patatas, etc... se ha pasado a la desaparición casi total de los viñedos y a la tendencia al monocultivo cerealista de cebada y trigo, que hoy ocupa la mayor parte de la superficie agrícola.

Tabla 2. Aumento de la superficie dedicada al cereal en Navarra en el período 1958-1996. A partir de Floristán (1997).

	TOTAL hectáreas de cereal	Hectáreas de trigo	Hectáreas de cebada
1958	92.000	80.000	12.000
1996	190.000	100.000	90.000

2.6.2. Cambios en las áreas de media montaña

Las áreas de media montaña mediterránea han sido tradicionalmente dedicadas a ganadería extensiva, intercalándose zonas de cultivos allí donde el relieve o la calidad del suelo lo permitiese (Floristán, 1997). Se trata en muchos casos de zonas de cultivos hoy consideradas “marginales”, de difícil acceso y baja productividad. Este tipo de paisajes son los que aún hoy mantienen niveles más altos de heterogeneidad ambiental, y también superficies de usos del suelo seleccionados positivamente por las aves rapaces (pastizales y matorrales).

En estas áreas de media montaña se está produciendo un fenómeno totalmente contrario al de las zonas más agrícolas, ya que se está produciendo un progresivo abandono de la explotación de los recursos naturales del medio. La utilización de los recursos naturales de estas áreas se viene reduciendo desde hace un siglo, habiendo sido abandonados decenas (más de 50 en el área de estudio) de pequeños núcleos rurales en el siglo XX. En la actualidad, los nuevos criterios de rentabilidad económica provocan la desaparición de numerosas explotaciones ganaderas extensivas y la estabulación del ganado ovino. Todo este proceso da lugar a la evolución de los pastizales herbáceos hacia matorrales leñosos, y de éstos hacia espesas masas de pre-bosque con escasa capacidad de carga para especies-presa básicas como el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y la perdiz roja (*Alectoris rufa*), como ocurre en amplias zonas de la Península Ibérica (ver revisión del problema en Moreno & Villafuerte, 1995).

Fruto de este proceso continuado desde mediados del siglo XX, la superficie forestal ha aumentado en Navarra desde los años 1950-60 hasta los 1980-90 en un 20 %, mientras que la superficie de pastizal y de matorral ha descendido en un 28% (Figura 5)

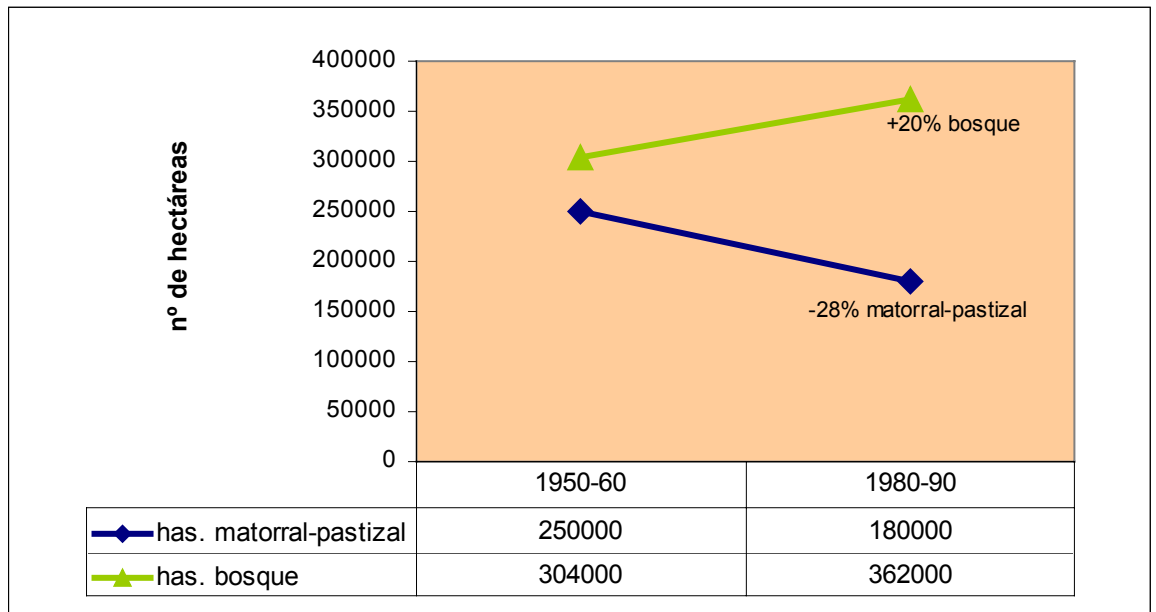


Figura 5. Evolución de la superficie (en hectáreas) de matorral-pastizal y forestal en Navarra en 40 años. Se indica en el gráfico el % de incremento en el período de tiempo considerado. (Fuentes: Floristán, 1997; Gobierno de Navarra, 1999).

A finales del año 2003 el Gobierno de Navarra terminó la actualización del mapa de usos y aprovechamientos. Aunque no se ha podido realizar un análisis fino de esta información, sí se ha podido realizar un primer examen de la evolución exacta del área de estudio (hasta ahora los datos sobre evolución de hábitats se refieren a la totalidad de Navarra, ya que no ha sido posible comarcalizarlos). En este primer análisis con la nueva cartografía se ha podido comprobar como el proceso de evolución del hábitat se ha acelerado, ya que en los últimos quince años (el período que ha transcurrido entre ambas cartografías) la superficie forestal ha aumentado en el área de estudio en un 15% (frente a un 20% en los 30 años anteriores), mientras que la reducción de la superficie de matorral-pastizal afecta a un 5% de la misma. A pesar de que este 5% (unas 4.000 hectáreas) pueda parecer limitado, hay que tener en cuenta que en los últimos 15 años han desaparecido un 66% de los pastizales del área de estudio, que se han transformado en matorrales, y más tarde pasarán con toda probabilidad a etapas de pre-bosque o bosque.

2.7. Caracterización fina del hábitat del área de estudio

En este apartado se describen los resultados del análisis del hábitat de la zona, prestando atención a diferentes aspectos: usos del suelo existentes, estructura del paisaje y diferentes patrones de fragmentación observados.

2.7.1. Distribución y extensión de los diferentes usos del suelo

Como ya se ha comentado anteriormente, nos encontramos en un área humanizada desde antiguo. Por ello, la cartografía existente refleja una distribución de los usos del suelo en la que se observa como los hábitats favorecidos por la actuación humana son claramente predominantes sobre el medio forestal original (Figura 6).

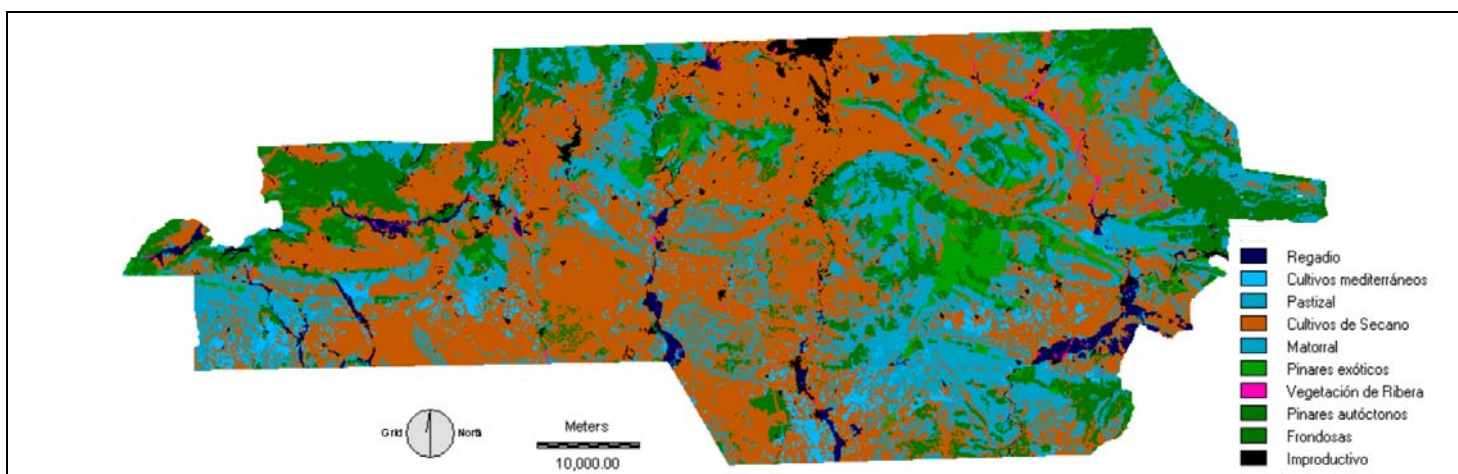


Figura 6. Usos del suelo del área de estudio.

En la Tabla 3 y Figura 7 pueden observarse la extensión de los diferentes usos del suelo en el área de estudio. Son mayoritarios los hábitats transformados, ocupando el cultivo en secano (cereales en su inmensa mayoría) casi la mitad de la superficie (un 46,4%). El segundo hábitat en extensión (un 15,9%) es el terreno clasificado como “matorral”, constituido en su gran mayoría por zonas de pastoreo para ganado ovino más o menos colonizadas por vegetación leñosa. Los pastizales son zonas de pastoreo que aún conservan cierta calidad y una vegetación más apetecible para el ganado, ya que predomina la de tipo herbáceo (gramíneas). La superficie ocupada por estos tres usos del suelo abarca el 71,4% de la superficie total.

La superficie ocupada por las frondosas autóctonas (el hábitat original del área) es del 12,1%. Pese a ello, es el tercer uso del suelo en importancia dentro del área de estudio. La superficie forestal de la zona (englobando a todo tipo de formaciones arboladas) es del 21,1%.

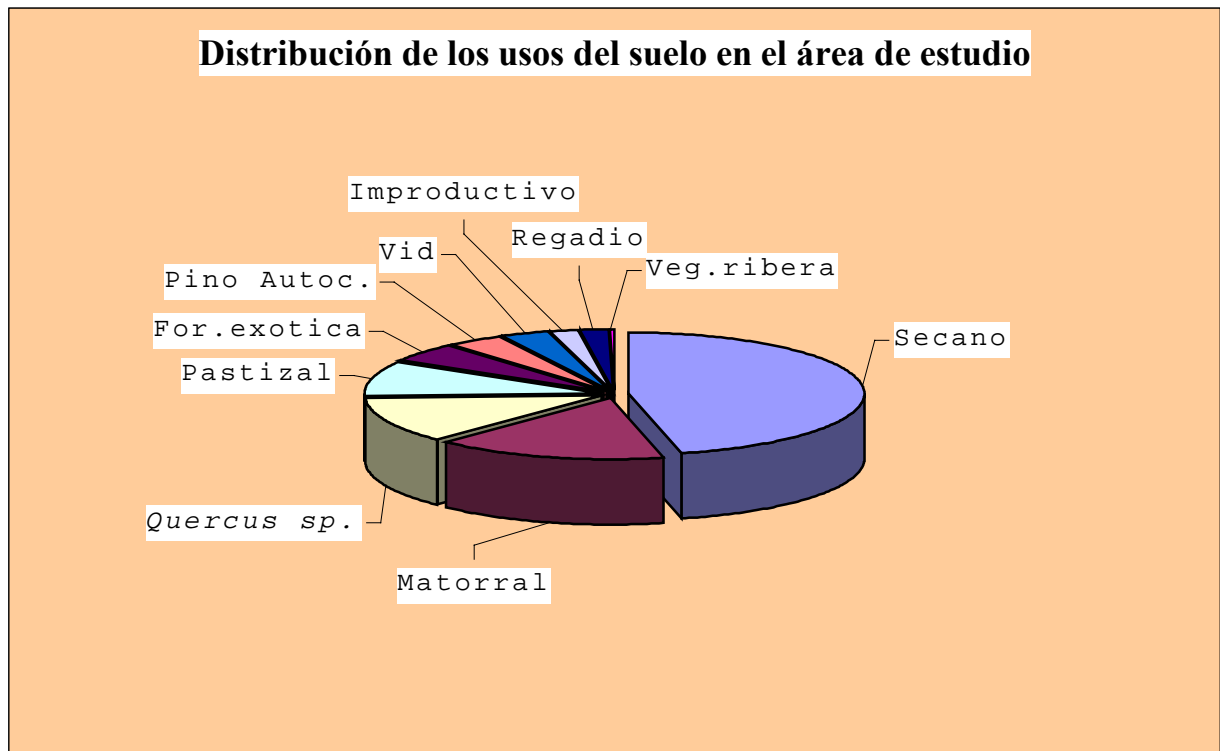


Figura 7. Distribución (%) de los diferentes usos del suelo en el área de estudio

Tabla 3. Usos del suelo (%) presentes en el área de estudio

Uso del suelo	% superficie ocupada
Cultivos de Secano	46.35
Matorral	15.87
Fronosas autóctonas (<i>Quercus sp.</i>)	12.10
Pastizal	9.19
Coníferas exóticas	5.09
Coníferas autóctonas	3.89
Cultivos mediterráneos	3.42
Improductivo	1.95
Regadio	1.85
Vegetación autóctona de ribera	0.30

2.7.2. Fragmentación del hábitat del área de estudio

Dadas las actuales circunstancias de este paisaje humanizado era de prever una alta fragmentación del hábitat forestal, que se limita en muchas áreas a pequeños bosquetes inmersos en una matriz de cultivos. Mediante la utilización del SIG IDRISI se ha medido el tamaño de todas las manchas forestales autóctonas del área de estudio. La mediana se halla en el valor de 13,69 has., existiendo manchas forestales desde 0,01 has. hasta 6160 has. El tamaño que comprende entre las 10 y las 100 hectáreas aglutina el 69,46% de las masas forestales de la zona (Figura 8).

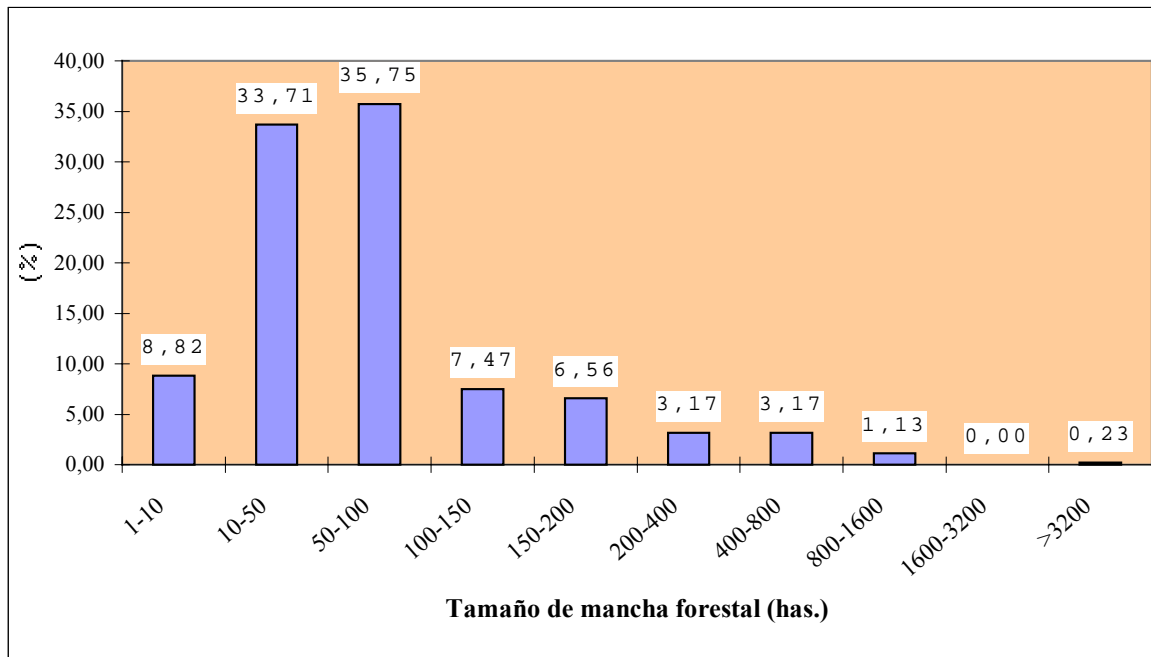


Figura 8. Distribución de las masas forestales autóctonas según su tamaño en el área de estudio. Se indica el porcentaje de manchas forestales pertenecientes a cada clase de tamaño.

Midiendo el entorno de los puntos de observación, se observa como el número medio de parcelas dedicadas a diferentes usos es de 19 y que como media en un radio de 1200 metros se presentan cinco usos diferentes del suelo (Tabla 4).

Tabla 4. Valores para las variables relacionadas con la estructura del hábitat en torno a los puntos de observación (n=303) en el entorno de 1200 metros.

VARIABLE	MEDI A	MÍNIM O	MÁXIM O	STD_DEV
Nº Usos del suelo	5,25	1	10	1,61
Nº Parcelas	19,17	2	52	9,44
Kilómetros de borde entre usos	21,38	0,14	50,87	10,14

Se observa además un gradiente en el número de fragmentos dedicados a diferentes usos del suelo y kilómetros de borde entre esos diferentes usos, positivo conforme se avanza hacia el Este y negativo hacia el Sur (Tabla 5).

Tabla 5. Correlación (r de Spearman) entre las variables que caracterizan la fragmentación del hábitat y los gradientes W-E (CORX) y S-N (CORY) en el entorno de 1200 metros. (n=289, *P<0,05, **P<0,001).

Variable	CORX	CORY
Nº Usos del suelo	.047	.00
Nº Parcelas	.15*	-.29**
Kilómetros de borde entre usos	.20**	-.34**

Estas tres variables, que marcan la heterogeneidad ambiental, (nº de usos del suelo, nº de parcelas y kilómetros de borde entre usos) presentan una estrecha relación con los usos del suelo presentes en cada zona. Las tres se relacionan negativamente con la superficie ocupada por cultivos de secano y positivamente con la ocupada por el matorral (que comprende al arbolado con cobertura menor del 60%). La superficie ocupada por masas forestales autóctonas no es un factor que concurra de un modo u otro en las variables citadas (Tabla 6).

Tabla 6. Correlación (r de Spearman) entre las variables que caracterizan la fragmentación del hábitat y los usos del suelo más extendidos en el área de estudio. (n=289, *P<0,05, **P<0,001).

	%Ocupado por cultivos de secano	%Ocupado por matorral	% Ocupado por frondosas
Número de usos del suelo	-0,28*	0,15*	0,03
Kilómetros de contacto entre usos	-0,48**	0,37**	-0,04
Número de parcelas con usos diferentes	-0,55**	0,41**	-0,02

Existe una tendencia significativa al aumento de la superficie de matorral conforme nos situamos al Este del área de estudio ($r=0,47$, $p<0,001$). Dada la circunstancia del carácter colonizador del pino silvestre y el hecho de que las zonas deforestadas son las que con mayor prioridad son objeto de repoblaciones de coníferas exóticas, la proporción de coníferas exóticas o autóctonas aumenta también hacia el Este ($p<0,001$) acompañando al matorral. Por el contrario esta tendencia se invierte en el caso de la superficie de secano, que disminuye en la zona oriental ($r=-0,22$, $p<0,001$). La extensión de bosque autóctono de frondosas no experimenta ninguna tendencia en sentido Este-Oeste. Conforme avanzamos hacia el Norte los hábitats forestales ganan importancia, disminuyendo la extensión de cultivo mediterráneo (en la zona principalmente viñedos), de matorral y del conjunto de pinares de pino silvestre y de pino halepo (Tabla 7).

Tabla 7. Correlación (r de Spearman) entre las variables que definen los diferentes usos del suelo y los gradientes W-E (CORX) y S-N (CORY) en el entorno de 1200 metros. (n=303, *P<0,05, **P<0,001).

Uso del suelo	CORX	COR Y
Cultivos de Secano	-.22**	.06
Matorral	.47**	-.24**
Frondosas	-.049	.29*
Pastizal	-.06	.19**
Viñedos	-.07	-.61**
Coníferas Exóticas	.25**	.31**
Coníferas autóctonas	.24**	-.18**
Regadío	-.29**	-.12*
Sotos	-.051	.11

2.7.3. Análisis exploratorio de las características de los puntos de muestreo

El conjunto de variables obtenidas en un radio de 1200 metros en torno a los puntos de observación fue sometido a un análisis de componentes principales (Fernández et al., 1977; Cuadras, 1981) con el fin de realizar un análisis exploratorio complementario que nos permitiese observar posibles patrones generales en las características del hábitat (Figura 9).

Los tres primeros factores del análisis absorben un 41,93% de la varianza total, como se observa en la Tabla 8. Este porcentaje absorbido es bajo, e indica que la variabilidad ambiental existente en el área no puede ser explicada sobre la base de unas pocas características generales. El primer factor (que absorbe un 20,12% de la varianza) viene definido por un peso negativo fuerte ($>0,7$) de valores altos de altitud, de posición norte, de superficie forestal total y de frondosas, agrupándose en el extremo opuesto la extensión de secano, los cultivos mediterráneos y la distancia a manchas forestales y a núcleos urbanos. El factor segundo (que absorbe un 12,51% de la varianza) agrupa en su extremo positivo ($>0,7$) a dos de las tres variables que cuantifican la heterogeneidad ambiental (número de parcelas y kilómetros de borde entre diferentes usos del suelo) y la superficie de matorral y matorral-pastizal ($>0,7$), mientras que en su parte negativa separa la superficie de secano (Figura 9). El factor tres agrupa en la parte positiva a las variables relacionadas con la existencia de cursos de agua, junto al número de usos del suelo (Figura 9). En resumen, aunque la varianza absorbida es pequeña, el análisis de componentes principales agrupa los puntos de muestreo básicamente en función de:

- gradiente entre zonas altas forestadas y zonas bajas deforestadas
- gradiente entre zonas homogéneas cultivadas y zonas heterogéneas con más superficie de matorral
- presencia de cursos de agua

Tabla 8. Factores de carga de cada variable (obtenida en un radio de 1200 metros en torno a los puntos de observación) extraídos a partir de un análisis de Componentes Principales. Se marcan en negrita los factores mayores de 0,5.

	FACTOR 1	FACTOR 2	FACTOR 3
Nº usos del suelo	-.163396	.435136	.592387
Kilómetros entre usos	.121466	.770264	.132202
Nº Parcelas diferentes	.021600	.818258	.219194
%Ocupado por Cultivos Secano	.528579	-.711162	.043786
% Ocupado por Superficie Forestal	-.729124	.016438	-.104948
% Ocupado por Matorral	-.070696	.709981	-.211465
% Ocupado por Pastizal	-.250091	.317082	.013923
% Ocupado por Frondosas	-.668165	-.104413	-.018207
% Ocupado por Coníferas Exóticas	-.309288	.238787	.033270
% Ocupado por Coníferas Autóctonas	-.300303	.221115	-.183101
% Ocupado por Soto	.030972	-.005798	.617864
% Ocupado por Regadío	.090012	.037826	.474943
% Ocupado por Viñedo	.461388	.245538	-.037085
Kilómetros Río	.000169	-.023230	.684468
Kilómetros carretera	-.135570	-.160259	.430045
Distancia núcleos Urbanos	.392632	.130727	-.438593
Distancia a Roquedo	.157993	.460013	-.285311
Distancia a Bosque	.615529	-.201050	-.298220
Altitud	-.815950	.278544	-.274955
Altitud Mínima	-.756970	.202124	-.268487
Altitud Máxima	-.842982	.273744	-.176245
Orientación	.054373	-.083299	.233972
Índice Xericidad	.041657	-.078918	.257286
Terreno cubierto por la vista	.084422	.037060	.179816
Coordenada de la X (Oeste-Este)	-.062037	.287672	-.196563
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	-.553463	-.385990	.267039
Varianza explicada	20,12%	12,51%	9,30%
Varianza Acumulada	20,12%	32,63%	41,93%

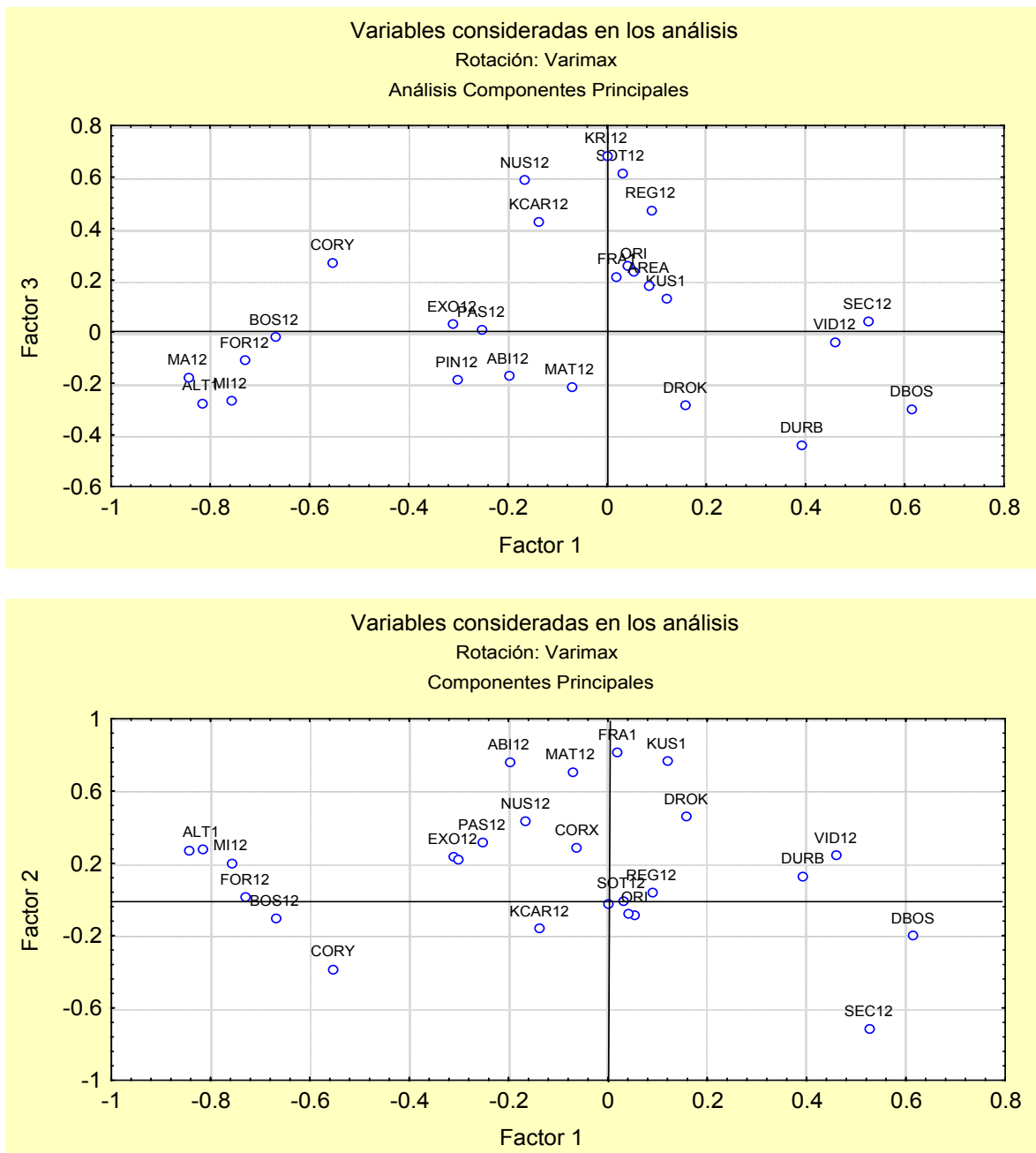


Figura 9. Representación gráfica de los factores de carga del Análisis de Componentes Principales realizado en la Tabla 8.

2.7.4. Resumen y conclusiones sobre el hábitat del área de estudio

La caracterización realizada del hábitat demuestra que el hábitat ha sido transformado de forma heterogénea en el área de estudio. Es decir, para un mismo clima y vegetación potencial el paisaje actual presenta amplias diferencias.

El análisis de componentes principales indica que las variables ambientales que agrupan los puntos de observación son primeramente los niveles de cobertura forestal y la

ocupación del territorio por cultivos, seguido por los niveles de heterogeneidad ambiental frente a superficie de cultivos y finalmente la presencia de cursos de agua.

Aunque la superficie arbolada no presenta ningún gradiente Oeste-Este, la zona Este del área presenta valores significativamente más altos de dos de las tres variables relacionadas con la heterogeneidad ambiental, aumentando la superficie de matorral y disminuyendo la de cultivos de secano. Se trata de un área en la que pequeñas manchas arboladas se encuentran dispersas por todo el territorio, rodeadas de una matriz de tierras de labor y laderas deforestadas utilizadas tradicionalmente para pastoreo de ganado lanar y caprino.

Además, la fragmentación se incrementa hacia el Este ya que en la zona occidental se sitúan masas de frondosas (principalmente encinares) de mayor tamaño. Esto se debe a que se asientan sobre suelos muy someros que dificultan la utilización de los mismos para fines agrícola-ganaderos (ver apartado dedicado a la descripción de la vegetación potencial). Se trata de áreas que han sido utilizadas para la producción de carbón vegetal hasta fechas recientes, manteniéndose aún hoy una actividad carbonera relictica destinada al aprovisionamiento de combustible para uso lúdico (barbacoas). Esto provoca que aunque se trate de bosques alterados en cuanto al tamaño de los árboles (pero aptos para la nidificación de aves rapaces), se conservan grandes manchas boscosas sin interrupción espacial. No obstante, las zonas llanas y fondos de valles de esta zonas son profusamente utilizados para una agricultura cerealista intensiva, mientras que cualquier pendiente de mediano tamaño provoca que el bosque mediterráneo original se mantenga actualmente en buenas condiciones.

Por ello, y aunque el número de usos del suelo es similar en ambas áreas, en la zona occidental del área de estudio se presenta una situación en la que todos los suelos susceptibles de ser cultivados están ocupados por cultivos, mientras que, debido a las características del suelo antes mencionadas, el resto del paisaje son manchas boscosas mediterráneas de apreciable tamaño, con una muy baja carga ganadera.

Esta situación permite de alguna manera reproducir espacialmente la evolución temporal de muchas áreas mediterráneas: las áreas fragmentadas situadas al Este son representativas de paisajes tradicionales heterogéneos, mientras que la zona occidental es representativa de paisajes en los que las zonas más fértiles son intensamente cultivadas y las más rugosas o menos productivas están cubiertas por grandes manchas del bosque de frondosas potencial.

2.8. Estado previo de los conocimientos sobre las aves rapaces en la zona

Aunque no se han llevado a cabo en la zona estudios específicos sobre la importancia del paisaje en las poblaciones de aves rapaces, sí que ha habido diversos trabajos que han tenido a las aves de presa de Navarra como objetivo.

Los trabajos más importantes y detallados se han realizado sobre aves rapaces rupícolas, ya que existen censos detallados de las diferentes especies desde hace más de veinte años (Donázar & Fernández, 1982; Fernández, 1991; Fernández, 2000), que han proporcionado información para estudios sobre selección de hábitat de las mismas (Donázar et al., 1989). Fruto de los censos quinquenales de las colonias de buitre leonado, se han publicado trabajos sobre diversos aspectos de la ecología de la especie (por ejemplo Donázar & Fernández, 1990; Fernández et al., 1998). El alimoche es otra especie sobre la que se realizan investigaciones a largo plazo en Navarra y que está proporcionado un buen número de publicaciones (por ejemplo Ceballos & Donázar, 1988; Donázar & Ceballos, 1988; Ceballos & Donázar, 1989; Donázar & Ceballos, 1990; Donázar et al., 1996). Otras rapaces como el águila real y el búho real han originado sendas tesis doctorales.

En lo que se refiere concretamente a las aves de presa forestales nidificantes, el número de trabajos es más escaso. Los primeros trabajos son principalmente descripciones de las costumbres de algunas especies (Iribarren & Arbeloa, 1973; Iribarren & Arbeloa, 1988). Hay también obras que por su carácter más general tocan aspectos relacionados con el tema (Elósegui & Perez-Ollo, 1982; Elósegui, 1985), mientras que otros trabajos se centran muy específicamente en determinadas comarcas de la zona media de Navarra (Iribarren, 1992). A principios de los años 90 se realizó una Tesis doctoral que tuvo por objeto el análisis del crecimiento biométrico de las pollos de varias aves de presa en la comarca de la Valdorba (Resende, 1992). Algunos de los territorios localizados en ese trabajo siguen ocupados y han sido incluidos en los análisis de la presente Tesis.

El primer trabajo que realizó una estima de las poblaciones de aves rapaces en Navarra se debe a Iribarren (1975) y se trataba de una estima subjetiva del estado de las aves de presa en Navarra realizada para una Reunión Internacional sobre el tema. En épocas más recientes se ha realizado un estudio que trata de estimar el tamaño poblacional y la densidad de las rapaces forestales en la totalidad de la comunidad mediante recorridos realizados en vehículo (Fernández, 1994). En este estudio realizado mediante recorridos en vehículo, las rapaces “forestales”, considerando como tales a aquellas que se reproducen en árboles, se detectan con más frecuencia en los medios arbolados, avistándose menos aves en los medios abiertos (densidades moderadas en los matorrales y muy bajas en los cultivos de secano). Aunque el objetivo del trabajo no era analizar la selección de hábitats, se trata de la primera aproximación al tema realizado en Navarra con las rapaces forestales. Con una metodología similar y sobre la base de colaboraciones voluntarias en un estudio financiado por la RSPB, se realizó en Navarra en 1994 un estudio que formó parte de un trabajo más amplio sobre la población invernante y reproductora de milano real en España (Viñuela, 1997). A partir de este trabajo se extrajeron estimaciones poblacionales para ésta y otras aves rapaces en Navarra (Deán, 1995; Deán, 1995; Deán, 1996). Hasta estos dos últimos trabajos llevados a cabo en 1994 no se contaba con estudios diseñados específicamente para realizar una estimación de la población de las diferentes especies de rapaces, estando probablemente infravalorados los contingentes de todas ellas (Elósegui, 1985). Como resumen, aparte de algunas ideas esbozadas en trabajos no diseñados para ello, no existen datos acerca de la selección de hábitat realizada por las aves rapaces no rupícolas en Navarra.

3. METODOLOGÍA GENERAL

3.1. Procedimientos de campo

3.1.1. Evaluación del hábitat de campeo

3.1.1.1. El método de los puntos de muestreo

Se han escogido como método de censo los puntos de observación ya que la ubicación de los puntos se puede dirigir fácilmente hacia la obtención de un muestreo estratificado de los hábitats objeto de estudio, además de permitir relacionar a la presencia/ausencia de las especies que se estudian con las características del entorno del punto de observación (Verner & Ritter, 1985; Bibby, 1992). Esto es especialmente útil en el caso de hábitats finamente fragmentados (Fuller & Mosher, 1987), como los paisajes mediterráneos de media montaña donde aún no se ha producido la uniformización del paisaje habitual en las zonas agrícolas más llanas (Fernández et al., 1992). Los puntos de conteo permiten analizar pequeños fragmentos o tipos de hábitat incluso marginales independientemente de la ubicación espacial de los mismos (Verner & Ritter, 1985; Bibby, 1992). Durante dos años consecutivos (1993 y 1994) en los meses de Junio y Julio se cubrieron un total de 305 puntos de observación (Figura 10).

Es un hecho que aunque los puntos de observación constituyen un método habitual de trabajo con aves de pequeño tamaño, no han sido muy utilizados para realizar muestreos sistemáticos de aves rapaces (ver sin embargo Bustamante et al., 1997; Rodríguez-Estrella et al., 1998; Bautista et al., 2004) frente a los numerosos estudios que utilizan los transectos en automóvil desde antiguo (por ejemplo Nice, 1934; Mathisen & Mathisen, 1968); y más recientemente (Diesel, 1984; Fischer et al., 1984; Andersen et al., 1985; Millshap & Lefranc, 1988; Viñuela, 1997; Meunier et al., 2000; Bustamante & Seoane, 2004). La utilización de los transectos por carretera (o road-transect) es el método habitual debido a su sencillez y alto rendimiento en lo que se refiere a superficie muestreada y aves detectadas por unidad de tiempo (Fuller & Mosher, 1987). Pese a que generalmente se reconoce que los estudios sobre selección de hábitat mediante recorridos en automóvil pueden estar sesgados por la relación entre carreteras y zonas de baja altitud, de valle o con más núcleos de población (Fuller & Mosher, 1987), también han sido utilizados en trabajos sobre selección de hábitat (Sylvén, 1978; Fischer et al., 1984; Preston, 1990; Smallwood, 1995; Erichsen et al., 1996; Smallwood et al., 1996; Seoane et al., 2003; Bustamante & Seoane, 2004). Otros problemas vienen derivados de algunos condicionantes asumidos en los transectos por carretera (Andersen et al., 1985) principalmente: 1) que los contactos son independientes del transecto (lo que es problemático debido a la existencia de posaderos potenciales asociados a las carreteras (Meunier et al., 2000), de hábitats asociados a las carreteras, como cunetas ricas en micromamíferos (Viñuela, 1997) o de animales atropellados que sirven como alimento (Cramp & Simmons, 1980)) y 2) que la detectabilidad sea similar en todo el recorrido -cuando hay elementos incontrolables, como el relieve o la cobertura arbórea inmediata que rodea a la carretera, que limitan fuertemente la visibilidad Debout (1988)-. Incluso un reciente trabajo realizado en Madrid ha comprobado que las altas intensidades de tráfico de los fines de semana provocan que algunas especies de aves rapaces se alejen de las carreteras (Bautista et al., 2004), mientras que otras son indiferentes.

A excepción de un trabajo aún en prensa (Travaini et al., 2004), los trabajos que han tratado de dilucidar los inconvenientes y ventajas de ambos métodos (transectos vs puntos de observación/escucha) se han centrado siempre en aves de pequeño tamaño, generalmente en paseriformes (Verner & Ritter, 1985; Bibby, 1992; Dobkin & Rich, 1998). Por ello en esta Tesis se ha propuesto como objetivo la comparación entre ambos métodos de muestreo.

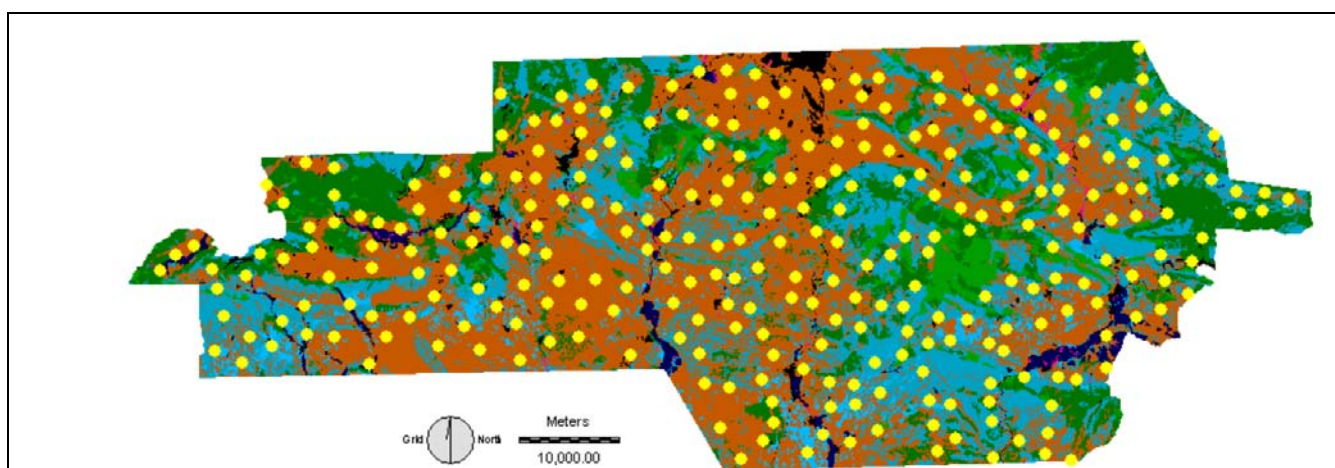


Figura 10. Ubicación de los puntos de muestreo en el Área de Estudio

Para repartir de una manera homogénea los puntos de observación se dividió el área de estudio en 30 cuadrículas UTM de 100 km². Dentro de cada una de estas cuadrículas se establecieron entre 8 y 10 puntos de observación (dependiendo de las posibilidades que ofrecían las características del terreno).

Los puntos de muestreo se escogieron de tal forma que fueran una muestra representativa de los usos del suelo existentes en la cuadrícula de forma que los diferentes usos del suelo estén representados en el muestreo de forma proporcional a su extensión real en el campo (Tabla 9 y Figura 11). Considerando el radio de 1,2 kilómetros en torno a los 289 puntos resulta que el 43,57% de la superficie total se halla muestreado (1307 km² sobre 3000 km² totales). La distribución hallada de los hábitats en el radio de 1200 metros en torno a los puntos de muestreo no difiere de la esperada para la totalidad del área de estudio (chi-cuadrado=5,33; p=0,80) (Figura 11).

Tabla 9. Mediana y Rango del porcentaje de superficie ocupada por cada uno de los diferentes usos del suelo en torno a los puntos de observación (radio=1200 metros, n=289).

Usos del Suelo	Mediana	Mínimo	Máximo
Cultivo de Secano	56.36	0.0	100.00
Matorral	8.55	0.0	90.75
Froncosa + Coníferas autóctonas	4.13	0.0	89.49
Pastizal	3.51	0.0	76.04
Froncosas	1.75	0.0	89.49
Coníferas exóticas	0.00	0.0	59.21
Conífera autóctona	0.00	0.0	77.30
Soto	0.00	0.0	10.53
Regadío	0.00	0.0	37.06
Viñedo	0.00	0.0	60.88

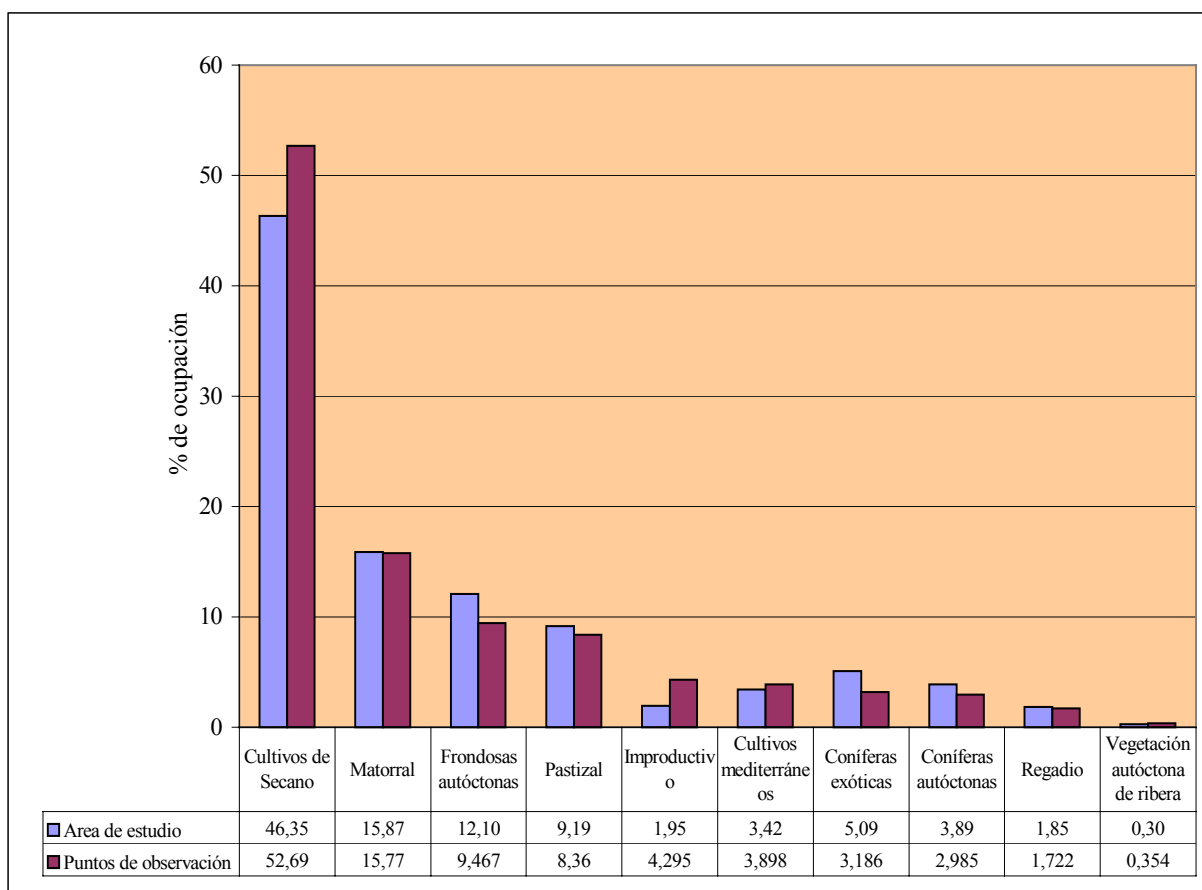


Figura 11. Distribución de los usos del suelo en el Área de estudio y en el entorno de los puntos de observación (radio 1200 metros). Las cifras indican el porcentaje de cobertura de cada usos del suelo.

De forma general se procuró aislar de alguna forma (mediante accidentes geográficos como pequeñas sierras o cambios de valle) los diferentes puntos, intentando que los contactos habidos en cada uno de los puntos de observación fueran independientes entre sí. En todo caso la distancia mínima por la que estaban separados era de tres kilómetros.

En lo posible se escogían puntos con buena visibilidad pero que a su vez destacasen lo menos posible en el relieve de la zona para evitar sesgos en el esfuerzo de muestreo hacia áreas más elevadas o despejadas. El área cubierta por la vista en cada punto de conteo fue estimada mediante el programa Idrisi (Eastman, 1992) y resultó que una media del 98,37% de la superficie en un radio de 1.200 metros ($4,52 \text{ km}^2$) era visible desde el punto de muestreo (Media= $4,48 \text{ km}^2 \pm 0,20$, Min= $2,74$, Max= $4,52$, n=289).

Con la ayuda de brújula, altímetro y cartografía 1:25.000 se localizaron con exactitud cada uno de estos puntos de muestreo. De resultados de la cercanía de algunos puntos de conteo a comunidades vecinas (Aragón y Euskadi) de las que no se posee información digitalizada, hubo que eliminarlos del análisis final, resultando al final 289 puntos válidos.

3.1.1.2 Realización de los conteos

En primer lugar se escogió una época del año en que la mayor parte de las rapaces se encontrase en el mismo momento fenológico. Se decidió que el momento más apropiado para los muestreos era aquel en el que las aves se encuentran más ligadas a su territorio, por lo que se eligió el periodo de máxima demanda de alimento por parte de los pollos en el nido. De

esta manera el periodo que va desde finales de mayo a mediados de julio fue el escogido para el muestreo (Morillo, 1984; Grande & Hiraldo, 1987).

El horario de muestreo se extendía desde las 8 de la mañana hasta las 16 horas. Se desecharon los días de lluvia o fuerte viento por afectar negativamente la actividad de la mayoría de las especies. De forma similar a otros trabajos (Viñuela, 1997) sólo se contabilizaron los individuos detectados a simple vista y sin ayuda de material óptico, que sí fue empleado para la identificación individuos de dudosa adscripción. De esta forma se estandariza la distancia cubierta por la vista en torno a un kilómetro de radio, distancia máxima aproximada a la que es posible detectar a una rapaz de tamaño medio (Viñuela, 1997). En otro trabajo (Thiollay & Meyburg, 1988) se afirma que es posible detectar a una rapaz de tamaño medio a dos kilómetros y medio, pero esta distancia parece un tanto exagerada, al menos si nos referimos a casos no excepcionales.

El observador cumplimentaba una ficha en la que se anotaba la especie observada, distancia aproximada al observador, altura sobre el suelo y el hábitat explorado por el ave. Para el análisis estadístico solo se tuvieron en cuenta las observaciones de aves que aparentaban buscar alimento en ese momento (Preston, 1990). Se desecharon, por ejemplo, aves volando a vela, a gran altura y velocidad, o aves observadas en comportamientos territoriales.

Cada punto de observación fue muestreado una vez por cada uno de los dos observadores, en días diferentes y durante un período de una hora (en total, dos horas). Otro factor a tener en cuenta en un muestreo de estas características es la posible influencia del horario en la probabilidad de detección de las diferentes especies. Algunos trabajos han mostrado variaciones en la detección de determinadas rapaces como consecuencia de variaciones en el ritmo de actividad de las aves tanto utilizando puntos de observación (Jiménez & Jaksic, 1989), como recorridos en automóvil (Sylvén, 1978; Bunn et al., 1995; Deán, 1995). Se dividió arbitrariamente el rango potencial de horas de censo en dos horarios, de 8 a 12 horas y de 12 a 16 horas, diseñándose el estudio de tal forma que cada punto fuese muestreado cada vez en horario diferente. Así mismo y para compensar desviaciones debidas al calendario fenológico de las diferentes especies, los dos muestreos de cada punto fueron repartidos al comienzo y al final de la temporada por cada observador.

El tiempo de observación en cada punto tuvo una duración de una hora, mayor de la habitual para este tipo de muestreo (Bibby, 1992). Se prolongó el período de observación para elevar la probabilidad de obtener contactos ya que las aves rapaces son especies poco abundantes y distribuidas espacialmente de una forma muy repartida. Además, de esta forma se rentabiliza el tiempo invertido en trasladarse de un punto a otro (que a veces se aproxima al de observación).

A pesar de que se tuvo especial cuidado en no contar al mismo individuo dos veces, a veces es difícil establecer si se ha contactado con varias aves diferentes de la misma especie o si por el contrario se trata del mismo ejemplar avistado más de una vez (Bibby, 1992). Además nos encontramos con el problema de la diferente detectabilidad que presentan las distintas especies debido a su tamaño, comportamiento o su grado de gregarismo. Por ello se ha usado en los modelos la ausencia/presencia del ave en el área. De esta manera, para cada punto tenemos el número de muestreos en las que se detectó la presencia de cada especie:

0 = la especie no ha sido detectada por ninguno de los observadores
1 = la especie ha sido detectada por al menos uno de los observadores
2 = la especie es detectada por los dos observadores

Para poder trabajar con muestras estadísticamente manejables, se han elaborado modelos con las especies que se presentan al menos en un 20% de los puntos de conteo.

3.1.2. Evaluación del hábitat de nidificación

3.1.2.1. Localización de territorios

Como el área de estudio era demasiado amplia para detectar una proporción aceptable de los territorios de reproducción existentes, se limitó la búsqueda a la zona oriental de la misma. El área fue escogida debido a que gracias al conocimiento previo de la zona, se sabía que ésta presentaba una buena cantidad de aves rapaces y ello posibilitaba un suficiente tamaño de muestra. Con el fin de obtener un tamaño de muestra aceptable, se estableció un número mínimo de treinta territorios localizados para proceder al análisis del hábitat de reproducción de una especie.

Como se detalla más adelante, en esta zona del área de estudio los niveles de heterogeneidad ambiental son algo más elevados, por lo que de haber algún sesgo, este es en el sentido de ser conservativo con una posible selección positiva de la heterogeneidad ambiental por parte de las rapaces. Esto se debe a que las especies estudiadas deberán realizar una selección de áreas muy heterogéneas (dentro de un paisaje ya de por sí más heterogéneo de lo “normal”) para que su selección pueda ser detectada por nuestros análisis.

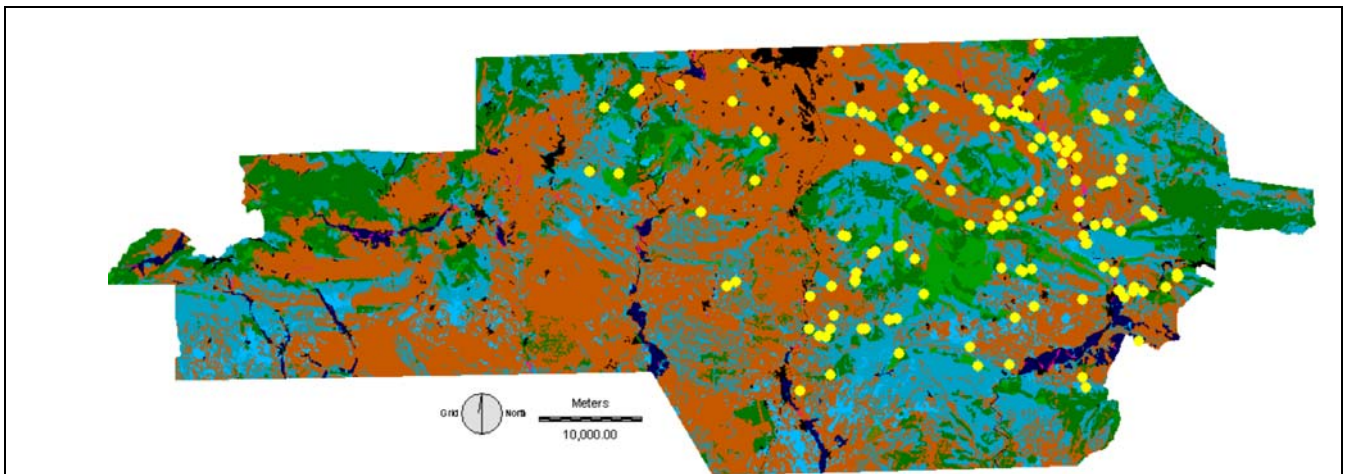


Figura 12. Ubicación de los emplazamientos de nidificación localizados en el área de estudio.

Para la búsqueda de territorios ocupados por aves rapaces se utilizaron los métodos habituales en este tipo de trabajos (ver por ejemplo Forsman & Solonen, 1984; Fuller & Mosher, 1987). Durante el período 1993-1995 se procedió a la observación desde puntos dominantes, prospección de lugares adecuados, mapeo de observaciones, etc.. También se aprovechó la información obtenida durante la realización de los conteos, ya que una hora de observación permite la localización de buena parte de las rapaces nidificantes en el entorno del punto de observación (ver para el caso del milano real Viñuela et al., 1999). También se elaboró una ficha para garantizar la supervisión sistemática de las áreas prospectadas (ver Anexo), de forma que no hubiera un sesgo hacia los hábitats en los que es más fácil localizar nidos (por ejemplo pequeños ríos o barrancos). También se procedió a la publicación de solicitudes de información en prensa naturalista (Quercus, La Garcilla), encuestas a guarderío, ornitólogos y diversas personas que pudieran ofrecer alguna información.

Dada la circunstancia de que el muestreo abarcó tres temporadas de cría, cabe la posibilidad de contabilizar como territorios diferentes lo que simplemente son diferentes emplazamientos de cría de una misma pareja, lo que claramente afectaría a la independencia de los diferentes enclaves de nidificación. Por ello para todas las especies se descartaron para

el análisis estadístico todos aquellos nidos sospechosos de pertenecer a alguna pareja ya contabilizada anteriormente.

Solamente se han definido enclaves de nidificación, sin tener en cuenta el número de parejas que podrían estar nidificando en un mismo enclave. En el caso del milano negro estos enclaves pueden reunir a varias parejas reproductoras, pero no fue posible dedicar el trabajo necesario para censarlas. Ello introduce una cierta fuente de error debido a la diferente entidad del contingente reproductor de cada una de estas pseudo-colonias, si bien los datos son apropiados para un análisis de factores que determinen la presencia/ausencia de la especie.

3.1.2.2. Elección puntos al azar

Una vez conocidos los enclaves de nidificación de las diferentes especies, se procedió a su localización en cartografía 1:50000 del Servicio Geográfico del Ejército.

Mediante el programa IDRISI (Eastman, 1992) se procedió para cada especie a la generación aleatoria de tantas coordenadas geográficas como unidades reproductoras eran conocidas en cada hoja del Servicio Cartográfico del Ejército, a escala 1:50000. Se escogieron como puntos al azar para cada especie aquellos lugares aparentemente aptos para la nidificación y en los que se comprobó que no existía una pareja próxima de la especie en cuestión en un radio aproximado de unos 500 metros.

En el caso de las dos especies de milano se tuvo en cuenta el hecho de que, además de manchas forestales propiamente dichas, ambas especies utilizan frecuentemente árboles aislados y/o pequeñas formaciones de vegetación asociadas a barrancos y regatas a menudo no reflejadas en cartografía alguna. Por ello en cada hoja 1:50000 se dispusieron tantos puntos al azar en formaciones de este tipo (comprobadas *in situ*) como puntos de nidificación existían en estos hábitats.

Adicionalmente, y para estas dos especies, también se mantuvo en los puntos al azar la misma proporción que la existente entre nidos hallados en masas arbóreas asociadas a los ríos y aquellos otros hallados en enclaves forestales no relacionados con las corrientes de agua.

3.2. Procedimientos de evaluación del hábitat

3.2.1. Variables utilizadas

Para cuantificar las características ambientales de la zona de estudio se seleccionaron una serie de variables que definen el hábitat que caracteriza los puntos de muestreo, los enclaves de nidificación y los puntos seleccionados al azar.

La escala a la que se cuantifican las características del hábitat puede ser un factor importante a la hora de determinar los efectos de la fragmentación en las especies objeto de estudio (por ejemplo (Lord & Norton, 1990; Andrén, 1992; Doak et al., 1992; Oehler & Litvaitis, 1996)). Para obtener información sobre los posibles efectos derivados de la escala a la que se analiza el hábitat, estas variables han sido tomadas en dos radios en torno a los puntos sometidos a análisis: 600 y 1200 metros. El radio máximo de 1200 metros viene dado porque es la distancia máxima aproximada a la que es posible detectar a una rapaz de tamaño medio (Viñuela, 1997). Las únicas variables que no se tomaron siguiendo este criterio son aquellas que describen el tamaño, perímetro y forma de las manchas forestales en las que se sitúan nidos y puntos al azar.

Además, para profundizar en el efecto de la escala a la que son medidas las características ambientales sobre el poder predictivo de los modelos elaborados, se procedió a comprobar si las características del paisaje que resultaban ser significativas en los modelos de selección de hábitat definitivos mantenían su importancia cuando se medían a escalas mayores elegidas arbitrariamente: radios de 1.800 metros (área de 10,18 km²), 2.400 metros

(18,10 km²) y 3.000 metros (28,27 km²). A este respecto hay un factor importante a tener en cuenta, la autocorrelación espacial: conforme aumenta la escala de trabajo, los puntos de muestreo son menos independientes y más parecidos entre sí. Además lógicamente conforme aumentamos la escala de trabajo las variables medidas tienden a la media poblacional.

Como también es posible que las observaciones no sean independientes entre sí (por ejemplo, debido a fenómenos como la atracción conoespecífica), se han introducido también en el análisis las coordenadas UTM de cada punto a estudio, para ser probadas en cada modelo como dos variables más (ver por ejemplo Bustamante, 1997; Bustamante & Seoane, 2004).

Las variables pueden agruparse en diferentes grupos en función de las características del hábitat que pretenden reflejar.

Usos del suelo

Además de los usos definidos como tales en la cartografía, dentro de este apartado se incluyen núcleos urbanos, ríos y carreteras, ya que son “usos del suelo” tan claramente diferenciados como los bosques o los cultivos de secano. Las variables que cuantifican los diferentes usos del suelo se han tomado en círculos de 600 (sufijo 6) y 1200 metros (sufijo 1) de radio en torno a los puntos de conteo y nidos/puntos al azar.

REG1-REG6: Superficie cubierta por regadío. Esta clase de hábitat se presenta en el área de estudio en las cercanías de los ríos y consiste principalmente en pequeñas explotaciones de huertas destinadas a consumo doméstico.

VID1-VID6: Superficie cubierta por cultivos mediterráneos (vid, olivo, almendro).

PAS1-PAS6: Superficie cubierta por pastizal. Se trata de pastizales constituidos por vegetación herbácea (principalmente por gramíneas) y aprovechados por el ganado ovino.

SEC1-SEC6: Superficie cubierta por cultivos de secano. La mayor parte de estos cultivos están constituidos por diferentes cereales, en su gran mayoría cebada y trigo.

MAT1-MAT6: Superficie cubierta por matorral. Bajo esta categoría se engloban pastizales evolucionados hacia etapas de sucesión de matorral y monte bajo con una cobertura forestal menor del 60%.

ABI1-ABI6: Superficie ocupada por terreno abierto dedicado mayoritariamente al pastoreo extensivo. Resulta de la suma de las superficies de matorral y pastizal.

EXO1-EXO6: Superficie ocupada por coníferas exóticas. En su gran mayoría son plantaciones de pino laricio (*Pinus nigra*) de crecimiento rápido destinadas al consumo de madera.

PIN1-PIN6: Superficie ocupada por pinares de *Pinus sylvestris* o *Pinus halepensis*. Se han separado estas dos coníferas de las anteriores debido a que en muchas ocasiones configuran sistemas ecológicos de cierto valor. El autóctono pino silvestre, además, ocupa espontáneamente algunas zonas como especie colonizadora.

SOT1-SOT6: Superficie ocupada por vegetación autóctona de ribera. Se trata de un uso del suelo subestimado debido probablemente a la escasa valoración económica que suscita (ver punto 3.2.2).

BOS1-BOS6: Superficie ocupada por frondosas. En la zona de estudio las especies mayoritarias son la carrasca *Quercus rotundifolia* y el quejigo *Quercus faginea* (ver área de estudio).

FOR1-FOR6: Superficie ocupada por la suma de cualquier hábitat forestal.

RIO1-RIO6: Kilómetros de río de tamaño grande. Se trata de ríos clasificados como principales y secundarios.

KRI1-KRI6: Kilómetros de cursos de agua de cualquier tamaño. Son cauces englobados dentro de las categorías de ríos principales, secundarios, afluentes, arroyos, regatas y barrancos.

KCA1-KCA6: Kilómetros de carretera.

DURB: Distancia a un núcleo urbano.

Morfología del terreno

Como en el caso anterior, las variables se han medido en un radio de 600 y 1200 metros.

ALM1-ALM6: Altitud media.

PEN1-PEN6: Pendiente promedio.

MA1-MA6: Altitud máxima.

MI1-MI6: Altitud mínima.

ALT1: Altitud a la que se encuentra el punto analizado.

DROQ: Distancia a un roquedo.

Caracterización mancha forestal

AREA: Tamaño de la mancha en la que se ubica el punto analizado

PERI: Perímetro de la mancha en la que se ubica el punto analizado

SHA: Relación entre AREA y PERI (AREA/PERI). Esta variable trata de cuantificar lo compacta que es la mancha forestal.

Estructura del paisaje

Variables tomadas en radios de 600 y 1200 metros (excepto la distancia a mancha forestal).

NUS1-NUS6: Número de usos del suelo diferentes (Figura 13).

PER1-PER6: Kilómetros de contacto entre usos del suelo diferentes.

FRA1-FRA6: Número de parcelas o recintos con usos del suelo diferentes (Figura 13).

DBOSQ: Distancia a una mancha forestal autóctona.

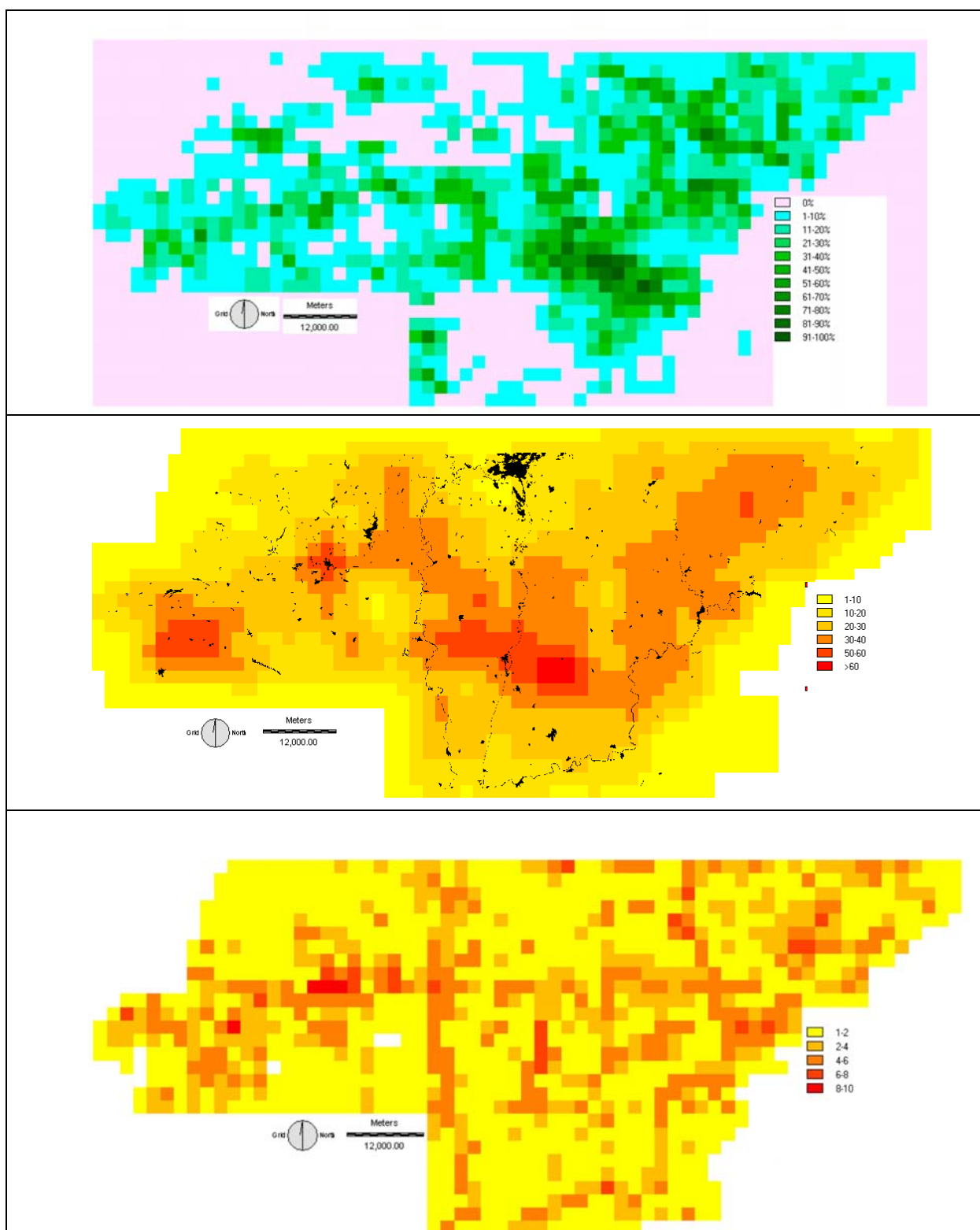


Figura 13. En el mapa superior se representa el porcentaje de superficie ocupada por matorral (MAT1), en el central el número de parcelas con diferentes usos del suelo (FRA1) y en el inferior el número de usos del suelo diferentes (NUS1) por cada cuadrícula de 4 km². A efectos informativos se muestra en el mapa central los núcleos de población y los principales ríos en negro.

Posición geográfica

Con estas variables se trata de incluir unas variables que consideren el efecto de la autocorrelación espacial entre las observaciones.

CORX: Coordenada de abcisas (en UTM) del punto a analizar. Aumenta conforme el punto en cuestión se encuentre más al Este.

CORY: Coordenada de ordenadas (en UTM) del punto a analizar. Aumenta conforme se avanza hacia el Norte.

Climatología

ORI: Orientación predominante del terreno en un radio de 1200 metros, cuantificada de 1 a 8 en función del grado de insolación e influencia de los vientos húmedos dominantes en la zona (Mosher & White, 1976).

Exposición	Índice
Noroeste	1
Norte	2
Oeste	3
Nordeste	4
Sudoeste	5
Este	6
Sur	7
Sudeste	8

XERO: Índice de xericidad elaborado mediante el producto de la orientación (cuantificada según se ha explicado para la variable anterior) por la proporción de la superficie que ésta ocupa en un radio de 1200 metros.

El valor mínimo sería 100 en el caso de un área en la que el 100% del terreno tendría orientación noroeste y por tanto presentaría las características más frías y húmedas ($1 \cdot 100\% = 100$) y el máximo sería 800 si el 100% del área presentase las características más secas y cálidas (exposición Sudeste) ($8 \cdot 100\% = 800$).

3.2.2. Fuentes de información utilizadas

Para la obtención de las variables utilizadas en este trabajo se ha utilizado un Sistema de Información Geográfica (citado como SIG en adelante). En concreto se ha empleado el programa IDRISI versión 4.3 (Eastman, 1992) y el IDRISI para Windows (Eastman, 1997). Un SIG facilita enormemente la cuantificación de variables del hábitat y permitirá en el futuro detallar como éstas varían (mediante las actualizaciones periódicas de la cartografía realizadas por la Administración) y su efecto sobre las aves estudiadas. Además ofrece la oportunidad de elaborar cartografía, más intuitiva que los modelos matemáticos, que refleje la probabilidad de que una zona sea adecuada para una especie en concreto y como esa probabilidad cambia si se modifican las características del medio.

Para Navarra se dispone de cartografía digitalizada de la mayoría de las coberturas necesarias para un estudio del tipo del planteado en esta Tesis (usos del suelo, vegetación potencial, modelo digital del terreno, ríos, carreteras, etc...). Sin embargo aún no han sido digitalizadas coberturas que pueden tener interés, especialmente las relacionadas con la climatología (precipitación, temperaturas, etc..), que contienen información que se ha demostrado útil en el estudio de algunas aves rapaces en la península ibérica -como en el caso del milano real (Seoane et al., 2003), el cernícalo primilla (Rodríguez & Bustamante, 2003) o el águila perdicera (Ontiveros & Pleguezuelos, 2003)-. En todo caso, se ha optado por ceñirse

a las variables que pueden ser extraídas mediante el SIG para posibilitar la producción de la cartografía temática antes citada.

El modelo digital del terreno se ha utilizado con una resolución de 50 metros para posibilitar el manejo de ficheros de tamaño más reducido.

Para la obtención de las variables de vegetación se ha utilizado la cartografía de usos del suelo realizada por el Gobierno de Navarra. Como se ha citado en otras publicaciones (Bustamante & Seoane, 2004; Seoane et al., 2004) este tipo de cartografía presenta algunas características que limitan su capacidad para reflejar algunos aspectos ecológicos importantes para trabajos como el de esta Tesis:

En primer lugar toda la información se encuentra digitalizada con un tamaño de píxel de 10 metros. Esta resolución implica que es imposible que aquellos elementos que presenten una anchura menor de 10 metros sean reflejados en la cartografía (filas de árboles asociadas a regatas, lindes, setos, etc..) independientemente de su longitud. Este problema no se presenta con las redes hidrográfica y viaria, debido a que se cuenta con mapas que reflejan los cursos de agua y las vías de comunicación digitalizados independientemente de su tamaño

En segundo lugar, los criterios y objetivos de los diferentes autores son variables (Cherrill & McClean, 1999) y en este caso los autores del mapa de usos del suelo decidieron no reflejar aquellas unidades de vegetación menores de 2,5 hectáreas. Por ejemplo, en el caso del mapa de usos del suelo de Andalucía, la unidad mínima eran 25 hectáreas (Moreira & Fernández-Palacios, 1995). Para ilustrar mejor las consecuencias de este tipo de problemas se presenta un caso real en la Figura 14. Puede observarse como en el proceso de digitalización han desaparecido multitud de elementos de pequeño tamaño y prácticamente todos los lineales. Ciertos factores que son importantes para las aves y sus presas serán subestimados en este tipo de estudios (pequeñas lindes entre campos, formaciones arbóreas estrechas, pequeños yecos, etc..). Aunque este problema se da en todo el área de estudio, lógicamente afecta más a las zonas mejor conservadas, que presentan más elementos diversificadores de este tipo. Por ello, se produce una cierta homogeneización “a la baja” de la calidad ecológica del paisaje en la cartografía (las áreas ya homogéneas se reflejan como son en realidad, mientras que las zonas bien conservadas aparecen más simplificadas de lo que lo son). Se trata de un problema común en cualquier trabajo que utilice cartografía digital de usos del suelo, más o menos grave dependiendo de la resolución empleada y de los criterios u objetivos del autor de la cobertura. Un efecto muy importante es que si en los análisis se detecta un efecto de la heterogeneidad sobre las aves rapaces, éste debe ser aún mayor en la realidad, puesto que se ha realizado una cuantificación muy conservativa de ésta.

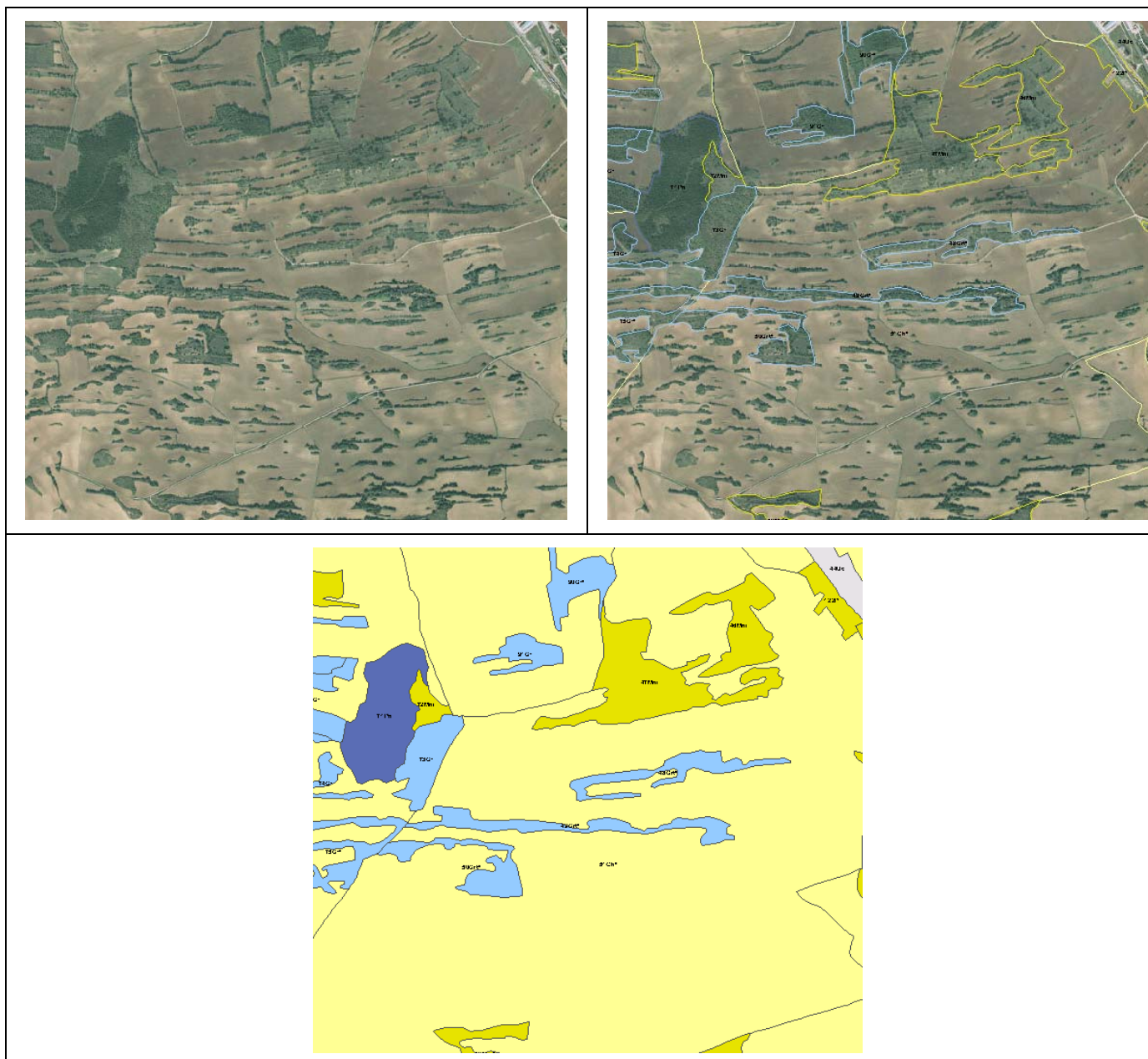


Figura 14. Resultado final del cartografiado de una zona agrícola (especialmente bien conservada) del área de estudio. En primer lugar (arriba a la izqda.) se muestra una imagen real, a continuación (a la dcha.) la digitalización realizada y finalmente el resultado presentado en la cartografía de usos del suelo utilizada en esta Tesis (abajo). Puede observarse que muchos de los elementos de menor tamaño desaparecen finalmente del mapa de usos del suelo definitivo.

También derivado de los objetivos del autor del mapa de usos del suelo, algunos hábitats pueden resultar poco representados en la cartografía. En nuestro caso hemos detectado que salvo en el caso de excepcionales bosques de galería, la vegetación de ribera sólo se representa cuando existen grandes cultivos de choperas, algo similar a lo que ocurre en Andalucía (Seoane et al., 2004). Debido a ello, orillas que presentan una ribera bien conservada son representadas de la misma manera que cauces sin ningún tipo de vegetación arbórea (Figura 15). La conservación de las riberas depende de factores muy locales (interés del ayuntamiento respectivo, concienciación de los agricultores mugantes, existencia o no de talud, etc..). Por ello hay grandes diferencias entre tramos del mismo río y entre ríos

diferentes. Aún siendo en general un indicador importante de vegetación de ribera la anchura del cauce (que es lo que se ha tratado de cuantificar en esta Tesis), existen pequeños cauces con sotos aceptables y grandes ríos con las orillas desnudas o totalmente ocupados por choperas intensivas. La anchura del cauce no resuelve tampoco, como se observa en la Figura 15, las diferencias entre distintos tramos del mismo río. Estas diferencias condicionan la potencialidad de un área para especies ribereñas, como las dos especies de milanos y por tanto dificulta la caracterización de las áreas escogidas por éstas.



Figura 15. Resultado final del cartografiado de un curso de agua de gran tamaño (anchura mayor de 30 metros) del área de estudio. Puede observarse como tramos con vegetación de ribera desarrollada –incluso “madres” dentro del río– son englobados dentro del mismo recinto del mapa de usos del suelo que tramos de orilla sin arbolado alguno.

No se consideró para esta Tesis la utilización de cartografía digital derivada de imágenes de satélite. Aunque se trata de una fuente de información útil sobre los tipos de vegetación existentes (en determinados lugares del mundo la única disponible (por ejemplo (Rodríguez-Estrella, 1997)), presenta también problemas similares en cuanto a la resolución de la cartografía. También requiere una interpretación de los datos más o menos complicada para “traducir” las imágenes de satélite en términos de vegetación o hábitats concretos y en un trabajo reciente en Andalucía mejoraban poco los modelos elaborados con cartografía digital (Seoane et al., 2004). Se consideró que en el caso de Navarra este tipo de información no mejoraba la ya existente.

3.3. Puntos de observación vs Transectos por carretera

Para establecer comparaciones entre el método de los puntos de muestreo y de los transectos por carretera, se cuenta con dos trabajos realizados en el área de estudio mediante este último método: uno específico para Navarra (Fernández, 1994) y los datos de Navarra de otro trabajo de ámbito estatal (Viñuela, 1997). El trabajo de C. Fernández trataba de estimar el tamaño poblacional y densidad de las rapaces forestales en Navarra, mientras que el segundo formaba parte de un censo de milano real realizado a nivel estatal durante el cual en Navarra se recogió información sobre todas las aves rapaces detectadas (Deán, 1995).

Ambos trabajos siguen las recomendaciones habituales en este tipo de muestreos. Las dos principales diferencias entre ambos trabajos estriban en que en el trabajo de Fernández (1994) se realizó una repetición de los transectos y el propio autor consideró una distancia máxima de detección de 300 metros. El segundo trabajo (Deán, 1995) no repitió el muestreo y establece una distancia máxima de 600 metros para la detección de un ave de tamaño medio, por lo que los resultados de ambos trabajos son sólo parcialmente comparables entre sí. Por ello compararemos por separado los resultados de esta Tesis con los de cada uno de estos trabajos.

Finalmente hay que puntualizar que cuando comparamos la rentabilidad de uno y otro método en base al número de contactos en función de las horas de esfuerzo invertidas no incluimos el tiempo empleado en diseñar los recorridos en automóvil o la red de puntos de observación. Debido a que el establecimiento de los puntos de observación generalmente requiere de una visita previa al lugar para verificar aspectos tales como la existencia de accesos o de obstáculos puntuales que dificulten una visibilidad aceptable, el esfuerzo dedicado será siempre mayor. Este aspecto, no obstante, es de relativa importancia cuando los puntos de observación pueden ser utilizados en temporadas sucesivas sin la necesidad de invertir nuevamente este esfuerzo.

3.4. Procedimientos estadísticos

3.4.1. Análisis univariantes

Se realizó en primer lugar una prueba univariante no paramétrica (test de la U de Mann Whitney) (Siegel & Castellan, 1988) que analizase para cada especie las diferencias ambientales entre puntos de nidificación/puntos al azar y puntos con aves contactadas/puntos sin ellas. Se aplicó la corrección de Bonferroni y se muestran que probabilidades siguen siendo significativas cuando son multiplicadas por el número de variables analizadas simultáneamente. Se trata de un primer paso en el análisis estadístico ya que este se limita a testar si existen diferencias en la tendencia central de los datos (detecta si una variable presenta valores significativamente mayores o menores que otra para una situación dada).

Para detectar diferencias en las aves y especies detectadas por los diferentes observadores y trabajos en las cuadrículas UTM se ha utilizado el test de Wilcoxon para muestras pareadas y el test de t para muestras dependientes cuando se encontró una distribución normal de las variables.

3.4.2. Modelos Lineares Generalizados (GLMs)

El tipo de regresión escogido para ajustar los modelos predictivos se inscribe dentro de los Modelos Lineares Generalizados (los llamaremos GLMs a partir de ahora) (Nelder & Wedderburn, 1972; Dobson, 1983; McCullagh & Nelder, 1983). Se trata de una clase de modelos que permite ensayar un amplio abanico de relaciones matemáticas entre la variable respuesta y las variables predictoras, además de la posibilidad de utilizar diferentes tipos de error en la variable respuesta para ajustarse de la forma más óptima al análisis en cuestión.

Un GLM se define sobre la base de tres componentes: un predictor lineal, una función de error y una función de enlace. El predictor lineal (LP) se construye con la combinación lineal de las variables predictoras: $LP = a + bX_1 + cX_2 + \dots$. En este caso a es una constante, b y c son los coeficientes de cada variable predictora y definen el efecto de las variables explicativas X_1, X_2, \dots, X_n que intervienen en el modelo.

La función de error varía con la naturaleza de los datos. Para las variables de respuesta binomial una distribución binomial del error es lo adecuado. Dado que la variable respuesta que pretendemos explicar es la ausencia/presencia de aves en un determinado punto (una variable de distribución claramente binomial), la distribución binomial del error es la que se ha utilizado en todos los modelos de esta Tesis. Sólo en el caso de los modelos elaborados para determinar los factores que condicionan la riqueza y abundancia de aves rapaces en los puntos de conteo se ha usado una distribución del error de tipo Poisson.

Por último, la función de enlace se encarga de trasladar los cambios en el predictor lineal (LP) a la variable respuesta. Para una distribución de error binomial es apropiada una función de enlace logística. Esto significa que la probabilidad de que un punto sea ocupado por una rapaz para nidificar es una función logística (con forma de “s”) cuando el predictor lineal sea un polinomio de primer grado o una función en forma de “campana” cuando éste es un polinomio de segundo grado. La función logística se expresa de la siguiente manera:

$$p = (e^{LP}) / (1 + e^{LP})$$

En la ecuación p es la probabilidad de ocurrencia de la variable respuesta (en nuestro caso la ausencia/presencia de la rapaz en un punto dado). Su valor oscilará entre 0 y 1. La ecuación puede linearizarse y transformarse de la siguiente manera:

$$LP = \ln [p / (1-p)]$$

Así puede establecerse la relación entre el predictor lineal (LP) y la probabilidad de ocurrencia de las rapaces en los puntos de estudio.

Se han construido modelos predictivos para tratar de conocer cuales son los factores que condicionan dos aspectos diferentes de la biología de las especies estudiadas:

Por un lado, **el hábitat de nidificación** de las especies forestales más abundantes en la zona (o al menos de las que se tiene mayor información): milano real, milano negro, águila calzada y águila culebrera. Para cada una de las cuatro especies estudiadas se han localizado al menos treinta puntos de nidificación. Así mismo se ha procedido al establecimiento de un número equivalente de puntos al azar en los que se ha comprobado *in situ* que no se encontraban presentes aves nidificantes de la especie. La presencia / ausencia (1/0) de cada especie en un punto dado se utiliza como la variable respuesta para la que construiremos modelos predictivos. Estos modelos utilizan las variables ambientales recogidas para construir descripciones matemáticas del hábitat que rodea cada uno de estas localidades e intentar discriminar entre puntos ocupados y puntos no ocupados.

Por otro lado, **el hábitat de caza** de siete especies de aves rapaces: las cuatro anteriores más el alimoche, el ratonero y el cernícalo vulgar. Para el caso del hábitat de campeo y para cada rapaz estudiada la variable respuesta puede presentar tres valores. Por un lado, la ausencia de la especie en los dos muestreos realizados (0) y por otro la presencia en uno de los conteos (1) o en los dos (2). Se trata de una respuesta de tipo binomial, usando en cada caso el número de visitas (2) como denominador binomial.

3.4.3. Construcción de los modelos

Tratamos de determinar las características del entorno que son importantes para las especies que estudiamos. Como un medio de llegar a ello vamos a construir modelos que sean capaces de predecir si una zona es potencialmente utilizable por las diferentes especies a estudio para alimentarse o nidificar en ellas. Utilizaremos como variable dependiente (o respuesta) la presencia del ave y como variables explicativas (o predictoras) a aquellas que hemos tomado del medio con la intención de caracterizar éste.

Para el ajuste de los modelos se ha seguido un procedimiento descrito en trabajos anteriores (Bustamante, 1994; Sánchez-Zapata, 1999). Se trata en resumidas cuentas de realizar el ajuste de los modelos de una forma “manual” mediante el programa estadístico GLIM (Nicholls, 1991; Crawley, 1993). Se basa en una modificación del método habitual de ajuste por pasos hacia delante (“forward stepwise”) en el que la variable que significativamente más disminuye la desviación (“deviance”) respecto a un modelo nulo es incluida automáticamente en el modelo en cada nuevo paso hasta que se llega al momento en el que ninguna variable mejora significativamente el modelo. Este procedimiento automático tiene la desventaja de que no necesariamente el modelo más ajustado tiene porque ser el que mejor explique el comportamiento de la variable respuesta, puesto que puede haber modelos alternativos de equivalente o menor poder discriminatorio pero con mayor sentido biológico (James & McCulloch, 1990).

La modificación del método de ajuste por pasos seguida en este trabajo para construir los diferentes modelos consiste en analizar en cada paso los modelos resultantes de la inclusión de la segunda o tercera variable más significativa (test de chi-cuadrado, $P < 0,05$) además de la primera. Ello puede llevar al establecimiento de varios modelos diferentes para una misma variable respuesta, pero generalmente éstos acaban confluyendo en uno solo o en unos pocos solo ligeramente diferentes.

No hay que olvidar que de los modelos no puede inferirse una relación causa-efecto, puesto que tan solo formulan una relación matemática entre las diferentes variables escogidas por el investigador para caracterizar el hábitat. Puede haber por ello diferentes combinaciones que expliquen de forma satisfactoria la aparición de una especie en un lugar determinado. En

cada paso se testaban todas las variables escogidas y éstas mismas elevadas al cuadrado o al cubo para detectar relaciones curvilineales. Las variables relacionadas con distancias fueron también transformadas logarítmicamente por si tenían un efecto multiplicativo más que aditivo sobre la variable respuesta.

3.4.4. Significación estadística de los modelos

Como ya se ha comentado, el primer paso en la revisión de los modelos es la no-inclusión de ninguna variable que no reduzca significativamente ($P < 0,05$) la “deviance” del modelo respecto a un modelo previo nulo. Después de la inclusión de cada nueva variable se comprobaba que las variables introducidas previamente continuaban siendo significativas. Una vez construido el modelo se analiza la distribución de los residuos para comprobar que no existen tendencias en la distribución de estos que invaliden el análisis (por ejemplo que el error en el ajuste con la variable aumente cuando ésta disminuya su valor). También se analiza la influencia potencial y el coeficiente de sensibilidad de cada caso sobre el modelo final, eliminando los casos que presentan altos valores de alguna de estas dos características y observando el efecto que su eliminación tiene sobre los parámetros del modelo (Nicholls, 1989). No se admitió ningún modelo en el que la variación de algún parámetro por estos conceptos fuese mayor de un 25%.

Para cuantificar la idoneidad de los modelos elaborados, y dado que no existe un criterio unánime para determinar la bondad de los modelos logísticos, se han utilizado cuatro procedimientos diferentes para estimar el poder clasificatorio de los modelos (Pearce & Ferrier, 2000). En primer lugar se ha anotado el porcentaje total de casos correctamente clasificados y el parcial de cada una de las dos categorías de la variable respuesta (ausente/presente o punto de nidificación/punto al azar). En el caso de los modelos predictivos del hábitat de nidificación (en los que el número de casos negativos es igual al de nidos), se consideró cada punto clasificado como “con nido” si el valor calculado por el modelo era mayor de 0,5 y clasificado como “al azar” si el valor era menor de 0,5. En el caso del hábitat de campeo, el punto de corte se estableció en el punto medio entre la media estimada por el modelo correspondiente para los puntos positivos y la media estimada para los negativos (Fielding & Haworth, 1995).

En segundo lugar se utilizó el estadístico de Kappa (Siegel & Castellan, 1988) en la forma establecida por (Titus & Mosher, 1984), que es capaz de establecer estadísticamente si una clasificación es significativamente mejor que la que se obtendría del azar. Aunque utilizable en todos los casos, es especialmente útil cuando el tamaño de muestra es diferente para los diferentes grupos de la variable respuesta (en el caso del análisis del hábitat de caza los puntos de muestreo en los que no se presenta una especie en concreto son generalmente más numerosos que aquellos en los que sí se presenta). Ello es así debido a que si, por ejemplo, la especie se presenta en un 20% de los puntos de muestreo, la probabilidad de determinar por puro azar que un punto no es apropiado para la especie es de 0,8 sobre 1 (un 80% de aciertos). El estadístico de Kappa toma en cuenta este problema estimando cuánto mejor es la clasificación efectuada por el modelo que una alternativa debida al azar.

En tercer lugar y para evitar la obligada elección de un punto de corte (con los sesgos que ello supone (Seoane & Bustamante, 2001)) se calculó el área bajo la curva (AUC) de un diagrama ROC (de “Receiver Operating Characteristic” (Zweig & Campbell, 1993)), que es un índice de correlación entre las probabilidades predichas por los modelos y las observaciones reales. El índice AUC mide la proporción de casos en los que los puntos con observaciones tienen un valor predicho por el modelo mayor que los puntos sin observaciones. Se puede interpretar como la probabilidad de que, elegidos al azar un punto de las presencias y un punto del grupo de las ausencias, la presencia tenga un valor predicho mayor que la ausencia. No está afectado por tamaños de muestra diferentes para los valores

positivos o negativos y no requiere un valor de corte para determinar los puntos como bien o mal clasificados por el modelo. Un valor de $AUC=0,50$ se considera equivalente a una clasificación al azar y valores superiores a $0,70$ indican un comportamiento predictivo bueno (Harrell, 2001).

Por último, somos conscientes de que al no utilizar datos independientes (no usados para construir los modelos) se produce una cierta sobreestimación de la capacidad clasificatoria de los mismos (Guisan & Zimmermann, 2000; Pearce & Ferrier, 2000). Por ello se ha procedido a utilizar los datos procedentes de un muestreo independiente realizado mediante transectos por carretera en el área de estudio (Deán, 1995) -para más detalles de este trabajo ver punto 3.3-. En el trabajo coordinado por Deán se localizó con una precisión de un kilómetro cuadrado cada observación, por lo que se procedió a calcular la probabilidad de presencia que para el punto central de esa cuadrícula arrojaba el mapa de probabilidad de presencia construido. Se han proyectado estos puntos sobre los mapas de probabilidad elaborados, para facilitar una interpretación intuitiva de los mismos.

Como se verá más adelante, con el método de los transectos por carretera se obtiene un número mucho menor de observaciones de todas especies y en varias zonas las especies menos numerosas no son detectadas. Por todo ello se trata de una validación parcial, ya que es previsible que nuestros mapas predigan la presencia de las especies en puntos donde éstas no son detectadas por los transectos por carretera. No obstante, sí es de esperar que las localizaciones realizadas mediante los transectos por carretera coincidan con altos valores de probabilidad de presencia.

4. RESULTADOS

A continuación se presentan los resultados obtenidos en los puntos de conteo y en la localización directa de enclaves de nidificación. Así mismo también se analiza la posible existencia de determinados sesgos (influencia del observador y del horario) que pudieran condicionar la validez de los datos obtenidos.

4.1. Enclaves de nidificación localizados

Para evitar problemas de pseudoreplicación se ha optado por incluir un solo nido por territorio ocupado, por lo que se descartaron todos aquellos emplazamientos que por su proximidad eran susceptibles de pertenecer a una misma pareja. Es decir, ante la posibilidad de que un territorio localizado en un área sea en realidad una pareja ya localizada en una temporada anterior que se ha desplazado espacialmente se ha actuado de forma conservativa. Se estableció de antemano un objetivo mínimo de 30 parejas por especie, con el objeto de contar un tamaño de muestra adecuado.

En el caso del milano real se contaba con abundante información sobre enclaves de cría debido a la reciente colaboración de Navarra con un proyecto financiado por la RSPB de reintroducción de la especie en el Reino Unido (Evans, 1994), para el cual se extraían pollos de la población navarra. Para el caso del milano negro se han contabilizado 30 enclaves de nidificación que albergan en conjunto un número indeterminado de parejas muy probablemente superior al centenar. El carácter semi-colonial de esta especie y el gran número de individuos no reproductores que habitan en estos enclaves exigiría un trabajo de campo adicional para determinar el número exacto de parejas de cada colonia que excedía el tiempo disponible y los objetivos de esta Tesis.

En la

Tabla 10 se indica el número de nidos localizados de cada especie desglosado según el método empleado para su localización. Puede observarse como la mayoría (73,75%) de los enclaves de nidificación han sido localizados por el autor de esta Tesis, resultando llamativo el escaso número de territorios (exceptuando el citado caso del milano real) conocidos en una zona que cuenta con un buen número de naturalistas. Este desconocimiento se extiende a la localización de determinados lugares o bosquetes en los que la abundancia de aves rapaces es realmente importante. Puede observarse también como se cumplió el objetivo de forma muy ajustada, dado que resulta bastante dificultosa la localización de parejas reproductoras para un solo observador.

Tabla 10. Enclaves de reproducción utilizados en los análisis en esta Tesis Doctoral. Se detalla para cada especie la fuente de información utilizada y las unidades reproductoras localizadas.

Especie	Nº total de enclaves de reproducción localizados	Prospección propia	Encuestas técnicas de caza	Encuestas guarderío	Encuestas Revistas especializadas	Encuestas ornitólogos
Milano real	70	35	0	35	0	0
Milano negro	30	28	0	0	0	2
Águila culebrera	30	28	1	0	0	1
Águila calzada	30	27	1	0	0	2

4.2. Resultados de los puntos de conteo

Se avistaron un total de 2099 aves rapaces (Tabla 11) una vez eliminados los contactos debidos a los buitres leonados y teniendo en cuenta que se tuvo especial cuidado de no anotar dos veces el mismo animal. Los buitres leonados acumularon por sí solos 3806 contactos (contando hasta un máximo de 99 buitres leonados por punto). De la misma forma, sin incluir esta especie, se avistó al menos una rapaz en 299 de los 303 puntos de observación (98,36%). El promedio de especies detectadas en cada punto fue de $4,21 \pm 1,69$ especies (min=0, max=9).

Las cuatro especies que se presentaron en un número más elevado de puntos (más del 50%) son el buitre leonado, el milano negro, el milano real y el cernícalo vulgar. Resultan también ser las cuatro especies que presentan más individuos contactados.

Tabla 11. Número de contactos obtenidos para cada especie y porcentaje de puntos de observación en los que estaba presente cada una de ellas sobre el total de puntos de muestreo (n=303).

Especie	Nº contactos	% Presencia en puntos
Buitre leonado	3806	77,56%
Milano negro	713	58,75%
Milano real	329	54,13%
Cernícalo vulgar	245	53,47%
Alimoche	212	28,05%
Ratonero	175	36,96%
Águila calzada	116	32,00%
Águila culebrera	110	24,75%
Aguilucho sp.	50	11,88%
Águila real	37	9,57%
Aguilucho cenizo	22	7,26%
Halcón común	16	6,60%
Aguilucho pálido	20	5,62%
Alcotán	15	4,29%
Gavilán	10	2,97%
Azor	9	1,98%
Aguilucho lagunero	7	2,31%
Halcón abejero	8	1,98%
Quebrantahuesos	3	0,66%
Águila perdicera	2	0,66%
TOTAL:	5905	

Se localizaron 19 especies de aves de presa, la totalidad de especies nidificantes en el área de estudio.

4.3. Efecto del observador

Como se ha comentado en el apartado dedicado a la metodología fueron dos los observadores que efectuaron el muestreo de campo. Como paso previo a cualquier análisis es necesario averiguar si existen sesgos debido a posibles diferencias en la capacidad de detección por parte de cada observador, debido a diferencias en la capacidad visual, experiencia, etc.. .

En la Tabla 12 se muestran los contactos obtenidos por cada uno de los dos observadores. Se ofrece el total final de observaciones sin sumar las debidas a los buitres, ya que dada la abundancia de los mismos y la elevada probabilidad de obtener dobles contactos,

se procedió a “truncar” en 99 el número máximo de ejemplares detectados en cada punto de observación.

Tabla 12. Número de contactos obtenidos para cada especie según el observador en el total de 303 puntos de muestreo.

	Observador 1	Observador 2	TOTAL
Buitre leonado	1608	2198	3806
Alimoche	125	87	212
Milano negro	394	319	713
Milano real	153	176	329
Ratonero común	99	76	175
Águila calzada	59	57	116
Águila culebrera	49	61	110
Águila real	21	16	37
Cernícalo vulgar	108	137	245
Aguilucho lagunero	6	1	7
Azor	6	3	9
Gavilán	7	3	10
Halcón abejero	7	1	8
Alcotán	9	6	15
Halcón común	8	8	16
Aguilucho cenizo	11	11	22
Aguilucho pálido	8	12	20
Aguilucho sp.	11	39	50
Águila perdicera	1	1	2
Quebrantahuesos	1	2	3
TOTAL (sin buitres)	1083	1016	2099

Puede observarse cómo ambos observadores han detectado a las 19 rapaces diurnas de nidificación comprobada en el área de estudio. Para detectar si alguno de los observadores era más eficaz en la localización de aves rapaces, se han agrupado los contactos obtenidos por cada observador en cada una de las cuadrículas UTM de 100 km² (exceptuando al buitre leonado). Mediante una transformación logarítmica se consiguió una distribución normal del número de contactos por cuadrícula UTM y observador. Después se aplicó un test de pareadas y se observó como no había diferencias significativas en el número de contactos obtenidos por cada uno de los observadores (test de pareadas, $n=28$; $P>0,05$). El test de Wilcoxon para muestras pareadas tampoco detectó diferencias entre ambos observadores ($P>0,05$).

Por si acaso los observadores diferían en su habilidad para detectar a unas u otras especies, también se comparó la distribución de contactos por especie para cada observador. La distribución de contactos por especie tampoco fue diferente entre los dos observadores (test de Chi-cuadrado, $P>0,05$).

4.4. Efecto del horario

Se ha diseñado el muestreo de tal forma que cada punto fuese muestreado en dos horarios diferentes del día (de 8 a 12 y de 12 a 16 horas) y posteriormente se ha analizado la influencia del horario de muestreo en la obtención de observaciones para cada especie y para el total de contactos. Salvo el buitre leonado (test de Kruskal-Wallis, $P=0,035$) ninguna de las especies mostró diferencias significativas en el número de contactos en base a la franja horaria (rango=8 a.m.-16 p.m., horario solar).

No obstante, si sumamos todas las especies detectadas el número de observaciones sí difirió entre horas (test de Kruskal-Walis, $P < 0,001$) como resultado de la tendencia general acumulada de todas las especies a ser progresivamente menos detectadas conforme el horario se acerca a las horas centrales del día (de 13 a 14 hora solar). En la Figura 16 puede observarse además como el número de rapaces detectadas tiende también a ser mayor a primera hora de la mañana y última de la tarde, aunque de forma no significativa.

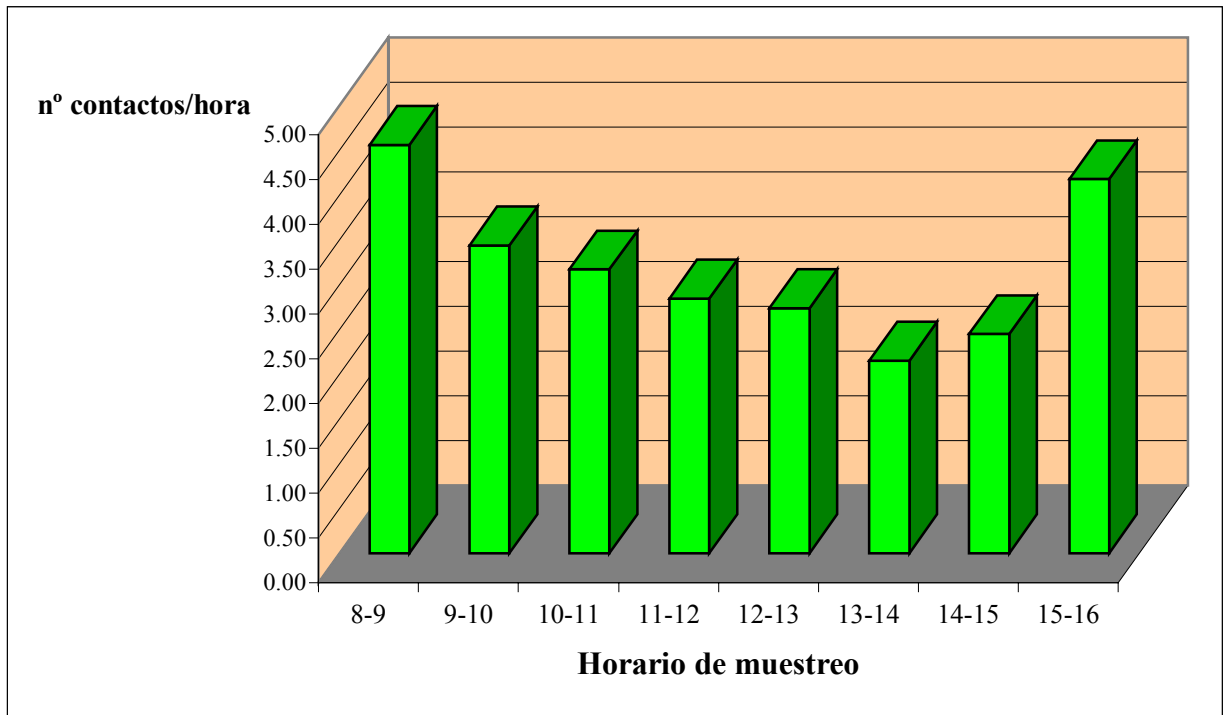


Figura 16. Variación horaria del número de contactos/hora (horario solar)

4.5. Efecto del área efectivamente cubierta por la vista

Por último, a pesar de que como media el 98,37% de la superficie en un radio de 1200 metros era visible desde el punto de observación (media=4,48 km² ±0,20, Min=2,74, Max=4,56, n=289; ver apartado de metodología), se analizó si el número de aves detectadas en cada punto de observación está relacionado con la superficie cubierta por la vista.

Eliminando los contactos debidos al buitre leonado y un punto en el que se detectó una concentración de 69 milanos negros, existió una correlación positiva entre el área cubierta por la vista y el número de individuos detectados (r de Spearman= 0,15; P=0,01). Esta correlación se mantiene (en realidad aumenta) (r de Spearman=0,16; P=0,007) eliminando también del análisis a los cinco puntos en los que el área cubierta por la vista fue menor de 4 kilómetros cuadrados. Se muestra el gráfico resultante (Figura 17), ya que al suprimir esos puntos extremos, la correlación que muestra el gráfico resulta más intuitiva. La correlación se mantiene (r de Spearman=0,14; P=0,02; n=276) eliminando también del análisis a los puntos en los que se ha detectado a más de 12 individuos. De manera similar, el número de especies detectadas en un punto también está correlacionada con el área cubierta por la vista (r de Spearman=0,13; P=0,025), probablemente debido a que el número de especies detectadas en un punto está muy fuertemente correlacionado con el número de contactos (r de Spearman=0,84; P<0,0001, Figura 51). No obstante, más adelante se tratará este tema en profundidad (punto 4.8).

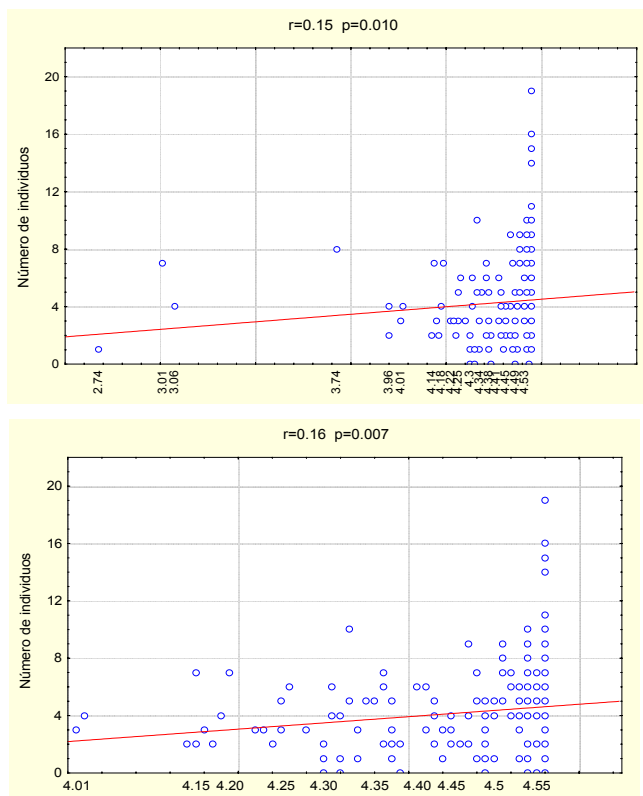


Figura 17. Correlación (r de Spearman) entre el número de individuos detectados en un punto de observación y la superficie visible para el observador (en km²) en un radio de 1200 metros en torno al punto (n=288). En el gráfico inferior se han eliminado los contactos de aquellos puntos en los que el área cubierta por la vista era menor de 4 km².

4.6. Puntos de conteo *versus* transectos por carretera

4.6.1. Puntos de conteo vs transectos por carretera (I) (Fernández, 1994)

En la Tabla 13 se muestran los resultados obtenidos por el trabajo de C. Fernández en 1994. La equivalencia en el área de muestreo no es completamente exacta, ya que en aquel trabajo se utilizan las diferentes “comarcas ecológicas” en las que se ha venido caracterizando a Navarra tradicionalmente (Elósegui & Perez-Ollo, 1982). No obstante, las diferencias son mínimas ya que el área de estudio del trabajo de Carmelo Fernández es coincidente aproximadamente en un 90% en localización y en un 95% en extensión con la muestreada para esta Tesis Doctoral.

Los transectos por carretera del trabajo de C. Fernández acumulan 1.707 kilómetros para un área aproximada de 3.000 km², realizados por dos equipos de dos personas (un conductor y un observador) que realizaban unos 100-120 kilómetros diarios durante 5-6 horas (Fernández, 1994).

Tabla 13. Contactos obtenidos para cada especie mediante el método de transectos por carretera por Fernández (1994) y por los puntos de observación de esta Tesis. Ambos trabajos realizan una repetición del muestreo y los contactos se muestran acumulados. Entre paréntesis aparece el porcentaje sobre el total de contactos que son debidos a cada especie (se muestran las especies para las que se dispone de información en el trabajo de C. Fernández).

Especie	Fernández (1994)	Presente estudio
Milano real	133 (32,28%)	329 (19,05%)
Milano negro	93 (22,57%)	713 (41,29%)
Cernícalo vulgar	66 (16,02%)	245 (14,19%)
Ratonero común	57 (13,83%)	175 (10,13%)
Águila calzada	24 (5,83%)	116 (6,72%)
Águila culebrera	23 (5,58%)	110 (6,37%)
Alcotán	9 (2,18%)	14 (0,81%)
Gavilán	5 (1,21%)	10 (0,58%)
Halcón abejero	2 (0,49%)	6 (0,35%)
Azor	0 (0%)	9 (0,52%)
TOTAL Contactos	412	1727

El trabajo de Fernández acumula un número muy inferior de contactos (412 por las 1727 observaciones del presente estudio) (Tabla 13). Aún descartando la gran diferencia de contactos obtenidos de milano negro (93 por las 713 de este estudio) el muestreo basado en los puntos de conteo obtiene un 217,87% más de observaciones. Dentro de las rapaces forestales, en el trabajo de Fernández no se observó a una de las más escasamente detectables, el azor. Presumiblemente otras especies no abundantes también han podido faltar en el trabajo de Fernández, pero en el mismo no figura el listado completo de contactos.

Pese a estas diferencias, el número de contactos por kilómetro cuadrado fue similar en ambos estudios (0,55 obs./km² por los 0,63 obs./km² de esta Tesis). Esta coincidencia es un tanto ficticia y se debe a que la superficie teórica prospectada (acumulada por las dos repeticiones) por el trabajo de Fernández es de tan solo 752 km² mientras que la cubierta por nosotros es de 2.758 km² (3,67 veces superior). Los 752 kilómetros cuadrados prospectados fueron estimados por Fernández en base a estimaciones sobre la marcha del área visual realmente prospectada por los observadores.

Atendiendo al apartado de metodología del trabajo de Fernández y haciendo un sencillo cálculo se pueden estimar unas 171 horas de esfuerzo para cubrir los 1.707 kilómetros de transectos (5-6 horas por cada 100-120 kms. x dos observadores). El rendimiento sería de

2,41 observaciones por hora, ligeramente inferior al obtenido en las 606 horas invertidas en los puntos de conteo (2,85 obs./hora) (Figura 18).

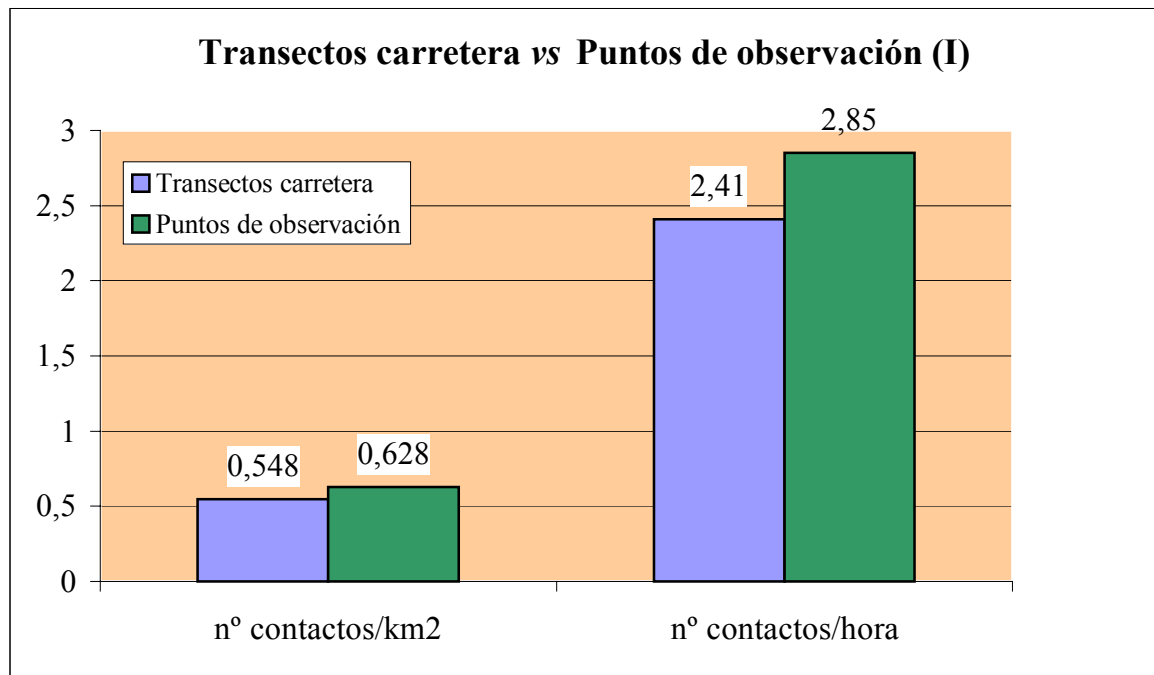


Figura 18. Efectividad comparada de los transectos por carretera y los puntos de conteo para los muestreos de aves rapaces según los datos obtenidos de Fernández (1994).

4.6.2. Puntos de conteo vs transectos por carretera (II) (Deán, 1995)

A continuación (Tabla 14) se comparan los datos del trabajo de Juan Deán publicado en 1995 con los resultados obtenidos por separado por cada uno de los observadores que han intervenido en esta Tesis, ya que en este caso los transectos por carretera se realizaron una sola vez.

Puede observarse que la suma de los dos observadores de este proyecto de Tesis no es igual a la cifra total que aparece en la Tabla 11, debido a que en aquella tabla se incluyen todas las especies observadas y además se han tenido que eliminar los datos de algunas cuadrículas que no se pudieron cubrir en el trabajo coordinado por Deán. En este caso el área de estudio de ambos trabajos es exactamente la misma, ya que los transectos por carretera se planificaron en función de las cuadrículas UTM, de la misma manera que los puntos de conteo.

Tabla 14. Contactos obtenidos para cada especie mediante el método de transectos por carretera por Deán (1995) y por el presente estudio. Se listan por separado los resultados de cada observador debido a que el trabajo coordinado por Deán no realiza repetición de sus transectos.

Especie	Deán (1995)	Observador 1	Observador 2
Alimoche	42	125	87
Milano negro	177	394	319
Milano real	92	153	176
Ratonero común	35	99	76
Aguila culebrera	10	49	61
Aguila calzada	11	59	57
Aguila real	1	21	16
Cernícalo vulgar	108	108	137
Halcón abejero	1	7	1
Alcotán	4	9	6
Aguilucho pálido	15	8	12
Aguilucho cenizo	9	11	11
Gavilán	0	7	3
Azor	0	6	3
Aguilucho lagunero	0	6	1
Halcón común	0	8	8
Aguila perdicera	0	1	1
Quebrantahuesos	0	1	2
TOTAL contactos	505	1072	977

La mayor información disponible acerca de este segundo estudio, que ha dado lugar a varias publicaciones en lo que se refiere a Navarra (Astrain & Etxeberría, 1994; Deán, 1995; Deán, 1995; Deán, 1995; Deán, 1996) permite realizar una comparación más “fina” entre los resultados obtenidos ambos métodos de muestreo. Por ello desglosamos en dos apartados las características de ambos métodos: en uno se analiza la efectividad de los mismos (en función del tiempo empleado, superficie prospectada, etc) y en el otro se profundiza en la detectabilidad de las diferentes especies y en como ello afecta a los resultados obtenidos por los dos métodos de muestreo.

4.6.2.1. Efectividad de los métodos de censo

Puede observarse en la Tabla 15 como el tipo de muestreo escogido para esta Tesis Doctoral (puntos de conteo) ha detectado más especies (19 frente a 13) y ha obtenido un

mayor número de observaciones (aproximadamente el doble) que los conseguidos mediante la utilización de transectos por carretera.

En el trabajo coordinado por Juan Deán se detalla la lista exacta de contactos y especies detectadas por cuadrícula UTM de 10x10 kilómetros, por lo que, distribuyendo también de esta manera las observaciones realizadas para esta Tesis (Tabla 15), es posible establecer comparaciones algo más detalladas entre aquel trabajo y el presente estudio.

Tabla 15. Resultados de los muestreos realizados en 29 cuadrículas UTM de 100 km² mediante transectos por carretera en el trabajo coordinado por Deán (1995) y los realizados por los dos observadores de esta Tesis Doctoral. En base al trabajo de Fernández (1995) se ha considerado para los transectos una velocidad media de 20 kms/hora, incluyendo en ella las paradas para identificar aves. De esta forma, una cuadrícula de 100 km² sería cubierta en dos horas por los transectos en carretera.

	Deán (1995)	Observador 1	Observador 2
Número total contactos obtenidos	505	963	850
Número total especies detectadas	13	19	19
Mediana y rango especies/cuadrícula 100 km ²	4 (1-8)	7 (4-11)***	7 (3-12)***
Mediana y rango contactos/cuadrícula 100 km ²	13 (1-128)	24 (8-259)***	26 (14-73) ***
Número contactos/hora esfuerzo	8,51 (4,26) ¹	3,32	2,93
Número contactos/km ² muestreado	0,35 (0,18) ²	0,85	0,77

¹ Valor del parámetro en caso de contabilizar el caso más habitual de dos observadores (un conductor + un observador). ² Valor del parámetro estimando una distancia de detección máxima de 1200 metros (igual a la considerada en los puntos de conteo). *** test de Wilcoxon para muestras pareadas P<0,0001

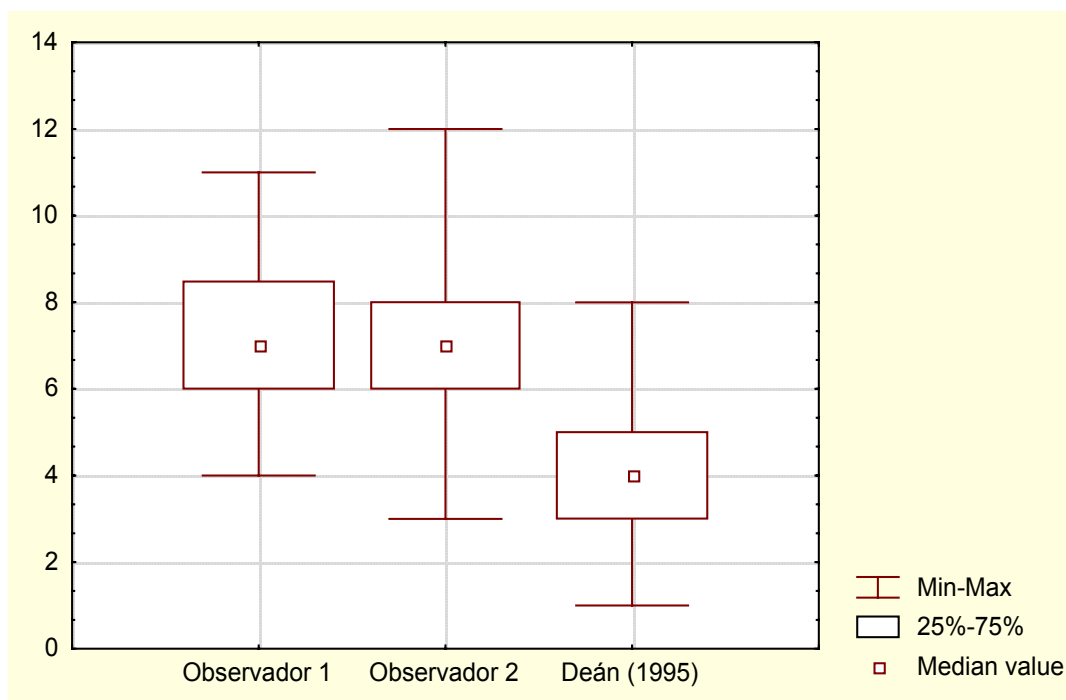


Figura 19. Mediana y rango del número de especies detectadas por cuadrícula UTM de 100 km² (n=29) por los dos observadores de este trabajo y por los transectos por carretera del trabajo de Deán (1995).

En este caso el rendimiento (entendido como número observaciones por hora de esfuerzo) es efectivamente muy superior en los transectos por carretera al obtenido en los puntos de observación, pero sólo en el caso en el que consideremos una sola persona encargada tanto de conducir el automóvil como de contar aves, ya que en caso más habitual (y

por razones de seguridad recomendado por los mismos autores Deán, 1995) de que sean dos personas las que efectúan el censo (un conductor más un observador) la diferencia pasa a ser más limitada (4,26 obs./hora frente a las 3,83 - 3,49 obs./hora obtenidos en este trabajo por los dos observadores) (Figura 20).

En cuanto al número de observaciones por kilómetro cuadrado prospectado, y pese a que el trabajo coordinado por Deán cumple en este área los 40 kilómetros de recorrido por cada 100 km² (media=40,9±8,86) recomendados para censar una rapaz de tamaño medio como el milano real (Fernández, 1994; Viñuela, 1997), nuestros datos demuestran que un muestreo más intenso proporciona un incremento notable de las observaciones de todas las especies, ya que las duplica (Figura 20). Si consideramos la misma distancia máxima de detección (1.200 metros) para los dos trabajos, la diferencia es aún mayor (0,18 obs./km² del trabajo de Deán por las 0,85-0,77 obs./km² de este trabajo).

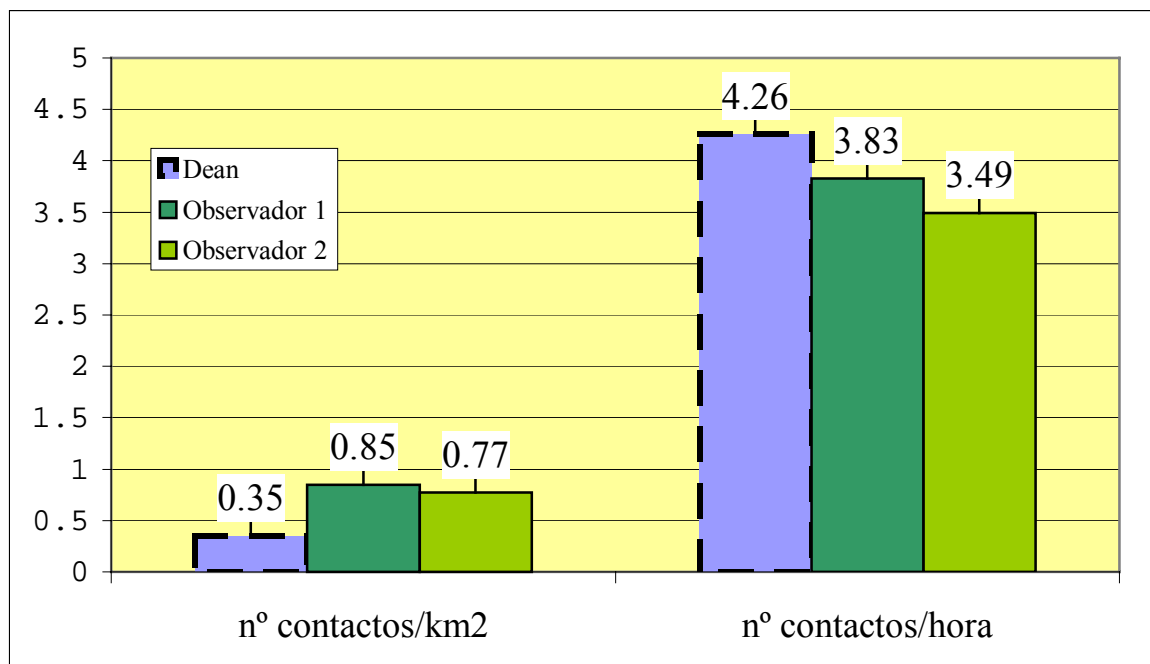


Figura 20. Efectividad comparada en función de la superficie muestreada y del tiempo invertido para los transectos por carretera y los puntos de conteo para los muestreos de aves rapaces según los datos obtenidos de Deán (1995 y 1996). Como se explica en el texto, se ha considerado la presencia de dos personas por vehículo (un observador más un conductor).

El hecho de que mediante los puntos de observación se detecten casi el doble de especies de aves rapaces por cuadrícula UTM (test de Wilcoxon; $P < 0,00001$) (Tabla 15 y Figura 19) hace descartar la posibilidad de que el aumento de observaciones se deba solamente a un incremento de los contactos “dobles” (por otra parte también posibles en los transectos por carretera). Si por ejemplo se cartografían los contactos obtenidos por ambos métodos de las dos especies de milano se observa (Figura 21) que los transectos en carretera no detectan a las especies en amplias áreas donde sí son localizadas mediante los puntos de observación, lo que de nuevo apoya la idea de la mayor efectividad de los puntos de muestro en la detección de especies.

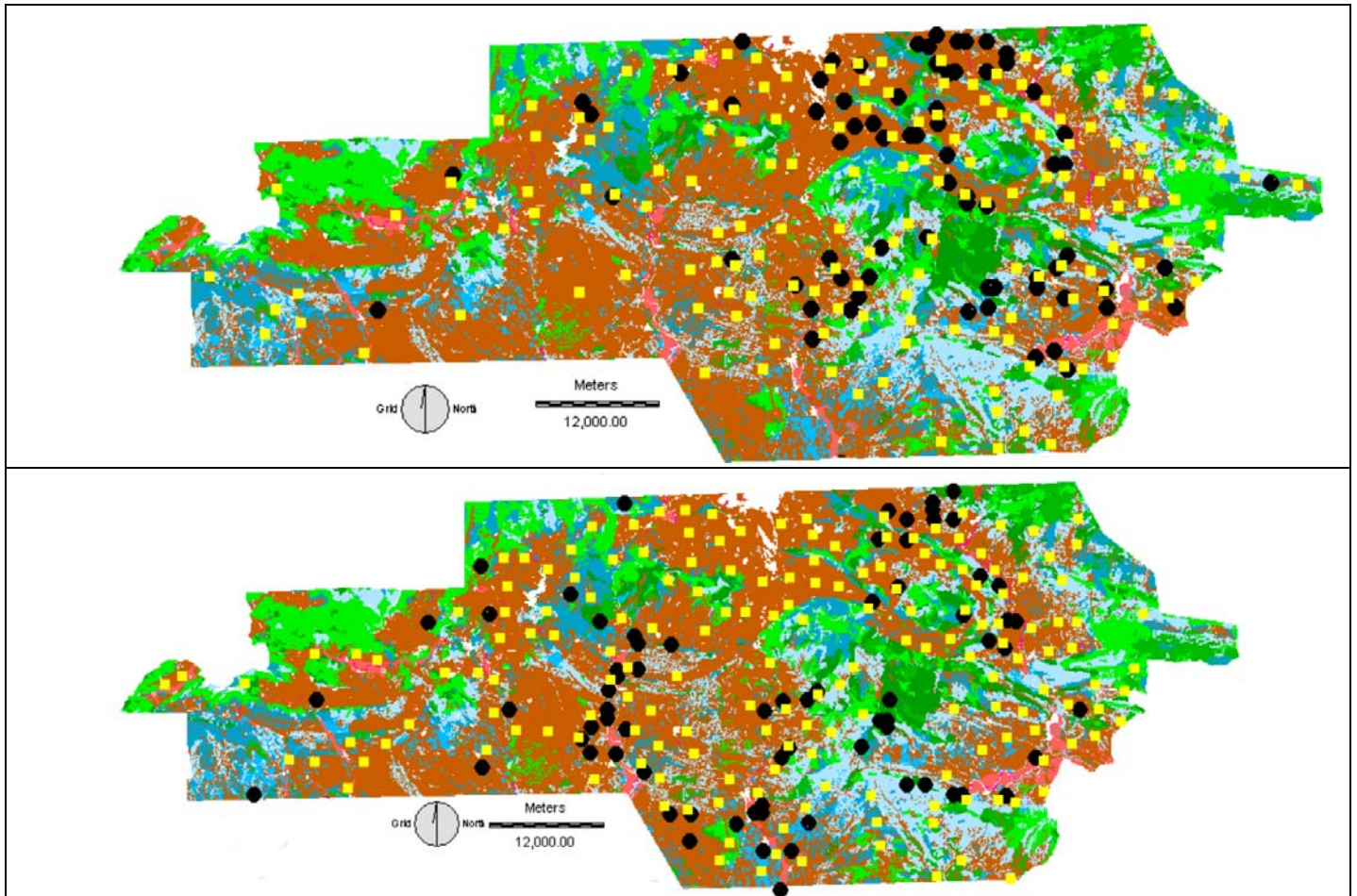


Figura 21. Localizaciones de milano real (arriba) y milano negro (abajo) en el área de estudio obtenidas mediante transectos por carretera (puntos negros) y mediante puntos de observación (cuadrados amarillos).

4.6.2.2. Diferencias en la distribución de los contactos por especies

Pudiera ser que existiese cierta disparidad en la detectabilidad de las diferentes especies, debido a variaciones en su tamaño, comportamiento, grado de gregarismo, tipo de vuelo, selección de hábitat, etc.. Por ello se ha comprobado si la distribución porcentual de contactos debida a cada especie es diferente según el método de trabajo. Nuevamente realizamos las comparaciones entre el trabajo de Deán y los dos observadores que utilizan puntos de conteo por separado, ya que la repetición del muestreo hace que éste sea globalmente más efectivo en la detección de especies (Verner & Ritter, 1985; Dobkin & Rich, 1998).

Existen diferencias significativas entre la distribución de contactos obtenida por ambos métodos de muestreo (test de chi-cuadrado; $\chi^2=103,96$, g.l.=18, $P<0,01$). Los transectos por carretera arrojan una proporción de cernícalo vulgar y aguilucho pálido significativamente mayor de la esperada y una proporción de águila culebrera y águila calzada significativamente menor de la esperada según el número total de observaciones realizadas. En cuanto a los puntos de conteo, la única incidencia relevante es que el observador 1 presenta una proporción de cernícalos vulgares menor de la esperada según su total de observaciones.

Dado el hecho de que un buen número de especies ($n=6$) no han sido detectadas en los transectos por carretera y sí en los puntos de conteo, la diferente distribución de los contactos de las especies menos abundantes entre ambos métodos de muestreo es más fácilmente constatable si se agrupan todas las especies ($n=13$) que acumulan individualmente menos de un 5% sobre el conjunto total de observaciones de Deán (las especies denominadas “*raras*” en la Tabla 16). Este grupo de especies suma un 10% del total en el muestreo realizado desde el automóvil, un porcentaje significativamente menor del esperado (que se sitúa en el 16,68%). Los resultados obtenidos mediante puntos de conteo por ambos observadores (18% y 16% respectivamente) no presentan ninguna tendencia significativa en este aspecto. En la Figura 22 puede observarse como mediante los puntos de observación se detectan a las aves rapaces “*raras*” en áreas más amplias que los transectos por carretera. También se observa que en el caso del alimoche, las 42 observaciones obtenidas por Deán se concentran solamente en ocho localizaciones.

Tabla 16. Distribución porcentual de los contactos obtenidos mediante transectos por carretera (Deán, 1995) y por puntos de conteo según cada observador (presente estudio).

Especie	Deán (1995)	Observador 1	Observador 2
Milano negro	35,05%	36,75%	28,48%
Cernícalo vulgar	21,39%	10,08%	12,23%
Milano real	18,22%	14,27%	28,48%
Alimoche	8,32%	11,66%	7,77%
Ratonero	6,93%	9,24%	6,79%
Aguilucho pálido	2,97%	0,75%	1,07%
Aguila culebrera	2,18%	5,50%	5,09%
Aguila calzada	1,98%	4,57%	5,45%
Aguilucho cenizo	1,78%	1,03%	0,98%
Alcotán	0,79%	0,84%	0,54%
Aguila real	0,20%	1,96%	1,43%
Halcón abejero	0,20%	0,65%	0,09%
Gavilán	0%	0,65%	0,27%
Azor	0%	0,56%	0,27%
Aguilucho lagunero	0%	0,56%	0,09%
Halcón común	0%	0,75%	0,71%
Aguila perdicera	0%	0,09%	0,09%
Quebrantahuesos	0%	0,09%	0,18%
Total <i>Raras</i> (<5% en el trabajo de Deán)	10,10%	18,00%	16,25%

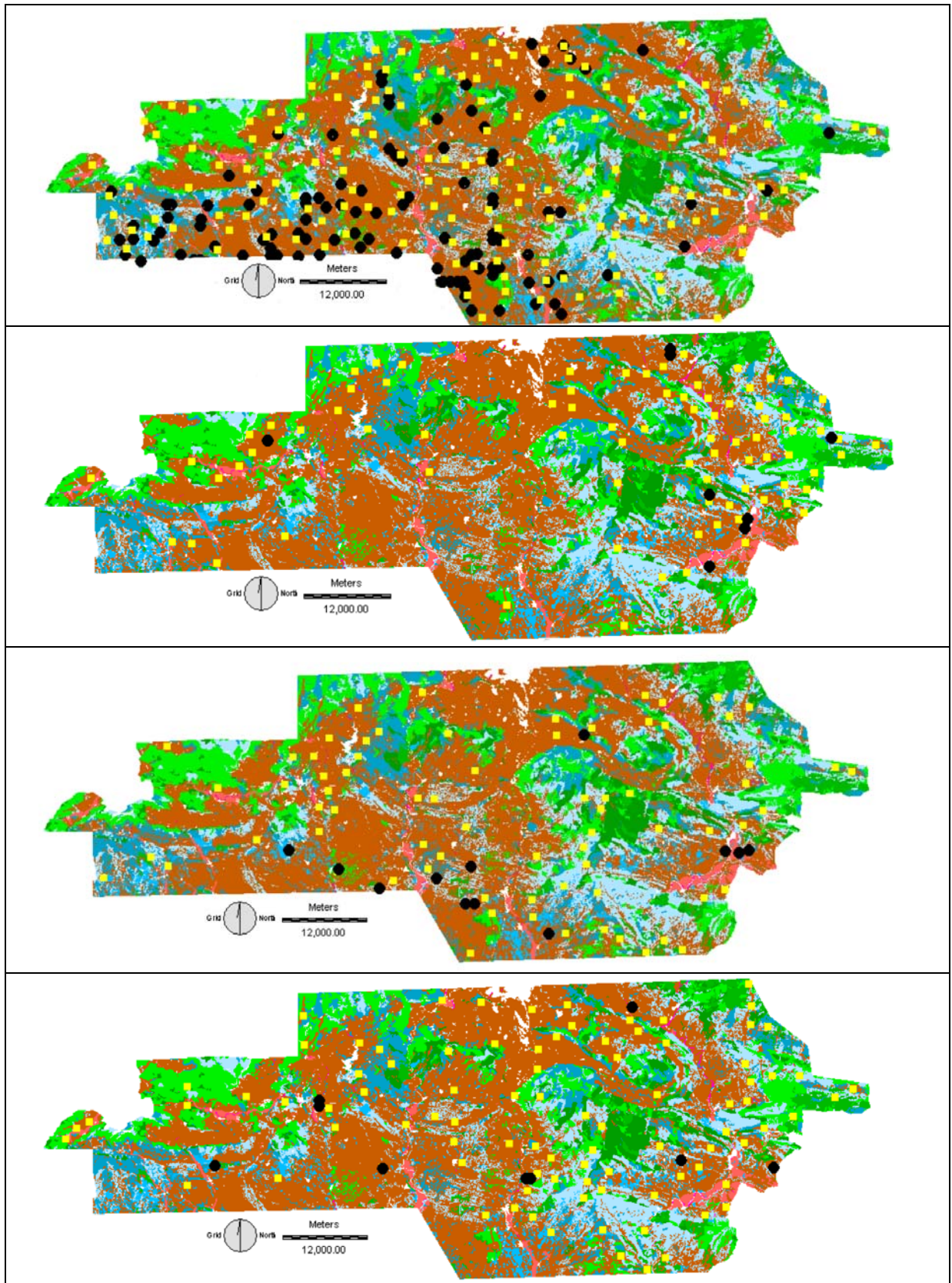


Figura 22. De arriba abajo, localizaciones de cernícalo, alimoche, águila culebrera y águila calzada en el área de estudio obtenidas mediante transectos por carretera (puntos negros) y mediante puntos de observación (cuadrados amarillos).

4.7. Análisis hábitats de nidificación y campeo de las diferentes especies

En este capítulo se ha preparado un apartado para cada especie estudiada en el que se ofrecen los resultados obtenidos en el análisis de los hábitats de nidificación (milano real, milano negro, águila calzada y águila culebrera) y de campeo (las especies anteriormente citadas más el ratonero común, alimoche y el cernícalo vulgar).

En primer lugar figuran unas tablas en las que figuran las características medidas en torno a los puntos de nidificación/al azar y puntos en los que aparece la especie/puntos en que no, así como el resultado de aplicar un test de Mann-Whitney (Siegel & Castellan, 1988) para constatar diferencias lineales entre ambas categorías. Para enfatizar las posibles diferencias entre puntos con rapaces y puntos en las que éstas están ausentes se ha realizado el mismo test comparando los puntos vacíos con aquellos en los que ambos observadores contactaron con la especie.

4.7.1. Milano negro

4.7.1.1. Hábitat nidificación

Para el caso del milano negro se cuenta con la localización de 30 enclaves de nidificación.

Tabla 17. Medianas y Rangos de las variables medidas en un radio de 1200 y 600 metros en torno a los nidos de milano negro y a los puntos al azar (test de U Mann Whitney). *Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Mediana nidos	Min.	Max.	Mediana azar	Min.	Max.	P
Radio de 1200 metros							
Número de usos	5.0	2.0	10.0	5.0	3.0	8.0	.053
Nº parcelas diferentes	18.5	2.0	36.0	16.0	8.0	29.0	.024
Metros entre diferentes usos	4913.0	844.0	8850.0	4320.0	1450.0	7704.0	.022
% Cultivo de secano	35.4	4.3	99.9	36.8	0.0	96.4	n.s.
% Pastizal	6.4	0.0	62.0	4.3	0.0	50.5	n.s.
% Matorral	14.5	0.0	60.6	19.4	.2	65.4	n.s.
% Ocupado por Frondosas	4.9	0.0	63.2	8.0	0.0	80.3	n.s.
% Ocupado por Pinar autóctono	0.0	0.0	33.2	0.0	0.0	61.8	n.s.
% Ocupado por Pinar exótico	1.9	0.0	36.9	1.6	0.0	53.7	n.s.
% Ocupado por Soto	0.0	0.0	14.8	0.0	0.0	1.6	.043
% Ocupado por Regadío	0.0	0.0	17.4	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	11.0	0.0	0.0	18.9	n.s.
Kilómetros de río	2.7	0.0	7.6	1.9	0.0	4.8	.018
Kms. de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	5.1	0.0	0.0	2.8	n.s.
Kms. de carretera	1.1	0.0	5.8	0.0	0.0	5.4	n.s.
Altura media	552.0	410.0	765.0	619.0	444.0	1038.0	.054
Pendiente	169.5	41.0	335.0	195.0	58.0	633.0	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº usos del suelo	4.0	1.0	8.0	3.0	1.0	5.0	.006
Metros entre diferentes usos	1445.0	404.0	2664.0	1252.0	404.0	2150.0	n.s.
Nº parcelas diferentes	8.0	1.0	21.0	7.0	1.0	15.0	.059
% Cultivo de secano	30.5	.6	100.0	36.4	0.0	100.0	n.s.
% Pastizal	2.2	0.0	54.8	.5	0.0	36.1	n.s.
% Matorral	10.6	0.0	65.8	10.0	0.0	63.5	n.s.
% Ocupado por Frondosas	7.8	0.0	91.3	11.7	0.0	99.9	n.s.
% Ocupado por Pinar autóctono	0.0	0.0	57.5	0.0	0.0	76.0	n.s.
% Ocupado por Pinar exótico	0.0	0.0	31.2	0.0	0.0	69.1	n.s.
% Ocupado por Soto	0.0	0.0	32.0	0.0	0.0	0.0	n.s.
% % Ocupado por Regadío	0.0	0.0	32.5	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	21.2	0.0	0.0	15.1	n.s.
Kilómetros de río	1.4	0.0	3.1	.6	0.0	2.0	.009
Kms. de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	1.1	n.s.
Kms. de carretera	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	1.5	n.s.
Altura media	544.0	408.0	758.0	631.0	447.0	1027.0	.056
Pendiente	111.5	26.0	304.0	118.0	27.0	507.0	n.s.

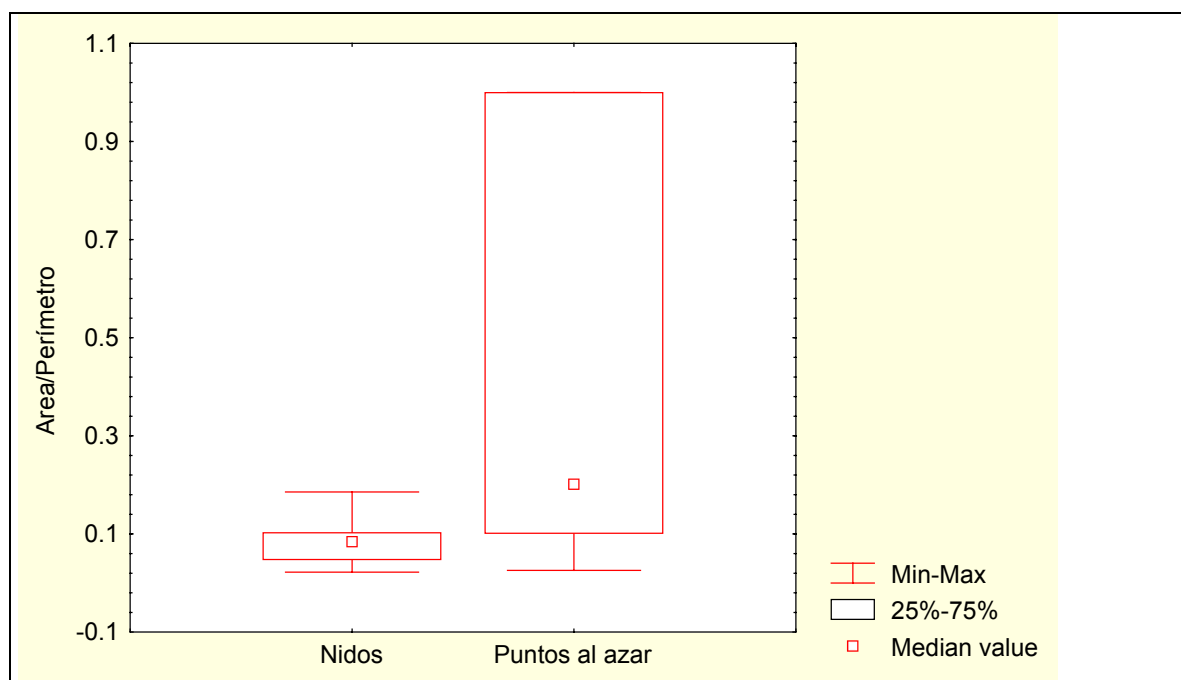


Figura 23. Relación área/perímetro de las manchas seleccionadas para nidificar por el milano negro (n=16) y las seleccionadas al azar (n=20). No se han incluido los nidos establecidos en árboles aislados o vegetación de ribera (debido a que la vegetación de ribera en el área de estudio es esencialmente lineal).

Tabla 18. Medianas y rangos de las variables que caracterizan los nidos de milano negro y a los puntos al azar (test de U Mann Whitney).

	Caracterización de la mancha donde está el punto analizado*						
	Mediana nidos	Min.	Max.	Mediana azar	Min.	Max.	P
Área de la mancha forestal	1.5	0.028	3.45	1.41	0.031	7.78	n.s.
Perímetro de la mancha forestal	15.33	0.88	35.52	2.92	0.031	71.36	n.s.
Área/Perímetro de la mancha	0.084	0.022	0.19	0.17	0.026	1	0.003
Altitud de la mancha forestal	689	415	783	643	484	998	n.s.
Distancia a núcleo urbano (km)	0.948	0.312	2.82	1.47	0.149	3.88	0.022

* Excepto para la distancia a núcleos urbanos, no se han incluido los nidos establecidos en árboles aislados o vegetación de ribera (debido a que la vegetación de ribera en el área de estudio es esencialmente línea) por lo que el tamaño de muestra es el siguiente para estas variables: nidos=16, puntos al azar=20.

Si comparamos los valores medios de las variables entre los puntos de nidificación y los elegidos al azar (Tabla 17), vemos que los puntos seleccionados por el milano negro para nidificar presentan altos valores de las variables que demarcan la presencia de cursos de agua, zonas de baja altitud, áreas más diversas (mayor número de usos del suelo, de diferentes parcelas dedicadas a diferentes usos y de kilómetros de borde entre hábitats diferentes). Hay que recordar la estrecha relación entre estas variables estructurales y los cursos de agua. Ninguna variable presentó diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni. Las manchas arboladas en las que se instalan presentan una relación área/perímetro significativamente menor que la de aquellas en las que se sitúan los puntos a azar (Tabla 18 y Figura 23). También se encuentran significativamente más cerca de núcleos urbanos.

Los modelos confeccionados para este ave presentan siempre a las variables relacionadas con la presencia de cursos de agua. Sin embargo no fue posible construir un modelo que fuera robusto, ya que los coeficientes de las variables que intervenían en los modelos dependían demasiado de casos puntuales.

A continuación se presenta el mejor de los modelos obtenidos (Tabla 19).

Modelo :

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-1.936	0.8740	1
2	0.6420	0.3008	Kilómetros Río primer y segundo orden (en 1200 mts.)
3	0.08824	0.04578	Nº Parcelas diferentes en 1200 mts.

Scaled deviance = 72.667 on 57 d.f. de 60 observaciones

Tabla 19. Modelo de selección de hábitat de nidificación por el milano negro.

En el modelo elaborado para caracterizar el hábitat de nidificación del milano negro se puede observar como la probabilidad de nidificación del milano negro crece en el entorno de ríos de apreciable tamaño rodeados de terrenos con diferentes usos de suelo en un entorno de 1200 metros (Figura 24). Se trata de un modelo que clasifica correctamente el 66,7% de los puntos analizados (el 56,66% de los emplazamientos de cría localizados y el 76,66% de los puntos al azar). Logra clasificar los puntos un 33% mejor que el azar ($Kappa=0,33$; $Z=3,96$; $P<0,05$). El valor de AUC es de 0,73.

Según el modelo construido el principal factor para la nidificación de la especie es la presencia de curso de agua de gran tamaño, escogiendo un entorno heterogéneo en torno al nido.

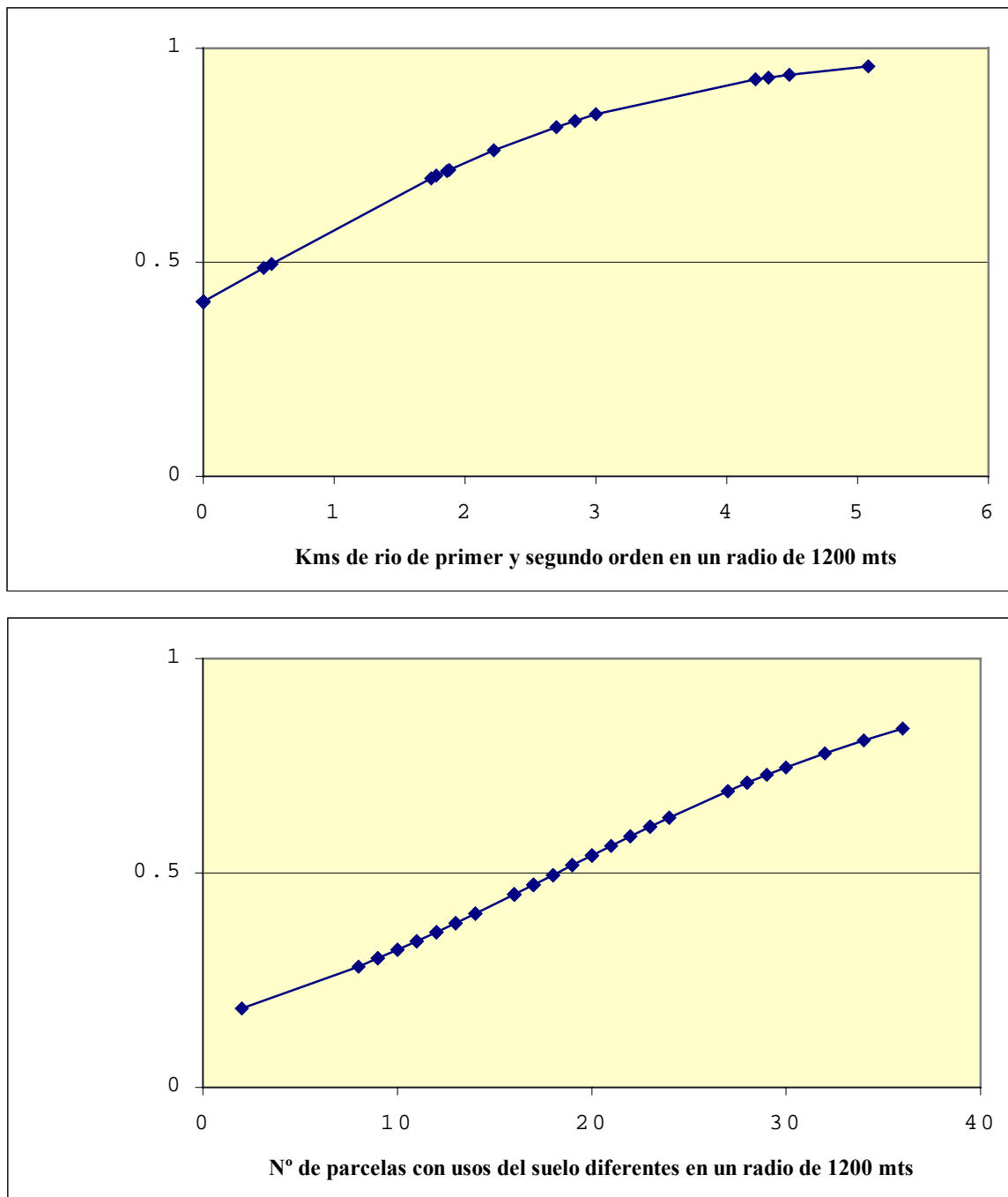


Figura 24. Probabilidad de nidificación de milano negro en un punto dado en función de los kilómetros de grandes ríos y del número de parcelas con usos del suelo diferentes en un radio de 1200 metros.

4.7.1.2. Hábitat campeo

En el caso del milano negro los puntos en los que se localizó algún ejemplar fueron 175, mientras que 114 arrojaron resultado negativo.

Tabla 20. Valores y resultado de las comparaciones mediante el Test de U Mann-Whitney de las variables que caracterizan los puntos de conteo con/sin contactos de milano negro. *Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Median a puntos con contact os	Min.	Max.	Median a puntos sin Contact os	Min.	Max.	P
Radio de 1200 metros							
Nº Usos del suelo	5.0	1.0	9.0	5.0	2.0	10.0	n.s.
Metros de borde entre usos diferentes	20.6	.1	50.6	21.8	1.2	50.9	n.s.
Nº Parcelas diferentes	17.0	2.0	52.0	19.0	2.0	45.0	.054
%Ocupado por cultivo seco	63.6	0.0	100.0	43.2	0.0	99.3	.002
%Ocupado por matorral	8.4	0.0	78.1	9.9	0.0	90.7	n.s.
%Ocupado por Pastizal	2.8	0.0	76.0	5.1	0.0	53.7	.023
%Ocupado por Frondosas	.3	0.0	67.0	3.7	0.0	89.5	.004
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	59.2	0.0	0.0	46.0	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	32.7	0.0	0.0	77.3	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	10.5	0.0	0.0	2.7	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	37.1	0.0	0.0	19.5	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	60.9	0.0	0.0	57.5	n.s.
%Ocupada por improductivo	.7	0.0	80.56	0.0	0.0	14.7	.022
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	7.89	0.0	0.0	6.12	n.s.
Kilómetros de río	6.40	10.72	16.48	6.00	0.0	12.39	.000*
Orientación Predominante	7.0	1.0	8.0	7.0	1.0	8.0	n.s.
Índice Xericidad	490.3	199.8	657.8	507.8	282.6	720.8	n.s.
Terreno cubierto por la Vista	4.6	3.0	4.6	4.6	2.7	4.6	n.s.
Kilómetros de Carretera	2.4	0.0	8.4	2.4	0.0	8.8	n.s.
Altitud Mínima	453.0	320.0	763.0	486.0	320.0	1009.0	.000*
Altitud Máxima	617.0	366.0	1335.0	722.0	380.0	1306.0	.000*
Radio de 600 metros							
Nº Usos del suelo	3.0	1.0	9.0	4.0	1.0	7.0	n.s.
Metros de borde entre usos diferentes	17.02	0.1	36.24	17.42	0.8	34.72	n.s.
Nº Parcelas diferentes	7.0	1.0	22.0	7.0	1.0	19.0	n.s.
%Ocupado por cultivo seco	67.4	0.0	100.0	48.4	0.0	100.0	0.006
%Ocupado por matorral	5.3	0.0	96.2	5.9	0.0	99.7	n.s.
%Ocupado por Pastizal	0.0	0.0	89.7	3.1	0.0	79.6	0.033

%Ocupado por Frondosas	0.0	0.0	76.4	0.0	0.0	94.1	0.006
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	70.5	0.0	0.0	53.4	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	43.9	0.0	0.0	85.0	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	18.1	0.0	0.0	2.6	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	51.5	0.0	0.0	41.6	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	66.1	0.0	0.0	76.2	n.s.
Ocupada por improductivo	0.0	0.0	38.5	0.0	0.0	30.4	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	34.82	0.0	0.0	2.33	n.s.
Kilómetros de río	17.81	0.0	5.34	1.52	0.0	3.85	0.037
Kilómetros de Carretera	.77	0.0	6.63	0.27	0.0	2.66	n.s.
Altitud Mínima	465.0	324.0	821.0	509.0	340.0	1085.0	0.000*
Altitud Máxima	551.5	360.0	1149.0	633.0	360.0	1286.0	0.000*
Variables no dependientes de un radio concreto							
Distancia núcleos urbanos	1.1	.0	7.1	1.3	.1	6.4	n.s.
Distancia Roquedos	3.3	.1	16.0	4.0	.1	15.0	n.s.
Distancia Mancha Forestal	.6	0.0	3.3	.5	0.0	3.4	0.07
Altitud	502.1	347.4	961.9	565.0	347.5	1132.5	0.000*
Coordenada de la X (Oeste-Este)	6135.5	5474.0	6511.0	6015.0	5459.0	6588.0	0.000*
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	47233.0	47003.0	47393.0	47205.0	47004.0	47415.0	0.022

Al comparar las variables medidas en torno a los puntos donde se encuentra al milano negro con aquellos donde este no ha sido avistado (Tabla 20) se observa que éste caza sobre áreas en las que la superficie de secano (mediana =63,6%) es significativamente mayor que la de los puntos en los que no se presenta (media=43,2%). Es avistado en áreas despejadas, a más distancia de la mancha forestal más próxima, con valores significativamente más bajos de superficie forestal total, de bosque autóctono y de pastizal. También ocupa zonas con más kilómetros de río. Todas las variables relacionadas con la altitud (altura del punto, altura máxima y altura mínima del entorno) indican una preferencia hacia las zonas bajas. Prácticamente todas las variables mantienen las diferencias significativas en el entorno de los 600 metros.

Por último, presenta una preferencia por las zonas situadas al Este y al Norte del área de estudio.

Los kilómetros de ríos y las variables relacionadas con la altitud y el componente geográfico Este-Oeste continuaron presentando diferencias significativas tras la corrección de Bonferroni.

Cuando se comparan los puntos en los que los dos observadores han detectado milanos negros con aquellos sin presencia de la especie (Tabla 21), a las variables anteriormente mencionadas se unen algunas otras que ya presentaban valores casi significativos en la comparación anterior (Tabla 20). Así, las áreas en las que está presente el milano negro en los dos conteos realizados tienen menos kilómetros de borde y menos fragmentos diferentes de usos del suelo. También son áreas en las que se presentan más ríos de gran tamaño y con más vegetación de ribera.

Tabla 21. Variables que presentan diferencias significativas (test de Mann-Whitney) entre los puntos de conteo con resultado negativo y aquellos en los que los dos observadores han detectado milanos negros.

Variable	P
Radio de 1200 metros	
Metros de borde entre usos diferentes	0,039
Nº Parcelas diferentes	0,016
%Ocupado por cultivo seco	0,001
%Ocupado por Pastizal	0,049
%Ocupado por Frondosas	0,002
%Ocupado por Sotos	0,007
Altitud Mínima	0,000
Altitud Máxima	0,000
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0,005
Kilómetros de río	0,042
Kilómetros de Carretera	0,032
Radio de 600 metros	
%Ocupado por cultivo seco	0,002
%Ocupado por Frondosas	0,002
%Ocupado por Sotos	0,023
Altitud Máxima	0,000
Altitud Mínima	0,000
Kilómetros de río	0,024
No dependientes de un radio concreto	
Distancia núcleos urbanos	0,007
Distancia Roquedos	0,024
Altitud	0,000
Coordenada de la X (Oeste-Este)	0,000
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	0,000

También seleccionan zonas con más kilómetros de carretera y más lejanas a roquedos (aunque esta última circunstancia tiene difícil explicación).

Se ha construido un solo modelo:

Modelo 1:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-13.76	2.364	1
2	0.002766	0.0004012	Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	0.4124	0.08442	Kilómetros de río de primer y segundo orden(en 1200 mts.)
4	-0.004514	0.0008818	Altitud
5	-0.3066	0.08183	Distancia núcleos urbanos
6	-0.03241	0.01116	Nº Parcelas diferentes (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 409.7 on 283 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 22. Modelo nº1 de selección de hábitat de campeo por el milano negro

El modelo de selección de hábitat de campeo construido para el milano negro (Tabla 22) destaca la predilección del milano negro por zonas de baja altura con abundantes kilómetros

de grandes ríos. La probabilidad de que un milano negro sea avistado en un área aumenta conforme nos acercamos a cascos urbanos en medios con pocas parcelas dedicadas a diferentes usos. Este ave también aumenta sus efectivos al Este del área de estudio.

El modelo clasifica correctamente el 73% de los puntos a estudio (el 77,71% de los puntos en los que el ave está presente y el 65,79% de los puntos en los que no se presenta). Es una clasificación un 43,5% mejor que la debida al azar ($Kappa=0,435$; $Z=7,131$; $P<0,0001$). El valor de AUC es de 0,79. Clasifica correctamente el 49% de las localizaciones de milano negro obtenidas mediante transectos por carretera.

Una vez que el componente Oeste-Este es tenido en cuenta en el modelo, el factor más importante para avistar un milano negro es la presencia de ríos de primer y segundo orden. Prácticamente todas las variables definen medios bastante humanizados, a baja altitud y paisajísticamente homogéneos (con pocas parcelas diferentes). Bajas coberturas forestales y un entorno dominado por los campos de cereal son las otras dos variables, que, aunque finalmente no entran en el modelo de selección de hábitat, definen el entorno de los puntos de observación donde aparecen milanos negros según el análisis univariante realizado en la Tabla 20.

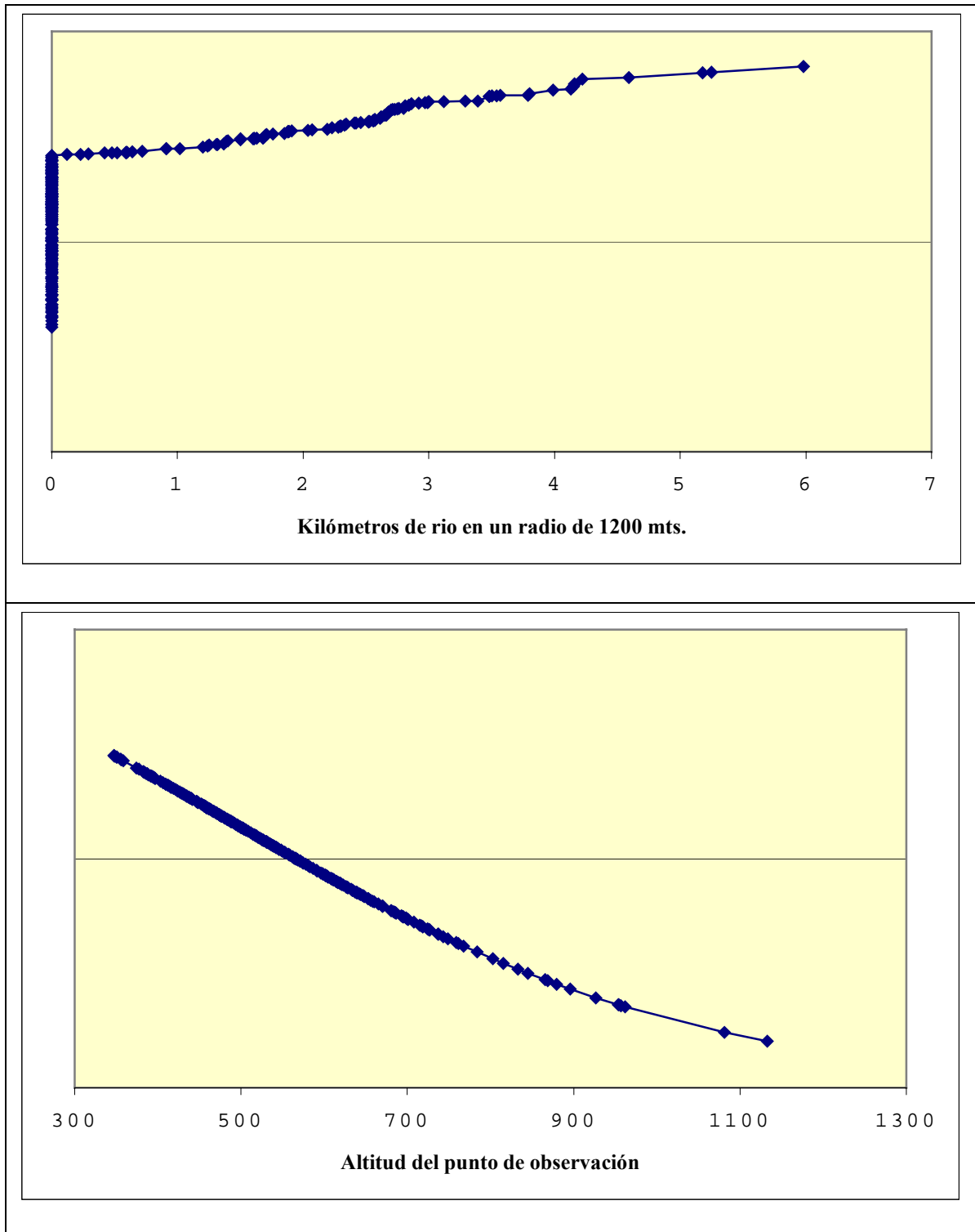


Figura 25. Probabilidad de presencia del milano negro en un punto de muestreo en función de los kilómetros de ríos en un radio de 1200 metros y la altitud del punto de observación.

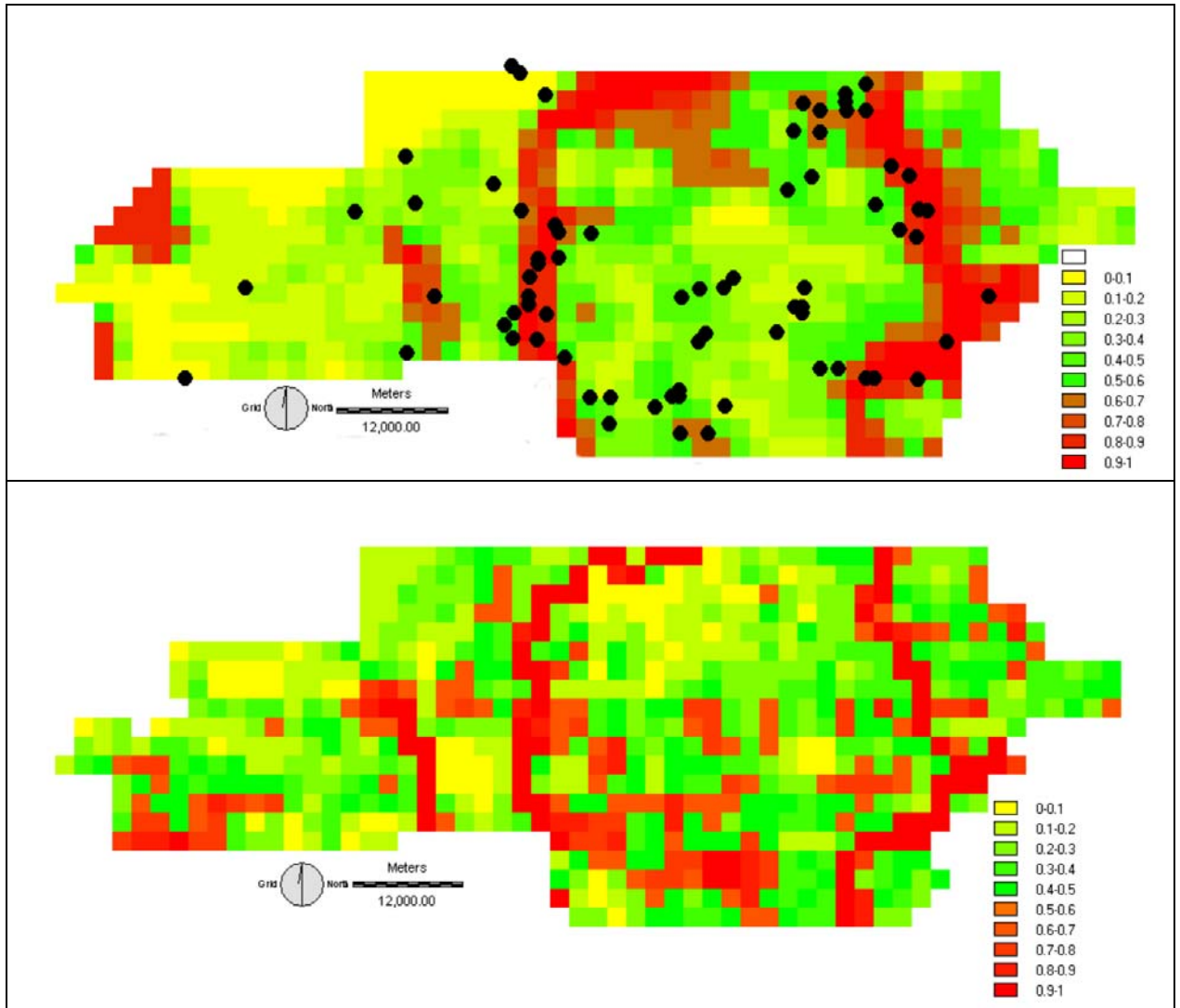


Figura 26 Mapa de probabilidad de campeo (arriba) y de nidificación (abajo) de milano negro. Los puntos negros del mapa superior representan las observaciones realizadas en un muestreo independiente (no utilizado para elaborar el modelo) realizado mediante transectos por carretera (Deán, 1995). La resolución de la imagen es de 4 km².

4.7.2. Milano real

4.7.2.1. Hábitat nidificación

Para esta especie se cuenta con una información considerable, ya que se han localizado 70 parejas diferentes en el área de estudio (Tabla 23)

Tabla 23. Medianas y Rangos de las variables medidas en un radio de 1200 y 600 metros en torno a los nidos de milano real y a los puntos al azar (test de U Mann Whitney:). * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Median a nidos	Mi n.	Ma x.	Media na azar	Mi n.	Ma x.	P
Radio de 1200 metros							
Nº usos del suelo	5.5	3.0	9.0	5.0	2.0	8.0	.007
Metros entre diferentes usos	4960.0	1990.0	8000.0	4412.0	1450.0	7704.0	.007
Nº parcelas diferentes	18.0	4.0	34.0	16.0	3.0	31.0	n.s.
% Cultivo de secano	46.2	3.5	92.5	30.4	0.0	96.4	.036
% Pastizal	4.0	0.0	44.0	4.3	0.0	54.0	n.s.
% Matorral	16.5	0.0	80.4	18.7	0.0	66.3	n.s.
% Ocupado por Frondosas	1.1	0.0	50.5	3.1	0.0	93.3	n.s.
% Ocupado por Pinar autóctono	0.0	0.0	27.6	0.0	0.0	61.8	n.s.
% Ocupado por Pinar exótico	1.7	0.0	47.7	1.6	0.0	90.6	n.s.
% Ocupado por Soto	0.0	0.0	14.6	0.0	0.0	2.1	.000*
% Ocupado por Regadío	0.0	0.0	27.4	0.0	0.0	.3	n.s.
% Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	24.8	0.0	0.0	18.9	n.s.
Kilómetros de río	3.1	0.0	8.7	2.2	0.0	5.7	.000*
Kms. de río de primer y segundo orden	.5	0.0	8.0	0.0	0.0	2.8	.000*
Kms. de carretera	1.6	0.0	4.8	1.3	0.0	5.4	n.s.
Altura media	525.5	208.0	842.0	620.0	405.0	1038.0	.000*
Pendiente	185.0	40.0	501.0	203.0	20.0	690.0	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº usos del suelo	4.0	1.0	7.0	3.0	1.0	6.0	.001*
Metros entre diferentes usos	1520.0	384.0	2374.0	1244.0	404.0	2364.0	.002
Nº parcelas diferentes	9.0	1.0	18.0	7.0	1.0	15.0	.001*
% Cultivo de secano	44.6	0.0	100.0	33.7	0.0	100.0	n.s.
% Pastizal	.1	0.0	49.4	.2	0.0	69.8	n.s.
% Matorral	14.3	0.0	79.2	15.7	0.0	77.0	n.s.
% Ocupado por Frondosas	0.0	0.0	65.3	0.0	0.0	100.0	n.s.
% Ocupado por Pinar exótico	0.0	0.0	75.5	0.0	0.0	97.3	n.s.
% Ocupado por Pinar autóctono	0.0	0.0	33.7	0.0	0.0	76.0	n.s.
% Ocupado por Soto	0.0	0.0	29.6	0.0	0.0	.6	.012
% Ocupado por Regadío	0.0	0.0	41.6	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	19.1	0.0	0.0	15.1	n.s.
Kilómetros de río	1.6	0.0	4.2	1.0	0.0	2.8	.000*
Kms. de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	1.4	0.0	0.0	1.1	n.s.
Kms. de carretera	.2	0.0	2.0	0.0	0.0	1.8	n.s.
Altura media	521.0	225.0	856.0	610.0	392.0	1027.0	.000*
Pendiente	83.0	20.0	432.0	115.0	20.0	418.0	n.s.

Tabla 24. Medianas y rangos de las variables que caracterizan las manchas forestales en las que se localizan los nidos de milano real y a los puntos al azar (test de U Mann Whitney).

VARIABLES QUE CARACTERIZAN LA MANCHA FORESTAL EN LA QUE SE SITUÁ EL PUNTO ANALIZADO*							
	Mediana nidos	Min	Max.	Mediana azar	Min	Max.	P
Área de la mancha forestal	0.625	.016	12.22	3.30	0.05	7.78	0.013
Perímetro de la mancha forestal	9.10	0.64	85.44	20.07	1.58	71.36	0.035
Area/Perímetro de la mancha	0.07	0.02	0.14	0.1	0.03	0.68	0.009
Altitud de la mancha forestal	614	414	838	703	448	998	0.000
Distancia a núcleo urbano	0.712	0.136	3.65	1.01	0.093	4.11	0.015

* Excepto para la variable de distancia a núcleos urbanos, no se han incluido los nidos establecidos en árboles aislados o vegetación de ribera (debido a que la vegetación de ribera en el área de estudio es esencialmente lineal), por lo que el tamaño de muestra para estas variables es el siguiente: nidos=28, puntos al azar=26.

Las localizaciones definidas por los nidos de milano real (Tabla 23) presentan, en torno a los 600 y los 1200 metros alrededor del nido, mayor número de kilómetros de río de mayor tamaño y también de cursos de agua de cualquier magnitud, mayor número de usos del suelo diferentes y mayor número de kilómetros de borde entre hábitats diferentes. En torno a los 600 metros se presentan también un mayor número de retazos diferentes de hábitat. Así mismo los milanos reales escogen para nidificar zonas de menor altitud que los puntos elegidos al azar y con una mayor proporción de superficie de cultivos de secano en un radio de 1200 metros en torno a los nidos.

Las diferencias en las variables relacionadas con los ríos y la altura media continúan siendo significativas después de la corrección de Bonferroni.

En cuanto a las características de las manchas forestales escogidas para nidificar, resultan ser más cercanas a núcleos urbanos, más pequeñas y con más borde en relación a su superficie, es decir, manchas pequeñas y poco compactas. También están situadas a menor altitud que los puntos al azar (Figura 27).

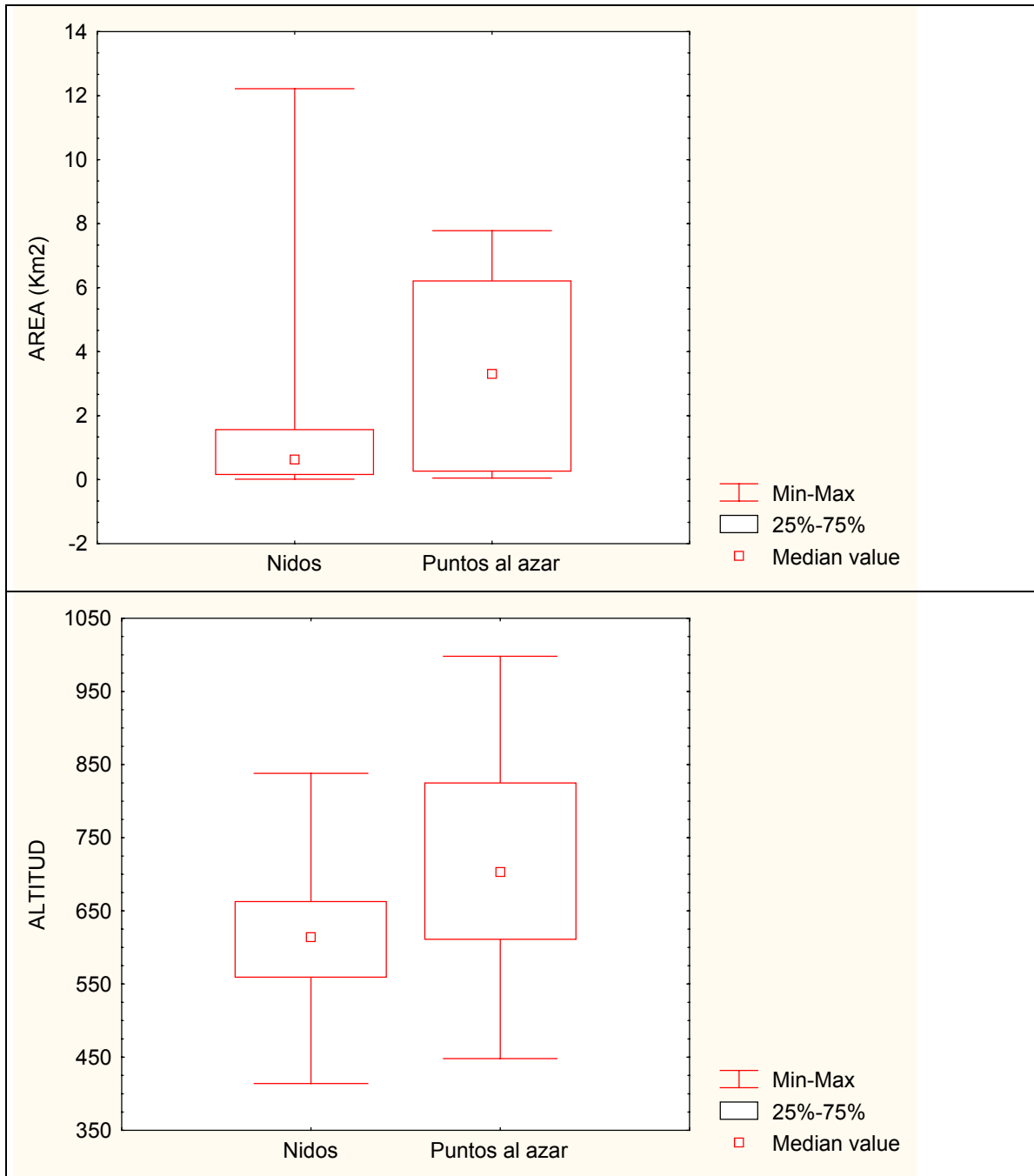


Figura 27. Caracterización del tamaño y altitud (

Tabla 24) de las manchas seleccionadas para nidificar por el milano real (n=28) y las seleccionadas al azar (n=26). No se han incluido los nidos establecidos en árboles aislados o vegetación de ribera (debido a que la vegetación de ribera en el área de estudio es esencialmente lineal).

Para el caso del milano real contamos con tres modelos diferentes capaces de clasificar significativamente mejor que el azar el conjunto de puntos al azar y lugares de nidificación analizados:

Modelo 1:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	3.838	1.234	1
2	0.7861	0.3987	%Ocupado por soto (en 1200 mts.)
3	-0.008271	0.002310	Altitud
4	0.1254	0.03992	% Ocupado por Frondosas (en 600 mts.)
5	-0.001718	0.0006771	(% Ocupado por Frondosas) ² (en 600 mts.)

Scaled deviance is 141.40 On 136 d.f. De 141 Observaciones

Tabla 25. Modelo nº1 de selección de hábitat de nidificación por el milano real.

En el primer modelo elaborado para caracterizar el hábitat de nidificación (Tabla 25) la probabilidad de que un área sea elegida por el milano real aumenta con la presencia de formaciones de ribera de importancia (puesto que en la cartografía disponible solo se reflejan los sotos de cierto tamaño). Se trata de un hábitat que marca fuertemente la diferencia entre los puntos al azar y los enclaves de nidificación: con tan sólo un 5% de la superficie en un entorno de 1200 metros ocupada por sotos, el modelo arroja una probabilidad del 99% de presencia de milano real nidificando (Figura 28). Según este modelo, la probabilidad disminuye con la altitud ya que por encima de los 570 metros de altitud la probabilidad de encontrara a la especie nidificando en un punto es menor de 0,5. Por otro lado se relaciona de un modo cuadrático con la superficie ocupada por masas de frondosas en un radio de 600 metros en torno al nido, alcanzándose la máxima probabilidad con una cobertura del 24,67%, a partir de la cual empieza a decaer la probabilidad de que el milano real nidifique en el área (ver Figura 28). Se trata de un modelo que clasifica correctamente el 74,5% de los puntos analizados (71,43% de los puntos de nidificación y el 77,14% de los puntos al azar), una clasificación un 49% mejor que al azar (Kappa=0,49; Z=5,83; P<0,001). El valor de AUC es de 0,80.

Modelo 2:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	3.455	1.387	Constante
2	0.8143	0.2302	Kilómetros Río Primer y segundo orden (en 1200 mts.)
3	0.1304	0.03959	% Ocupado por Frondosas (en 600 metros)
4	-0.001812	0.0006722	(% Ocupado por Frondosas) ² (en 600 metros)
5	-0.007829	0.002480	Altitud media (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 134.43 on 136 d.f De 141 Observaciones

Tabla 26. Modelo nº2 de selección de hábitat de nidificación por el milano real.

El modelo n° 2 (Tabla 26) es un modelo muy similar al anterior, en el que la importancia de los sotos es remplazada por los kilómetros de río de gran tamaño y la altura puntual del punto escogido por la altura media en un entorno de 1200 metros. La relación con la superficie ocupada por bosques de frondosas en un radio de 600 metros es idéntica a la anterior, con un óptimo en torno al nido de un 25% de superficie arbolada.

Este modelo clasifica correctamente el 73,8% de los 141 puntos analizados (el 67% de los nidos y el 80% de los puntos al azar). El modelo clasifica los puntos un 48% mejor que el azar ($Kappa=0,48$; $Z=5,83$; $P<0,001$). El valor de AUC es de 0,83.

Modelo 3:

	Coeficiente	E.E.	Variable
1	0.9709	1.223	1
2	0.7248	0.2172	Kilómetros Río de primer y segundo orden (en 1200 mts.)
3	0.1115	0.05410	Nº Parcelas diferentes (en 600 mts.)
4	-0.004026	0.001882	Altitud media (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 146.85 on 137 d.f De 141 Observaciones

Tabla 27. Modelo nº3 de selección de hábitat de nidificación por el milano real

Este tercer modelo (Tabla 27) sustituye la relación cuadrática con la superficie de frondosas por el número de parcelas diferentes de usos del suelo en un entorno de 600 metros en torno al punto seleccionado. Se trata de un modelo algo más modesto en su capacidad clasificadora puesto que clasifica correctamente el 71,6% de los puntos a examen (el 58,57% de los nidos y el 84,28% de los puntos escogidos al azar). Es un modelo un 28% mejor que el azar ($Kappa=0,28$; $Z=3,38$; $P<0,005$). El valor de AUC es de 0,80.

La nidificación del milano real en la zona parece condicionada por la presencia de cursos de agua de gran tamaño, siendo la superficie ocupada por los sotos la variable más importante para la especie. La probabilidad de encontrar milanos reales nidificantes disminuye conforme aumenta la altitud. El milano real también nidifica en masas forestales de frondosas, que ocupan de forma óptima un 25% de la superficie en 600 metros en torno al nido. A partir de este valor, la probabilidad de hallar un milano real nidificando disminuye. Probablemente esto se debe a que los nidos están situados en pequeños bosquetes o en el borde de masas forestales de mayor tamaño.

Los enclaves de nidificación del milano real se sitúan además en entornos más heterogéneos que los situados al azar y de hecho variables que cuantifican una alta fragmentación del área de nidificación intervienen significativamente ($P<0,025$) en varios modelos que finalmente no fueron escogidos. Las corrientes de agua están correlacionadas positivamente (r de Pearson=0,46; $P<0,05$) con el número de usos del suelo y con el número de fragmentos con diferentes usos del suelo ($r=0,24$; $P<0,05$).

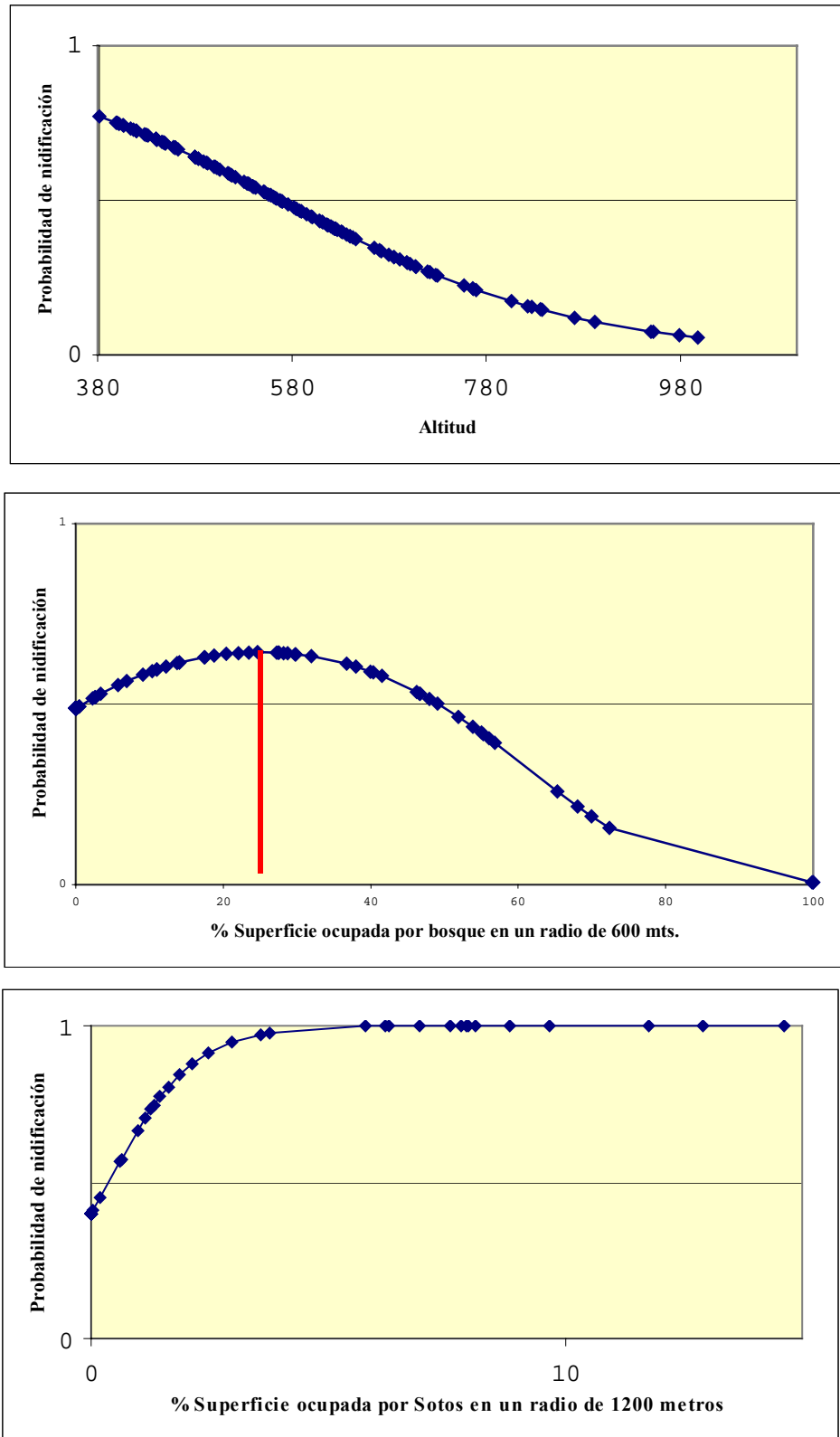


Figura 28. Probabilidad de nidificación del milano real en un punto dado en función de la superficie ocupada por la altitud media y la superficie ocupada por sotos en un radio de 1200 metros y por bosques de frondosas en un radio de 600 metros en torno al punto (modelo 1).

4.7.2.2. Hábitat campeo

Se contactaron milanos reales en 161 de los 289 puntos de observación.

Tabla 28. Valores y resultado de las comparaciones mediante el Test de U Mann-Whitney de las variables que caracterizan los puntos de conteo con/sin contactos de milano real. * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Mediana puntos con contacto s	Min.	Max	Mediana puntos sin Contacto s	Min.	Max	P
Radio de 1200 metros							
Nº Usos del suelo	5.0	1.0	10.0	5.0	2.0	10.0	n.s.
Metros de borde entre usos diferentes	21.8	.1	50.9	20.6	.6	50.6	n.s.
Nº Parcelas diferentes	18.0	2.0	46.0	17.0	2.0	52.0	n.s.
%Ocupado por cultivo seco	58.9	0.0	100.0	53.5	0.0	99.6	n.s.
%Ocupado por matorral	13.2	0.0	90.7	4.2	0.0	78.1	.000*
%Ocupado por Pastizal	3.4	0.0	76.0	3.7	0.0	60.5	n.s.
%Ocupado por Frondosas	.7	0.0	67.0	2.9	0.0	89.5	.024
%Ocupado por Coníferas exóticas	.1	0.0	59.2	0.0	0.0	46.0	.008
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	51.8	0.0	0.0	77.3	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	10.5	0.0	0.0	5.1	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	37.1	0.0	0.0	29.1	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	57.5	0.0	0.0	60.9	n.s.
%Ocupado por improductivo	0.0	0.0	805.6	.7	0.0	21.1	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0	0.0	6.854	0	0.0	7.89	n.s.
Kilómetros de río	6.70	10.72	13.24	5.61	0.0	16.48	.009
Kilómetros de Carretera	2.5	0.0	8.4	2.2	0.0	8.8	.059
Altitud Mínima	460.5	326.0	825.0	474.0	320.0	1009.0	n.s.
Altitud Máxima	672.0	390.0	1286.0	670.0	366.0	1335.0	n.s.
Orientación Predominante	7.0	1.0	8.0	7.0	1.0	8.0	n.s.
Terreno cubierto por la Vista	4.6	3.0	4.6	4.6	2.7	4.6	n.s.
Índice Xericidad	499.1	199.8	680.8	505.5	242.4	720.8	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº Usos del suelo	4.0	1.0	9.0	4.0	1.0	9.0	n.s.
Metros de borde entre usos diferentes	17.67	.1	36.24	16.02	0.4	34.8	n.s.
Nº Parcelas diferentes	7.0	1.0	22.0	7.0	1.0	20.0	n.s.
%Ocupado por cultivo seco	65.8	0.0	100.0	58.7	0.0	100.0	n.s.
%Ocupado por matorral	9.7	0.0	99.7	.6	0.0	94.9	.002
%Ocupado por Pastizal	0.0	0.0	84.8	.3	0.0	89.7	n.s.
%Ocupado por Frondosas	0.0	0.0	64.7	0.0	0.0	94.1	.014
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	70.5	0.0	0.0	42.9	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	47.0	0.0	0.0	85.0	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	13.7	0.0	0.0	18.1	n.s.

%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	51.5	0.0	0.0	41.6	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	76.2	0.0	0.0	66.1	n.s.
%Ocupado por improductivo	0.0	0.0	29.9	0.0	0.0	38.5	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0	0.0	3.30	0	0.0	3.48	n.s.
Kilómetros de río	1.85	0.0	3.94	1.26	0.0	5.36	.000*
Kilómetros de Carretera	.77	0.0	6.63	.11	0.0	4.44	.044
Altitud Mínima	480.0	327.0	881.0	483.0	324.0	1085.0	n.s.
Altitud Máxima	592.5	360.0	1286.0	586.0	360.0	1191.0	n.s.
Variables no dependientes de un radio concreto							
Distancia núcleos urbanos	1.0	.0	7.1	1.3	.1	6.4	.071
Distancia Roquedos	3.8	.1	16.0	3.1	.1	15.0	.070
Distancia Mancha Forestal	.6	0.0	3.3	.5	0.0	3.4	n.s.
Altitud	531.6	347.4	957.0	531.6	347.5	1132.5	n.s.
Coordenada de la X (Oeste-Este)	6205.5	5516.0	6588.0	5925.0	5459.0	6564.0	.000*
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	47247.0	47006.	47415.	47196.0	47003.	47384.	.001*
		0	0		0	0	

Si comparamos los valores medios de las variables entre los puntos con contactos de milano real y aquellos en los que no se presenta la especie (Tabla 28), encontramos que los puntos vacíos muestran valores significativamente mayores en el porcentaje de la superficie ocupado por masas forestales de frondosas autóctonas. Los puntos en los que aparece el milano real son áreas más abiertas, con mayor proporción de matorral y con mayor extensión de pinares exóticos. También son áreas con mayor presencia de cursos de agua de cualquier tamaño y más kilómetros de carretera en el radio de 600 metros (casi significativo en el del 1200). Se aprecia así mismo una mayor abundancia de la especie en el sector Este y Norte del área de estudio. Las diferencias significativas se mantienen en los dos radios considerados.

El porcentaje ocupado por matorral, los kilómetros de río de cualquier tamaño y las variables de autocorrelación espacial continúan manteniendo diferencias significativas tras la corrección de Bonferroni.

Tabla 29. Variables que presentan diferencias significativas (test de la U de Mann-Whitney) entre los puntos de conteo con resultado negativo y aquellos en los que los dos observadores han detectado milanos reales.

Variable	P
Radio de 1200 metros	
%Ocupado por matorral	.001
%Ocupado por Coníferas exóticas	.005
%Ocupado por matorral	.012
%Ocupado por Frondosas	.015
%Ocupado matorral-pastizal	.024
Kilómetros de río	.003
Kilómetros de Carretera	.028
Radio de 600 metros	
%Ocupado por bosque	.046
%Ocupado por Frondosas	.012
Kilómetros de río	.003
Distancia núcleos urbanos	.039
Coordenada de la X (Oeste-Este)	.000
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	.000

La comparación entre los puntos que no tienen milanos reales con aquellos en los que ambos observadores los han detectado (Tabla 29) permite caracterizar a estos últimos como entornos con menos superficie forestal, más kilómetros de río de cualquier tamaño, más kilómetros de carretera y más próximos a núcleos de población. Se mantienen también las diferencias significativas entre las variables antes detectadas en la Tabla 28.

Se han elaborado dos modelos de selección de hábitat de campeo para el milano real:
Modelo 1:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-200.2	48.34	1
2	0.003118	0.0004104	Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	0.003574	0.001023	Coordenada de la Y (Sur-Norte)
4	-0.02682	0.007527	%Ocupado por Bosque (en 1200 mts)
5	0.1650	0.07771	Kilómetros de río (en 1200 mts)
6	0.04755	0.01594	Altitud Máxima (en 1200 mts.)
7	-5.801e-05	0.00002019	(Altitud Máxima) ² (en 1200 mts.)
8	2.213e-08	8.093e-09	(Altitud Máxima) ³ (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 387.10 on 281 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 30. Modelo nº 1 de selección de hábitat de campeo por el milano real.

El primer modelo elaborado para caracterizar el hábitat de campeo del milano real (Tabla 30) presenta a la proporción de bosque como factor negativo y un aumento de la probabilidad de presencia en el área conforme aumentan los kilómetros de cursos de agua de cualquier tamaño. La relación cúbica con la altura (Figura 29) determina valores mínimos de probabilidad de presencia en las zonas más bajas, un máximo de la probabilidad de hallar milanos en las zonas de altura media (656 metros) y un descenso de la probabilidad conforme aumenta la altura, hasta el valor de 1100 metros, dónde se inicia un repunte de la probabilidad de contactar con un ave en las zonas más altas (por otra parte escasas en el área de estudio). El gradiente Oeste-este se manifiesta fuertemente en todos los modelos alternativos posibles para el milano real. También lo hace el Sur-Norte en el modelo nº1, aunque de forma menos marcada. Se trata de un modelo que clasifica acertadamente el 69,6% del total de 289 puntos de observación (72,67% de los puntos en los que se presenta y 65,63% de los que no está presente). Es una clasificación un 38,3% mejor que el azar (Kappa=0,38; Z=6,38; p<0,0001). El valor de AUC es de 0,77. Clasifica correctamente el 91,94% de las localizaciones de milano real obtenidas mediante transectos por carretera (Figura 30).

Modelo 2:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-19.71	2.428	1
2	0.003227	0.0003965	Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	-0.02444	0.005933	% Ocupado por Bosque (en 1200 mts.)
4	-0.1596	0.07712	Distancia núcleos urbanos
5	0.1754	0.07412	Kilómetros de río (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 411.6 on 284 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 31. Modelo nº 2 de selección de hábitat de campeo por el milano real.

El modelo nº 2 de selección de hábitat de campeo (Tabla 31) es un modelo bastante similar al anterior en el que la altitud ha sido sustituida por la distancia a núcleos de población, en el sentido de que la probabilidad de hallar milanos reales campeando disminuye conforme aumenta la distancia del punto de observación a núcleos de población habitados. tiene una capacidad predictiva muy similar al anterior, puesto que clasifica correctamente un 70,2% de los puntos de muestreo (73,29% de los puntos en los que se presenta y un 66,41% de los puntos en los que no se presenta). Es una clasificación un 39,6% mejor de la que se obtendría al azar (Kappa=0,396; Z=6,6; p<0,0001). El valor de AUC es de 0,77. Clasifica correctamente el 91,04% de las localizaciones de milano real obtenidas mediante transectos por carretera. Las dos características comunes a los dos modelos elaborados son la presencia de cursos de agua de cualquier tamaño y la influencia negativa de la superficie forestal. La superficie de matorral es mayor en las áreas en las que se presenta (P<0,001) y también reduce significativamente la varianza (P<0,005) pese a no haber sido incluida en los modelos.

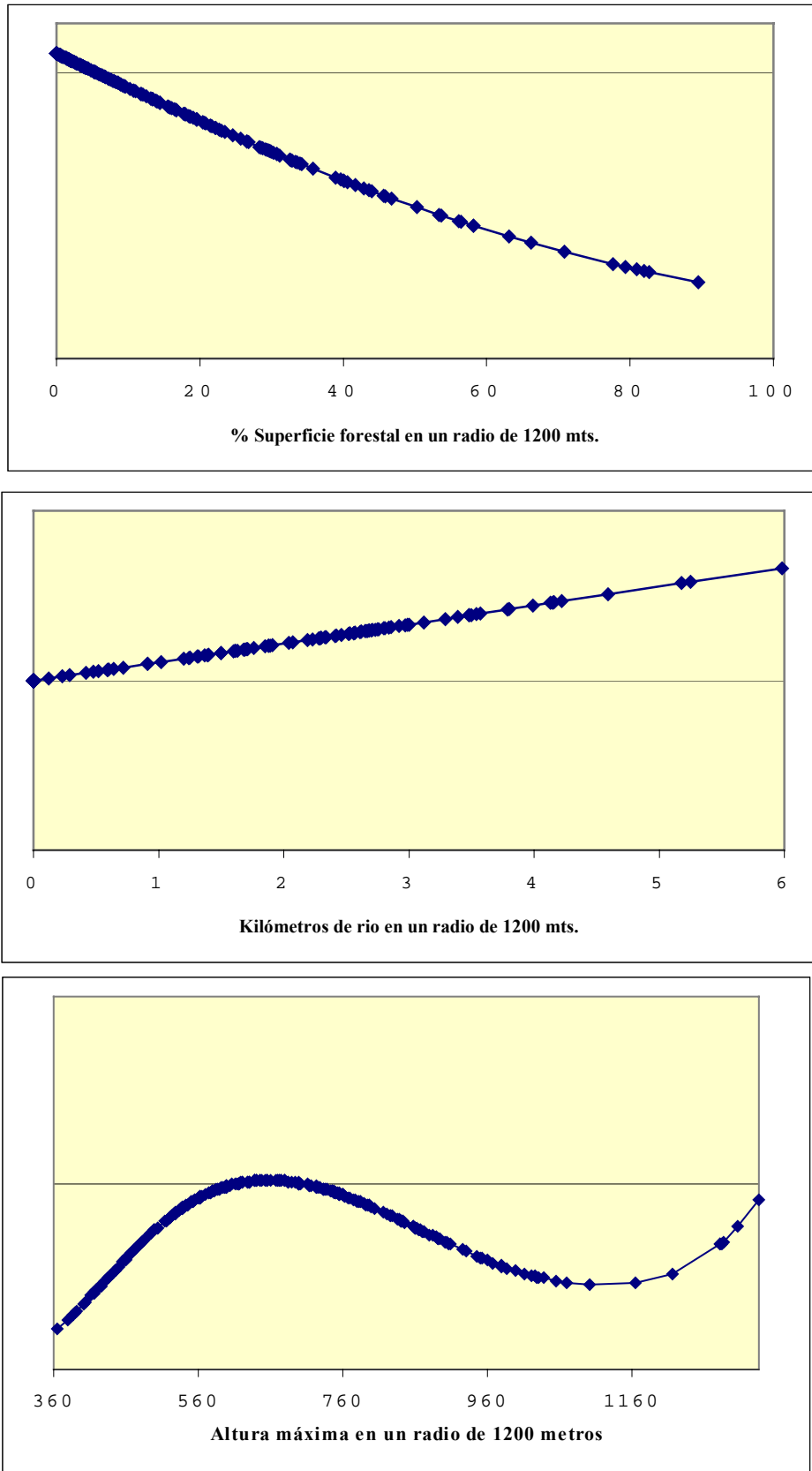


Figura 29. Probabilidad de presencia del milano real en un punto de muestreo en función de la superficie ocupada por bosques, los kilómetros de ríos y la altura máxima en un radio de 1200 metros (modelo 1).

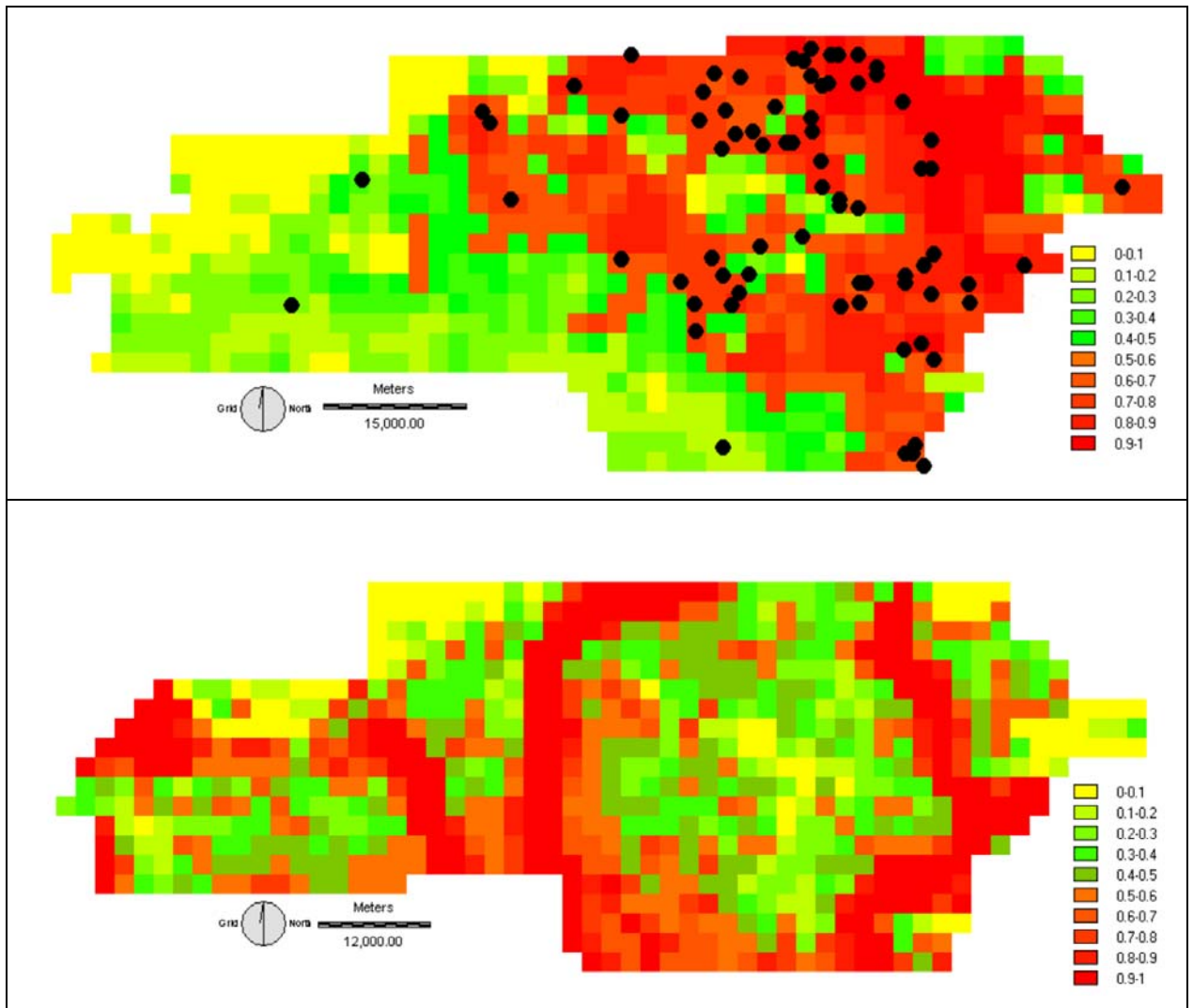


Figura 30. Mapa de probabilidad de campeo (arriba) y de nidificación (abajo) de milano real. Los puntos negros del mapa superior representan las observaciones realizadas en un muestreo independiente (no utilizado para elaborar el modelo) realizado mediante transectos por carretera (Deán, 1995). La resolución de la imagen es de 4 km².

4.7.3. Águila culebrera

4.7.3.1. Hábitat nidificación

Para el caso de esta especie se cuenta con 30 nidos localizados.

Tabla 32. Medianas y Rangos de las variables medidas en un radio de 1200 y 600 metros en torno a los nidos de águila culebrera y a los puntos al azar (test de U Mann Whitney). * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Median a nidos	Min .	Ma x.	Median a azar	Min .	Ma x.	P
Radio de 1200 metros							
Número de usos	5.5	3.0	8.0	5.0	2.0	8.0	.005
Metros entre diferentes usos	4865.0	1640.0	7988.0	4241.0	1582.0	6472.0	.011
Nº parcelas diferentes	19.5	6.0	35.0	14.5	3.0	25.0	.019
% Cultivo de secano	25.6	.0	65.7	10.7	0.0	90.3	.005
% Pastizal	4.5	0.0	34.4	4.4	0.0	50.5	n.s.
% Matorral	15.7	0.0	56.7	21.4	0.0	71.7	n.s.
% Ocupado por Frondosas	24.2	0.0	73.3	18.7	0.0	93.5	n.s.
% Ocupado por Pinar autóctono	.0	0.0	45.9	0.0	0.0	61.8	n.s.
% Ocupado por Pinar exótico	8.2	0.0	71.9	9.0	0.0	90.6	n.s.
% Ocupado por Soto	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Regadío	0.0	0.0	1.1	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	7.7	0.0	0.0	4.1	n.s.
Kilómetros de río	0.0	0.0	2.7	1.0	0.0	3.6	n.s.
Kms. de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	2.7	0.0	0.0	1.9	n.s.
Kms. de carretera	.4	0.0	2.9	0.0	0.0	5.4	.041
Altura media	634.5	421.0	889.0	694.0	424.0	1038.0	n.s.
Pendiente	243.5	111.0	530.0	283.5	102.0	690.0	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº usos del suelo	4.0	2.0	6.0	3.0	1.0	5.0	n.s.
Metros entre diferentes usos	1361.0	560.0	2136.0	1245.0	404.0	1940.0	n.s.
Nº parcelas diferentes	8.5	3.0	16.0	7.0	1.0	13.0	.016
% Cultivo de secano	9.1	0.0	56.2	3.1	0.0	87.5	n.s.
% Pastizal	0.0	0.0	34.0	0.0	0.0	36.1	n.s.
% Matorral	10.3	0.0	64.1	9.9	0.0	62.6	n.s.
% Ocupado por Frondosas	31.3	0.0	90.1	30.9	0.0	100.0	n.s.
% Cubierto por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	91.0	0.0	0.0	76.0	n.s.
% Ocupado por Pinar exótico	6.5	0.0	96.2	7.9	0.0	91.7	n.s.
% Ocupado por Soto	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	n.s.
% % Ocupado por Regadío	0.0	0.0	2.1	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	8.6	0.0	0.0	4.4	n.s.
Kilómetros de río	.3	0.0	2.4	.0	0.0	1.4	n.s.
Kms. de río de primer y	0.0	0.0	.3	0.0	0.0	1.1	n.s.

segundo orden							
Kms. de carretera	0.0	0.0	.9	0.0	0.0	1.1	n.s.
Altura media	659.0	434.0	900.0	718.5	420.0	1027.0	n.s.
Pendiente	166.0	60.0	382.0	189.5	42.0	507.0	n.s.

Tabla 33. Medianas y rangos de las variables que caracterizan las manchas forestales en las que se localizan los nidos de águila culebrera (n=30) y los puntos al azar (test de U Mann Whitney).

Variables que caracterizan la mancha en la que se sitúa el punto analizado							
	Mediana nidos	Min.	Max.	Mediana azar	Min.	Max.	P
Área de la mancha forestal	.9	0.0	33.8	2.5	.0	33.5	0.08
Perímetro de la mancha	10.7	0.0	134.1	18.8	1.7	179.0	n.s.
Area/Perímetro de la mancha	.1	.0	.3	.1	.0	.2	n.s.
Altitud de la mancha forestal	688.0	446.0	875.0	714.0	412.0	998.0	n.s.
Distancia a núcleo urbano (km)	1.05	0.175	4.15	1.73	0.424	4.11	0.006

Cuando comparamos los variables que caracterizan el entorno de los nidos de águila culebrera frente a los puntos al azar (Tabla 32), se presentan diferencias significativas en las variables relacionadas con los niveles de fragmentación del hábitat en un radio de 1200 metros: Número de usos del suelo diferentes, kilómetros de borde entre hábitats diferentes y número de fragmentos diferentes de hábitat. Esta última variable se presenta en las dos escalas consideradas (600 y 1200 metros).

La superficie ocupada por los cultivos de secano es significativamente mayor en los puntos utilizados para nidificar por el águila culebrera en el entorno de 1200 metros, aunque como se verá más adelante, no se trata de una relación lineal.

Las masas forestales escogidas para nidificar por el águila culebrera se sitúan significativamente más próximas a los núcleos de población y son más pequeñas que las escogidas al azar, aunque sólo de forma casi significativa ($p=0,08$) (Tabla 33 y Figura 31).

Ninguna variable presentó diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni.

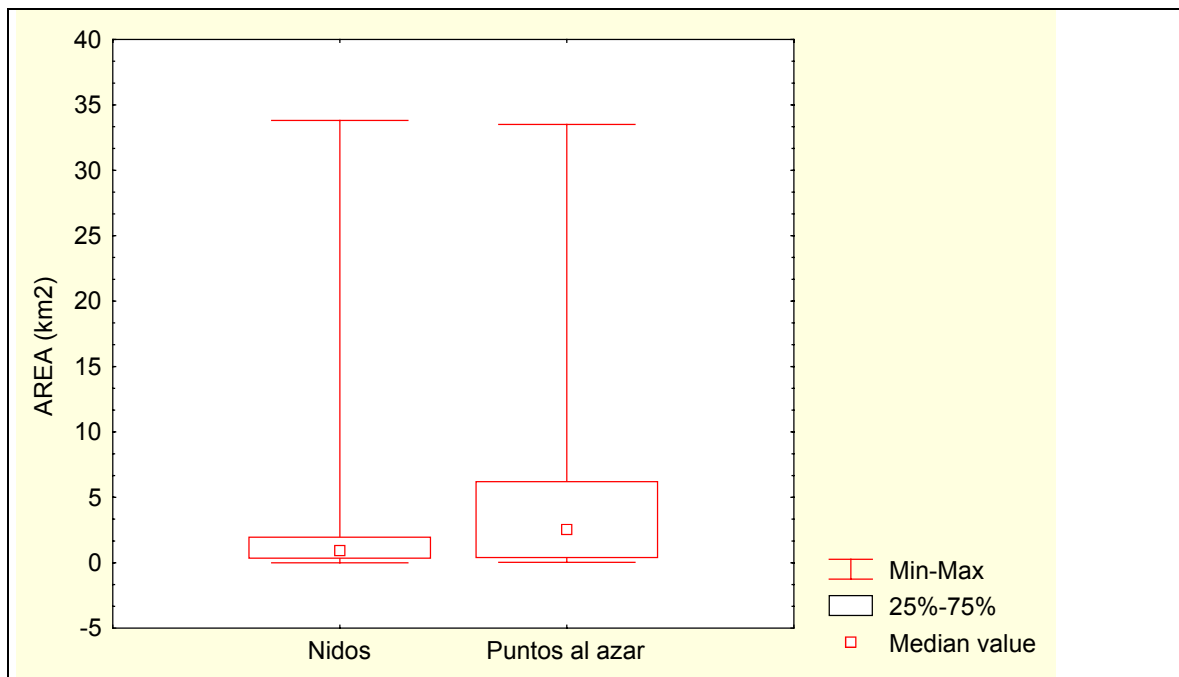


Figura 31. Tamaño de las manchas escogidas al azar y de las seleccionadas para nidificar por el águila culebrera (n=30).

Modelo 1:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-5.121	1.743	1
2	0.6987	0.3246	Número de usos (en 1200 mts.)
3	0.1531	0.05058	% Ocupado por Cultivos Secano (en 1200 mts.)
4	-0.001907	0.0006999	(% Ocupado por Cultivos Secano) ² (en 1200 mts.)
Scaled deviance is 58.24 on 55 d.f. de 59 Observaciones			

Tabla 34. Modelo de selección de hábitat de nidificación por el águila culebrera

Según el modelo elaborado en la Tabla 34 para calcular la probabilidad de que un águila culebrera nidifique en un punto dado, la probabilidad aumenta linealmente con el número de usos diferentes del suelo en un radio de 1200 metros. También presenta una relación cuadrática con la superficie de secano en el mismo radio presentando el óptimo en el 39,58 % de secano en torno al nido (Figura 32). Este modelo clasifica correctamente el 80% de los puntos muestreados (el 83,3% de los puntos de nidificación y el 75,86% de los puntos al azar) y es un 60% mejor que una clasificación debida al azar ($Kappa=0,6$; $Z=7,14$; $P<0,001$). El valor de AUC es de 0,84.

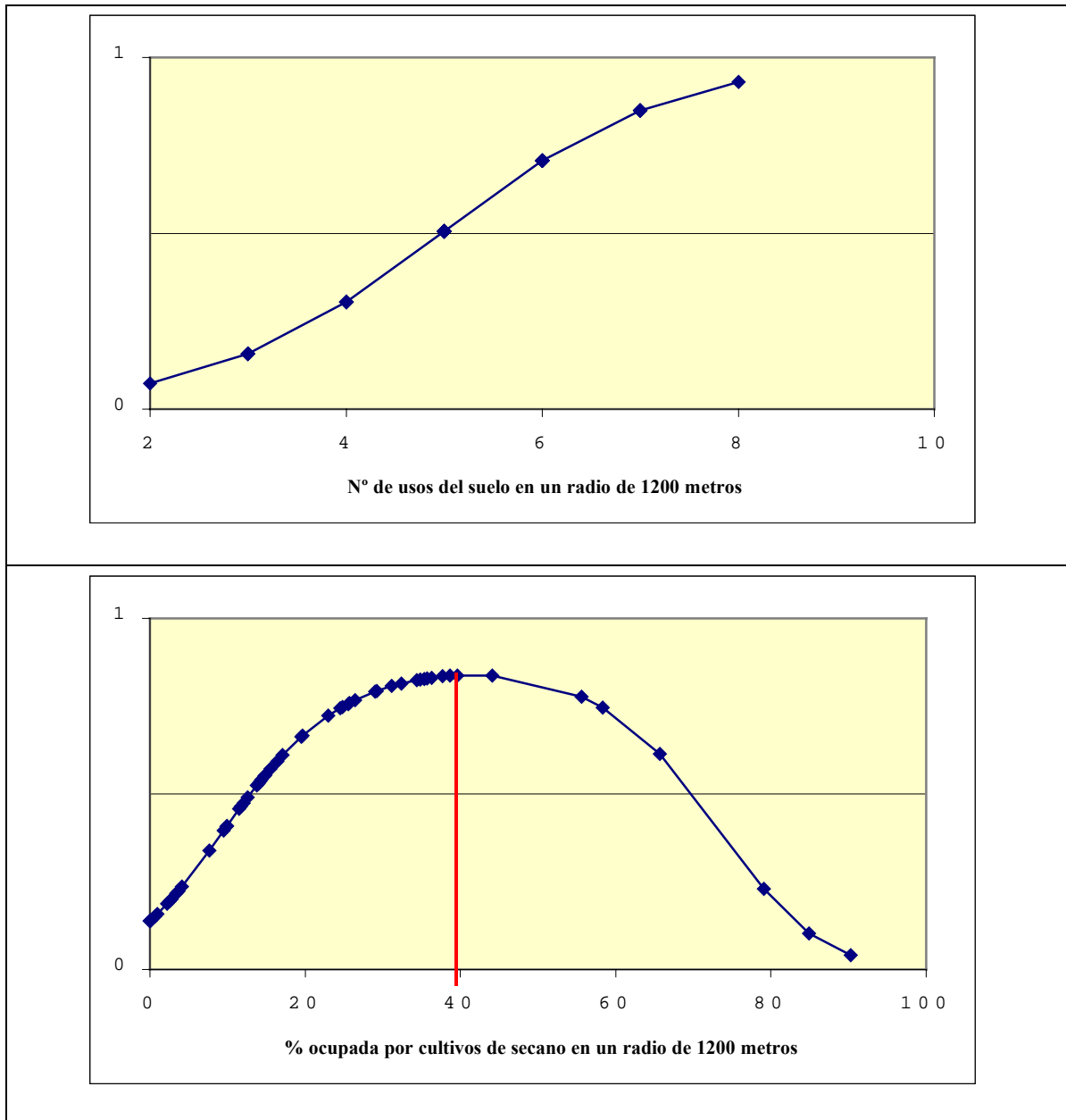


Figura 32. Probabilidad de nidificación del águila culebrera en un punto dado en función del número de usos del suelo y de superficie ocupada por cultivos de secano en un radio de 1200 metros.

4.7.3.2. Hábitat campeo

El águila culebrera fue detectada en 73 de los 289 puntos de conteo.

Tabla 35. Valores y resultado de las comparaciones mediante el Test de U Mann-Whitney de las variables que caracterizan los puntos de conteo con/sin contactos de águila culebrera. * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Mediana Puntos con contacto s	Min.	Max.	Mediana puntos sin Contacto s	Min.	Max	P
Radio de 1200 metros							
Nº Usos del suelo	5.00	2.00	10.00	5.0	1.0	10.0	n.s.
Metros de borde entre usos diferentes	22.98	.56	50.87	20.9	.1	50.6	.010
Nº Parcelas diferentes	20.00	2.00	48.00	17.0	2.0	52.0	.026
%Ocupado por cultivo seco	53.29	0.00	98.90	58.9	0.0	100.0	n.s.
%Ocupado por matorral	11.40	0.00	67.99	7.8	0.0	90.7	n.s.
%Ocupado por Pastizal	5.77	0.00	76.04	2.9	0.0	60.5	.036
%Ocupado por Frondosas	2.06	0.00	89.49	.9	0.0	80.9	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.00	0.00	46.04	0.0	0.0	59.2	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.00	0.00	41.20	0.0	0.0	77.3	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.00	0.00	10.53	0.0	0.0	9.2	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.00	0.00	20.00	0.0	0.0	37.1	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.00	0.00	32.68	0.0	0.0	60.9	n.s.
%Ocupado por improductivo	.45	0.00	7.46	.3	0.0	805.6	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	6.85	0.0	0.0	7.88	n.s.
Kilómetros de río	6.50	0.0	14.83	6.01	0.26	16.48	n.s.
Kilómetros de Carretera	2.42	0.00	7.04	2.4	0.0	8.8	n.s.
Altitud Mínima	460.00	320.00	800.00	471.5	320.0	1009.0	n.s.
Altitud Máxima	640.00	366.00	1215.00	677.5	380.0	1335.0	n.s.
Orientación Predominante	7.00	1.00	8.00	7.0	1.0	8.0	n.s.
Indice Xericidad	500.00	199.82	680.77	500.6	226.3	720.8	n.s.
Terreno cubierto por la Vista	4.56	3.01	4.56	4.6	2.7	4.6	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº Usos del suelo	4.00	2.00	7.00	3.0	1.0	9.0	n.s.
Metros de borde entre usos diferentes	18.62	0.46	33.84	16.56	0.1	36.24	n.s.
Nº Parcelas diferentes	8.00	2.00	22.00	7.0	1.0	20.0	n.s.
%Ocupado por cultivo seco	61.30	0.00	99.65	64.0	0.0	100.0	n.s.
%Ocupado por matorral	8.00	0.00	90.09	5.2	0.0	99.7	n.s.
%Ocupado por Pastizal	3.39	0.00	84.78	0.0	0.0	89.7	n.s.
%Ocupado por Frondosas	0.00	0.00	94.09	0.0	0.0	81.5	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.00	0.00	56.52	0.0	0.0	70.5	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.00	0.00	43.91	0.0	0.0	85.0	n.s.

autóctonas							
%Ocupado por Sotos	0.00	0.00	4.87	0.0	0.0	18.1	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.00	0.00	27.74	0.0	0.0	51.5	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.00	0.00	49.65	0.0	0.0	76.2	n.s.
%Ocupado por improductivo	0.00	0.00	16.17	0.0	0.0	38.5	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	3.30	0.0	0.0	3.49	n.s.
Kilómetros de río	1.56	0.0	5.36	1.65	0.0	7.89	n.s.
Kilómetros de Carretera	0.11	0.00	2.15	0.63	0.0	6.63	n.s.
Altitud Mínima	477.00	337.00	818.00	484.0	324.0	1085.0	n.s.
Altitud Máxima	582.00	360.00	1038.00	592.5	360.0	1286.0	n.s.
Variables no dependientes de un radio concreto							
Distancia núcleos urbanos	1.30	.10	6.00	1.1	.0	7.1	n.s.
Distancia Roquedos	4.00	.10	16.00	3.5	.1	14.0	n.s.
Distancia Mancha Forestal	.50	0.00	2.30	.5	0.0	3.4	n.s.
Altitud	530.40	347.66	926.57	536.1	347.4	1132.5	n.s.
Coordenada de la X (Oeste-Este)	6130.00	5514.00	6588.00	6090.5	5459.0	6562.0	n.s.
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	47214.00	47004.0	47378.0	47221.5	47003.0	47415.0	n.s.

Cuando comparamos los valores de las variables que caracterizan el entorno de los puntos donde se presenta el águila culebrera con aquellos donde no lo hace (Tabla 35), sólo se manifiestan diferencias significativas en tres de las variables estudiadas. Dos de ellas tienen que ver con la heterogeneidad del medio (el águila culebrera selecciona zonas más fragmentadas y con más kilómetros de borde entre usos del suelo diferentes). Así mismo campea en áreas con más superficie de pastizal.

En el caso de los puntos en el que la rapaz fue avistada por los dos observadores (Tabla 36), solamente una variable estructural, el número de parcelas dedicadas a diferentes usos del suelo resultó ser significativamente mayor que en los puntos donde no se avistó al ave. Ninguna variable presentó diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni.

Tabla 36. Variables que presentan diferencias significativas (test de Mann-Whitney) entre los puntos de conteo con resultado negativo y aquellos en los que los dos observadores han detectado águilas culebreras.

Variable	P
Radio de 1200 metros	
Nº Parcelas diferentes	.050

Para el águila culebrera se han construido dos modelos diferentes significativamente mejores que el azar y ambos constan de una sola variable que cuantifica la heterogeneidad estructural:

Modelo 1:

	Coeficiente		E.E.	Variable
1	-2.608	0.3046	1	
2	0.03624	0.01168		Metros de borde entre usos diferentes

			(en 1200 mts.)					
Scaled	deviance	is	296.8	on	287	d.f.	de	n=289
observaciones								

Tabla 37. Modelo nº1 de selección de hábitat de campeo por el águila culebrera

El primer modelo elaborado para caracterizar el hábitat de campeo del águila culebrera (Tabla 37) indica una mayor probabilidad de que la especie aparezca en un área a medida que ésta presente más kilómetros de borde entre hábitats diferentes (Figura 33). El modelo clasifica correctamente el 69% de los puntos de observación (37,5% de los puntos en los que el ave se presenta y 79,26% de los puntos en los que el ave está ausente) de una forma un 17% mejor que una clasificación debida al azar ($Kappa=0,17$; $Z=2,237$; $P<0,05$). El valor de AUC es de 0,60. Clasifica correctamente el 81,82% de las localizaciones de águila culebrera obtenidas mediante transectos por carretera.

Modelo 2:

	Coefficiente	SD	Variable
1	-2.287	0.2800	1
2	0.02402	0.01224	Nº Parcelas diferentes (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 294.9 on 287 d.f. de n=289 Observaciones

Tabla 38. Modelo nº2 de selección de hábitat de campeo por el águila culebrera

El segundo modelo para el hábitat de campeo del águila culebrera (Tabla 38) define la probabilidad de presencia de la rapaz en función del número de parcelas diferentes existentes (Figura 33). De forma parecida al anterior, clasifica correctamente el 67,5% de los puntos de observación, un 13,1% mejor que una clasificación debida al azar, ($Kappa=0,131$; $Z=1,724$; $P<0,05$). El valor de AUC es de 0,58. Clasifica correctamente el 66,67% de las localizaciones de águila culebrera obtenidas mediante transectos por carretera.

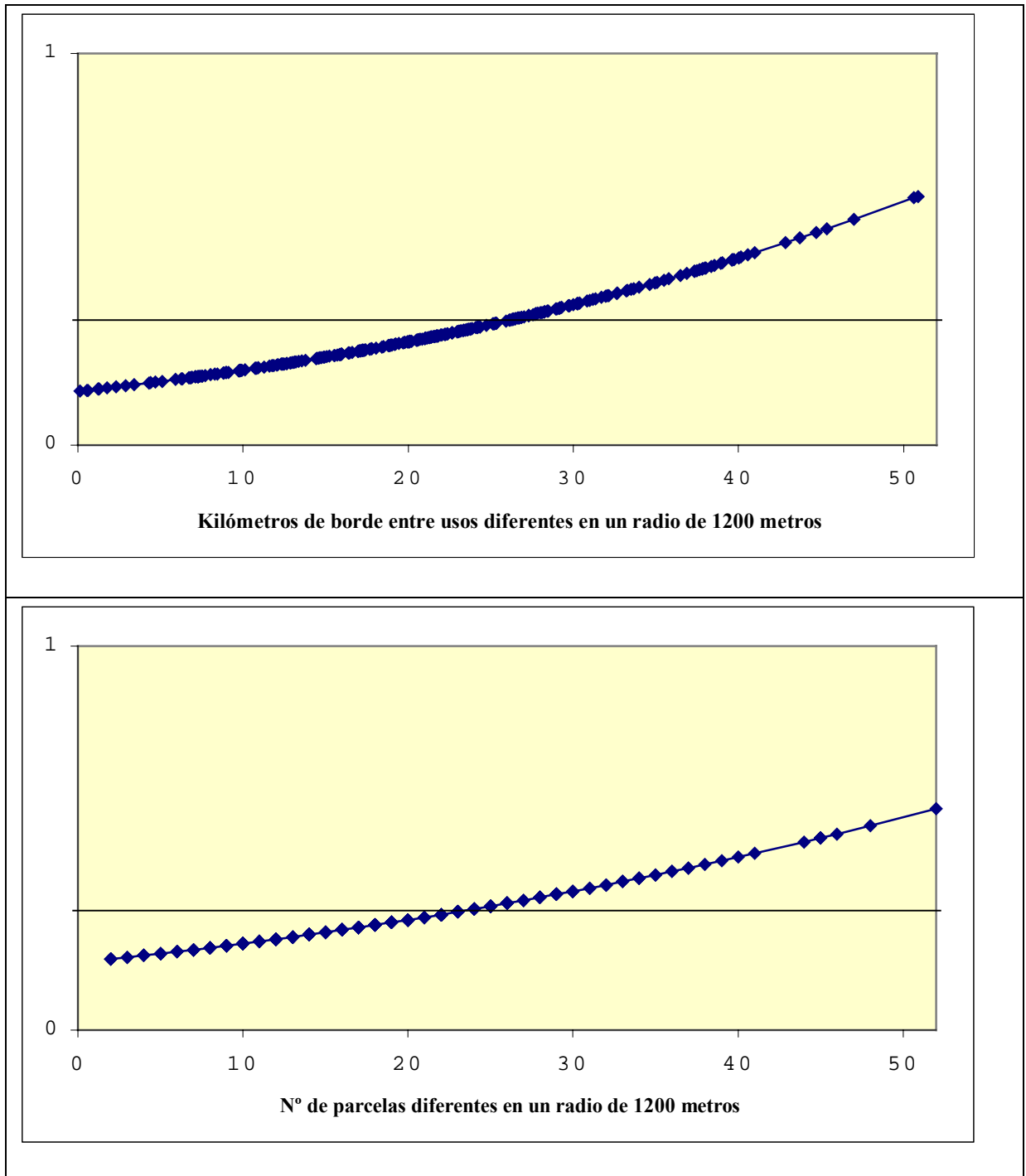


Figura 33. Probabilidad de localización del águila culebrera en un punto dado en función de los kilómetros de borde entre hábitats diferentes y del número de parcelas diferentes existentes en un radio de 1200 metros (modelos 1 y 2).

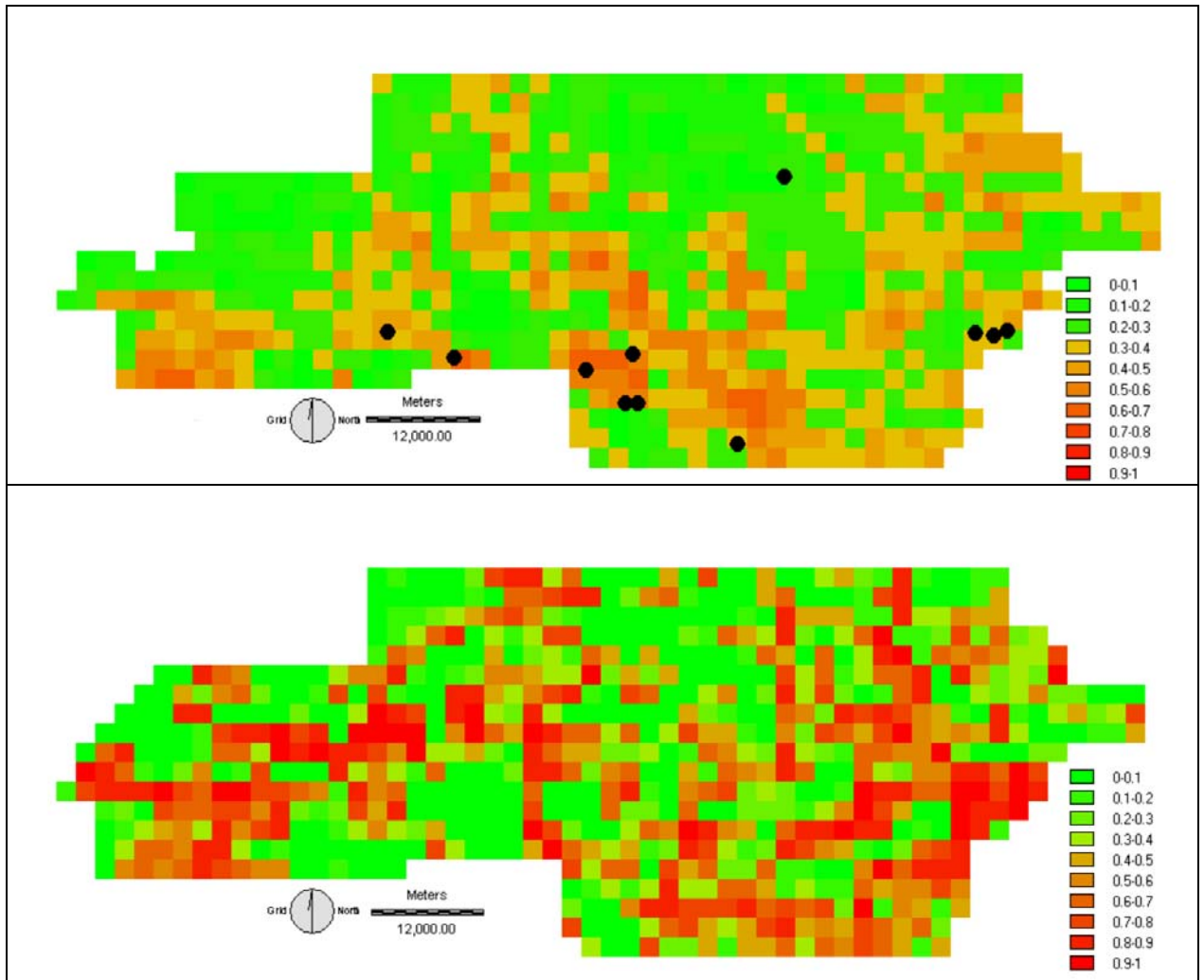


Figura 34. Mapa de probabilidad de campeo (arriba) y de nidificación (abajo) del águila culebrera. Los puntos negros del mapa superior representan las observaciones realizadas en un muestreo independiente (no utilizado para elaborar el modelo) realizado mediante transectos por carretera (Deán, 1995). La resolución de la imagen es de 4 km².

4.7.4. Águila calzada

4.7.4.1. Hábitat nidificación

Para esta rapaz contamos con 30 territorios localizados.

Tabla 39. Medianas y Rangos de las variables medidas en un radio de 1200 y 600 metros en torno a los nidos de águila calzada y a los puntos al azar (test de U Mann Whitney). * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Median a nidos	Min.	Max.	Median a azar	Min.	Max.	P
Radio de 1200 metros							
Número de usos	5.0	3.0	8.0	5.0	2.0	8.0	n.s.
Metros entre diferentes usos	5024.0	2570.0	8872.0	4297.0	1582.0	6472.0	.006
Nº parcelas diferentes	21.0	9.0	36.0	15.0	3.0	25.0	.006
% Cultivo de secano	25.9	1.8	86.6	12.2	0.0	90.3	.052
% Pastizal	7.3	0.0	25.8	4.4	0.0	50.5	n.s.
% Matorral	18.7	0.0	58.7	18.1	0.0	71.7	n.s.
% Ocupado por Frondosas	14.3	0.0	67.0	16.1	0.0	93.3	n.s.
% Ocupado por Pinar autóctono	1.5	0.0	50.7	0.0	0.0	61.8	.014
% Ocupado por Pinar exótico	2.4	0.0	50.5	9.0	0.0	90.6	.098
% Ocupado por Soto	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Regadío	0.0	0.0	8.7	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	5.2	0.0	0.0	4.1	n.s.
Kilómetros de río	2.0	0.0	8.7	1.0	0.0	3.2	.007
Kms. de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	7.9	0.0	0.0	1.9	n.s.
Kms. de carretera	.6	0.0	5.8	0.0	0.0	5.4	n.s.
Altura media	616.0	419.0	873.0	694.0	424.0	921.0	.041
Pendiente	223.0	60.0	402.0	238.5	97.0	690.0	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº usos del suelo	4.0	2.0	8.0	3.0	1.0	5.0	.083
Metros entre diferentes usos	1374.0	552.0	2738.0	1270.0	404.0	2292.0	n.s.
Nº parcelas diferentes	9.0	4.0	23.0	7.0	1.0	13.0	.024
% Cultivo de secano	15.5	0.0	82.6	5.2	0.0	87.5	n.s.
% Pastizal	4.3	0.0	19.6	0.0	0.0	36.1	n.s.
% Matorral	11.6	0.0	43.1	5.8	0.0	52.5	n.s.
% Ocupado por Frondosas	23.5	0.0	95.8	29.3	0.0	100.0	n.s.
% Cubierto por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	57.5	0.0	0.0	76.0	.019
% Ocupado por Pinar exótico	.4	0.0	75.5	9.8	0.0	97.3	n.s.
% Ocupado por Soto	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Regadío	0.0	0.0	16.2	0.0	0.0	0.0	n.s.
% Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	8.9	0.0	0.0	4.4	n.s.
Kilómetros de río	.5	0.0	4.0	.0	0.0	1.3	.037
Kms. de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	1.1	n.s.
Kms. de carretera	0.0	0.0	2.3	0.0	0.0	1.1	n.s.
Altura media	644.0	408.0	871.0	709.0	420.0	944.0	.033
Pendiente	159.0	43.0	304.0	162.0	42.0	337.0	n.s.

Tabla 40. Medianas y rangos de las variables que caracterizan las manchas forestales en las que se localizan los nidos de águila calzada (n=30) y los puntos al azar (test de U Mann Whitney).

Caracterización de la mancha donde está el punto analizado							
	Median a nidos	Min.	Max.	Media na azar	Min.	Max.	P
Área de la mancha forestal	.8	.0	16.0	2.5	.0	33.8	.016
Perímetro de la mancha forestal	8.0	.9	123.0	15.6	1.4	125.9	.049
Area/Perímetro de la mancha	.1	.0	.2	.1	.0	.4	.005
Altitud de la mancha forestal	649.0	400.0	882.0	703.5	412.0	952.0	.060
Distancia a núcleo urbano (km)	1.0	0.176	3.23	1.75	0.424	4.11	.0008

Al comparar los valores medios de las variables que definen el entorno de los nidos de águila calzada con los definidos al azar (Tabla 39), encontramos que ésta escoge para nidificar zonas más bajas, con manchas de coníferas y cursos de agua en las cercanías. Como en el caso del águila culebrera, vuelven a ser más altos los valores indicadores de fragmentación en torno a los puntos de nidificación (metros de borde entre diferentes usos del suelo, número de parcelas diferentes en torno al nido).

Ninguna variable siguió presentando diferencias significativas una vez realizada la corrección de Bonferroni.

En lo que se refiere a las características de las masas forestales seleccionadas para nidificar, los nidos de esta rapaz se sitúan en manchas arboladas más cercanas a núcleos urbanos, más pequeñas (min=0,028 km²) y con una relación área/perímetro menor que las de los puntos al azar (Tabla 40 y Figura 35).

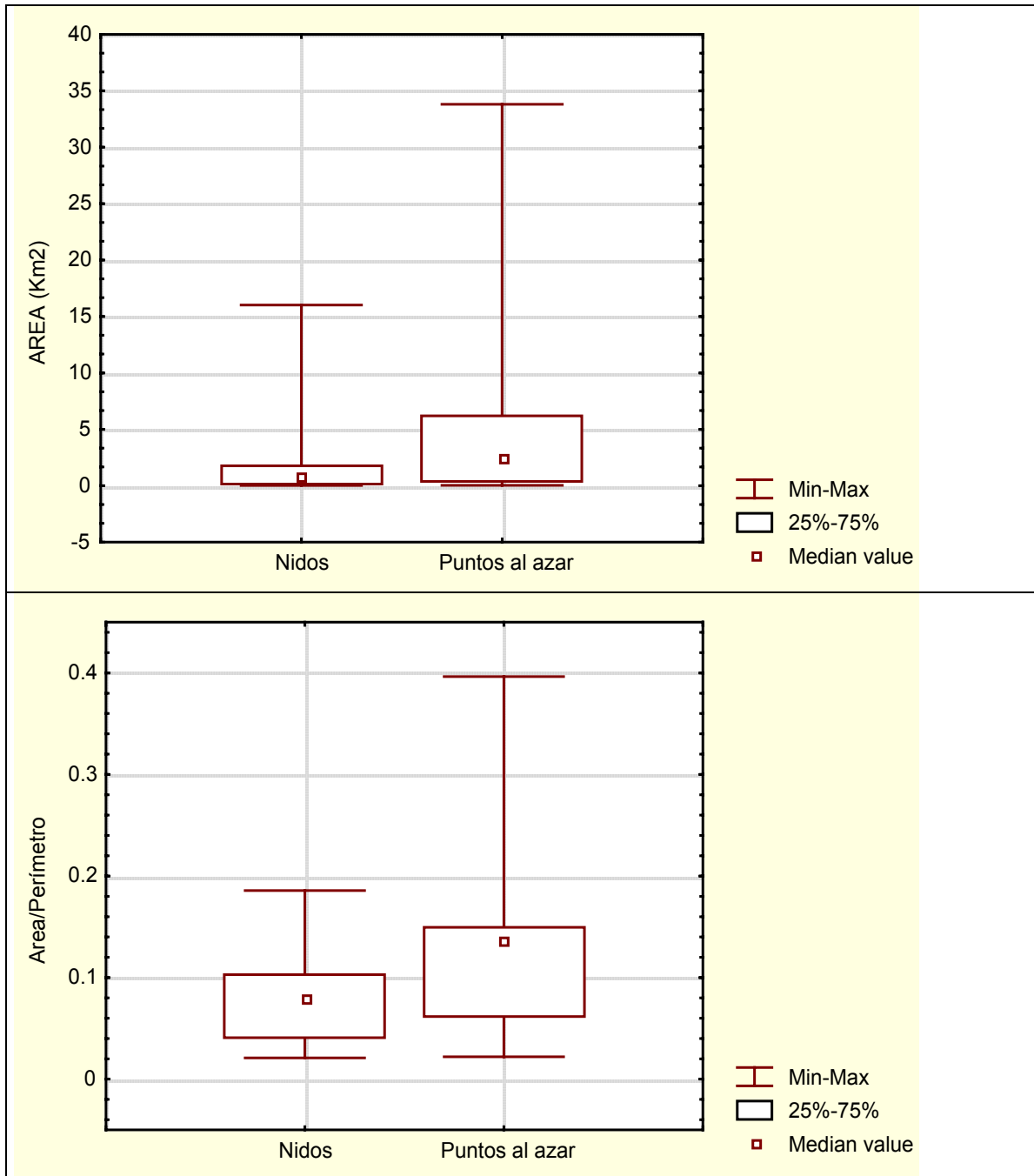


Figura 35. Caracterización del tamaño y relación área/perímetro de las manchas seleccionadas para nidificar por el águila calzada y de las escogidas al azar (n=30).

Para el águila calzada se han obtenido tres modelos diferentes con similar capacidad para discernir entre los puntos de nidificación y los escogidos al azar.

Modelo 1:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-2.972	0.9292	1
2	0.7433	0.2923	Kilómetros de Río (en 1200 mts.)
3	0.1467	0.04925	% Ocupado por Cultivos Secano (en 1200 mts.)
4	-0.001617	0.0005495	(% Ocupado por Cultivos Secano) ² (en 1200 mts.)
Scaled deviance is 61.32 on 55 d.f. de 59 Observaciones			

Tabla 41. Modelo nº1 de selección de hábitat de nidificación por el águila calzada

En el primer modelo realizado para caracterizar el hábitat de nidificación del águila calzada (Tabla 41), se aprecia la importancia de los kilómetros de cursos de agua de cualquier tamaño. Una vez fijada esta variable, aparece además una relación cuadrática con la superficie de terreno dedicada al cultivo de secano.

Los valores más altos de probabilidad de selección de un punto para nidificar se alcanzan con un 42% de superficie cubierta por cultivos de secano en torno al nido (Figura 36).

Este modelo es el de mayor poder predictivo, ya que clasifica de forma acertada el 77% del total de puntos incluidos en el análisis (el 75,86% de los puntos de nidificación y el 76,66% de los puntos al azar), siendo un 54% mejor que la debida al azar (Kappa=0,54; Z=6,43; P<0,001). El valor de AUC es de 0,82.

Modelo 2:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-3.660	1.122	1
2	0.1444	0.05252	Nº de Parcelas (en 1200 mts.)
3	0.7714	0.2966	Kilómetros de Río (en 1200 mts.)
Scaled deviance is 62.91 on 56 d.f. de 59 Observaciones			

Tabla 42. Modelo nº2 de selección de hábitat de nidificación por el águila calzada.

En el segundo modelo construido para caracterizar el hábitat de nidificación del águila calzada (Tabla 42) se puede observar que la relación cuadrática con la superficie de secano es sustituida por el número de fragmentos de hábitat diferentes en un radio de 1200 metros (Figura 36).

Este modelo clasifica correctamente el 75% de los puntos analizados (el 72,4% de los puntos de nidificación y el 76,66% de los puntos al azar). La clasificación es un 50% mejor que la conseguida al azar (Kappa=0,5; Z=5,95; P<0,001). El valor de AUC es de 0,80.

Modelo 3:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-4.507	1.418	1
2	0.0007175	0.0002647	Nº metros entre usos (en 1200 mts.)
3	0.7124	0.2887	Kilómetros de Río (en 1200 mts.)
Scaled deviance is 62.53 on 56 d.f. de 59 Observaciones			

Tabla 43. Modelo nº3 de selección de hábitat de nidificación por el águila calzada

El tercer modelo elaborado para el hábitat de nidificación del águila calzada (Tabla 43) se trata de un modelo en el que la probabilidad de que un punto sea escogido por el águila

calzada para nidificar aumenta linealmente con los kilómetros de cursos de agua de cualquier tamaño y con los kilómetros de borde entre diferentes usos del suelo.

Esta ecuación clasifica correctamente el 70% de los puntos muestreados (el 62% de los nidos y el 76,66% de los puntos al azar). Se consigue con este modelo una clasificación un 40% mejor que la debida al azar ($Kappa=0,4$; $Z=4,76$; $P<0,001$). El valor de AUC es de 0,80.

En ninguno de los modelos apareció como importante el hábitat forestal, aunque la superficie ocupada por pinares autóctonos en el entorno de los nidos resultó ser mayor que en las zonas escogidas al azar. En resumen, la heterogeneidad ambiental (cuantificada como metros de borde entre usos diferentes o como número de parcelas con diferentes usos del suelo) y la existencia de cursos de agua de cualquier tamaño en un radio de 1200 metros parecen ser los factores más importantes para la nidificación del águila calzada.

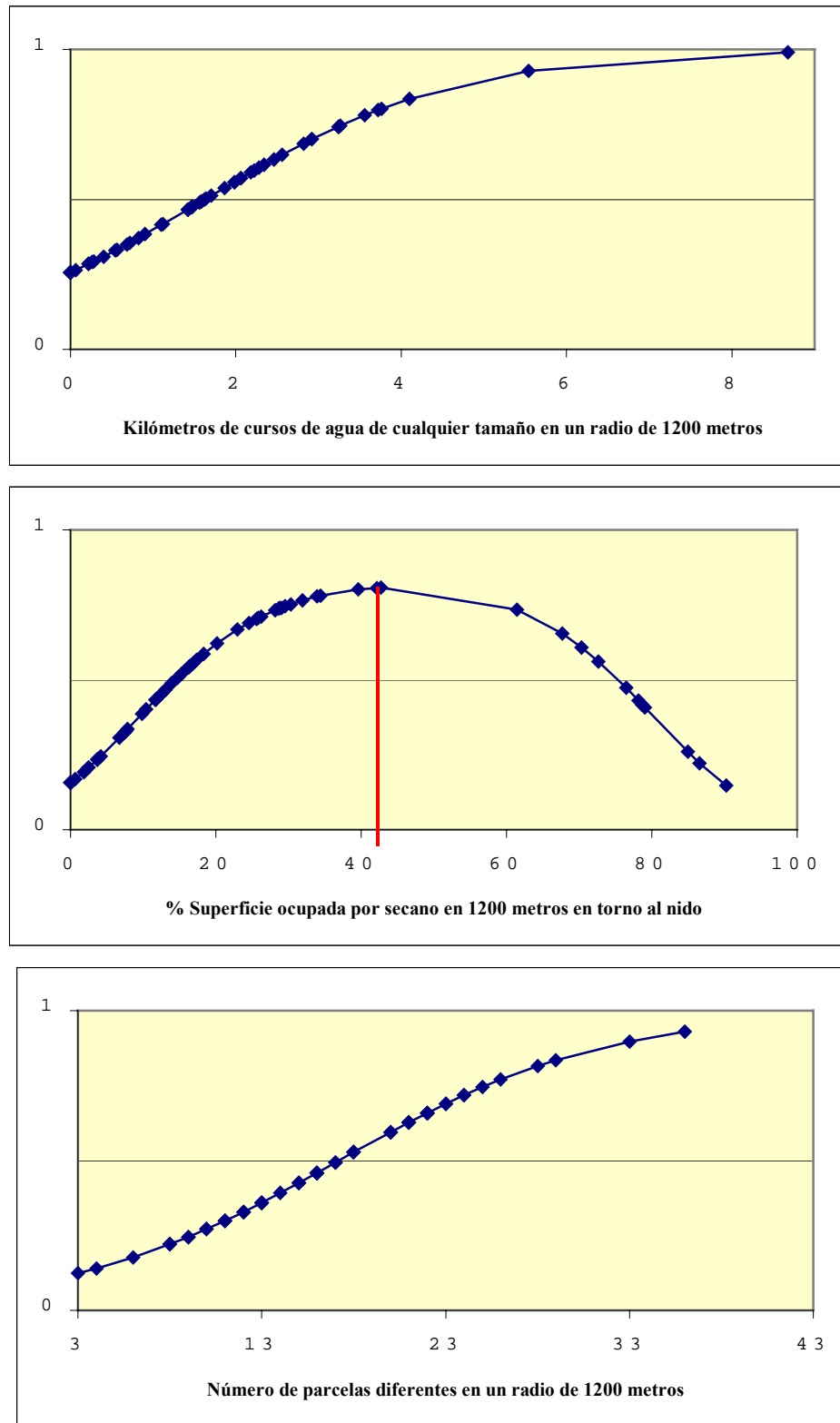


Figura 36. Probabilidad de nidificación de un águila calzada en un punto dado en función de los kilómetros de río de cualquier tamaño, de la superficie ocupada por cultivos de secano y por el número de parcelas diferentes en un radio de 1200 metros.

4.7.4.2. Hábitat campeo

El águila calzada está presente en 92 puntos, y no se detectó en los 197 restantes.

Tabla 44. Valores y resultado de las comparaciones mediante el Test de U Mann-Whitney de las variables que caracterizan los puntos de conteo con/sin contactos. * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Median a puntos con contacto s	Min.	Max	Mediana puntos sin Contacto s	Min.	Max	P
Radio de 1200 metros							
Nº Usos del suelo	5.0	3.0	10.0	5.0	1.0	10.0	n.s.
Metros de borde entre usos diferentes	22.1	4.7	43.7	20.8	.1	50.9	n.s.
Nº Parcelas diferentes	20.0	4.0	45.0	17.0	2.0	52.0	.089
%Ocupado por cultivo seco	51.2	0.0	95.1	59.9	0.0	100.0	.071
%Ocupado por matorral	13.3	0.0	68.6	8.0	0.0	90.7	.022
%Ocupado por Pastizal	4.8	0.0	76.0	3.1	0.0	53.7	n.s.
%Ocupado por Frondosas	2.4	0.0	80.9	1.4	0.0	89.5	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	35.7	0.0	0.0	59.2	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	72.4	0.0	0.0	77.3	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	10.5	0.0	0.0	9.2	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	37.1	0.0	0.0	30.2	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	56.1	0.0	0.0	60.9	n.s.
%Ocupado por improductivo	.3	0.0	805.6	.4	0.0	21.1	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	7.89	0.0	0.0	6.12	n.s.
Kilómetros de río	6.45	0.01	13.24	6.01	0.0	16.48	n.s.
Kilómetros de Carretera	2.4	0.0	8.8	2.4	0.0	8.4	n.s.
Altitud Mínima	480.0	321.0	856.0	460.0	320.0	1009.0	n.s.
Altitud Máxima	700.0	425.0	1306.0	646.0	366.0	1335.0	n.s.
Orientación Predominante	7.0	1.0	8.0	7.0	1.0	8.0	n.s.
Índice Xericidad	498.9	213.4	680.8	500.9	199.8	720.8	n.s.
Terreno cubierto por la Vista	4.6	3.0	4.6	4.6	2.7	4.6	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº Usos del suelo	4.0	2.0	7.0	3.0	1.0	9.0	n.s.
Metros de borde entre usos diferentes	17.02	5.08	33.84	17.18	.1	36.24	n.s.
Nº Parcelas diferentes	8.0	2.0	19.0	7.0	1.0	22.0	.042
%Ocupado por cultivo seco	61.5	0.0	99.3	64.2	0.0	100.0	n.s.
%Ocupado por matorral	9.9	0.0	96.2	4.2	0.0	99.7	.054
%Ocupado por Pastizal	0.0	0.0	84.8	.3	0.0	89.7	n.s.
%Ocupado por Frondosas	0.0	0.0	81.5	0.0	0.0	94.1	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	56.5	0.0	0.0	70.5	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	85.0	0.0	0.0	76.8	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	18.1	0.0	0.0	13.7	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	51.5	0.0	0.0	41.6	n.s.

%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	70.1	0.0	0.0	76.2	n.s.
%Ocupado por improductivo	0.0	0.0	30.4	0.0	0.0	38.5	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	3.48	0.0	0.0	2.33	n.s.
Kilómetros de río	1.61	0.0	3.99	1.66	0.0	5.36	n.s.
Kilómetros de Carretera	0.71	0.0	6.63	0.50	0.0	4.44	n.s.
Altitud Mínima	497.0	324.0	959.0	480.0	327.0	1085.0	n.s.
Altitud Máxima	599.0	386.0	1191.0	581.0	360.0	1286.0	n.s.

Variables no dependientes de un radio concreto							
Distancia núcleos urbanos	1.1	.0	4.8	1.2	.1	7.1	n.s.
Distancia Roquedos	4.4	.1	16.0	3.4	.1	14.0	.055
Distancia Mancha Forestal	.5	0.0	3.3	.6	0.0	3.4	n.s.
Altitud	543.4	350.7	1081.4	520.9	347.4	1132.5	n.s.
Coordenada de la X (Oeste-Este)	6170.0	5459.0	6588.0	6047.0	5511.0	6564.0	.001*
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	47225.5	47006.	47415.	47216.0	47003.	47393.	n.s.
		0	0		0	0	

Al comparar los valores de las variables medidas en torno a los puntos donde esta el águila calzada aparece con aquellos donde no fue avistada (

Tabla 44), encontramos que esta rapaz aparece en puntos de observación con un entorno más fragmentado en un radio de 600 metros (valores casi significativos también para el radio de 1200 metros) y con más superficie de matorral. El águila calzada se localiza más a menudo en los puntos de observación conforme éstos se sitúan más al Este (siendo ésta la única variable que presenta diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni)

Tabla 45. Variables que presentan diferencias significativas (test de Mann-Whitney) entre los puntos de conteo con resultado negativo y aquellos en los que los dos observadores han detectado águilas calzadas.

Variable	P
Radio 600 metros	
Nº Usos del suelo	.046

Los puntos en los que los dos observadores han detectado águilas calzadas presentan más usos del suelo diferentes.

Para el caso del hábitat de campeo del águila calzada se ha obtenido un modelo significativo:

Modelo 1:

	Coeficiente		E.E.	Variable
1	-7.729		2.814	1
2	0.001225	0.0004394		Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	-0.003003	0.001225		Indice Xericidad

Scaled deviance is 291.3 on 286 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 46. Modelo nº1 de selección de hábitat de campeo por el águila calzada.

Según el único modelo de selección de hábitat de campo para el águila calzada (Tabla 46) ésta es contactada, como la mayoría de las otras aves rapaces estudiadas, más a menudo conforme los puntos se sitúan más al Este del área de estudio. En segundo lugar, aparece como un efecto significativamente negativo el índice de xericidad (el águila aparece menos cuanto más secos sean la exposición y microclima del área analizada) (Figura 37).

Este modelo clasifica correctamente el 65,4% de los puntos de conteo (45,05% de los puntos en los que la rapaz se presenta y 74,75% de los que está ausente). Se trata de una clasificación un 19,7% mejor que una clasificación debida al azar (Kappa=0,197; Z=2,897; P<0,01). El

valor de AUC es de 0,66. Clasifica correctamente el 66,67% de las localizaciones de águila calzada obtenidas mediante transectos por carretera.

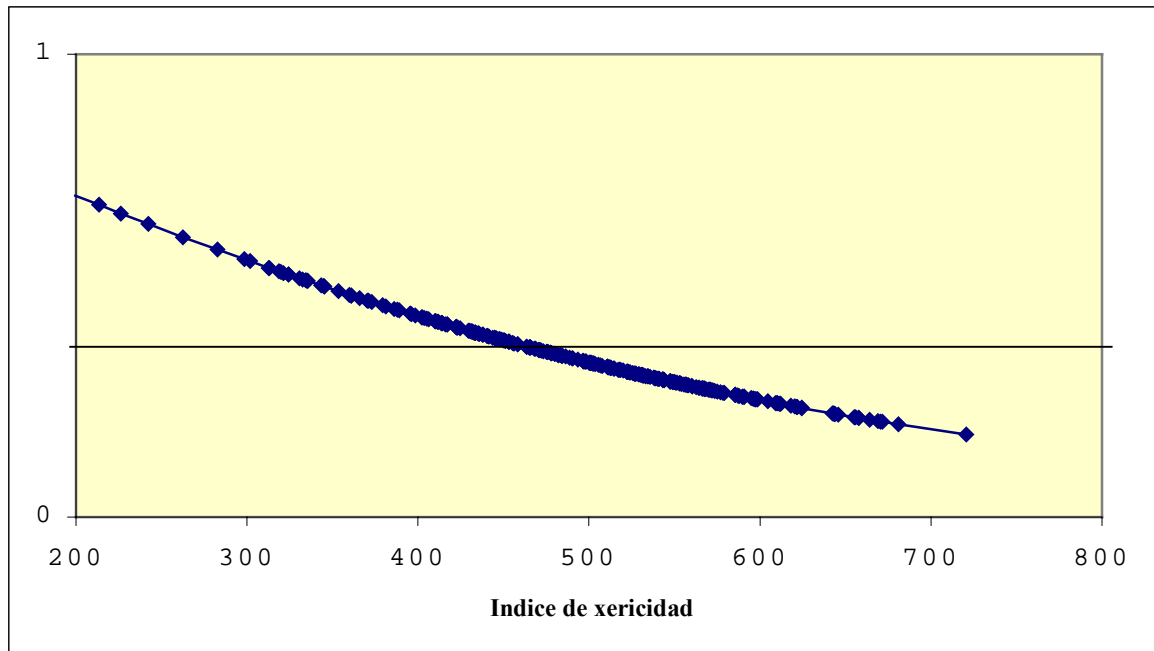


Figura 37. Probabilidad de detección de un águila calzada en un punto dado en función del índice de xericidad en un radio de 1200 metros.

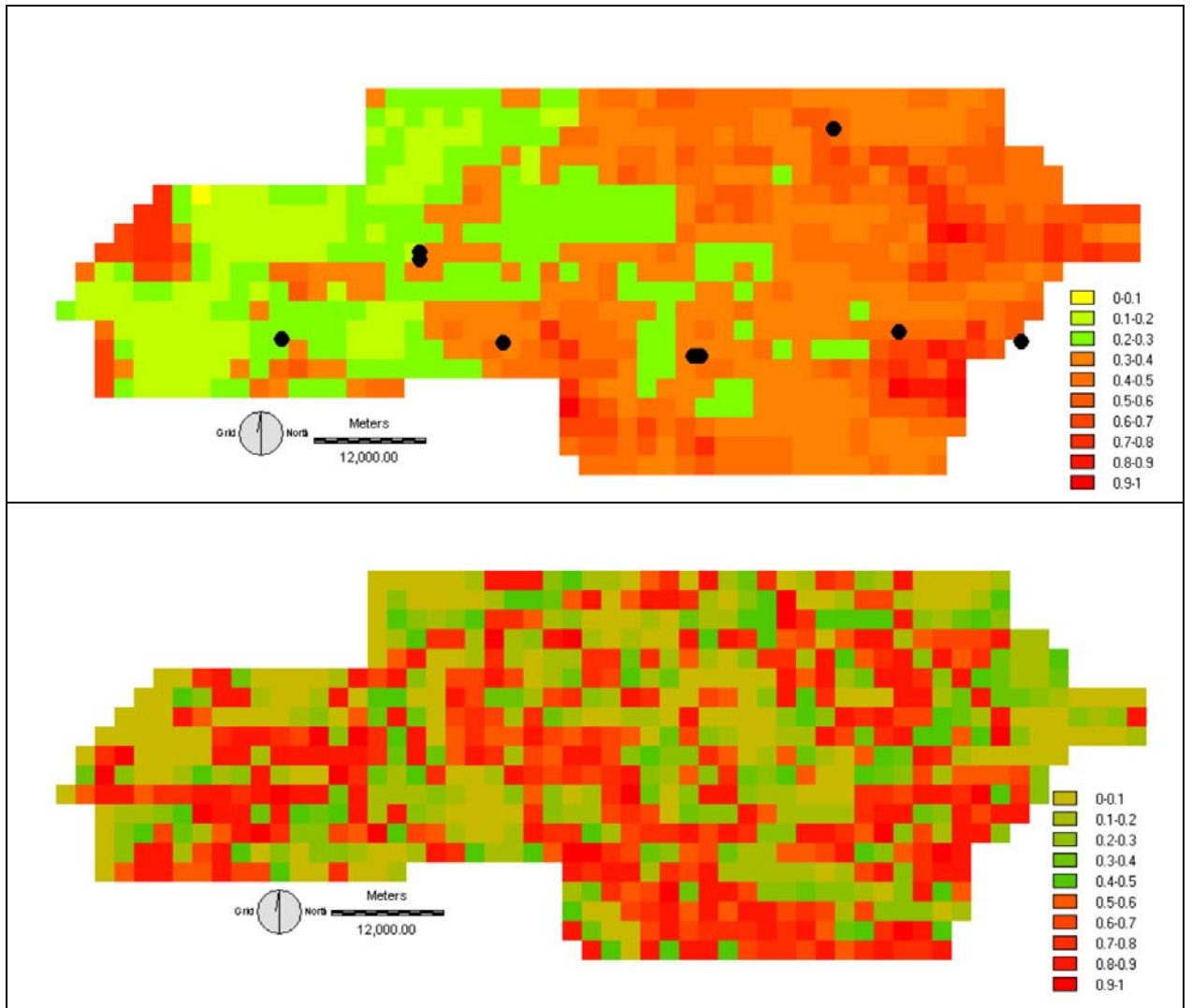


Figura 38. Mapa de probabilidad de campeo (arriba) y de nidificación (abajo) del águila calzada. Los puntos negros del mapa superior representan las observaciones realizadas en un muestreo independiente (no utilizado para elaborar el modelo) realizado mediante transectos por carretera (Deán, 1995). La resolución de la imagen es de 4 km².

4.7.5. Ratonero

4.7.5.1. Hábitat campeo

Este ave se presenta en 103 de los 289 puntos de conteo.

Tabla 47. Valores y resultado de las comparaciones mediante el Test de U Mann-Whitney de las variables que caracterizan los puntos de conteo con/sin contactos de ratonero. * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Median a Puntos Con Contact os	Min.	Max	Median a Puntos Sin Contact os	Min.	Max.	P
Radio de 1200 metros							
Nº Usos del suelo	5.0	2.0	10.0	5.0	1.0	10.0	n.s.
Kilómetros de borde entre usos diferentes	23.8	1.2	47.0	20.0	.1	50.9	.000*
Nº Parcelas diferentes	19.5	2.0	45.0	17.0	2.0	52.0	.015
%Ocupado por cultivo seco	54.8	0.0	99.3	58.8	0.0	100.0	n.s.
%Ocupado por matorral	12.4	0.0	72.0	7.2	0.0	90.7	.046
%Ocupado por Pastizal	5.3	0.0	60.5	3.1	0.0	76.0	n.s.
%Ocupado por Frondosas	2.0	0.0	58.2	1.4	0.0	89.5	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	38.6	0.0	0.0	59.2	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	72.4	0.0	0.0	77.3	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	10.5	0.0	0.0	9.2	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	26.4	0.0	0.0	37.1	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	57.5	0.0	0.0	60.9	n.s.
%Ocupado por improductivo	0.0	0.0	8.6	.7	0.0	805.6	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	7.88	0.0	0.0	6.12	n.s.
Kilómetros de río	1.78	0.0	3.94	6.26	0.0	16.48	n.s.
Kilómetros de Carretera	2.5	0.0	8.4	2.4	0.0	8.8	n.s.
Altitud Mínima	467.5	320.0	856.0	460.0	320.0	1009.0	n.s.
Altitud Máxima	677.0	366.0	1306.0	660.0	380.0	1335.0	n.s.
Orientación Predominante	7.0	1.0	8.0	7.0	1.0	8.0	n.s.
Índice Xericidad	485.4	213.4	720.8	503.7	199.8	680.8	n.s.
Terreno cubierto por la Vista	4.6	3.7	4.6	4.6	2.7	4.6	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº Usos del suelo	4.0	1.0	9.0	4.0	1.0	7.0	n.s.
Kilómetros de borde entre usos diferentes	19.71	4.84	36.24	15.64	4.84	32.82	.000*
Nº Parcelas diferentes	8.0	1.0	22.0	7.0	1.0	18.0	.025
%Ocupado por cultivo seco	59.7	0.0	100.0	66.1	0.0	100.0	n.s.
%Ocupado por matorral	9.3	0.0	96.2	4.2	0.0	99.7	n.s.
%Ocupado por Pastizal	.3	0.0	79.6	0.0	0.0	89.7	n.s.
%Ocupado por Frondosas	0.0	0.0	50.6	0.0	0.0	94.1	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	56.5	0.0	0.0	70.5	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	85.0	0.0	0.0	76.8	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	18.1	0.0	0.0	13.7	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	29.8	0.0	0.0	51.5	n.s.

%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	76.2	0.0	0.0	70.1	n.s.
%Ocupado por improductivo	0.0	0.0	9.1	0.0	0.0	38.5	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	3.48	0.0	0.0	2.33	n.s.
Kilómetros de río	1.78	0.0	3.94	1.62	0.0	5.36	n.s.
Kilómetros de Carretera	0.64	0.0	3.04	0.49	0.0	6.63	n.s.
Altitud Mínima	486.5	324.0	959.0	480.0	339.0	1085.0	n.s.
Altitud Máxima	593.0	360.0	1191.0	588.0	360.0	1286.0	n.s.
Variables no dependientes de ningún radio concreto							
Distancia núcleos urbanos	1.3	.1	6.4	1.2	.0	7.1	n.s.
Distancia Roquedos	4.6	.1	14.0	3.1	.1	16.0	.001
Distancia Mancha Forestal	.5	0.0	3.4	.5	0.0	3.3	n.s.
Altitud	538.2	350.7	1081.4	530.7	347.4	1132.5	n.s.
Coordenada de la X (Oeste-Este)	6116.5	5459.0	6588.0	6095.0	5493.0	6540.0	n.s.
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	47193.5	47003.0	47390.0	47232.0	47004.0	47415.0	n.s.
		0	0				

Al comparar las variables medidas en el entorno de los puntos donde se presentaron ratoneros con aquellos donde esta rapaz no fue detectada, éste se presenta en puntos con más kilómetros de borde entre usos diferentes del suelo y más fragmentos de hábitat distintos (Tabla 47 y Figura 39). Las áreas escogidas por la especie presentan un mayor porcentaje de matorral que aquellas en las que el ave no ha sido avistada. Las áreas en las que se contactan ratoneros están más alejadas de los roquedos que aquellas en las que el ratonero está ausente.

Los kilómetros de borde son la única variable que presenta diferencias significativas tras aplicar la corrección de Bonferroni.

Las diferencias significativas halladas no se mantienen en la comparación entre puntos en los que no se avistaron ratoneros y aquellos en los que ambos observadores contactaron con la especie. Tan solo la distancia a un roquedo vuelve a aparecer (Tabla 48).

Tabla 48. Variables que presentan diferencias significativas (test de Mann-Whitney) entre los puntos de conteo con resultado negativo y aquellos en los que los dos observadores han detectado ratoneros.

Variable	P
Distancia Roquedos	.039

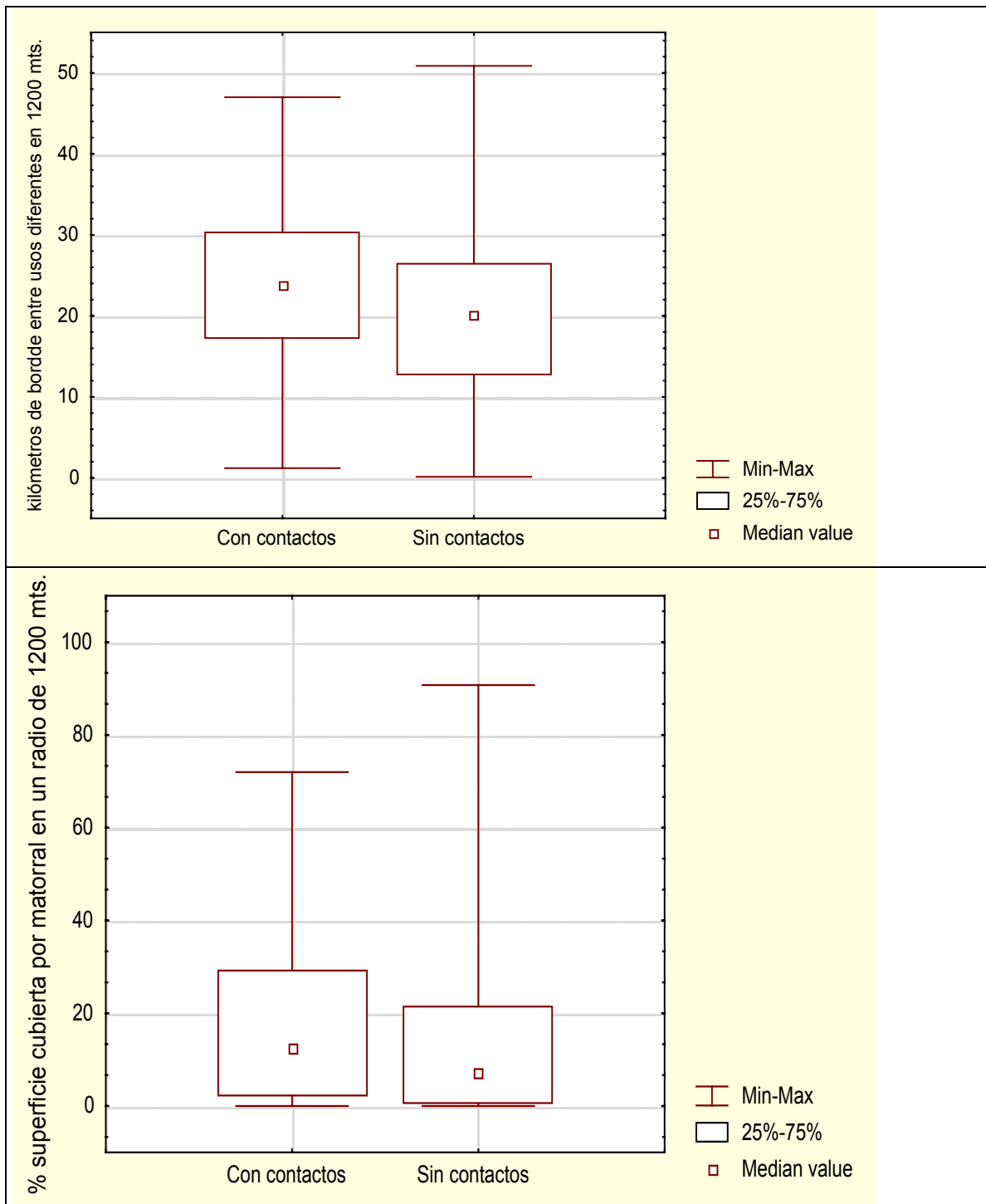


Figura 39. Gráfico comparativo de los kilómetros de borde entre usos diferentes y del % de superficie cubierta por matorral en un radio de 1200 metros en torno a los puntos de observación con/sin ratoneros detectados.

Para esta especie se han elaborado dos modelos significativos, que incorporan de manera exclusiva variables que cuantifican la heterogeneidad:

Modelo 1:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-2.073	0.2591	1
2	0.03236	0.01020	Kilómetros de borde entre usos diferentes (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 341.9 on 287 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 49. Modelo nº1 de selección de hábitat de campeo por el ratonero

Según el modelo nº 1 (Tabla 49) de selección de hábitat de campeo por el ratonero, los kilómetros de borde entre hábitats diferentes son el único factor positivo que condiciona la presencia del ratonero en el área de estudio (Figura 40). El modelo clasifica correctamente el 61,9% de los puntos a estudio (46,1% de los puntos en que el ratonero es avistado y 70,6% de las áreas en las que no se presenta). Esta clasificación es un 16,6% mejor que una clasificación debida al azar ($Kappa=0,166$; $Z=2,593$; $P<0,01$). El valor de AUC es de 0,63. Clasifica correctamente el 85,29% de las localizaciones de ratonero obtenidas mediante transectos por carretera.

Modelo 2:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-1.765	0.2388	1
2	0.02107	0.01063	Nº Parcelas diferentes (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 348.2 on 287 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 50. Modelo nº2 de selección de hábitat de campeo por el ratonero

El número de parcelas diferentes de hábitat es el factor determinante para el segundo modelo elaborado para caracterizar el hábitat de campeo del ratonero (Tabla 50). El porcentaje de clasificación correcto es de un 60,6% de los puntos de muestreo (44,12% de los puntos en los que el ratonero es avistado y 70,6% de las áreas en las que no se presenta). Esta clasificación es un 13,8% mejor que la debida al azar, logrando también resultar significativamente mejor ($Kappa=0,138$; $Z=2,156$; $P<0,05$). El valor de AUC es de 0,60. Clasifica correctamente el 70,59% de las localizaciones de ratonero obtenidas mediante transectos por carretera

Para el ratonero el factor que determina el mejor modelo son los kilómetros de borde entre usos del suelo diferentes. Dejando aparte la estructura el paisaje, y según indica el análisis univariante, tan solo la superficie de matorral es significativamente mayor en las áreas en las que se detectan ratoneros (Figura 39).

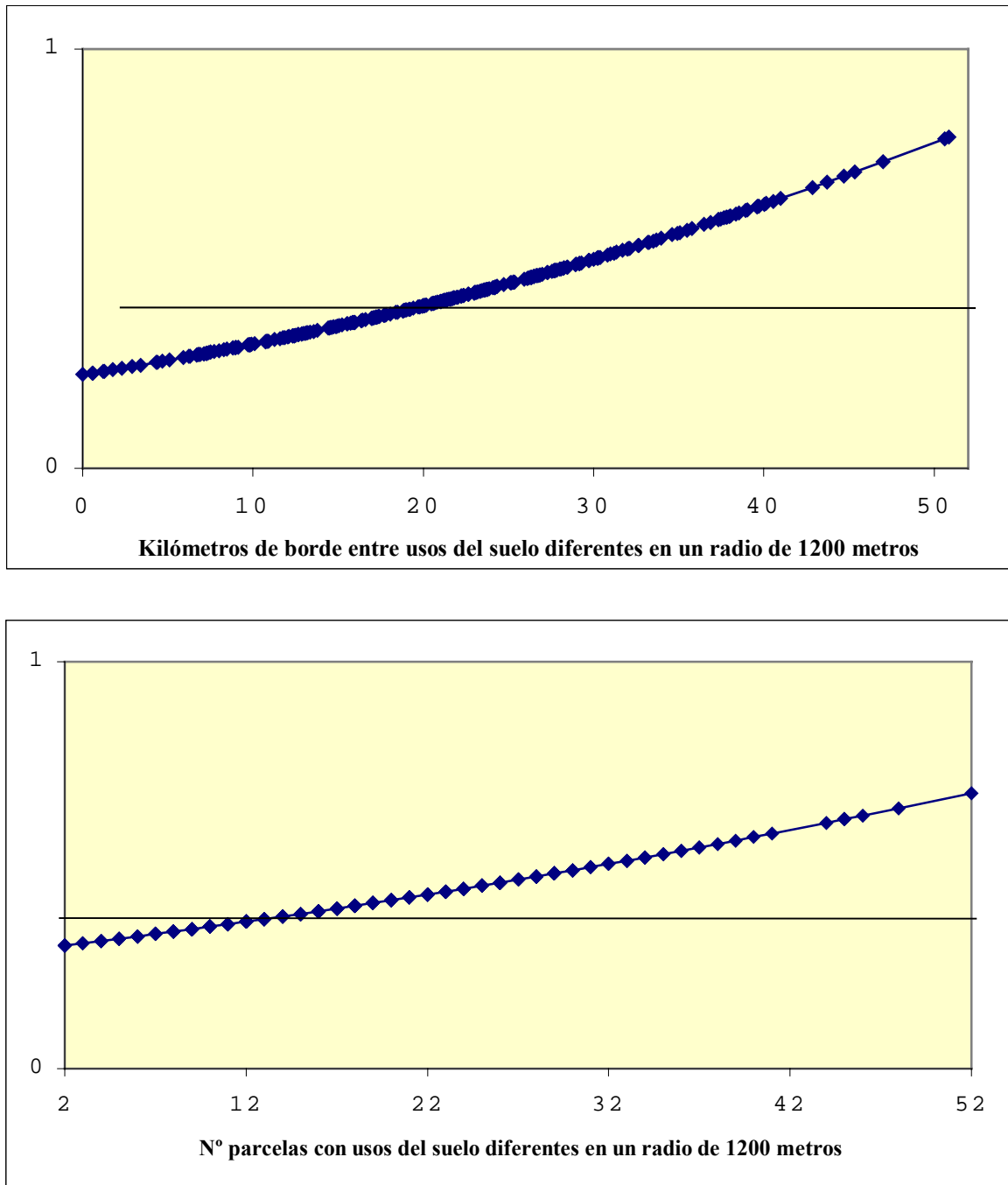


Figura 40. Probabilidad de detección del ratonero en un punto dado en función de los kilómetros de borde entre usos diferentes y del número de parcelas con usos diferentes en un radio de 1200 metros según los modelos 1 y 2 de selección de hábitat de campeo (Tabla 49 y Tabla 50).

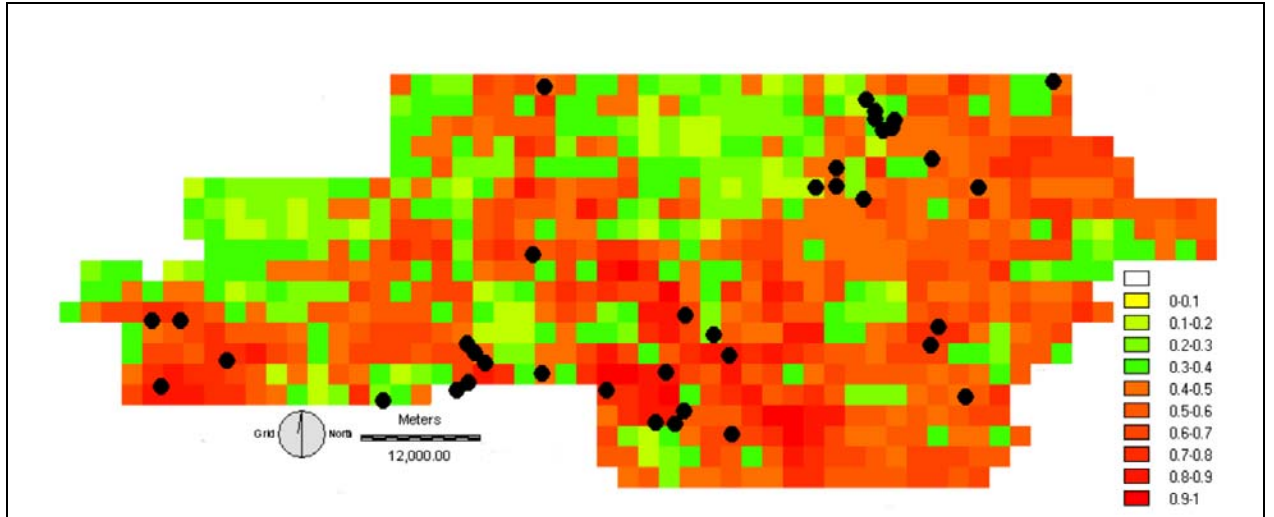


Figura 41 Mapa de probabilidad de campeo de ratonero. Los puntos negros representan las observaciones realizadas en un muestreo independiente (no utilizado para elaborar el modelo) realizado mediante transectos por carretera (Deán, 1995). La resolución de la imagen es de 4 km².

4.7.6. Alimoche

4.7.6.1. Hábitat campeo

Esta rapaz se ha localizado en 83 puntos de observación (43,92% de las ocasiones).

Tabla 51. Valores y resultado de las comparaciones mediante el Test de U Mann-Whitney de las variables que caracterizan los puntos de conteo con/sin contactos de alimoche. * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Mediana Puntos Con contactos	Min.	Max.	Mediana Puntos Sin Contactos	Min.	Max.	P
Radio de 1200 metros							
Nº Usos del suelo	6.0	2.0	9.0	5.0	1.0	10.0	.000*
Kilómetros de borde entre usos diferentes	22.0	.6	39.7	21.2	.1	50.9	n.s.
Nº Parcelas diferentes	19.0	2.0	45.0	17.0	2.0	52.0	n.s.
%Ocupado por cultivo secano	50.4	0.0	98.9	59.3	0.0	100.0	.021
%Ocupado por matorral	13.4	0.0	78.1	7.0	0.0	90.7	.014
%Ocupado por Pastizal	4.2	0.0	53.7	3.4	0.0	76.0	n.s.
%Ocupado por Frondosas	3.8	0.0	67.0	.7	0.0	89.5	.043
%Ocupado por Coníferas exóticas	1.3	0.0	38.6	0.0	0.0	59.2	.000*
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	77.3	0.0	0.0	72.4	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	9.2	0.0	0.0	10.5	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	37.1	0.0	0.0	26.4	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	35.1	0.0	0.0	60.9	n.s.
%Ocupado por improductivo	.7	0.0	21.1	0.0	0.0	805.6	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.68	0.0	6.85	0.0	0.0	7.89	.014
Kilómetros de río	5.92	10.72	13.24	6.37	0.0	16.48	n.s.
Kilómetros de Carretera	2.5	0.0	8.4	2.4	0.0	8.8	
Altitud Mínima	480.0	327.0	1009.0	460.0	320.0	856.0	n.s.
Altitud Máxima	732.0	417.0	1283.0	639.0	366.0	1335.0	.007
Orientación Predominante	7.0	1.0	8.0	7.0	1.0	8.0	n.s.
Índice Xericidad	475.1	199.8	720.8	509.1	213.4	680.8	.073
Terreno cubierto por la Vista	4.6	3.1	4.6	4.6	2.7	4.6	n.s.
Radio de 600 metros							
Nº Usos del suelo	4.0	2.0	9.0	3.0	1.0	9.0	.041
Kilómetros de borde entre usos diferentes	16.54	4.92	31.00	17.42	4.84	36.24	n.s.
Nº Parcelas diferentes	8.0	2.0	22.0	7.0	1.0	19.0	n.s.
%Ocupado por cultivo	64.2	0.0	99.8	62.7	0.0	100.0	n.s.

secano							
%Ocupado por matorral	9.7	0.0	96.2	4.5	0.0	99.7	.034
%Ocupado por Pastizal	.5	0.0	53.2	0.0	0.0	89.7	n.s.
%Ocupado por Frondosas	0.0	0.0	64.7	0.0	0.0	94.1	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	55.2	0.0	0.0	70.5	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	76.8	0.0	0.0	85.0	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	13.7	0.0	0.0	18.1	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	32.6	0.0	0.0	51.5	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	38.5	0.0	0.0	76.2	n.s.
%Ocupado por improductivo	0.0	0.0	38.5	0.0	0.0	30.4	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	3.30	0.0	0.0	3.48	n.s.
Kilómetros de río	1.70	0.0	4.00	1.63	0.0	5.36	n.s.
Kilómetros de Carretera	.92	0.0	6.63	.46	0.0	3.04	n.s.
Altitud Mínima	496.0	337.0	1085.0	480.0	324.0	959.0	n.s.
Altitud Máxima	620.0	389.0	1160.0	577.5	360.0	1286.0	.046
Variables no dependientes de un radio concreto							
Distancia núcleos urbanos	.9	.0	5.8	1.3	.1	7.1	.003
Distancia Roquedos	3.0	.2	14.0	3.9	.1	16.0	.053
Distancia Mancha Forestal	.5	0.0	3.3	.6	0.0	3.4	.056
Altitud	542.5	358.3	1132.5	527.7	347.4	1081.4	.053
Coordenada de la X (Oeste-Este)	6320.0	5493.0	6588.0	6039.5	5459.0	6564.0	.000*
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	47272.0	47012.0	47390.0	47193.5	47003.0	47415.0	.000*

Comparando los puntos en los que se detectan alimoches con aquellos en los que esta especie está ausente (Tabla 51), el alimoche se presenta en áreas con más usos del suelo, menor porcentaje de cultivos dedicados a secano y más terreno ocupado por matorral. Las áreas en las que se detecta al ave tienen también una mayor superficie de bosque autóctono (media=10,82%) y de coníferas exóticas. Los kilómetros de río de gran tamaño favorecen la presencia del ave, así como la cercanía a núcleos urbanos y roquedos. Se presenta en áreas ligeramente elevadas (media=735 metros s.n.m.) y aumenta su población hacia el Este y Norte del área de estudio. El componente geográfico Este y Norte sigue presentando diferencias significativas tras aplicar el test de Bonferroni, así como el número de usos del suelo y la superficie de pinares de repoblación.

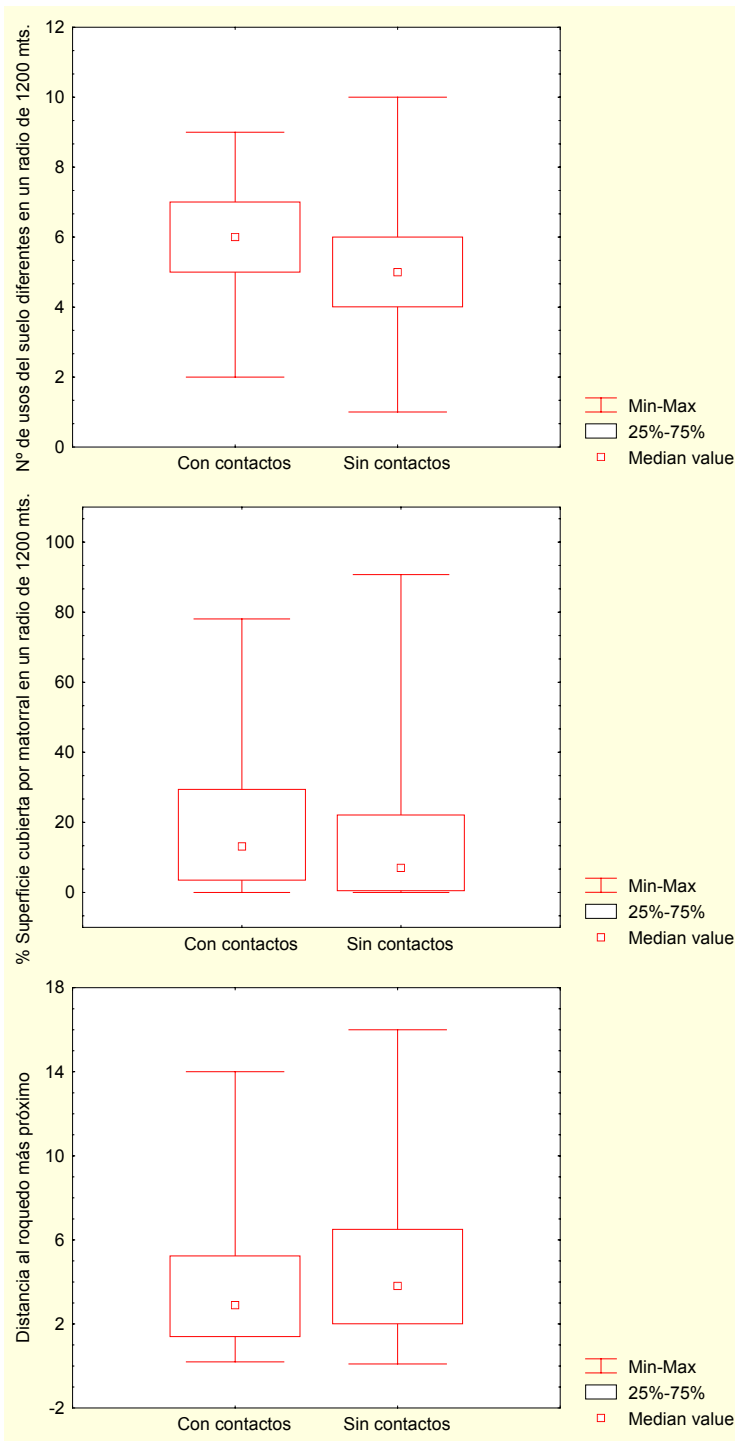


Figura 42. Gráfico comparativo del número de usos del suelo, de % de superficie cubierta por matorral en un radio de 1200 metros y de la distancia al roquedo más próximo en torno a los puntos de observación con/sin alimoche detectados.

En el análisis de los puntos en que ambos observadores han detectado a la especie (Tabla 52) se mantienen casi todas las variables que han demostrado diferencias significativas entre los puntos con/sin presencia del ave. Las áreas en las que esta especie ha sido contactada por los dos observadores están situadas más hacia el Este y son más diversas, más fragmentadas, con más matorral y con más repoblaciones exóticas de coníferas.

Tabla 52. Variables que presentan diferencias significativas (test de Mann-Whitney) entre los puntos de conteo con resultado negativo y aquellos en los que los dos observadores han detectado alimoche.

Variable	P
Radio de 1200 metros	
Nº Usos del suelo	.004
Nº Parcelas diferentes	.005
%Ocupado matorral-pastizal	.011
%Ocupado por matorral	.001
%Ocupado por Coníferas exóticas	.002
Radio de 600 metros	
Nº Parcelas diferentes	.023
%Ocupado por matorral	.010
Variables no dependientes de un radio concreto	
Coordenada de la X (Oeste-Este)	.000

Para el alimoche se han elaborado dos modelos alternativos para analizar la selección del hábitat de campeo:

Modelo 1:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-22.03	3.210	1
2	0.003199	0.0005128	Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	0.2726	0.08022	Nº usos del suelo (en 1200 mts.)
4	-0.2468	0.1184	Distancia núcleos urbanos
5	-0.09722	0.04320	Distancia Roquedos

Scaled deviance is 257.271 on 284 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 53. Modelo nº1 de selección de hábitat de campeo por el alimoche

Una vez fijada la correlación espacial Oeste-Este en el modelo nº 1 de selección de hábitat de campeo (Tabla 53), la probabilidad de que el alimoche aparezca en un área aumenta linealmente en función del número de usos del suelo (Figura 43). Así mismo, la proximidad a núcleos urbanos (Figura 43) y roquedos influye de forma positiva para que esta especie sea avistada en un punto de observación.

Es el único modelo posible una vez tenido en cuenta el gran peso del componente geográfico. Clasifica correctamente el 76,5% de los puntos de observación (58,02% de los puntos en los que el ave está presente y 83,65% de los puntos en los que no se presenta), siendo una clasificación un 41,3% mejor que una clasificación debida al azar (Kappa=0,41; Z=5,736, P<0,001). El valor de AUC es de 0,76. Cinco de las ocho localizaciones (62,5%) obtenidas mediante transectos por carretera son correctamente clasificadas por el modelo.

Modelo 2:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-3.338	0.6838	1
2	0.07600	0.06161	Kilómetros de borde entre usos diferentes (en 1200 mts.)
3	-0.002294	0.001281	(Kilómetros de borde entre usos diferentes) ² (en 1200 mts.)
4	0.2008	0.08615	Nº usos del suelo (en 1200 mts.)
5	-0.2806	0.1204	Distancia núcleos urbanos
6	0.06353	0.02098	% Ocupado por Matorral (en 1200 mts.)
7	-0.0007984	0.0003303	(Ocupado por Matorral) ² (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 288.75 on 282 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 54. Modelo nº 2 de selección de hábitat de campeo por el alimoche

Si no incluimos el componente geográfico aparece otro modelo alternativo de selección de hábitat de campeo para el alimoche (Tabla 54) en el que se mantiene el número de usos del suelo y la distancia a núcleos urbanos. La probabilidad de detectar a un alimoche aumenta conforme lo hace la superficie cubierta por matorral en un radio de 1200 metros en torno al punto de observación, hasta un óptimo del 40%. A partir del 50% de superficie cubierta de matorral, la probabilidad de detectar a un alimoche empieza a descender más fuertemente (Figura 44)

Además se incluye también de forma cuadrática el número de kilómetros de borde entre usos del suelo diferentes (Figura 44), estableciendo un óptimo en los 24 kilómetros de borde en un radio de 1200 metros.

Se trata de un modelo con poder clasificatorio algo menor que el anterior, y aunque también significativo, menos diferente de una clasificación al azar. Clasifica el 70% de los puntos de observación correctamente (45,68% de los puntos en los que el ave está presente y 78,85% de los puntos en los que no se presenta). Es un 25% mejor que la clasificación debida al azar (Kappa=0,25; Z=3,472; P<0,01). El valor de AUC es de 0,69.

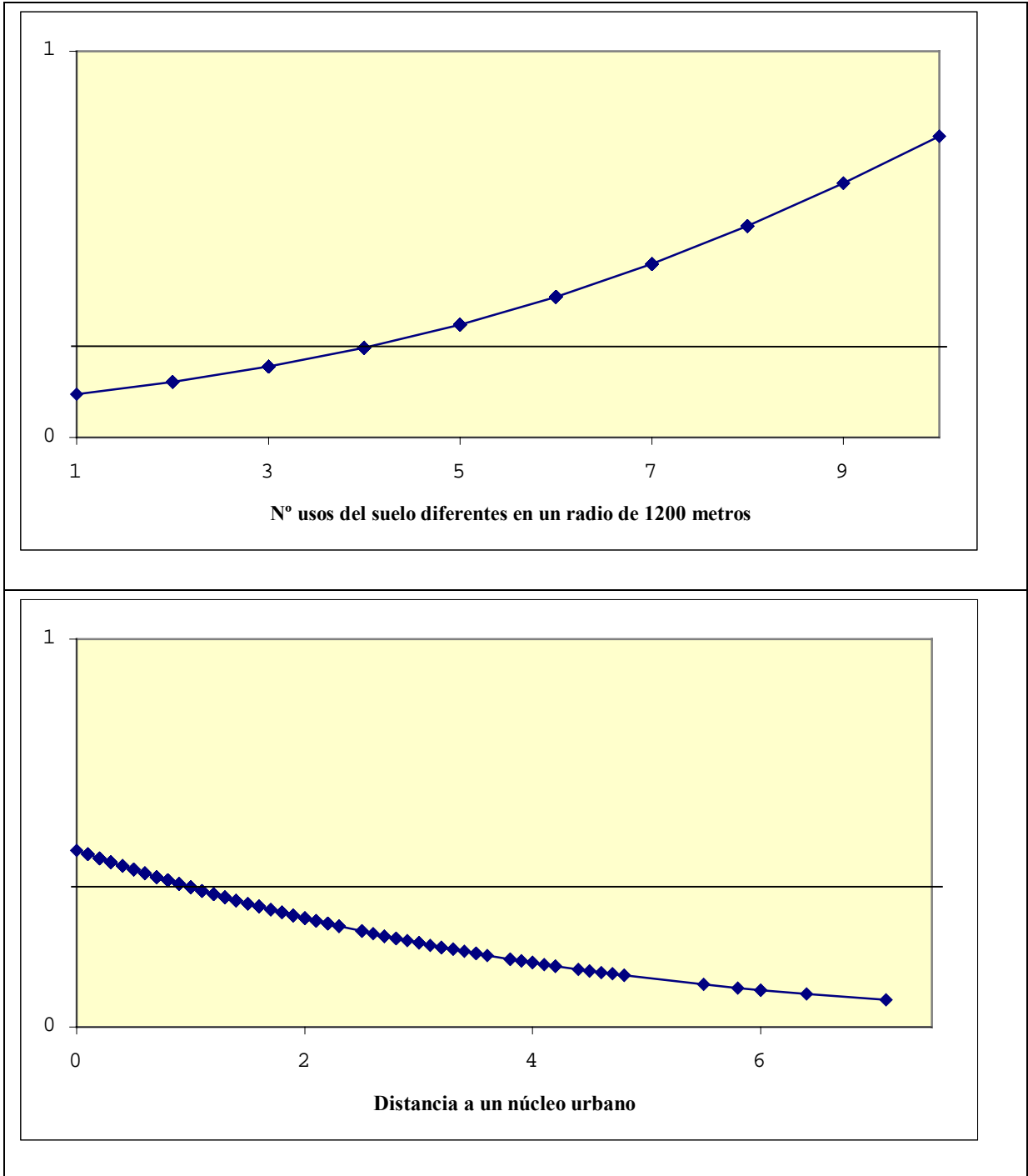


Figura 43. Probabilidad de detección de un alimoche en un punto dado en función del número de usos del suelo diferentes en un radio de 1200 metros y de la distancia a un núcleo urbano (modelo 1).

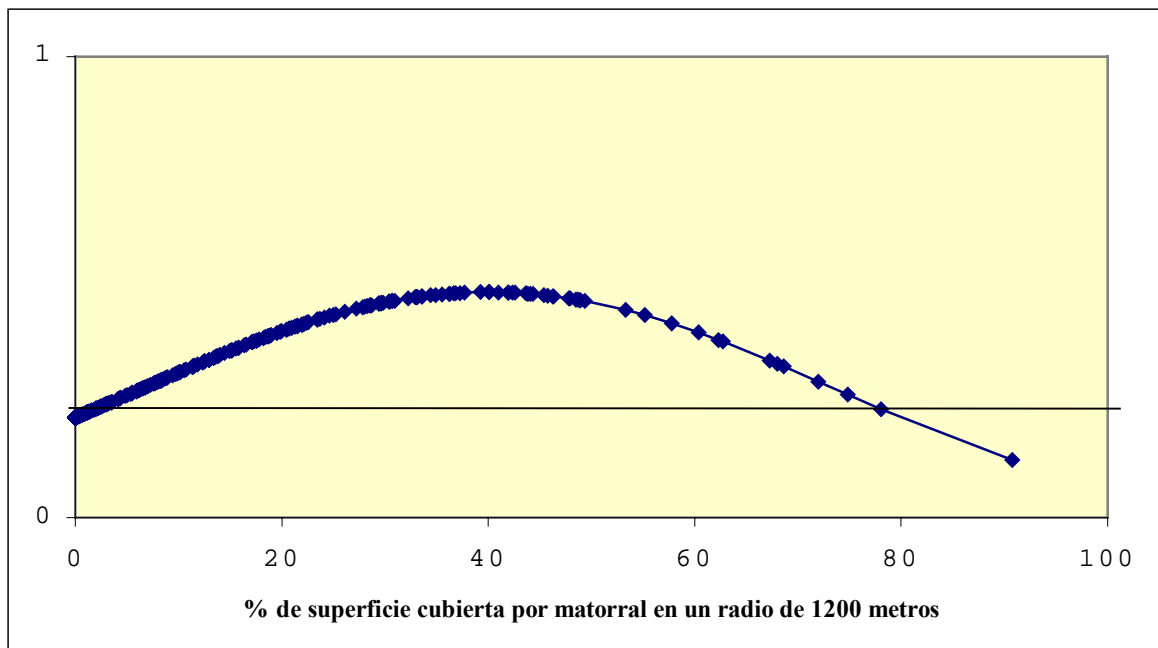
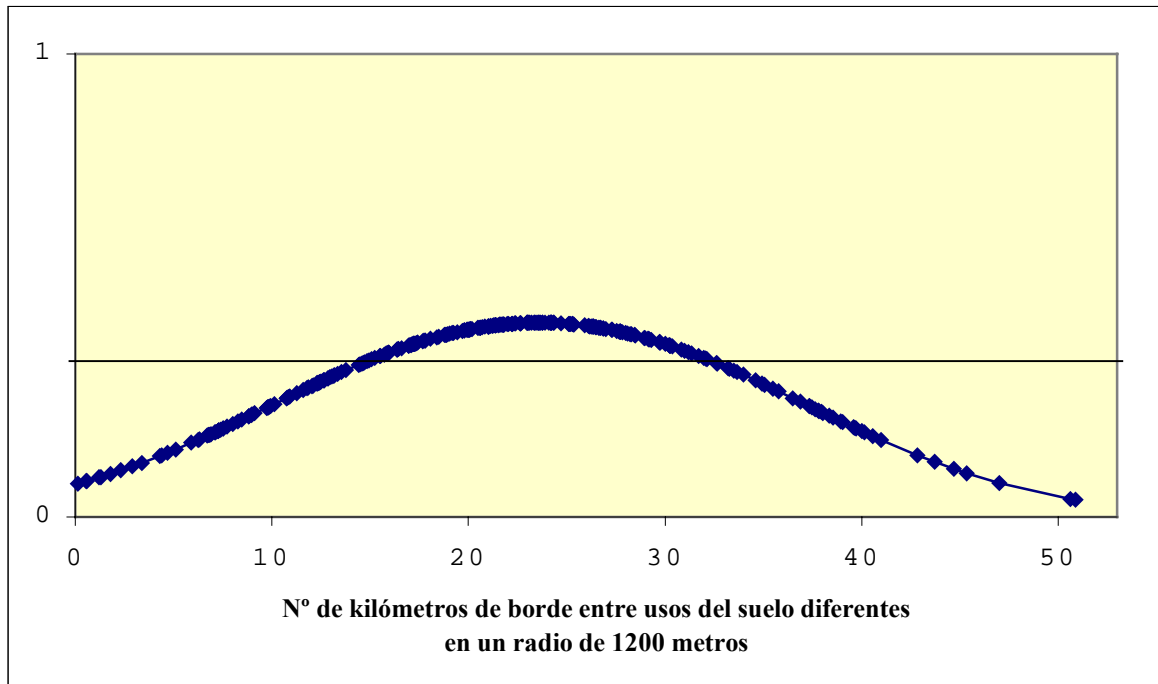


Figura 44. Probabilidad de detección de un alimoche en un punto dado en función de los kilómetros de borde y de la superficie ocupada por matorral en un radio de 1200 metros (modelo 2).

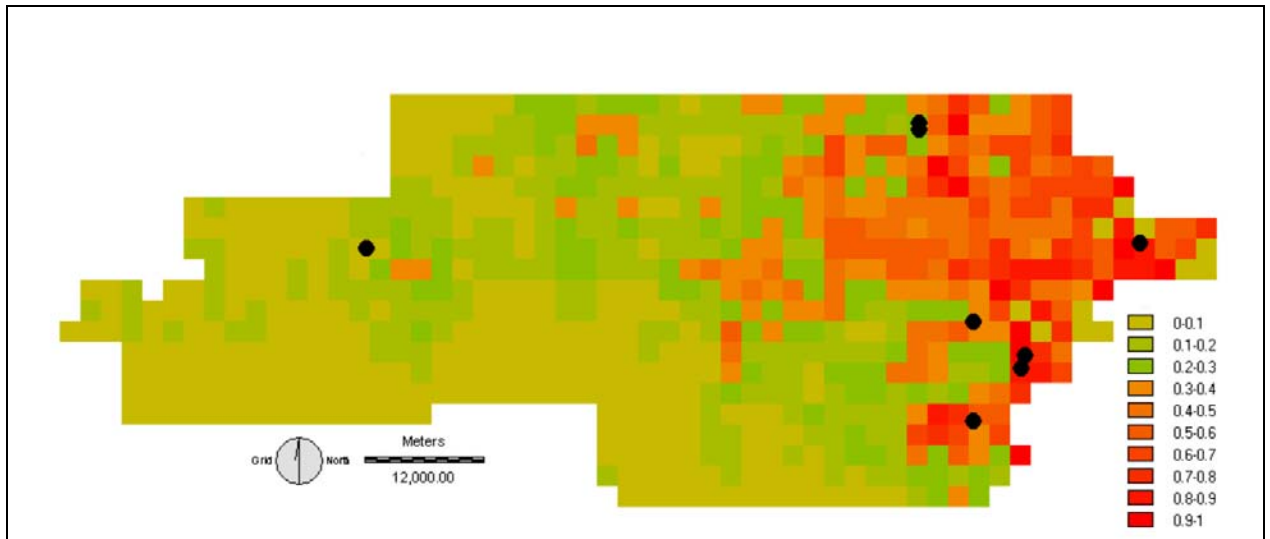


Figura 45. Mapa de probabilidad de campeo del alimoche. Los puntos negros representan las observaciones realizadas en un muestreo independiente (no utilizado para elaborar el modelo) realizado mediante transectos por carretera (Deán, com.pers). La resolución de la imagen es de 4 km².

4.7.7. Cernícalo vulgar

4.7.7.1. Hábitat campeo

Esta rapaz se ha avistado en 158 puntos de observación, faltando de 131.

Tabla 55. Valores y resultado de las comparaciones mediante el Test de U Mann-Whitney de las variables que caracterizan los puntos de conteo con/sin contactos de cernícalo vulgar. * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	Mediana Puntos Con contactos	Min.	Max.	Mediana Puntos Sin Contactos	Min.	Max.	P
Radio de 1200 metros							
Nº Usos del suelo	5.0	1.0	10.0	5.0	2.0	10.0	.032
Kilómetros de borde entre usos diferentes	21.1	.1	45.3	21.4	1.2	50.9	n.s.
Nº Parcelas diferentes	17.0	2.0	48.0	19.0	2.0	52.0	.045
%Ocupado por cultivo secano	61.1	0.0	100.0	46.5	0.0	99.3	.004
%Ocupado por matorral	6.3	0.0	74.8	13.7	0.0	90.7	.002
%Ocupado por Pastizal	3.8	0.0	76.0	2.9	0.0	53.7	n.s.
%Ocupado por Frondosas	.2	0.0	89.5	3.3	0.0	67.0	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	37.3	.5	0.0	59.2	.000*
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	23.6	0.0	0.0	77.3	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	8.4	0.0	0.0	10.5	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	37.1	0.0	0.0	30.2	n.s.
%Ocupado por Viñedo	.1	0.0	57.5	0.0	0.0	60.9	n.s.
%Ocupado por improductivo	.3	0.0	805.6	.4	0.0	14.7	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	5.17	0.0	0.0	7.88	n.s.
Kilómetros de río	6.19	0.0	16.48	6.25	0.26	12.39	n.s.
Kilómetros de Carretera	2.4	0.0	8.4	2.5	0.0	8.8	n.s.
Altitud Mínima	453.0	320.0	800.0	480.0	320.0	1009.0	.005
Altitud Máxima	629.5	366.0	1215.0	724.0	403.0	1335.0	.001*
Orientación Predominante	7.0	1.0	8.0	7.0	1.0	8.0	.057
Índice Xericidad	512.7	298.6	720.8	480.1	199.8	671.6	.029
Terreno cubierto por la Vista	4.6	2.7	4.6	4.6	3.1	4.6	.021
Radio de 600 metros							
Nº Usos del suelo	3.0	1.0	9.0	4.0	1.0	9.0	.052
Kilómetros de borde entre usos diferentes	16.87	4.84	34.8	17.7	4.84	36.24	n.s.
Nº Parcelas diferentes	6.5	1.0	22.0	8.0	1.0	19.0	.010
%Ocupado por cultivo secano	65.5	0.0	100.0	56.7	0.0	100.0	.018
%Ocupado por matorral	2.5	0.0	94.9	10.8	0.0	99.7	.000*
%Ocupado por Pastizal	.9	0.0	89.7	0.0	0.0	79.6	n.s.

%Ocupado por Frondosas	0.0	0.0	94.1	0.0	0.0	76.4	n.s.
%Ocupado por Coníferas exóticas	0.0	0.0	55.2	0.0	0.0	70.5	n.s.
%Ocupado por Coníferas autóctonas	0.0	0.0	24.3	0.0	0.0	85.0	n.s.
%Ocupado por Sotos	0.0	0.0	6.6	0.0	0.0	18.1	n.s.
%Ocupado por Regadío	0.0	0.0	40.3	0.0	0.0	51.5	n.s.
%Ocupado por Viñedo	0.0	0.0	76.2	0.0	0.0	66.1	n.s.
%Ocupado por improductivo	0.0	0.0	38.5	0.0	0.0	30.4	n.s.
Kilómetros de río de primer y segundo orden	0.0	0.0	1.29	0.0	0.0	3.48	n.s.
Kilómetros de río	1.57	0.0	5.36	1.74	0.0	4.82	n.s.
Kilómetros de Carretera	0.53	0.0	4.44	0.63	0.0	6.63	n.s.
Altitud Mínima	466.5	337.0	821.0	500.0	324.0	1085.0	.007
Altitud Máxima	567.0	360.0	1148.0	620.0	380.0	1286.0	.004
Variables no dependientes de un radio concreto							
Distancia núcleos urbanos	1.3	.1	7.1	1.0	.0	6.4	n.s.
Distancia Roquedos	3.5	.1	13.0	3.8	.1	16.0	n.s.
Distancia Mancha Forestal	.7	0.0	3.4	.5	0.0	2.9	.002
Altitud	503.3	347.4	954.0	562.2	347.7	1132.5	.004
Coordenada de la X (Oeste-Este)	6017.5	5493.0	6564.0	6204.0	5459.0	6588.0	.000*
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	47199.0	47003.0	47390.0	47236.0	47006.0	47415.0	n.s.

Al comparar los puntos en los que aparece el cernícalo vulgar con aquellos donde esta rapaz no se presenta (Tabla 55), encontramos que en esta especie se invierte la tendencia seguida por la mayoría de las otras rapaces estudiadas: selecciona zonas con menos usos del suelo, con menos fragmentos diferentes de hábitat, con menos matorral y con mayor proporción de cultivos de secano (Figura 46). Se detectan menos cernícalos en puntos más cercanos a manchas forestales y con entornos más cubiertos por pinares exóticos.

Aparece en zonas más bajas, con menor altura máxima y mínima y, al contrario que las demás rapaces, es más abundante al Oeste del área de estudio. Así mismo se detectan más cernícalos vulgares en los puntos desde los que se controla por parte del observador más superficie de terreno. Tras Aplicar la corrección de Bonferroni, la superficie de matorral, la altitud, la de pinares exóticos y el gradiente Oeste-Este mantienen diferencias significativas entre los puntos con/sin cernícalos.

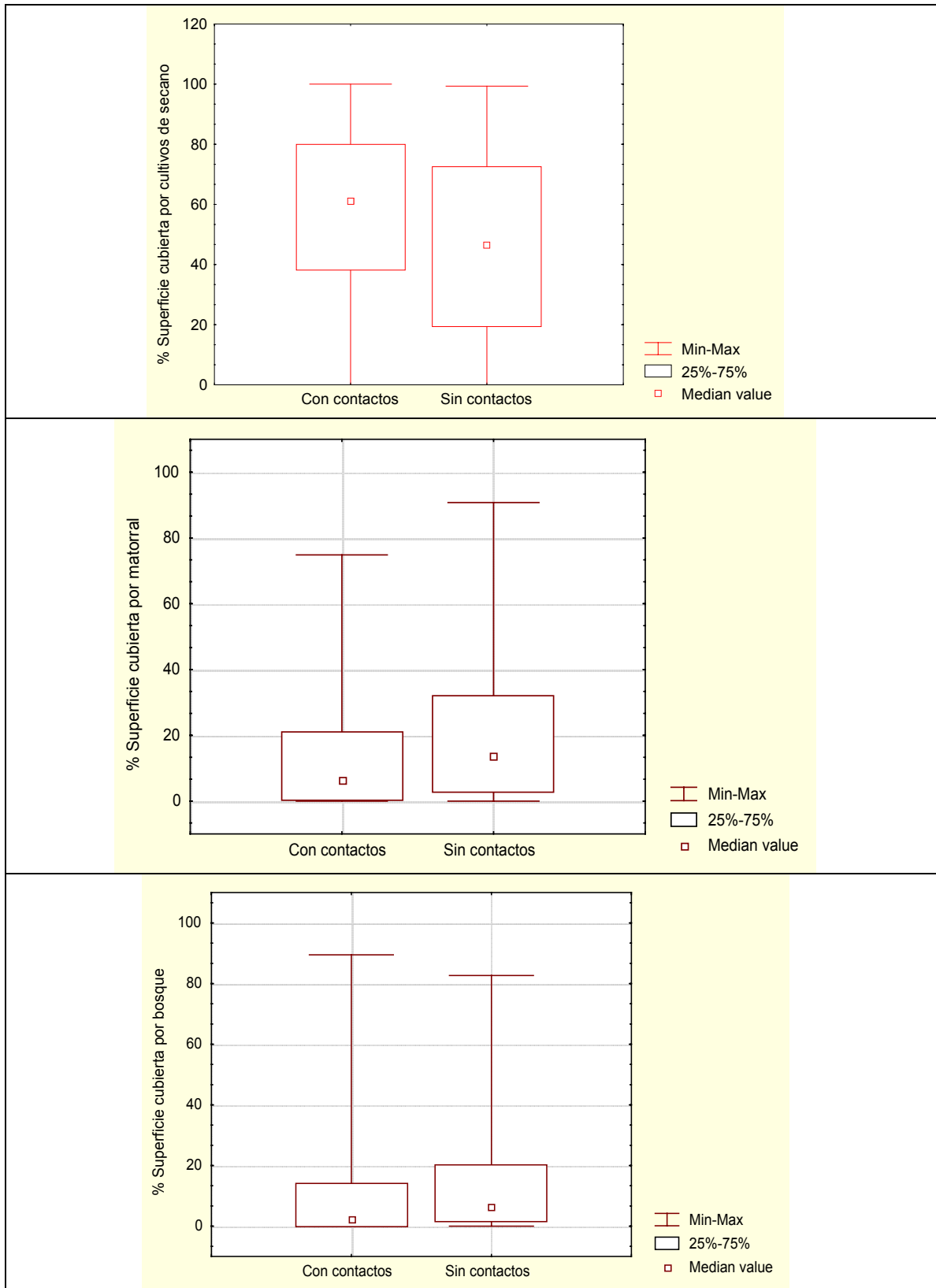


Figura 46. Gráfico comparativo del % de superficie cubierta por cultivos, matorral y superficie forestal en puntos de observación con/sin cernicalos vulgares detectados.

En 33 ocasiones se detectaron cernícalos vulgares en un mismo punto por parte de los dos observadores, resultando significativas (Tabla 56) las diferencias en la proporción de matorral, la altura mínima, la superficie de terreno cubierta por la vista y el gradiente Este-Oeste. Se torna significativa la mayor proporción de pastizal en las áreas visitadas por el cernícalo vulgar. Las áreas clasificadas como pastizales en el área de estudio son zonas cubiertas por una vegetación herbácea de gramíneas y desprovistas de los arbustos y árboles dispersos que caracterizan a los matorrales.

Tabla 56. Variables que presentan diferencias significativas (test de Mann-Whitney) entre los puntos de conteo con resultado negativo y aquellos en los que los dos observadores han detectado cernícalos vulgares.

Variable	P
Radio de 1200 metros	
%Ocupado por matorral	.018
Altitud Mínima	.048
%Ocupado por Pastizal	.003
%Ocupado por matorral	.007
Terreno cubierto por la Vista	.047
Variables no dependientes de un radio concreto	
Coordenada de la X (Oeste-Este)	.000

Para esta rapaz se presenta un solo modelo (Tabla 57).

Modelo 1:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	4.010	2.138	1
2	-0.0008898	0.0003427	Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	0.02692	0.008391	% Ocupado por Pastizal (en 1200 mts.)
4	0.008175	0.003671	% Ocupado por Cultivos de secano (en 1200 mts.)

Scaled deviance is 363.7 on 285 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 57. Modelo n° 1 de selección de hábitat de campeo por el cernícalo

En el modelo elaborado para caracterizar la selección de hábitat de campeo del cernícalo vulgar (Tabla 57), el gradiente Este-Oeste aparece como el factor más relevante, en sentido contrario al resto de las rapaces, ya que la mejor área para la especie es la occidental. Además de este gradiente espacial, la extensión de pastizal y la de tierras de labor de secano son los parámetros que mejor determinan (como factores positivos) la probabilidad de que un cernícalo sea detectado en un área dada (Figura 47).

Se trata de un modelo que clasifica correctamente el 63,33% de los puntos a estudio (66,45% de los puntos en los que el ave está presente y 59,54% de los puntos en los que no se presenta). Este modelo clasifica los puntos de conteo un 26% mejor que al azar ($Kappa=0,26$; $Z=4,41$; $P<0,01$). El valor de AUC es de 0,66. Clasifica correctamente el 74,70% de las localizaciones de cernícalo vulgar obtenidas mediante transectos por carretera.

Es posible elaborar otro modelo que sustituye la superficie ocupada por cultivos por una relación negativa con el número de parcelas dedicadas a diferentes usos (variables fuertemente correlacionadas), lo que provoca que aparezcan como potencialmente favorables amplias zonas boscosas homogéneas. Evidentemente se trata de un modelo sin explicación biológica.

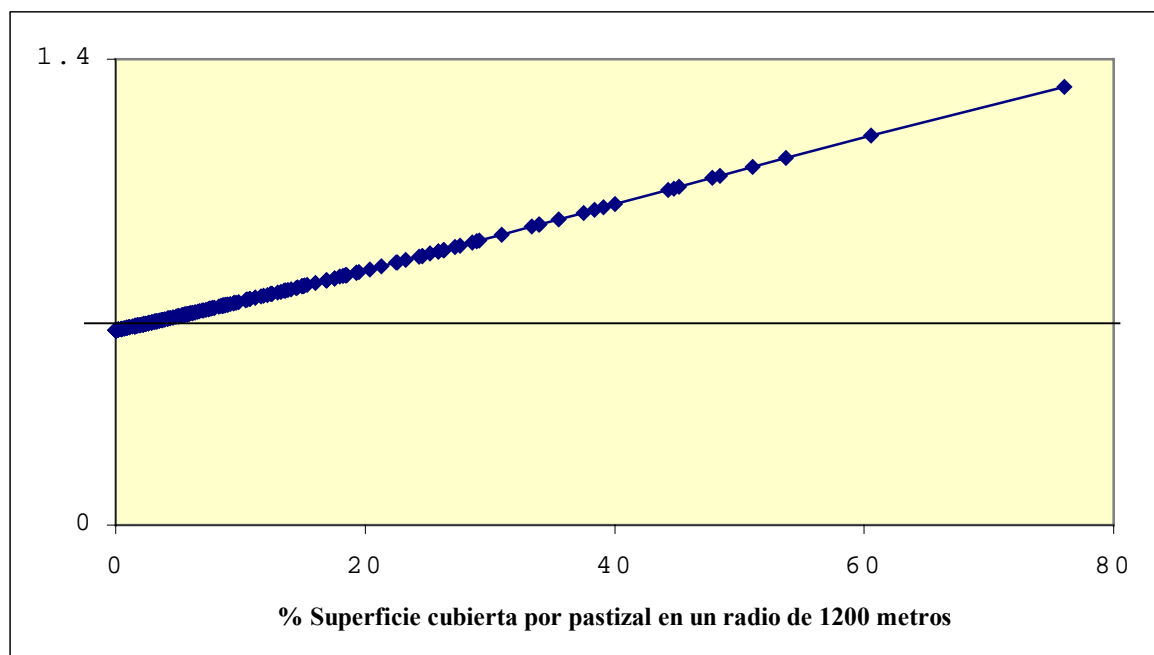
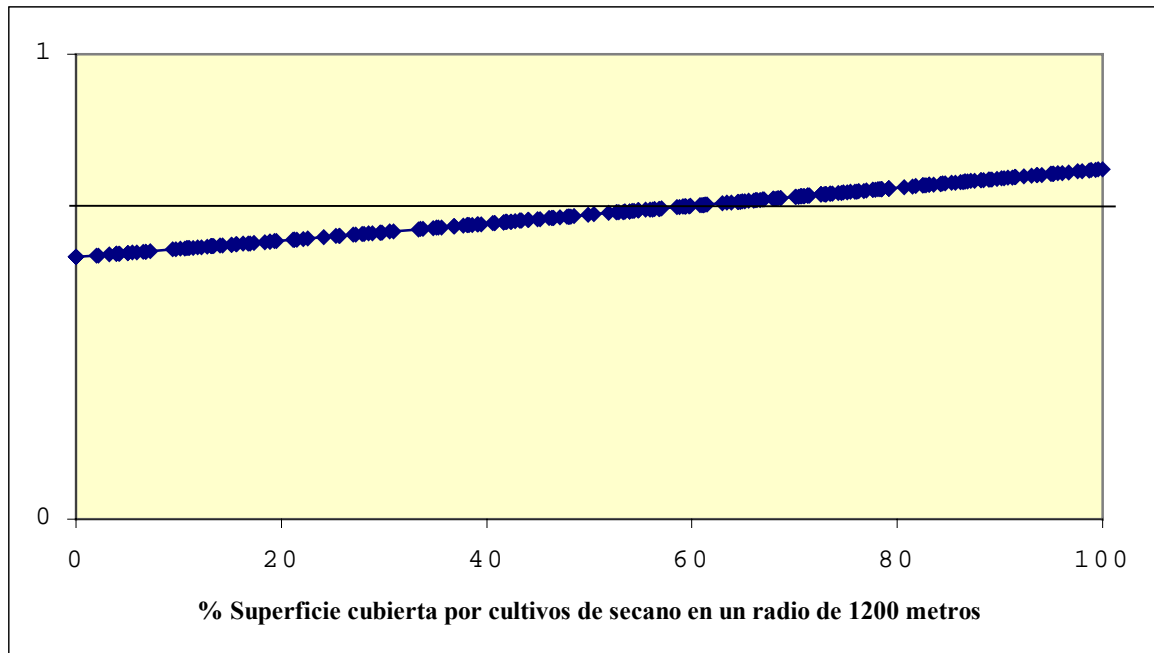


Figura 47. Probabilidad de detectar a un cernícalo vulgar en un punto dado en función de la superficie ocupada por cultivos de secano y por pastizales en un radio de 1200 metros.

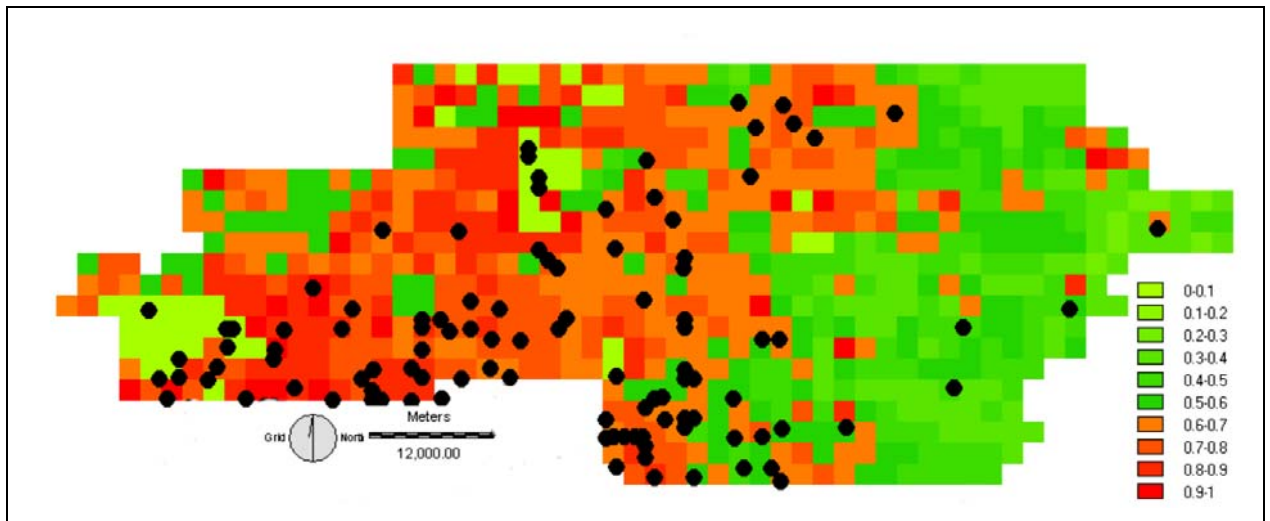


Figura 48. Mapa de probabilidad de campeo del cernícalo vulgar. Los puntos negros representan las observaciones realizadas en un muestreo independiente (no utilizado para elaborar el modelo) realizado mediante transectos por carretera (Astrain & Etxeberría, 1994). La resolución de la imagen es de 4 km².

4.7.8. Tabla resumen de la capacidad predictiva de los diferentes modelos

Tabla 58. Tabla resumen de la capacidad predictiva según el poder clasificatorio (PCC) acompañado del valor Kappa entre paréntesis y del valor del índice AUC de los modelos de nidificación y campeo elaborados para cada especie estudiada en esta Tesis (en sombreado). Cuando se dispone de información se comparan con los conseguidos en otros trabajos. Para el hábitat de campeo se presenta así mismo la prevalencia de cada especie a la escala de 100 km², en forma de porcentaje de cuadrículas de 10x10 kms. ocupadas sobre el total de las áreas de estudio de cada trabajo.

Hábitat nidificación							
Especie	Modelo n°	PCC (Kappa)	AA UC	PCC (Suárez et al., 2000)			
Milano real	1 (p.70)	74,5% (0,49)	00,80				
	2 (p.70)	73,8% (0,48)	00,83				
	3 (p.72)	71,6% (0,28)	00,80				
Milano negro	1 (p.59)	66,7% (0,33)	00,73				
Águila culebrera	1 (p.81)	80% (0,60)	00,84				
Águila calzada	1 (p.91)	77% (0,54)	00,82	76%			
	2 (p.91)	75% (0,50)	00,80				
	3 (p.91)	70% (0,40)	00,80				
Hábitat campeo							
Especie	Modelo n°	PCC (Kappa)	AA UC	Prevalencia	PCC (Kappa) (Seoane et al., 2003)	AUC (Seoane et al., 2003; Bustamante & Seoane, 2004)	Prevalencia
Milano real	1 (p.76)	69,6% (0,38)	00,77	100%	87% (0,48) ¹	0,92 ¹	13%
	2 (p.76)	70,2% (0,40)	00,77				
Milano negro	1 (p.63)	77,7% (0,44)	00,79	96,6%	88% (0,81) ²	0,83 ²	39%
Águila culebrera	1 (p.84)	69% (0,17)	00,60	96,6%	84% (0,68) ²	0,77 ²	43%
	2 (p.85)	67,5% (0,13)	00,58				
Águila calzada	1 (p.95)	65,4% (0,19)	00,66	93%	82% (0,63) ²	0,73 ²	42%
Ratonero	1 (p.101)	61,9% (0,17)	00,63	93%	75% (0,50) ²	0,75 ²	45%
	2 (p.101)	60,6% (0,14)	00,60				
Alimoche	1 (p.107)	76,5% (0,41)	00,76	72,4%			
	2 (p.108)	70% (0,25)	00,69				
Cernícalo vulgar	1 (p.115)	63,3% (0,26)	00,66	100%			

4.8. Análisis de los factores que influyen en el número y abundancia de especies detectadas

4.8.1. Número de contactos

El número de contactos de cualquier especie (exceptuando al buitre del análisis) obtenidos en un punto aumenta al noreste del área de estudio, está correlacionado negativamente con la superficie arbolada y la altitud, y positivamente con los cursos de agua, superficie de cultivos de secano, repoblaciones de coníferas y número de usos del suelo (Tabla 59).

Como el milano negro es la rapaz más detectada después del buitre leonado (acumula una tercera parte de los contactos), se realizó un segundo análisis en el que se eliminaron los contactos debidos a este ave, por si las correlaciones halladas estuvieran excesivamente condicionadas por el milano negro. De esta manera (Tabla 60), el número de aves rapaces detectadas en un punto está correlacionado positivamente con el área cubierta por la vista, por la superficie de matorral y por las repoblaciones de coníferas en un radio de 1200 metros. Por el contrario, tanto la superficie ocupada por frondosas autóctonas como la superficie forestal total afectan negativamente al número de aves detectadas. Así mismo, se presenta un gradiente Oeste-Este según el cual se detectan más aves en la parte oriental del área de estudio.

Tabla 59. Correlaciones (R de Spearman) significativas entre el número de individuos contactados en un punto (mediana= 5, min.= 0, máx.=30) y las variables que cuantifican el hábitat en torno a ese punto (n=288) en un radio de 1200 metros. Para este análisis no se han tenido en cuenta los contactos de buitre leonado ni los asociados a un punto de observación en los que se detectó una concentración de 251 aves rapaces. * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p < 0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	R	P
Coordenada de la X (Oeste - Este)	.345	<.0001*
% Ocupado por bosques autóctono	-.183	.002
Kilómetros de río de cualquier tamaño	.156	.009
% Ocupado por bosques	-.171	.004
Coordenada de la Y (Sur - Norte)	.164	.005
% Ocupado por cultivos de secano	.160	.006
Altitud del punto	-.148	.012
%Ocupado por pinares exóticos	.146	.013
Altitud mínima	-.144	.014
Altitud máxima	-.134	.023
%Ocupado por vegetación de ribera	.132	.025
Número de usos del suelo	.124	.035
Kilómetros de río de gran tamaño	.120	.043

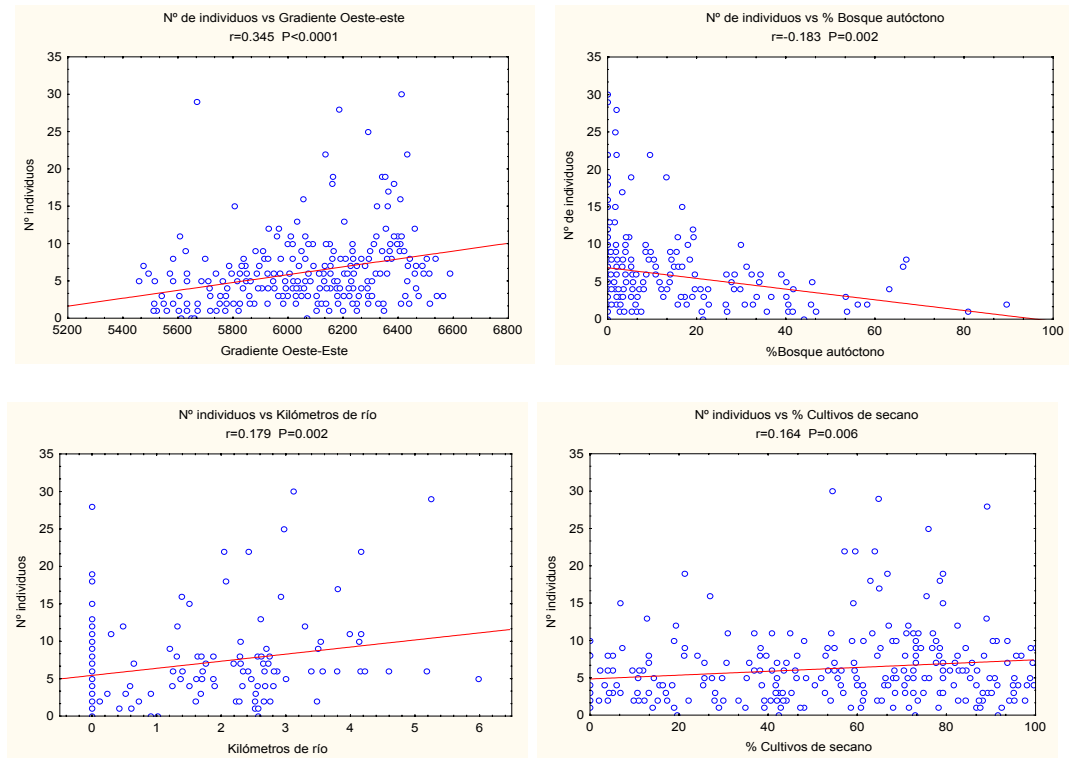


Figura 49. Correlación (r de Spearman) entre el número de individuos de cualquier especie contactados en un punto de observación y el gradiente Este-Oeste, la superficie ocupada por bosques autóctonos, los kilómetros de río de cualquier tamaño y la superficie ocupada por cultivos de secano en un radio de 1200 metros en torno al punto (se han excluido los contactos de buitre leonado y los asociados a un punto de observación en los que se detectó una concentración de 251 aves rapaces).

Tabla 60. Correlaciones (R de Spearman) significativas entre el número de individuos contactados en un punto (mediana= 4,35, min.= 0, máx.=19) y las variables que cuantifican el hábitat en torno a ese punto ($n=289$). Para este análisis no se han tenido en cuenta los contactos de buitre leonado ni los de milano negro. Tampoco los asociados a un punto de observación en los que se detectó una concentración de 70 aves rapaces. * Probabilidades que siguen siendo significativas ($p<0.05$) después de aplicar la corrección de Bonferroni.

	R	P
Coordenada de la X (Oeste – Este)	.28	< 0.0001*
% Ocupado por coníferas exóticas	.17	.005
% Ocupado por matorral	.15	.013
Terreno cubierto por la vista	.15	.008
% Ocupado por Frondosas	-.14	.018
% Ocupado por bosque	-.12	.047

Para testar la posibilidad de que alguna de estas relaciones no fueran lineales, se procedió a elaborar un modelo GLM. Para realizar éste se eliminaron los contactos obtenidos de milano negro y buitre leonado, ya que elevaban la *deviance* del modelo de forma muy acusada, multiplicando por cinco veces su valor. Probablemente ello es debido a la distribución contagiosa de los contactos de estas especies (por ejemplo, en 43 ocasiones se avistaron 4 o más milanos negros distintos en un mismo punto). También se eliminaron los resultados obtenidos en el punto 114, ya que la presencia de un muladar cercano elevó de forma exagerada el número de rapaces observadas (n=69).

El Tipo de error escogido para este modelo es el de Poisson.

Modelo:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-2.560	0.9146	1
2	0.0006858	0.0001527	Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	0.01583	0.006136	% cubierto por matorral (en 1200 mts.)
4	-0.0003527	0.0001068	(% cubierto por matorral (en 1200 mts.)) ²
5	-0.008271	0.002257	% cubierto por bosque
6	-0.04926	0.01920	Kilómetros de carretera (en 1200 mts.)

(variación máxima de los coeficientes <10%)
Deviance 461.539/282 (escalada=289.88/282)

Tabla 61. Modelización del número de individuos de cualquier especie detectados en un punto de observación.

El modelo construido para definir las características ambientales que determinan el número de individuos detectados en un punto de muestreo (Tabla 61) indica que se detectan más individuos al Este del área de estudio. También muestra que la correlación con la superficie de matorral no es lineal, sino cuadrática (el óptimo se sitúa en un 28% de superficie ocupada por el mismo) y una relación negativa con la superficie forestal (Figura 50). Se añade también la influencia negativa de los kilómetros de carretera.

Aunque los kilómetros de río reducen significativamente la deviance ($P < 0,01$), esta variable no se incorporó finalmente debido a que el análisis de sensibilidad mostró que su coeficiente variaba un 29% al eliminar determinados puntos que mostraban gran peso en este factor.

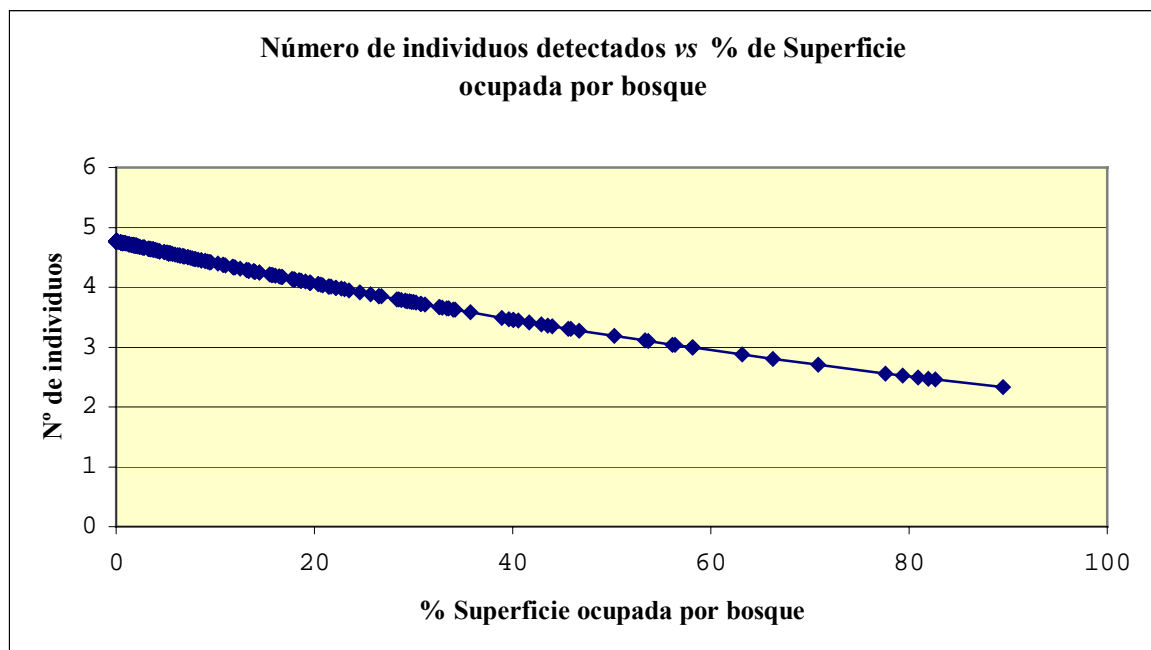
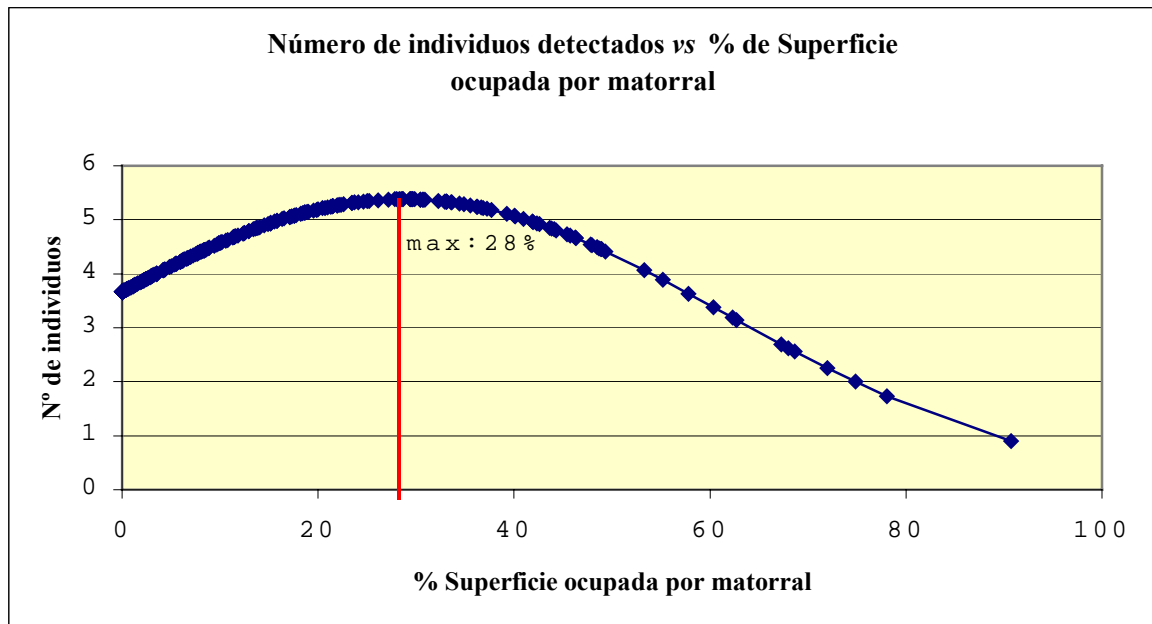


Figura 50. Modelización del número de individuos detectados en un punto de observación (n=289) en función de la superficie ocupada por matorral y por bosques de cualquier tipo en un radio de 1200 metros en torno al punto.

4.8.2. Número de especies

En primer lugar se ha estudiado la correlación entre el número de especies detectadas en un punto de muestreo, el número de aves de cualquier especie observadas y las variables que caracterizan dicho punto (Tabla 62). Se han eliminado los contactos debidos al buitre leonado ya que su presencia en el 80% de los puntos y el masivo número de individuos contactados enmascarar las correlaciones entre el hábitat y el número de especies presentes en un punto de muestreo.

Tabla 62. Correlaciones (R de Spearman) significativas entre el número de especies detectadas en un punto de muestreo (mediana= 3, min.= 0, máx.=9), el número de aves rapaces detectadas y las variables que cuantifican el hábitat en torno a ese punto (n=289). Se excluye al buitre leonado para este análisis.

	R	P
Número de individuos detectados	.84	<.0001
Coordenada de la X (Oeste-Este)	.26	<.0001
Kilómetros de río de cualquier tamaño en 1200 mts de radio	.15	.012
Terreno cubierto por la vista	.13	.025
Coordenada de la Y (Sur-Norte)	.12	.05

Como es lógico, el número de especies que se presentan en un punto está fuertemente correlacionado con el número de aves de cualquier especie observadas en ese punto (Figura 51). Así mismo, existe un gradiente según el cual se encuentran más aves rapaces en la parte nororiental del área de estudio. El número de especies detectadas aumenta conforme lo hacen los kilómetros de ríos de cualquier tamaño. También se detectan más especies conforme aumenta la superficie de terreno cubierta por la vista en cada punto de observación.

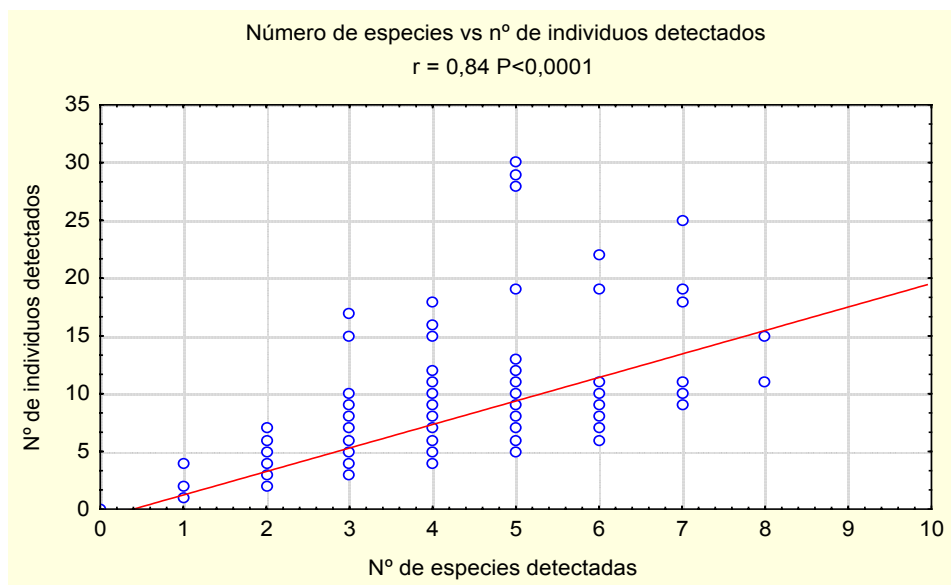


Figura 51. Correlación (r de Spearman) entre el número de especies detectadas y los contactos de aves rapaces en un punto de muestreo. Se ha excluido para las gráficas un punto en el que se presentaban 69 aves rapaces y los contactos debidos a los buitres.

De manera similar a lo realizado anteriormente para el número de contactos, se ha elaborado un modelo GLM para valorar los factores que condicionan el número de especies detectadas en un punto y la manera en que lo hacen. Para la elaboración de los modelos multivariantes no se ha tomado en cuenta al buitre leonado ni un punto en el que se observaron 256 aves rapaces. Como en el caso de los modelos elaborados para el número de contactos, la distribución de error no es binomial sino de tipo Poisson (ver metodología).

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	0.3425	0.08912	1
2	0.1842	0.01802	Número de aves detectadas
3	-0.005326	0.0007296	(Número de aves detectadas) ²
(Variación máxima coeficientes=5%)			
Scaled deviance		94,587	on 285 d.f. de n=288
observaciones			

Tabla 63. Modelización nº1 del número de especies detectadas en un punto de observación.

Al construir un modelo para determinar las variables que determinan el número de especies detectadas en un punto, la principal variable es el número de aves detectadas (Tabla 63). Aunque tomadas una a una otras variables también resultan significativas, una vez incorporado el número de contactos al modelo, ninguna otra reduce de forma significativa la *deviance*. Un aspecto importante es que la relación no es lineal, sino cuadrática, como puede observarse en la Figura 52. Las especies detectadas en un punto aumentan en función del número de aves observadas, hasta un máximo de 17 aves, a partir del cual el modelo predice la detección de menos especies.

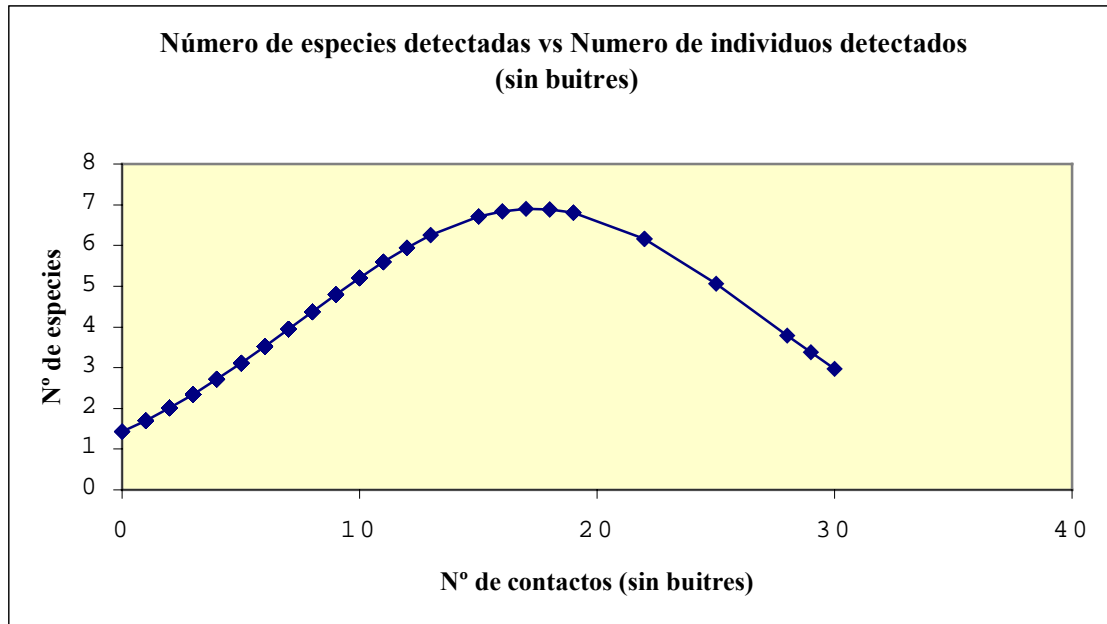


Figura 52. Modelización del número de especies detectadas en un punto de observación (n=288) en función del número de contactos en un punto de observación (modelo 1). No se han tomado en cuenta las observaciones de buitre leonado ni un punto en el que se observaron 256 aves rapaces.

Si no se incluye el número de contactos en el modelo, se presentan dos modelos alternativos, el primero de los cuales es muy similar al construido para modelizar el número de contactos en un punto (sin embargo, aquí desaparece el efecto de las carreteras)

Modelo 2:

	Coefficiente	E.E.	Variable
1	-1.720	0.8014	1
2	0.0004928	0.0001341	Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	0.007142	0.005218	% cubierto por matorral (en 1200 mts.)
4	-0.0001879	0.00008812	(% cubierto por matorral (en 1200 mts.)) ²
5	-0.004517	0.001892	% cubierto por bosque

(Variación máxima coeficientes=12%)
Scaled deviance is 213,80 on 284 d.f. de n=289 observaciones

Tabla 64. Modelización nº 2 del número de especies detectadas en un punto de observación.

El gradiente Oeste-Este aparece como un factor significativo, apareciendo más especies en la zona Este del área de estudio. La superficie forestal en un radio de 1200 metros constituye un factor negativo en la detección de un número elevado de diferentes especies (Figura 53). Por último, existe una relación cuadrática con la superficie ocupada por matorral, cuya presencia favorece la aparición de un mayor número de especies, hasta llegar a un máximo de cobertura de matorral del 28% a partir del cual descende la probabilidad de detectar en un punto diferentes especies de aves rapaces (Figura 53).

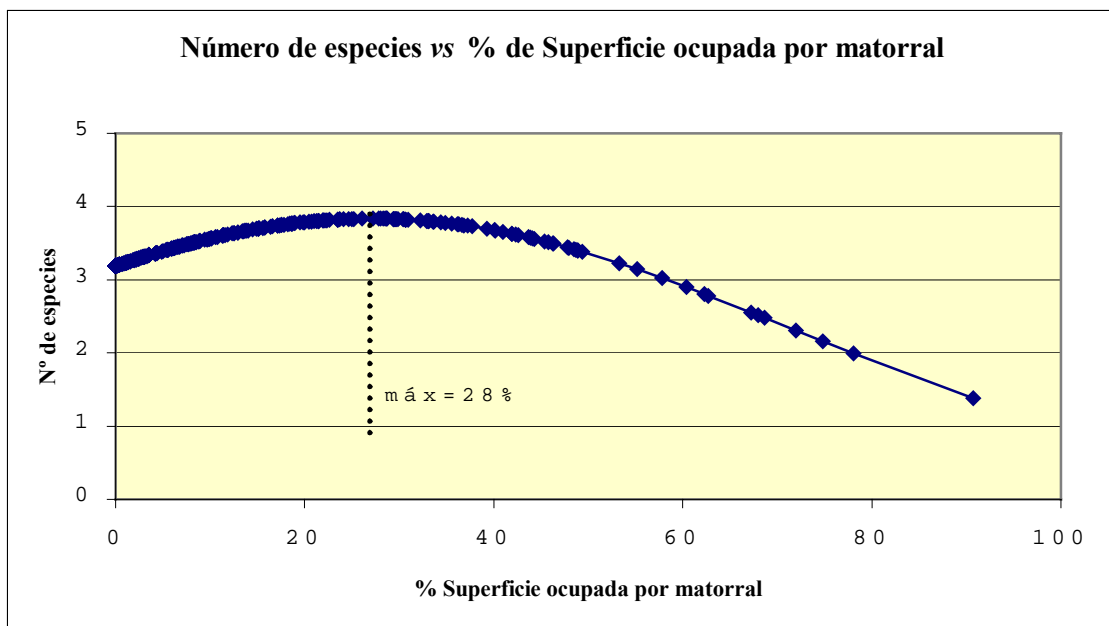
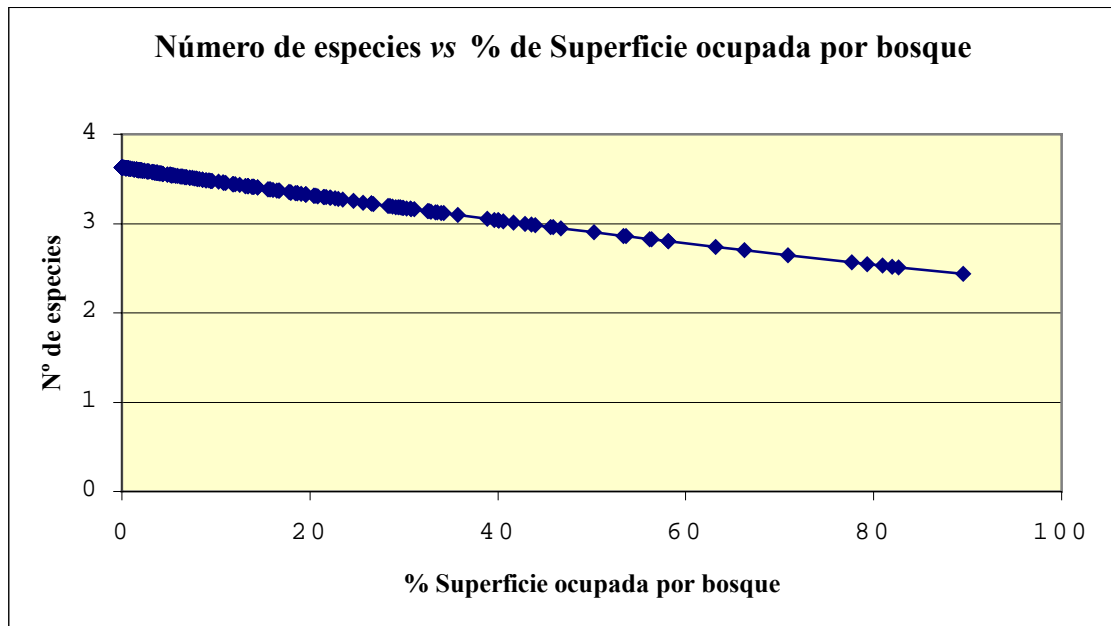


Figura 53. Modelización del número de especies detectadas en un punto de observación (n=289) en función de la superficie ocupada por matorral y por bosques en un radio de 1200 metros en torno al punto (modelo 1).

El tercer modelo (Tabla 65) también predice un número mayor de especies al Este del área de estudio. La proporción de superficie ocupada por los cultivos de secano y la extensión ocupada por coníferas exóticas contribuyen positivamente y de forma lineal a la detección de un número más elevado de especies (Figura 54).

Modelo 3:

	Coficiente		E.E.	Variable
1	-1.949	0.7819	1	
2	0.0004850	0.0001259		Coordenada de la X (Oeste-Este)
3	0.003654	0.001210		% Ocupada por cultivo secano (en 1200 mts.)
4	0.01076	0.004059		% Ocupado por repoblaciones exóticas
(variación máxima 25% en el % Ocupado por repoblaciones exóticas)				
Scaled deviance is 215.517 on 285 d.f. de n=289 observaciones				

Tabla 65. Modelización nº 3 del número de especies detectadas en un punto de observación.

Este tercer modelo define un paisaje también transformado pero alternativo al definido por el modelo nº 2 (Tabla 64), ya que describe paisajes dominados por cultivos de secano en el que se intercalan pequeñas extensiones de coníferas exóticas (las coníferas exóticas sólo se presentan en el 42% de las puntos analizados y en el 60% de las ocasiones no llegan a cubrir el 5% de la superficie en un radio de 1200 metros).

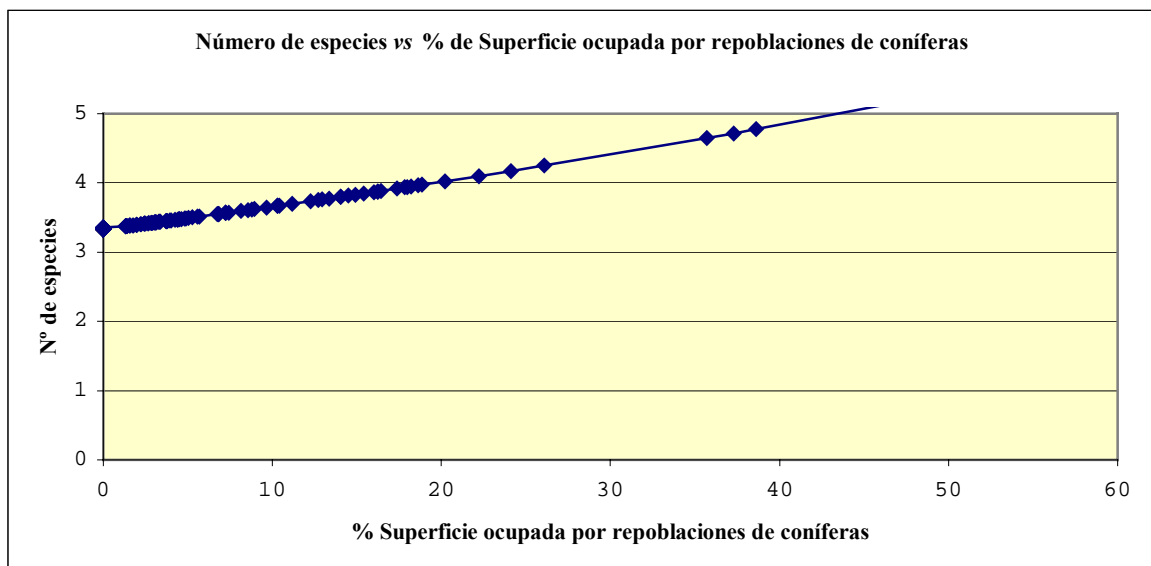
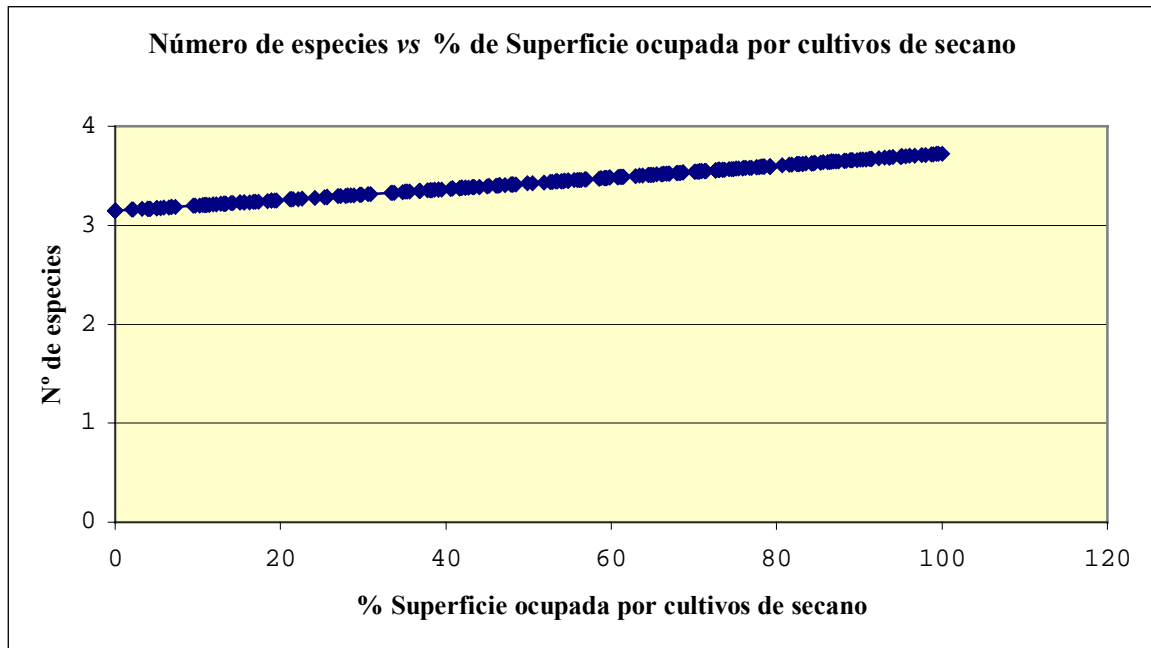


Figura 54. Modelización del número de especies detectadas en un punto de observación (n=289) en función de la superficie ocupada por cultivos de secano y por repoblaciones de coníferas exóticas en un radio de 1200 metros en torno al punto (modelo 3).

4.9. Análisis del efecto de la escala

Tanto en el caso del hábitat de nidificación como en el de campeo, las preferencias de las diferentes especies se hicieron más patentes en el radio de 1.200 metros que en el de 600 metros en torno al punto de estudio (sign-test; $z=4,085$; $p<0,0001$) (Tabla 66).

Tabla 66. Número de variables que presentan diferencias significativas (test de U Mann-Whitney) entre los puntos al azar y los lugares donde se presentan las aves rapaces según el radio en el que se han medido.

Radio	N° variables con diferencias significativas	
	Hábitat campeo (8 sp.)	Hábitat nidificación (4 sp.)
1200 metros	45	25
600 metros	24	18

Además, las diferencias detectadas en el radio de 600 metros continuaron resultando significativas en el 92,31% de las ocasiones en el radio de 1200 metros, mientras que sólo el 58,06% de las diferencias detectadas en el radio de 1200 metros lo fue antes en el de 600 metros.

La tendencia fue la misma cuando comparamos las variables que reducen significativamente la *deviance* del modelo nulo en la elaboración de los modelos GLM (modelos con una sola variable; Tabla 67).

Tabla 67. Número de variables que disminuyen significativamente la *deviance* en modelos de una sola variable para las diferentes aves rapaces estudiadas según el radio en el que se han medido.

Radio	N° variables que disminuyen significativamente la deviance en modelos de una sola variable	
	Habitat campeo (8 sp.)	Hábitat nidificación (4 sp.)
1200 metros	69	38
600 metros	40	25

Siguiendo el mismo patrón, las variables que reducían la *deviance* del modelo nulo en el radio de 600 metros lo hicieron también en el 86,15% de los casos en el de 1200 metros, mientras que aquellas detectadas en el de 1200 metros se mantuvieron solo en el 57% de las ocasiones en el radio de 600 metros (sign-test; $z=4,94$; $p<0,00001$).

En la Tabla 68 pueden observarse las variables que finalmente entraron a formar parte de los modelos multivariantes del hábitat de nidificación. En ocho ocasiones el radio que permitió ajustar un mejor modelo fue el de 1.200 metros, en tres el de 600 metros y en dos el de 1.800 metros.

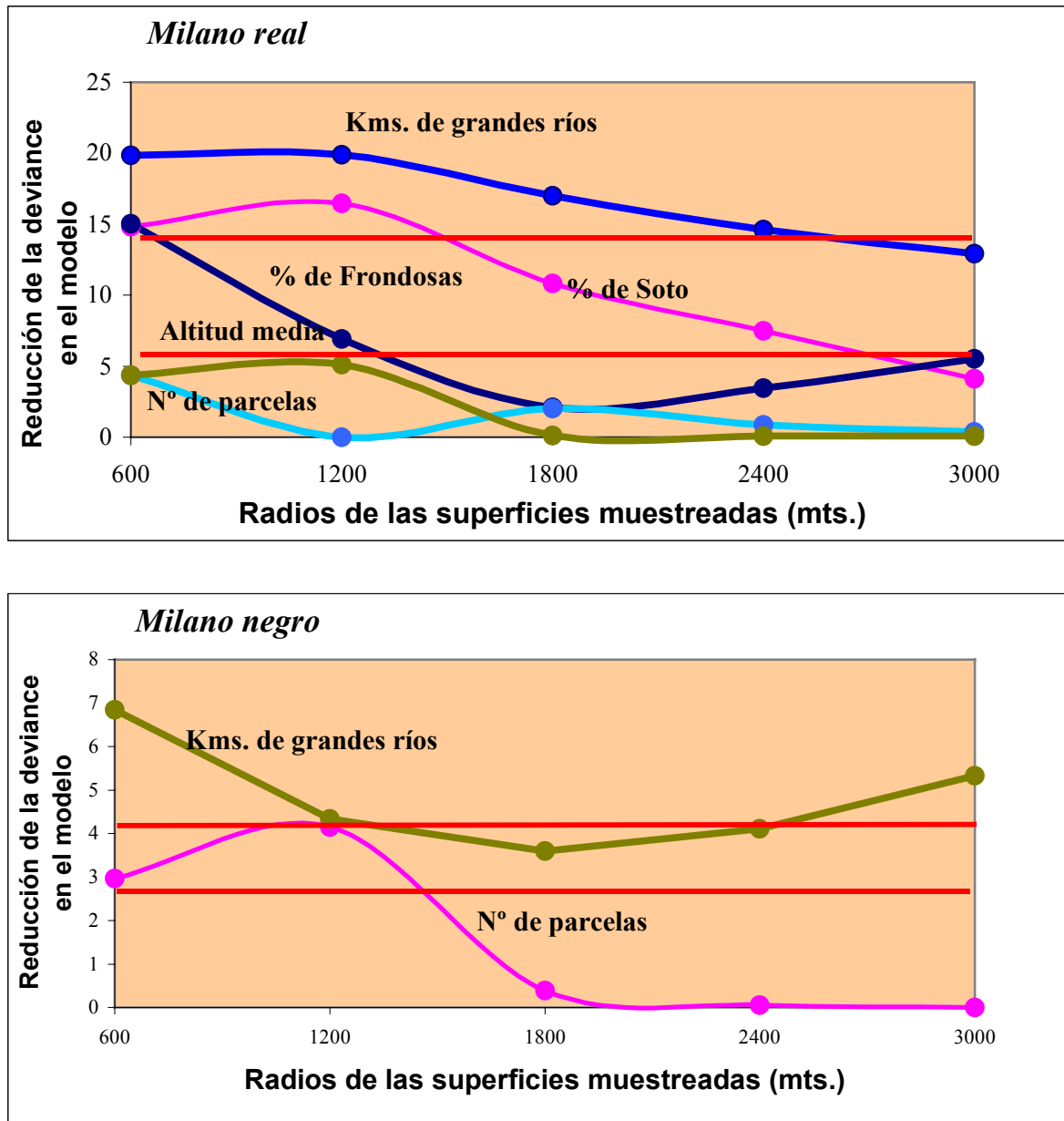


Figura 55. Efecto de la escala en la reducción de la *deviance* para los dos milanos en diferentes variables que intervienen en los modelos de selección de hábitat de nidificación. Las líneas indican el límite de significación en los test de chi cuadrado utilizados para cada especie durante la elaboración de los modelos.

Tabla 68. Disminución de la *deviance* de las variables que intervienen en los modelos del hábitat de nidificación de las diferentes especies, medidas en 5 radios diferentes en torno a los nidos.

Radio (m) →	600	1200	1800	2400	3000	Especie
% Soto	14,81***	16,49***	10,83**	7,51**	4,12*	Milano real
(% Frondosas) ²	15,05***	6,9*	2,08	3,44	5,52	Milano real
Nº de parcelas	4,38*	0	2	0,88	0,36	Milano real
Altitud media	4,53*	5,12*	0,12	0,07	0,10	Milano real
Kilómetros de río de primer y segundo orden	19,84***	19,89***	17,00***	14,61***	12,95***	Milano real
Kilómetros de río de primer y segundo orden	6,85*	4,34*	3,60	4,11*	5,33*	Milano negro
Nº de parcelas	2,96	4,15*	0,39	0,006	0	Milano negro
Nº de usos	0,02	5,47*	0,60	0,51	0,22	Aguila culebrera
(% de secano) ²	3,70	11,65**	6,20*	4,75	4,30	Aguila culebrera
Kilómetros de río	5,33*	7,72**	9,18**	6,19*	4,21*	Aguila calzada
Kilómetros de borde	1,73	9,7**	0,76	0,4	0,71	Aguila calzada
Nº de parcelas	7,56*	9,69**	1,64	0,98	0,97	Aguila calzada
(% de secano) ²	4,76	10,91**	14,53***	10,74**	8,54*	Aguila calzada

(Test de chi cuadrado= * P<0,05; **P<0,01; ***P<0,001). Para el caso de las variables que cuantifican la heterogeneidad, se ha testado también la transformación logarítmica de las variables.

Reducción de la deviance en los modelos de selección de hábitat de nidificación

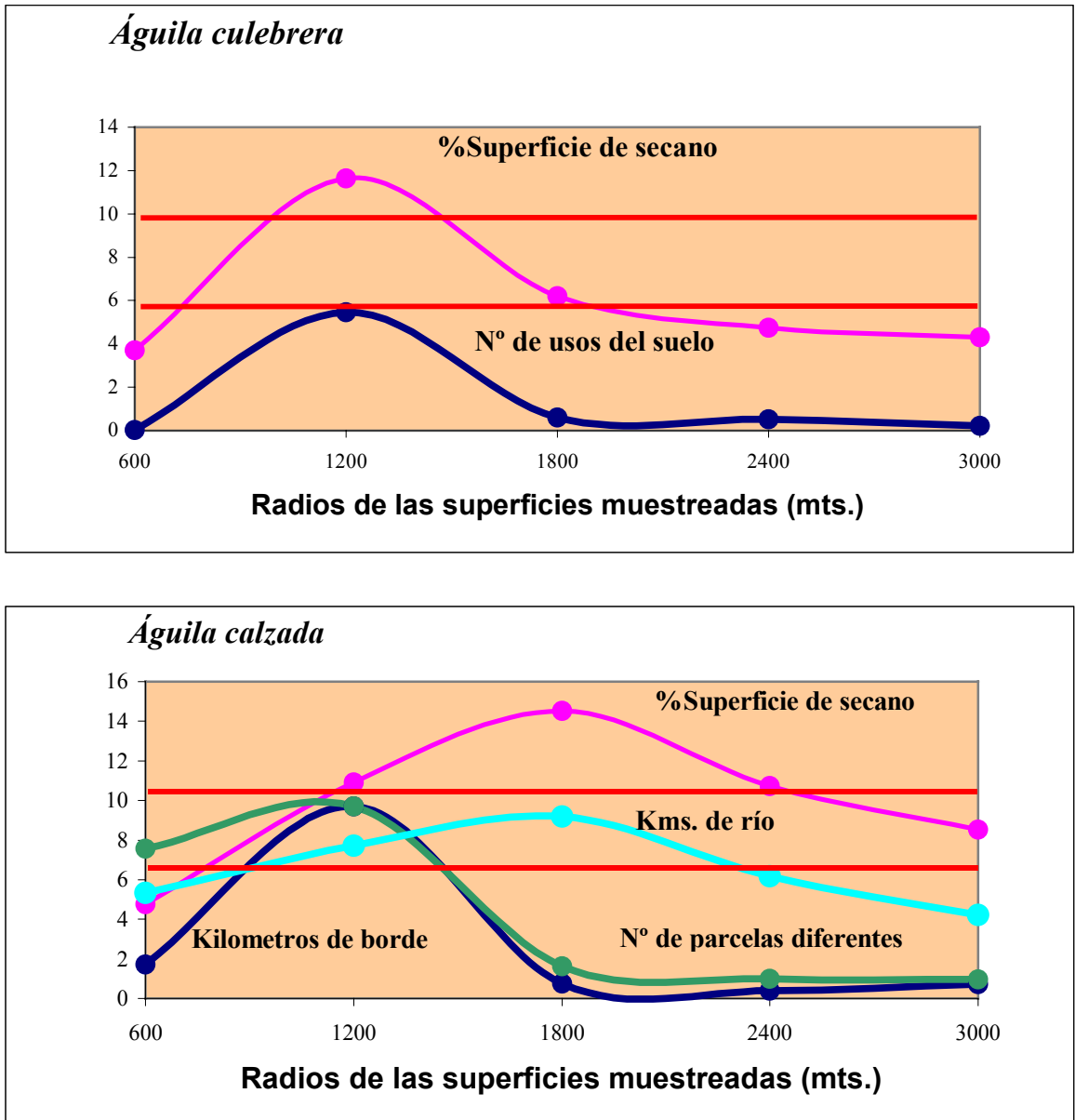


Figura 56. Efecto de la escala en la reducción de la deviance para las águilas calzada y culebrera en diferentes variables que intervienen en los modelos de selección de hábitat de nidificación. Las líneas indican el límite de significación en los test de chi cuadrado utilizados para cada especie durante la elaboración de los modelos.

En la Tabla 69 pueden observarse las variables que finalmente entraron a formar parte de los modelos multivariantes del hábitat de campeo. En ocho ocasiones el radio más efectivo es el de 1.200 metros, en dos el de 600 metros, en tres el de 2.400 metros y en tres el de 3.000 metros.

Tabla 69. Disminución de la *deviance* de las variables que intervienen en los modelos del hábitat de campeo de las diferentes especies, medidas en 5 radios diferentes en torno a los puntos de observación.

Radio (m) →	600	1200	1800	2400	3000	Especie
Altitud media	12,54***	28,46***	10,52**	8,98**	7,46**	Milano negro
Nº parcelas diferentes	2,90	6,71**	2,30	6,30*	2,90	Milano negro
Kilómetros de ríos de primer y segundo orden	15,60***	37,49***	37,54***	34,53***	40,11***	Milano negro
% Bosque	11,36***	15,88***	6,83**	6,28*	4,93*	Milano real
Kilómetros de ríos (Altitud máxima) ³	13,29***	16,21***	15,82***	15,27***	17,26***	Milano real
Kilómetros de borde	11,92***	10,18**	9,56**	8,24**	8,38**	Ratonero
Nº parcelas diferentes	5,17*	3,88*	2,72	3,50	3,46	Ratonero
% Pastizal	4,40*	6,98**	6,94**	4,66*	5,27**	Cernícalo vulgar
% Cultivo seco	4,48*	5,69*	3,05	3,22	3,67	Cernícalo vulgar
(% Matorral) ²	5,71*	10,36**	9,45**	7,64**	6,78**	Alimoche
Nº de usos	2,90	13,92***	8,51**	6,63*	3,23	Alimoche
(Kms. de borde) ²	5,16*	11,88***	12,23***	14,78***	13,82***	Alimoche
Kms. de borde	4,22*	9,71**	9,98**	12,06***	11,18***	Águila culebrera
Nº de parcelas	2,00	5,13*	6,43*	10,20**	5,67	Águila culebrera

(Test de chi cuadrado= * P<0,05; **P<0,01; ***P<0,001). Para el caso de las variables que cuantifican la heterogeneidad, se ha testado también la transformación logarítmica de las variables.

En la mayor parte de las especies el radio de 1.200 metros fue el más efectivo (Figura 57). Sólo en el caso del ratonero (Figura 58) un radio más reducido de 600 metros fue el más adecuado para conseguir un mejor ajuste del modelo final, aunque las diferencias son muy reducidas y en el radio de 1.200 metros las dos variables consideradas continuaban reduciendo significativamente la *deviance*. Muestrear una superficie más amplia del hábitat mejoró la capacidad de reducir la *deviance* de cuatro variables en el caso de tres especies (Figura 59): la altitud máxima y los kilómetros de ríos para el caso del milano real, los kilómetros de borde entre hábitats diferentes (con el alimoche y el águila culebrera) y el número de parcelas (con el águila culebrera). En el caso de los kilómetros de río para ambos milanos, el nivel de significación fue similar una vez sobrepasado el radio de 600 metros, que ofrecía una desviación de la *deviance* menor.

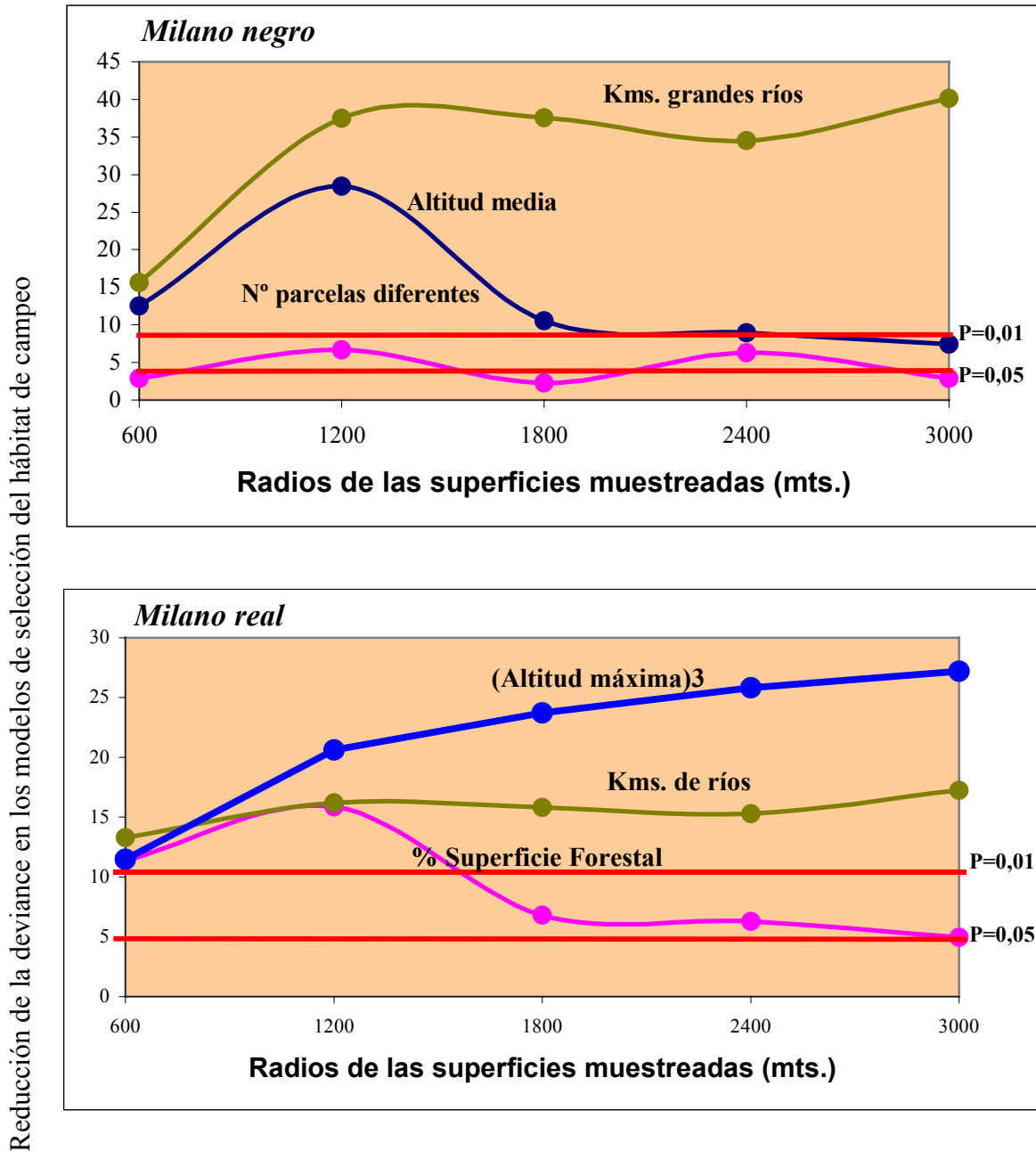


Figura 57. Efecto de la escala en la reducción de la *deviance* para el milano negro y el milano real en diferentes variables que intervienen en los modelos de selección de hábitat de campeo. Las líneas indican el límite de significación en los test de chi cuadrado utilizados para cada especie durante la elaboración de los modelos.

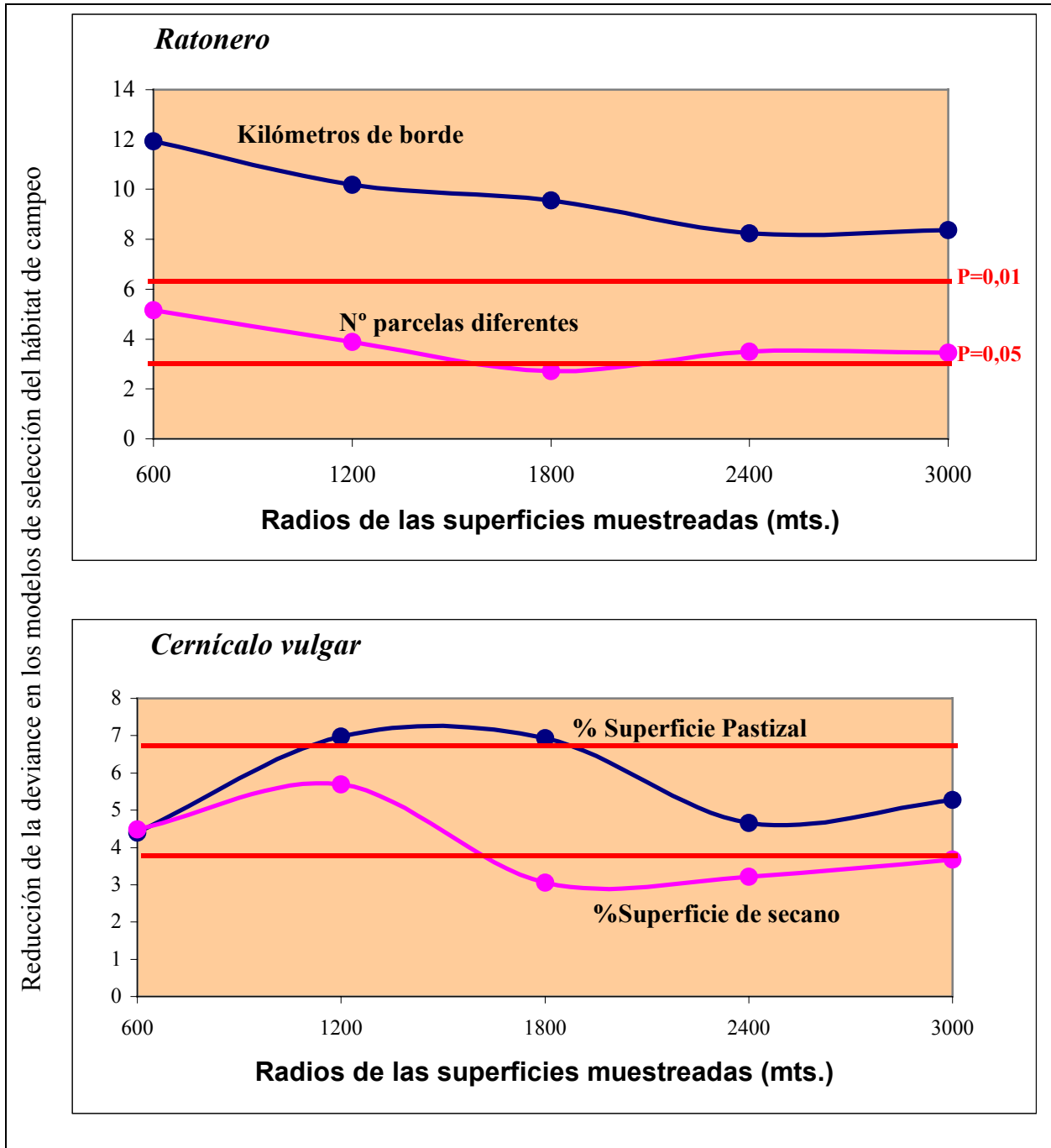


Figura 58. Efecto de la escala en la reducción de la deviance para el ratonero y el cernícalo vulgar en diferentes variables que intervienen en los modelos de selección de hábitat de campeo. Las líneas indican el límite de significación en los test de chi cuadrado utilizados para cada especie durante la elaboración de los modelos.

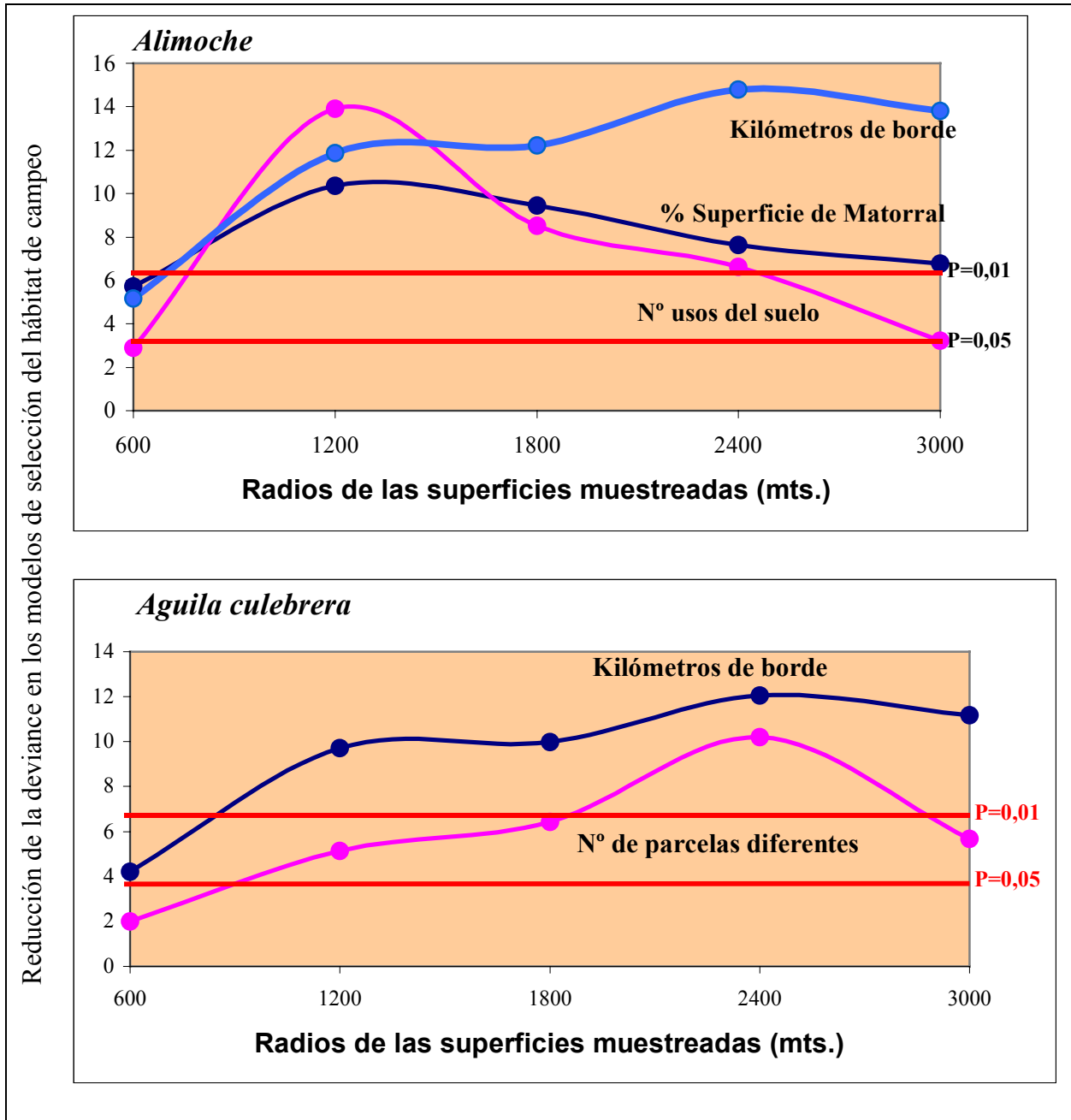


Figura 59. Efecto de la escala en la reducción de la deviance para el alimoche y el águila culebrera en diferentes variables que intervienen en los modelos de selección de hábitat de campeo. Las líneas indican el límite de significación en los test de chi cuadrado utilizados para cada especie durante la elaboración de los modelos.

5. DISCUSIÓN

5.1. Aspectos relativos al muestreo: Eficacia relativa de los puntos de observación versus transectos por carretera

Como ya se comentó en la Introducción, las estimas de abundancia relativa de aves de presa mediante métodos indirectos (puntos de observación y conteos en carretera) son utilizadas profusamente en numerosos trabajos de ecología y/o conservación como una herramienta básica que permite determinar la presencia, abundancia y composición relativa de las comunidades. No obstante, sorprendentemente, se carece por completo de comparaciones apropiadas entre ambos sistemas de estima, lo cual puede ser de extremada utilidad a la hora de interpretar y aplicar cualquier resultado obtenido mediante cualquiera de estas aproximaciones. Esta Tesis es, junto con un reciente trabajo, aun en prensa (Travaini et al 2004), el primer estudio que aborda esta problemática.

Mediante el método de puntos de observación en este trabajo se obtuvieron en la misma zona dos veces más contactos con aves rapaces que Deán (1995) y cuatro veces más que Fernández (1994). La explicación más plausible es que mediante el establecimiento de una red de puntos de muestreo se cubre un área efectiva de observación mucho mayor, 2758 km² prospectados en esta Tesis frente a los 752 km² y 1443 km² estimados respectivamente para los dos transectos por carretera. Tanto el número de contactos como el de especies de aves rapaces observadas en esta Tesis están correlacionados positivamente con el área visible para el observador a pesar de la posibilidad de escoger los puntos de observación cuidadosamente (visibilidad media=98,37% en un radio de 1.200 mts.). Este aspecto es importante ya que no es posible controlar la visibilidad real en un transecto por carretera y además frecuentemente ésta se interrumpe a causa de obstáculos locales no cartografiados (setos, edificios, árboles, etc..)

Teniendo en cuenta que una de las principales ventajas generalmente aducidas para los transectos por carretera es la de ser un método de “alto rendimiento” que permite obtener un elevado número de observaciones por hora de esfuerzo, resulta llamativo observar que frente al rendimiento obtenido en este trabajo, el obtenido por Fernández (1994) es ligeramente menor (2,41 obs./hora contra las 2,85 obs./hora de esta Tesis) y el de Deán (1995) es sólo algo superior si consideramos también el caso más habitual de dos personas por automóvil (4,26 obs./hora frente a las 3,83–3,49 obs./hora (según observador) de esta Tesis) (las cifras totales difieren debido a que en las comparaciones realizadas con el trabajo de Fernández no se tienen en cuenta a todas las especies detectadas).

Una argumentación que podría hacerse en contra de los puntos de conteo, tal y como se han empleado en este trabajo, se refiere al elevado tiempo de muestreo en cada punto (1 hora), que puede hacer que se contabilice al mismo animal varias veces, elevando así artificialmente el número de observaciones (Bibby, 1992). Lo cierto es que este mismo error puede cometerse en la realización de los muestreos en automóvil, especialmente en el caso de carreteras sinuosas o cercanas a otras ya muestreadas recientemente. Por contra, la duración prolongada del tiempo de conteo generalmente provee más información, ya que usualmente se detectan más especies que en tiempos cortos (ver revisión en Smith et al., 1998). La importante diferencia a favor en este trabajo de los puntos de conteo en el número de especies detectadas por ambos métodos apoya la idea de que el aumento del número de observaciones no se debe (al menos no solamente) a los dobles contactos. Como se puede observar en la Tabla 14, en nuestro caso concreto se detectan 19 especies por las 13 del trabajo de Deán (en Fernández (1992) no se muestra la lista completa de especies). Mediante los puntos de observación cada uno de los dos observadores detecta por término medio 1,86 veces más especies por

cuadrícula de 100 km² muestreada que Deán (1995) mediante transectos por carretera en las mismas cuadrículas (test de Wilcoxon; $P < 0,00001$). Además cartografiando los contactos puede observarse (Figura 21) que, incluso en el caso de aves rapaces atraídas por las carreteras como los dos milanos (Cramp & Simmons, 1980; Viñuela, 1997), los puntos de muestreo detectan aves de presa en amplias áreas dónde no son localizadas por los recorridos en carretera. De hecho, según el modelo elaborado (Tabla 61) los kilómetros de carretera son un factor negativo para el número de contactos en un punto dado.

- ¿Existen sesgos en la detección de alguna especie?

De los datos estudiados en esta Tesis se desprende que hay una asociación entre el método de muestreo utilizado y la detectabilidad de ciertas especies. En los transectos por carretera se detectan significativamente más cernícalos vulgares y aguiluchos pálidos de lo esperado así como significativamente menos individuos de las especies menos comunes, como águilas calzadas, águilas culebreras, etc...

En Francia Meunier et al. (2000) también detectan que los cernícalos vulgares seleccionan positivamente el entorno de las carreteras. Probablemente se debe al uso que esta especie hace de los tendidos eléctricos y telefónicos como posaderos o perchas para cazar (Village, 1990). Estas infraestructuras suelen acompañar a las vías de comunicación, localizándose también en corredores geográficos de escaso relieve y topografía lo menos abrupta posible (fondos de valle muy frecuentemente ocupados por cultivos apetecibles para la especie). Así, la utilización de las carreteras como vías de censo probablemente provoca la sobreestimación de las poblaciones de esta rapaz al prospectar áreas especialmente escogidas por los cernícalos. En cuanto al caso del aguilucho pálido en el caso de los transectos por carretera no se ofrece por separado la cifra de aguiluchos de “especie indeterminada” (hembras y jóvenes de plumaje pardo) como en otros trabajos -por ej. Preston (1990)-. En todo caso si tenemos en cuenta a la proporción (derivada del número de machos de aguilucho pálido detectados) de aves “pardas” que corresponderían a hembras y jóvenes de aguilucho pálido en el caso de los puntos de observación, la diferencia en la proporción de aguiluchos pálidos detectados entre ambos métodos de muestreo deja de ser significativa.

En un trabajo algo antiguo Meyburg (1973) documenta problemas del método de los transectos por carretera para estudiar rapaces en bajas densidades. También Viñuela (1997) encuentra que por este método se detectan menos milanos reales de los esperados en cuadrículas con densidades bajas de la especie. El hecho de que en conjunto las especies menos abundantes acumulen una proporción de contactos significativamente menor en los transectos por carretera que en los puntos de observación (test de chi-cuadrado; $P < 0,01$), puede deberse a varios motivos no excluyentes. En los transectos por carretera se dispone de menos tiempo para la identificación correcta de los individuos y ello puede llevar a errores que tiendan al encasillamiento de individuos de las especies menos comunes dentro de las especies más abundantes. También es posible que la selección del hábitat realizada por algunas especies dificulte la detección de rapaces que tiendan a evitar zonas muy humanizadas, fondos de valle o zonas de cultivo intensivo, habitualmente recorridas por vías de comunicación. Al ser estas rapaces las menos abundantes, estos sesgos negativos pueden provocar la ausencia total de éstas en los resultados del muestreo en determinadas áreas (Figura 22).

Esta diferencia en la “efectividad” nos lleva a un asunto de importancia: aunque las especies no especialmente escasas (como el águila calzada, la culebrera o el ratonero común) acumulan un número de contactos/hora similar en ambos métodos, el menor número de horas invertidas en los transectos por carretera provoca que el montante de observaciones de estas especies sea muy reducido, como se observa en la Tabla 70. De esta forma, cualquier conclusión que se quiera obtener en base a los datos obtenidos a través de los censos por carretera sobre estas especies encontrará el inconveniente de un tamaño de muestra muy pequeño, lo que conlleva

problemas de tipo estadístico para relacionar su presencia con las características del hábitat (Best & Stauffer, 1986; Seoane & Bustamante, 2001).

Tabla 70. Número de observaciones de tres especies “menos comunes” obtenidas mediante dos trabajos basados en recorridos en automóvil y los puntos de conteo de esta Tesis en la misma fecha y área de estudio (columnas sombreadas). Cuando se comparan los resultados de esta Tesis con el trabajo de Fernández se muestran acumulados los contactos de ambos observadores, mientras que en el caso del trabajo de Deán se muestran por separado, ya que éste último autor no realiza una repetición de los recorridos.

Especie	Fernández (1994)	Este estudio	Deán (1995)	Observadores 1 y 2 en este estudio
Águila calzada	24	116	11	59-57
Águila culebrera	23	110	10	49-61
Ratonero común	57	175	35	99-76

En resumen, el muestreo basado en la utilización de puntos de observación acumula más contactos y de más especies en una misma área que los trabajos realizados mediante transectos utilizando automóviles. Además, el método de los transectos por carretera subestima o no detecta la presencia de las especies menos abundantes, que suelen ser las más importantes de cara a programas de gestión o conservación. Estos datos contradicen a lo expuesto por Travaini et al. (2004) para el caso de la Patagonia, aunque con un tamaño muestral pequeño (67 aves en puntos de observación y 275 en transectos). Travaini et al. encuentran que el método óptimo para localizar más aves rapaces es el de los transectos por carretera, quizás debido a las características de la Patagonia -medios totalmente desarbolados (alta visibilidad) y con bajas abundancias de aves rapaces-. No obstante en el trabajo de Travaini et al. el número de aves observadas por unidad de tiempo es muy similar en ambos métodos y quizás el tiempo empleado en los puntos de muestreo (15 minutos) sea escaso para rentabilizar el método (Bibby, 1992).

Otra característica de los puntos de muestreo es la posibilidad de muestrear una mayor superficie, que además puede ser establecida con fiabilidad y precisión, frente a la dificultad de realizar una estima de la superficie prospectada desde un vehículo debido a obstáculos visuales frecuentemente no cartografiados y asociados a las carreteras.

La utilización de puntos de muestreo presenta además la ventaja de poder relacionar los datos obtenidos con cambios en la estructura del paisaje o usos del suelo en torno a los puntos de observación. Estos cambios en el paisaje pueden ser cuantificados sin sesgos, ya que los puntos de observación pueden ser escogidos de forma que sean representativos de las áreas a estudio. Este hecho ofrece el valor añadido de contar con información que permita establecer relaciones de causa-efecto en la evolución de las poblaciones de aves rapaces. Si el período de observación es suficientemente largo (una hora) permite además la localización de buena parte de las parejas nidificantes en el entorno del punto de observación (Viñuela et al., 1999).

La principal desventaja del método de los puntos de muestreo es la de exigir un esfuerzo previo de diseño y localización de los puntos de observación, esfuerzo que resulta casi equivalente al invertido en el muestreo propiamente dicho. No obstante, este esfuerzo ha de realizarse una sola vez, por lo que este inconveniente se diluye notablemente en un programa de monitorización a largo plazo. Otro inconveniente es el tiempo empleado en desplazarse de un punto a otro que, no obstante puede emplearse para realizar muestreos si se desea (Bibby, 1992). En todo caso, cuando se trata de cubrir grandes áreas de trabajo (Nice, 1934; Mathisen & Mathisen, 1968; Andersen et al., 1985; Donázar et al., 1993; Sánchez-Zapata et al., 2003) en un tiempo limitado (como en el caso del trabajo de Viñuela (1997) para la Península Ibérica) el método de los transectos por carretera parece adecuado. Probablemente es

imposible organizar una red de puntos de muestreo a la escala de la Península, de la misma manera que los transectos por carretera permiten aprovechar estancias cortas en lugares a veces remotos para obtener información acerca de diferentes aspectos de las aves rapaces. Si además el objetivo es obtener estimas de población, probablemente la no detección de las especies estudiadas en zonas de baja densidad no acarreará graves errores cuantitativos, siempre y cuando no se trate de especies raras.

Exceptuando al ya citado trabajo aún en prensa de Travaini et al. (2004), hasta dónde nosotros conocemos no existen publicaciones específicas sobre el tema, por lo que esta Tesis constituiría una de las primeras aproximaciones a este importante aspecto del trabajo sobre aves rapaces.

5.2. Modelado de la respuesta de las especies objeto de estudio frente a la variabilidad del paisaje: hábitats de nidificación y campeo.

5.2.1. Milano negro

El milano negro es una especie relativamente abundante y con una muy amplia área de distribución (Del Hoyo et al., 1994). No obstante el último Libro Rojo lo califica en España como Vulnerable, debido a las tendencias regresivas observadas en aquellas poblaciones que son objeto de seguimiento. Así mismo, se observa una regresión de la especie en Europa de Este, por lo que le considera una especie vulnerable en Europa (Tucker & Heath, 1994).

Uno de los factores que han favorecido la publicación de trabajos españoles es la existencia de una importante población de milanos negros en Doñana, lo que facilita que diversos investigadores hayan trabajado entre otros temas su biología reproductiva (Veiga & Hiraldo, 1990; Viñuela & Sunyer, 1992; Viñuela & Veiga, 1992; Viñuela, 1996), el período de emancipación de los pollos (Bustamante & Hiraldo, 1992), los factores que condicionan la dispersión y filopatria de la especie (Forero, 1998; Forero et al., 2002) e incluso aspectos tan finos como la base hormonal de comportamientos no reproductivos en la zona o el efecto de la edad y el sexo en la muda postnupcial. No obstante, los trabajos específicos sobre selección de hábitat de campeo y nidificación son muy escasos y Doñana presenta un hábitat poco común en la Península Ibérica (Seoane et al., 2003). Recientemente se ha publicado un trabajo sobre la selección de hábitat de varias aves rapaces en Andalucía que incluye al milano negro (Bustamante & Seoane, 2004), aunque en esta Comunidad la especie se presenta fundamentalmente en Doñana, que como ya se ha dicho, presenta un hábitat particular.

Hábitat nidificación:

Según el único modelo construido, esta especie escoge para nidificar áreas similares a las encontradas para su congénere el milano real, caracterizadas por la presencia de ríos de gran tamaño. También coinciden en la selección de un entorno variado y heterogéneo en torno al nido.

Como ya se ha comentado, no hay apenas trabajos específicos sobre la selección de hábitat de nidificación del milano negro, a pesar de ser una especie relativamente común. Se trata de una especie que puede formar colonias laxas de cría (Forero, 1998) que se sitúan en las proximidades de fuentes de alimentación predecibles y/o abundantes, como puertos pesqueros o áreas con densas poblaciones de conejo (Koga et al., 1989; Viñuela et al., 1994). J.A. Donazar (com.pers) cita la rápida desaparición de una pequeña colonia de milanos negros nidificantes en Navarra como consecuencia de la interrupción en el suministro de desechos cárnicos procedentes de un matadero. Así mismo J.L. Tella en Forero (1998) cita cómo áreas de cría situadas en zonas con altas densidades de conejo en Aragón desaparecieron con la llegada de la neumonía hemorrágico vírica (NHV), provocando la desaparición de las poblaciones de milano negro alejadas de los ríos.

La especie muestra en el área de estudio una selección positiva por los grandes cursos de agua, lo que concuerda con trabajos realizados en el norte de Italia, dónde el milano negro es una especie amenazada que se asocia fuertemente con ecosistemas acuáticos (Sergio et al., 2003). En esta zona de Italia el milano negro nidifica en árboles y cortados, seleccionando la proximidad de lagos cuya disponibilidad se encuentra correlacionada con el éxito reproductor. Aunque el modelo de selección de hábitat de nidificación elaborado es un 33% mejor que el azar (siendo esta diferencia estadísticamente significativa ($Z=3,96$; $P<0,05$)) ya se ha comentado que no es robusto, puesto que es demasiado sensible a determinados casos puntuales. Probablemente en el caso de una especie semi-colonial como ésta sea de importancia para construir un modelo sólido cuantificar de alguna manera la importancia de cada uno de los emplazamientos de cría (por ejemplo, por el número de parejas o el éxito

reproductor). Puede también que sea necesario obtener un tamaño de muestra más elevado debido a la facilidad del milano negro de establecer sus zonas de cría en función de fuentes de alimentación muy variadas (como por ejemplo, la depuradora de aguas de Pamplona).

En todo caso es probable que la plasticidad del milano negro para aprovechar fuentes variadas de alimentación, (sin que intervengan otros factores paisajísticos concretos), haga relativamente inútil el intento de construir modelos predictivos robustos en base a variables ambientales.

Hábitat de campeo:

El milano negro prospecta zonas de baja altitud, con escasa heterogeneidad ambiental, cercanas a núcleos urbanos y con elevada presencia de cursos de agua de gran tamaño. Aparece más a menudo en la parte oriental del área de estudio. El número de parcelas dedicadas a diferentes usos del suelo es un factor negativo para la presencia del milano negro en un área. Este aspecto está correlacionado con la selección de áreas de cultivo de secano para camppear, hábitat negativamente correlacionado con el número de parcelas con diferentes usos del suelo ($r=-0,55$; $P<0,005$). La especie selecciona hábitats totalmente transformados, con significativamente menos superficie arbolada y alejadas de las masas forestales.

En el trabajo realizado en Andalucía (Bustamante & Seoane, 2004) se detecta también un rechazo de la vegetación “natural” en el modelo elaborado para la especie, así como un aumento de la probabilidad de presencia ligado a las masas de pinares (debido a que nidifica en este hábitat en el Parque nacional de Doñana, su principal núcleo de población).

Como ocurre en otras zonas de la Península Ibérica (Blanco, 1994) existen en el área de estudio varios dormideros de la especie, en los que se concentran un gran número de individuos no reproductores. Este hecho podría dificultar la identificación de los factores ambientales importantes para las aves nidificantes, ya que diversos trabajos citan que la población no reproductora tiene una alimentación diferente (Espina, 1984) y que, en concreto, es menos predatora y muy proclive a la utilización de otros recursos relacionados con actividades humanas (Donázar, 1992; Blanco, 1994; Deán, 1996; Blanco, 1997). Sin embargo los grandes dormideros de milano negro (uno de ellos puede llegar a los 450 ejemplares) se encuentran en la zona oriental, la menos cultivada (gradiente Oeste-Este; $r=-0,18$; $P<0,05$), y más parcelada del área de estudio (gradiente Oeste-Este; $r=0,14$; $P<0,05$), por lo que en todo caso la selección de hábitats cultivados y homogéneos por los milanos negros nidificantes estaría subestimada en nuestro modelo.

La característica ambiental más importante para el hábitat de campeo del milano negro es también la presencia de cursos de agua. En el norte de Italia Sergio et al. (2003) también los milanos negros nidifican y cazan asociados a masas de agua (lagos). Siguiendo con este mismo estudio, los milanos negros además, buscan el alimento en las proximidades del nido (en un radio de 1 kilómetro) y seleccionan también pastizales manejados extensivamente. No obstante su éxito de caza es mayor sobre el agua que en tierra y en otro trabajo el autor muestra la importancia de la producción piscícola de los lagos de la zona para la conservación de la especie (Sergio et al., 2003). En esta Tesis no hemos analizado la dieta de los milanos negros nidificantes, pero es muy posible que éstos obtengan una parte importante de su dieta de los cauces de agua, en un aceptable estado de conservación en el área de estudio. En lo que se refiere al campeo en la cercanía a núcleos urbanos, el milano negro a menudo obtiene su alimento aprovechando actividades humanas como granjas, basureros y muladares, cerca de los cuales es observado frecuentemente (Donázar, 1992; Blanco, 1994; Deán, 1996). Estas instalaciones están relacionadas con niveles altos de población humana, apareciendo en muchas ocasiones en entornos simplificados y cerca de núcleos urbanos de importancia. Aunque en Doñana se ha constatado la importancia de los conejos salvajes en la dieta de los individuos nidificantes (Viñuela & Veiga, 1992), ésta parece relacionada con el oportunismo del milano negro para explotar fuentes abundantes de alimento, como se ha citado en el apartado dedicado a la nidificación.

5.2.2. Milano real

De entre las especies estudiadas en esta Tesis, posiblemente los dos milanos sean las más investigadas por otros autores. En el caso del milano real, probablemente ello se deba a que se trata de una de las pocas aves de presa cuya principal área de distribución se centra en Europa occidental (Cramp & Simmons, 1980; Del Hoyo et al., 1994). Además es una especie que presenta un estado de conservación delicado, sobre todo en el sur de Europa (Viñuela, 1996). En la Península Ibérica se ha producido también un fuerte declive de la especie (Viñuela, 2003), debido a diversos factores, entre ellos el uso de venenos y la persecución directa (Villafuerte et al., 1998).

A todo ello se suma el especial interés por la especie de autores británicos debido a la extinción y posterior reintroducción del milano real en Escocia e Inglaterra (Evans, 1994) y de la aplicación de un plan de recuperación en Gales que ha conseguido pasar de siete a cien parejas (Lovegrove, 1996). La financiación de la RSPB permitió un censo nacional de la especie en España (Viñuela, 1997) que ha permitido que el milano real sea una de las contadas especies ibéricas que cuenta con una monografía realizada en España (Viñuela et al., 1999) y otros trabajos, entre ellos una reciente publicación que trata de modelar la distribución y abundancia del milano real en toda la Península Ibérica (Seoane et al., 2003). Los resultados obtenidos en este último trabajo son bastante coincidentes con los de esta Tesis, si bien el planteamiento del trabajo es muy diferente, las variables analizadas no coinciden completamente en ambos trabajos y evidentemente tanto la escala del estudio (toda la España peninsular) como el “grano” de trabajo (100 km²) son muy dispares, lo que dificulta las comparaciones (Guisan & Theurillat, 2000).

Hábitat de nidificación:

Los tres modelos construidos para la especie indican que la nidificación del milano real en la zona es más probable en áreas de baja altitud en las que se presenten cursos de agua de tamaño grande (cursos de agua y altitud son variables comunes a todos los modelos). Una relación cuadrática con la superficie ocupada por frondosas en un radio de 600 metros y la relación positiva con el número de parcelas, también en un radio de 600 metros, completan la lista de características ambientales.

El milano real (Figura 28) sitúa sus nidos en puntos que presentan un limitado porcentaje de cobertura forestal (óptimo en torno al 25% de bosque en un radio de 600 metros en torno al nido). Esta circunstancia ya ha sido citada para el milano real en Alemania por (Dobler, 1990) y en Gales (Newton et al., 1981). Una cobertura forestal más extensa en el entorno del nido dificultaría la búsqueda de alimento para una especie que se alimenta en campo abierto, obligando a los adultos a desplazamientos más largos entre las áreas de campeo y el nido. El punto extremo de esta tendencia lo constituyen los casos en los que, aún disponiendo de bosquetes para nidificar, el milano real instala sus nidos en pequeñas hileras de árboles entre campos de cultivo (n=21, un 30% de los nidos localizados), cuya superficie forestal ha sido considerada como cero en los mapas utilizados en este trabajo. Más adelante (punto 0) se discuten algunos aspectos de la selección de pequeñas manchas de arbolado para nidificar.

En otro trabajo más reciente en Gales (Newton et al., 1996) no encuentra efectos negativos provocados por la extensión de la superficie forestal en un radio de uno, tres o cinco kilómetros en torno al nido sobre la densidad, ocupación de territorios o productividad del milano real en Gales. Sin embargo la proporción de terreno ocupada por bosques en su área de estudio es tan solo del 16% y, como afirma el autor, es improbable que esta limitada proporción boscosa pueda afectar negativamente a un ave que puede recorrer considerables distancias en sus vuelos de caza.

Cuando el milano real no nidifica en masas forestales ligadas a los cursos de agua, selecciona positivamente bosquetes de frondosas (en la zona casi exclusivamente del género *Quercus*) frente a los de otro tipo, como coníferas. Esta selección ya ha sido observada por otros

investigadores (Davies & P.E., 1973; Cramp & Simmons, 1980; Newton et al., 1996) aunque no siempre ha sido ratificada en otros trabajos (Dobler, 1990) y revisión en Del Hoyo et al. (1994)), en los que se observa un mayor eclecticismo del milano real en la elección de la especie de árbol para nidificar. Dado el hecho de que el milano real no caza en el interior del bosque, es probable que la elección de bosques de frondosas venga motivada por el tamaño o la morfología del arbolado. En el área de estudio las coníferas son explotadas con más frecuencia que las frondosas (cuya madera tiene un valor económico limitado), lo que provoca que en muchas ocasiones no alcancen tamaños adecuados. Las coníferas además proceden en su mayor parte de plantaciones de los años 30 y 40 que todavía no han alcanzado un gran porte.

En ninguna de las publicaciones estudiadas se hace referencia a la importancia de los cursos de agua para la nidificación de la especie. En el área de estudio el milano real realiza una fuerte selección de bosques de ribera como hábitat de nidificación. Ello puede explicarse tanto por el acceso inmediato de zonas abiertas para la búsqueda de alimento (en el área de estudio los bosques de ribera son estrechas formaciones arbóreas entre zonas abiertas) como por la oferta trófica que suponen los cursos de agua. De todas formas, los estudios que analizan el hábitat de nidificación del milano real se han realizado principalmente en Alemania y Gales (Newton et al., 1981; Dobler, 1990; Newton et al., 1996) y es posible que en las zonas mediterráneas la importancia de los ríos sea mayor. Tan sólo en la monografía de la especie realizada en España (Viñuela et al., 1999) se cita la importancia de los bosques de ribera para la especie en Navarra, Aragón y Castilla-León (no tanto en base a datos de campo como a los comentarios de algunos colaboradores del estudio).

Los nidos del milano real se sitúan en entornos más heterogéneos que los puntos situados al azar y de hecho variables que cuantifican una alta fragmentación del área de nidificación disminuyen significativamente la *deviance* en varios modelos alternativos que finalmente no fueron escogidos. Como se discutirá más adelante, los paisajes heterogéneos son más ricos en presas y, como en otras áreas como Doñana (Veiga & Hiraldo, 1990) o Gales (Newton et al., 1996) la explicación estriba en que los milanos reales instalan sus nidos cerca de sus zonas de caza, minimizando así los desplazamientos.

Conviene tener en cuenta que los ríos están correlacionados positivamente ($r=0,46$; $P<0,05$) con el número de usos del suelo y con el número de fragmentos con diferentes usos del suelo ($r=0,24$; $P<0,05$), por lo que podría ocurrir que la heterogeneidad ambiental de los territorios de milano real fuese una consecuencia indirecta de su asociación con los cursos de agua. No obstante, los territorios de milano real también tienen significativamente más kilómetros de borde entre usos del suelo diferentes que las áreas al azar y esta circunstancia no está correlacionada con los cursos de agua ($r=-0,03$; $P=n.s.$), por lo que la selección de áreas con más kilómetros de borde entre usos del suelo diferentes (zonas heterogéneas) es un factor independiente de la presencia de cursos de agua.

Hábitat de campeo:

Los dos modelos elaborados para el milano real indican que el hábitat de campeo se correlaciona de forma positiva con los cursos de agua y de forma negativa con la superficie forestal. Las otras dos características ambientales que tienen un efecto positivo son la altitud del área (como se explica más adelante) y la cercanía a núcleos urbanos. Se aprecia un componente geográfico en la distribución de los contactos de la especie, de forma que ésta es más abundante en el Este de la zona de estudio.

Los resultados de los análisis pueden estar influidos por la presencia de individuos inmaduros que efectúan una selección diferente del hábitat de campeo, ya que los hábitos de una especie pueden ser diferentes en relación con la edad y estatus del individuo (Newton, 1979; Bustamante et al., 1997). Se conoce para varias especies de rapaces, entre ellas a los milanos real y negro, que la población no reproductora utiliza con más frecuencia que los individuos

nidificantes fuentes de alimentación relacionadas con actividades humanas, como muladares y basureros (Heredia et al., 1991; Donázar, 1992; Hiraldo et al., 1993; Blanco, 1994; Blanco, 1997). Aunque no se conocen en la zona concentraciones importantes de milanos reales no reproductores, se estima de la misma forma que (Viñuela et al., 1999) y siguiendo a (Heredia et al., 1991) que un 30 % de las aves detectadas son milanos no reproductores. Por ello no es descartable un efecto sobre los análisis de los posibles hábitos de la fracción no reproductora con respecto a los milanos reales nidificantes.

La superficie forestal actúa como un factor negativo en la selección del hábitat de campeo del milano real en el área de estudio. Esta relación con la superficie arbolada es lógica dado el carácter de predador de áreas abiertas de la especie (Cramp & Simmons, 1980). Algunos trabajos realizados en Gran Bretaña han tratado de valorar de forma específica el efecto de la reforestación de áreas abiertas sobre el milano real, concluyendo que no es de esperar un efecto negativo de la superficie forestal mientras ésta no sea excesiva (Newton et al., 1981; Newton et al., 1996; Petty, 1996). Conviene aclarar que el área ocupada por bosques en estos trabajos es reducida (varía entre el 10% y el 16%) y parte de la superficie forestal considerada como tal está formada por plantaciones jóvenes de coníferas que constituyen en esta etapa de desarrollo hábitats de caza gracias a la abundancia de micromamíferos (Petty, 1996), mayor que en cualquier otro hábitat agrario (Moore et al., 2003). Según la cartografía disponible, en el área de estudio la superficie forestal se sitúa en torno al 21% por lo que la situación puede ser en cierto punto comparable. Probablemente en el área de estudio haya zonas ya demasiado forestadas para el milano real mientras que en otras aún se pueda incrementar la superficie arbolada sin perjuicio para la especie. Por otro lado Seoane et al. (2003) encuentran un efecto positivo de valores intermedios de cobertura forestal sobre la presencia de milano real en la península ibérica. Quizás ello sea debido a que en la península ibérica existan áreas propicias para el ave pero en las que el arbolado verdaderamente sea un factor limitante.

La superficie cubierta por matorral es significativamente mayor en las áreas en las que se presenta el milano real y, pese a no haber sido finalmente incluida en los modelos, también reduce significativamente la *deviance* de las regresiones logísticas. En otros trabajos también se ha constatado el uso preferente que hace de este hábitat frente a otros hábitats potenciales (Veiga & Hiraldo, 1990). Newton et al. (1996) en Gales halla un efecto positivo de la superficie dedicada al pastoreo en el entorno del nido sobre el tamaño de puesta y pollada de milanos reales nidificantes. Así mismo, los modelos de Seoane et al. (2003) incorporan la cobertura de áreas de pasto (matorral-pastizal) como el uso del suelo más positivamente determinante para explicar la presencia y abundancia de milanos reales en la Península ibérica. La presencia de cursos de agua es una característica común a los hábitats de campeo y nidificación en el milano real. Como ocurre en el caso del hábitat de nidificación, no hemos observado en otras publicaciones esta selección positiva de los cursos de agua. No obstante, son escasos los trabajos sobre el hábitat de campeo del milano real y se centran en la época invernal (Heredia et al., 1991; Hiraldo et al., 1993; Ibarra & Sánchez, 1993; Sunyer & Viñuela, 1994). A través del radioseguimiento de algunas aves (Veiga & Hiraldo, 1990) observa en Doñana como milanos reales nidificantes seleccionan áreas de matorral, en detrimento de zonas de marisma, aunque quizás debido a la presencia de milanos negros. Seoane et al. (2003) no incluyen a los cursos de agua en su trabajo.

En nuestro caso, los cursos de agua tienen una gran importancia para la especie, tanto para la nidificación como para el campeo. La disponibilidad de árboles para nidificar es elevada en el área de estudio, por lo que hay que descartar que los milanos reales utilicen las orillas de los ríos de forma obligada ante la escasez de sustratos adecuados, como ocurre en otras áreas de la Península (Viñuela et al., 1999). Ante la ausencia de datos de alimentación de estos milanos reales “ribereños”, solamente podemos sospechar que utilizan el río y sus proximidades (ya hemos visto que seleccionan entornos heterogéneos) para cazar. Se trata de una cuestión que necesita de un trabajo de campo específico. En todo caso, los milanos reales también son

detectados cazando en otros hábitats y en altitudes elevadas, como se discute en el apartado dedicado a la posible competencia entre ambas especies de milano.

La proximidad a núcleos urbanos y los kilómetros de carretera favorecen la presencia de un ave que puede aprovechar diversos recursos tróficos relacionados con actividades humanas a lo largo de todo el año (basureros, animales atropellados, muladares, aves de corral) (Donázar, 1992; Ibarra & Sánchez, 1993; Viñuela, 1997). De hecho, en Viñuela et al. (1999) se cita como en áreas de la Península Ibérica dónde la especie aún presenta un buen estado de conservación, cada pueblo tiene “su” pareja de milano real. En el área de estudio esta circunstancia se repite en muchas ocasiones y por ello el milano real recibe varios nombres populares (chitamiru, robachitas) (Elósegui, 1985) que hacen referencia a los continuos vuelos de los milanos reales sobre los cascos urbanos de los pueblos y a los posibles pollos de gallinas (*chitas* en euskera) que el milano real puede llegar a capturar.

5.2.2.1. El fenómeno de la competencia entre ambos milanos

La situación poblacional del milano real en el Sur de Europa es delicada y aunque nunca se demostrado mediante un estudio específico, no se descarta la posibilidad de que el milano negro actúe como un factor negativo añadido (Heredia et al., 1991; Viñuela et al., 1999; Seoane et al., 2003). Algo similar ocurre en otras áreas como Doñana, dónde la productividad del milano real es afectada negativamente por la elevada población de milano negro en las cercanías del nido (Sergio et al., in prep.). Los resultados obtenidos en la presente Tesis permiten una aproximación a este problema lo cual tiene evidentemente un interés esencial desde el punto de vista de conservación, pues el área de estudio alberga una de las poblaciones más densas de milano real de Europa occidental mientras que la población de milanos negros experimenta un incremento progresivo, al menos localmente (Senosiain, comm. pers.). Por otro lado, el examen de este problema puede arrojar luz sobre aspectos discutidos de la ecología de aves de presa y de predadores en general como la exclusión competitiva entre especies afines que solapan en la explotación de nichos ecológicos (Newton, 1991; Newton, 1998).

- En lo que se refiere al hábitat de nidificación, la vegetación asociada a los cursos de agua es utilizada por ambos milanos para nidificar, aunque el modelo elaborado para el milano real también predice altas probabilidades de selección para las pequeñas manchas de frondosas no ribereñas. Las dos especies nidifican en áreas caracterizadas por su baja altitud, principalmente fondos de valle por los que discurren los grandes ríos. La similitud en las áreas de cría de ambos milanos ya ha sido detectada en Italia (Minganti & Panella, 1989), donde el autor describe brevemente fenómenos de competencia entre ambas especies. También en Doñana ambas especies ocupan hábitats de nidificación similares (Sergio et al., in prep.), aunque sus dietas difieren.

Sin embargo, y cómo una medida del carácter más selectivo por parte del milano real en la elección del enclave para nidificar, podemos observar como 14 variables que caracterizan el entorno de nidificación presentan diferencias significativas con áreas elegidas al azar, mientras que en el caso del milano negro estas diferencias se reducen a ocho. Esta circunstancia apunta hacia la hipótesis ya comentada de que el milano negro selecciona el hábitat de nidificación en relación estrecha con fuentes de alimentación concretas (en este caso los ríos), más que sobre la base de características paisajísticas. En este sentido apuntaría también el hecho de que el modelo construido para el milano negro es poco robusto y muy dependiente de determinados puntos, lo que indica una falta de características definidas en el tipo de paisaje en el que se enclava el nido. Probablemente la digitalización de información relativa a basureros, granjas o muladares mejoraría nuestra capacidad para describir el hábitat de nidificación utilizado por esta especie.

- En cuanto al hábitat de campeo, el milano real comparte con el milano negro su preferencia por los cursos de agua, y cómo ocurre en otras áreas de la zona de distribución de ambas especies (Heredia et al., 1991; Carter, 2001), varios dormideros estivales de milano negro situados en las orillas de grandes ríos son más tarde utilizados por los milanos reales invernantes (datos propios). Sin embargo, el modelo de selección del hábitat de campeo elaborado para el milano negro difiere en tres aspectos importantes del construido para el milano real:

Mientras el milano negro tiende a camppear en las áreas de baja altitud, el milano real las evita, presentando un óptimo sobre los 600 metros de altitud a partir del cual baja la probabilidad de detectarlo (debido a la cobertura forestal de las laderas) para luego volver a subir en las zonas más altas en torno a los 1100 metros, deforestadas como consecuencia de un aprovechamiento tradicional para el pastoreo de ganadería extensiva (Figura 60). En este sentido la relación con

la altitud es similar a la encontrada por Seoane et al. (2003), que predicen valores máximos de presencia y abundancia del milano real en la Península Ibérica sobre los 850 metros de altitud.

Ambas especies evitan las áreas forestales, pero mientras que las extensiones de matorral son seleccionadas positivamente por el milano real, el milano negro se presenta en zonas homogéneas ocupadas por cultivos de secano (Tabla 20 y Tabla 22).

Por último, el milano real selecciona áreas de campeo con cursos de agua de cualquier tamaño, mientras que en el modelo elaborado para el milano negro son los grandes ríos los que aparecen como un factor positivo.

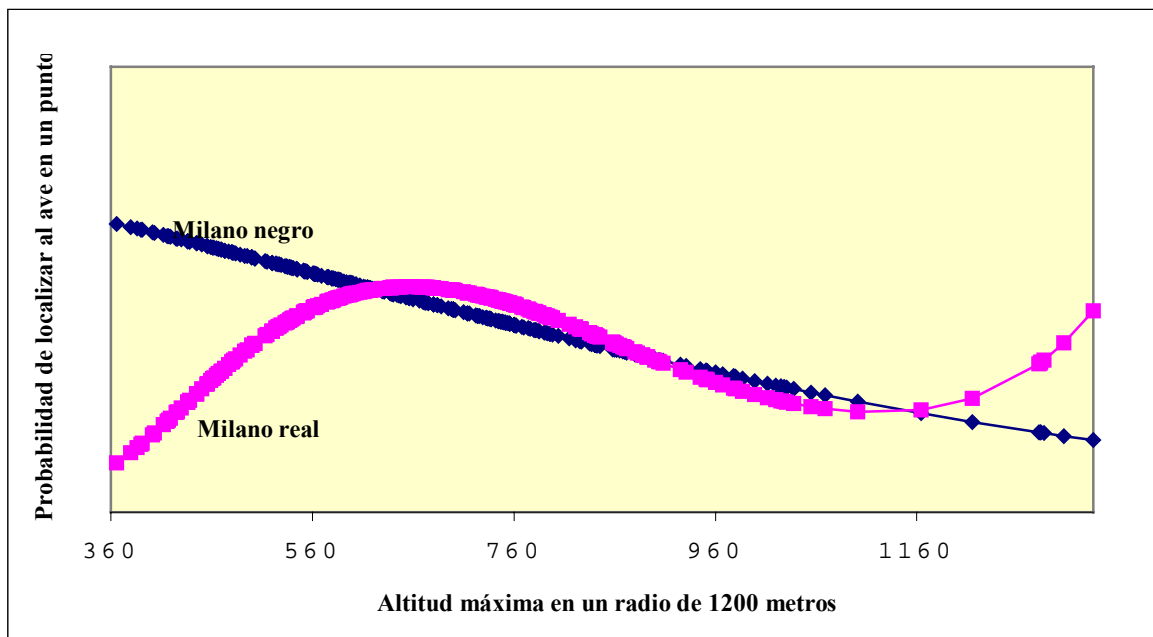


Figura 60. Probabilidad de detección de ambos milanos en función de la altitud máxima en un radio de 1200 metros en torno al punto de observación.

Por lo tanto, los dos milanos coinciden en buena parte en la selección de las áreas de nidificación (aunque los milanos reales utilizan también otros hábitats), mientras que campean en hábitats diferentes en altitud, uso del suelo y estructura del paisaje. Una posible explicación a este fenómeno es que el milano real evite las zonas bajas (fondos de valle) y seleccione áreas de mayor altitud para campear debido al hecho de que el milano negro efectivamente le desplace. Recordemos que, al igual que otras zonas de la Península Ibérica las áreas bajas son utilizadas por los milanos reales invernantes cuando el milano negro está ausente. En (Seoane et al., 2003) se argumenta de forma similar que fenómenos de competición con el milano negro pueden llevar al milano real a seleccionar áreas más altas para campear. De manera similar a lo hallado en esta Tesis, en Doñana ambas especies seleccionan aproximadamente el mismo hábitat para nidificar, mientras que campean en áreas diferentes (el milano negro sobre la marisma y el real preferentemente sobre el matorral) (Espina, 1984; Sergio et al., in prep.). También es importante recordar que aunque el milano real es un ave más grande que el milano negro, el carácter social de éste último le permite dominar al milano real, como se ha demostrado en estudios sobre la comunidad de aves que aprovecha las carroñas (Hiraldo et al., 1991).

Si el milano real campea en las áreas en las que lo hace debido a un desplazamiento provocado por el milano negro, cabe pensar en la posibilidad de que esté utilizando en la actualidad zonas subóptimas para la especie, con lo que ello pudiera suponer para la viabilidad a largo plazo de las poblaciones de un ave en situación bastante delicada en Europa

(Viñuela et al., 1999; Carter, 2001; Viñuela, 2003). Existe además la posibilidad de que el milano negro esté afectando a la productividad del real debido a la coincidencia de los hábitats de nidificación, como ya se ha citado para el caso de Doñana.

En resumen, la coexistencia de las dos especies de milano sólo será posible si la disponibilidad de recursos es abundante (Newton, 1998) y si en determinados momentos se produce competencia es de esperar que la especie dominada llegue a desaparecer. En favor de que esta situación se está produciendo en la actualidad nos encontramos con el hecho ya citado de que en invierno el milano real ocupa los hábitats típicos del negro, lo que indicaría que libre de la competencia del milano negro, el milano real ocuparía podría seleccionar los hábitats más óptimos para él (Lack, 1971). Fenómenos similares de conflicto entre la conservación de elementos de interés ecológico han sido estudiados en Europa, como en el caso típico de predación de rapaces sobre especies-presa amenazadas como el urogallo (ver por ejemplo en Baines et al., 2004), pero también entre rapaces como lo ya citado para el gavilán (Newton, 1986) y el cernícalo vulgar (Petty et al., 2003). Otro caso estudiado es el del milano negro y el búho real en Italia, dónde éste último segrega espacialmente al milano a través de la predación en nidos (Sergio et al., 2003). También se analiza el tema en un trabajo en preparación (Sergio et al., in prep.), en el cual se detallan las consecuencias de la predación de carnívoros de alto valor ecológico sobre nidos de milanos y el propio efecto del milano negro sobre el real en el Parque Nacional de Doñana.

En consecuencia, esta Tesis aporta claras evidencias de que en áreas mediterráneas de transición el milano real puede estar viéndose limitado en la explotación de hábitats por el milano negro. Dado el delicado estado de conservación del milano real creemos necesario profundizar en aspectos finos de la biología y relaciones interespecíficas de ambas especies. El área de estudio es ideal porque se enclava en uno de los principales núcleos de la especie y aún presenta poblaciones saludables de milano real, junto a una población aparentemente creciente de milano negro.

5.2.3. Águila culebrera

A pesar de no tratarse de una especie “rara”, aparte de los artículos publicados por Vlachos (1994) y Bakaloudis (1998) en Grecia y de algunas notas relacionadas con el seguimiento de diferentes aspectos de la migración (por ejemplo (Boudoint, 1984; Meyburg et al., 1996; Meyburg et al., 1998)) que nosotros sepamos sólo existen algunos trabajos antiguos (Boudoint et al., 1953; Iribarren & Arbeloa, 1973) acerca de la biología del águila culebrera. Para confrontar nuestros datos contamos con un estudio de carácter similar al nuestro (Sánchez-Zapata et al., 1995; Sánchez-Zapata & Calvo, 1999) llevado a cabo en Murcia, un reciente trabajo realizado en Andalucía (Bustamante & Seoane, 2004), los ya citados trabajos de Grecia y uno de carácter más general realizado en el sur de Francia (Joubert, 1998).

Hábitat nidificación:

El modelo elaborado para el águila culebrera predice altas probabilidades de selección de un entorno como hábitat de nidificación en función del número de usos del suelo y de la superficie de cultivos de secano, hasta un máximo de 40% cubierto por cultivos, a partir del cual la probabilidad desciende.

La diversidad ambiental parece ser el factor que condiciona la nidificación de culebreras en el área de estudio, ya que todas las variables escogidas para cuantificarla presentan valores significativamente más altos en los enclaves de nidificación que en los escogidos al azar. Sánchez-Zapata (1999) también encuentra en Murcia un efecto positivo del ecotono bosque-cultivo, la riqueza y diversidad de usos sobre el número de territorios de águila culebrera, aunque la cobertura forestal es también un factor positivo a gran escala.

El óptimo de 40 % de cultivos de secano en torno al nido cabe interpretarlo como una consecuencia indirecta de la tendencia de la especie a nidificar en árboles rodeados de zonas abiertas o con escasa cobertura (Vlachos & Papageorgiou, 1994; Sánchez-Zapata et al., 1995). También Sánchez-Zapata (1999) elabora un modelo predictivo del número de territorios de águila culebrera en el que interviene de la misma manera la superficie de cultivos de secano. Este hecho tendría una explicación similar a la dada para el milano real, en la que se enfatizaba el carácter de predador de zonas abiertas y la conveniencia de cazar en las proximidades del nido, para así ahorrar energía. No hay que olvidar tampoco que el águila culebrera es el único representante de europeo del género *Circaetus*, que incluye cinco especies especializadas en hábitats de sabana (exceptuando a la especie *C. fasciolatus*, ligada a la explotación de bosques ribereños y costeros (Del Hoyo et al., 1994)). Vlachos (1994) afirma que la elección de paisajes abiertos con manchas forestales discontinuas para nidificar puede deberse a la incapacidad del águila culebrera para maniobrar en espacios cerrados. En todo caso, se trata de un ave de considerable envergadura y que además utiliza el cernido como técnica de caza, lo que sin duda está ligado al campeo de áreas abiertas.

Aunque finalmente no se incluyó en el modelo, la superficie cubierta por pinares en 600 metros en torno al nido era significativamente más alta en los enclaves seleccionados por la especie para nidificar, circunstancia probablemente relacionada con la utilización de pequeños bosquetes para instalar el nido. Esta característica dejaba de ser significativa si teníamos en cuenta el radio de 1200 metros. Mañosa (2003) identifica los pinares como el hábitat habitual de nidificación de la especie, y en el contexto de paisajes mediterráneos áridos los pinares constituyen un importante elemento positivo para la nidificación del águila culebrera (Sánchez-Zapata & Calvo, 1999).

Hábitat campeo:

En los dos modelos elaborados intervino alguna de las variables seleccionadas para cuantificar la heterogeneidad espacial, indicando una selección positiva de las áreas más heterogéneas para cazar. No se ha incluido (debido a su escaso poder clasificatorio) en el apartado de resultados un tercer modelo en el que además del número de usos del suelo aparecía como variable el índice de xericidad, indicando que el águila culebreara evita las

zonas más húmedas y más secas, presentándose un máximo en los valores centrales a partir de los cuales la probabilidad de detectar al águila culebrera disminuye.

Muy probablemente, el principal problema a la hora de discriminar en este trabajo entre paisajes adecuados o no para el águila estribó en que microhábitats lineales de escasa anchura importantes para las presas de la especie (lindes, pequeños yermos) no son reflejados en la cartografía (ver apartado de metodología). Estos lugares son factores que condicionan la densidad y abundancia de algunos reptiles habituales en la dieta del ave, como las culebras (Luiselli & Capizzi, 1997). En todo caso, y como medida indirecta de la persistencia de paisajes tradicionales, contamos con otras características que sí son reflejadas en la cartografía (número de parcelas con diferentes usos, kilómetros de borde, etc.) que resultan ser seleccionadas positivamente por el águila culebrera.

El águila culebrera aparece como una especie más dependiente de la heterogeneidad paisajística que de un uso del suelo en concreto. Los tres modelos incorporan alternativamente los kilómetros de borde entre usos del suelo diferentes, el número de parcelas y el número de usos del suelo. De entre éstos, tan solo la proporción ocupada por pastizales es mayor en las áreas prospectadas por la especie que en las que ésta no ha sido detectada ($P < 0,05$), mientras que la conjunción matorral-pastizal alcanza valores casi significativos ($P = 0,057$). Esta importancia fundamental de la estructura del hábitat quizás explique porqué en Andalucía Bustamante et al. (2004), no encuentran un modelo para la especie con una explicación desde el punto de vista ecológico, ya que testan sólo una variable estructural en su trabajo (perímetro de las masas forestales).

Aunque de una manera solo casi-significativa, la xericidad es un factor seleccionado por el ave hasta un cierto límite, a partir del cual la probabilidad de que un águila culebrera aparezca en un área comienza a descender. Esta relación con la xericidad ya ha sido detectada en el mediterráneo (Sánchez-Zapata et al., 1995), en forma de relación cuadrática con la temperatura. Frente a las otras especies estudiadas en este trabajo, el águila culebrera es un ave rapaz de dieta especializada basada en reptiles, principalmente lagartos y ofidios (Iribarren & Arbeloa, 1973; Cramp & Simmons, 1980; Amores & Franco, 1981; Vlachos & Papageorgiou, 1994; Sánchez-Zapata et al., 1995; Bakaloudis et al., 1998). Aunque los reptiles son especies generalmente propias de entornos cálidos, en ambientes calurosos como el mediterráneo evitan valores extremos de insolación o temperatura. De hecho en latitudes templadas recurren a conductas de termorregulación cuando el calor es excesivo, que consisten principalmente en la ocultación bajo la vegetación o rocas, resultando además un eficaz comportamiento anti-predatorio (Díaz & Carrascal, 1991; Castilla & Bauwens, 1992). Probablemente siguiendo este patrón, el águila culebrera evita las áreas excesivamente cálidas y secas, donde los reptiles permanecen menos tiempo expuestos y por lo tanto son menos vulnerables a la predación en las horas diurnas.

Aunque son escasos los trabajos sobre los factores ambientales importantes para las diferentes especies de reptiles, los hábitats con una cierta estructura vertical de la vegetación (Díaz & Carrascal, 1991; Castilla & Bauwens, 1992) proporcionan protección y facilitan la termorregulación a diversas especies de lagartos, siendo capaces de soportar elevadas densidades. En cuanto al otro tipo de presa más habitual, las diferentes especies de culebras son especies muy versátiles, y pueden habitar biotopos extremadamente diversos (Luiselli & Capizzi, 1997). No obstante, en un trabajo realizado en el área mediterránea (Italia), se halló que los retazos de vegetación autóctona y las lindes entre cultivos se correlacionan positivamente con la abundancia y diversidad de estas especies en los paisajes agrarios (Luiselli & Capizzi, 1997).

Es por tanto muy probable que en el área mediterránea las series de matorral que sustituyen al bosque mediterráneo constituyan el hábitat más adecuado para las presas habituales del águila culebrera, como el lagarto ocelado y las distintas especies de ofidios (Castián & Mendía, 1982; Díaz & Carrascal, 1991; Castilla & Bauwens, 1992; Vlachos & Papageorgiou, 1994).

También cabe esperar que los paisajes agrícolas que conserven una estructura tradicional (pequeñas unidades de cultivo, existencia de lindes, retazos de vegetación autóctona, etc..) alberguen densidades más altas de ofidios, ya que favorecen la existencia de áreas de caza, la dispersión de individuos juveniles y la conexión entre diferentes núcleos de población (Luiselli & Capizzi, 1997). La estrecha relación positiva existente entre la extensión ocupada por el matorral-pastizal y el número de parcelas ($r=0,46$; $P<0,005$) y los kilómetros de borde ($r=0,48$; $P<0,005$) subrayan la conexión existente entre la heterogeneidad del medio y la presencia de zonas de matorral-pastizal.

Los hábitats de nidificación y campeo no difieren en gran medida, ya que en ambos interviene de forma positiva la heterogeneidad ambiental. De acuerdo con Sánchez et al. (1995) el águila culebrera es la menos forestal de las rapaces denominadas “forestales” y puede nidificar en hábitats que ni siquiera figuran como arbolados en la cartografía (por ejemplo en zonas de monte bajo con árboles dispersos). Como conclusión y de acuerdo con Bakalouidis (1998), podemos afirmar que el águila culebrera es un predador especialista beneficiado directamente por la fragmentación y la heterogeneización en nuestra área de estudio, ya que como consecuencia de ésta ha aumentado la superficie de hábitat potencial de caza.

5.2.4. Águila calzada

Nuevamente y, a pesar de tratarse de una especie bastante común, el águila calzada es una ave con la que sólo muy recientemente se ha comenzado a trabajar científicamente (Suárez et al., 2000). No existen apenas trabajos publicados sobre la especie y la bibliografía se limita principalmente a algunas obras de carácter general (Cramp & Simmons, 1980; Steyn, 1983; Del Hoyo et al., 1994) y estudios locales descriptivos sobre diversos aspectos (Veiga, 1986; Iribarren & Arbeloa, 1988; Iribarren, 1992). Como en el caso del águila culebrera, los trabajos de Sánchez-Zapata constituyen la principal referencia para cualquier comparación sobre selección de hábitats por la especie. También existe un trabajo reciente realizado en Doñana (Suárez et al., 2000), que hay que tomar con ciertas precauciones debido a que los hábitats que se presentan en el Parque Nacional no son muy representativos del área de distribución de la especie (Seoane et al., 2003).

Hábitat de nidificación:

En los tres modelos elaborados para el águila calzada aparecen los kilómetros de cursos de agua de cualquier tamaño (desde arroyos a ríos grandes) como un factor positivo para la nidificación de esta especie. En dos de los modelos se añade una influencia positiva de la heterogeneidad del medio, y en el tercero se añade un también efecto positivo de la superficie de secano hasta un máximo del 42% a partir del cual la probabilidad de que el punto sea escogido por la calzada para nidificar decae.

A pesar del relativo carácter forestal atribuido a la especie en algunos trabajos (Iribarren & Arbeloa, 1988), las manchas arboladas en las que el ave instala sus nidos en el área de estudio no muestran características de especial calidad (por ejemplo, un tamaño grande o una forma compacta) siendo incluso significativamente más pequeñas y con una relación área/perímetro también significativamente menor que las manchas seleccionadas al azar. En Doñana el ave cría incluso en árboles aislados, no mostrando ninguna preferencia por el hábitat forestal y seleccionando como en este trabajo enclaves cercanos a construcciones humanas (Suárez et al., 2000). En nuestro caso en los enclaves de nidificación la superficie de pinares es mayor que en los puntos al azar, reflejando la capacidad del águila calzada para utilizar pequeños bosquetes de pinos en paisajes mayoritariamente deforestados y su capacidad para adaptarse a las plantaciones monoespecíficas de coníferas (Juana, 1989).

La importancia de los cursos de agua reflejada en los modelos puede estar relacionada con los hábitos de caza, ya que ningún nido se localizó directamente sobre formaciones de ribera (aunque los enclaves de nidificación tienen más cursos de agua en su entorno que los puntos al azar). También en Carlon (1996) se citan los cursos de agua como hábitat de caza de la especie. La elevada diversidad de especies-presa (principalmente aves, habituales en la dieta del águila calzada (Cramp & Simmons, 1980; Veiga, 1986; Iribarren & Arbeloa, 1988; Nevados et al., 1988) que puede albergar la vegetación asociada a los cursos de agua (Deschênesa et al., 2003) sin duda beneficia al águila calzada. En cuanto a la heterogeneidad ambiental como factor positivo en el entorno de los enclaves de nidificación, Sánchez-Zapata (1999) encuentra una selección similar de la especie por la heterogeneidad ambiental en el entorno del nido, que sin duda tiene que ver con la búsqueda de alimento.

De la misma manera que en el águila culebrera, los enclaves de nidificación se caracterizan por poseer un óptimo del 42 % cubierto por cultivos de secano en un entorno de 1200 metros. Dentro del área mediterránea, en la Península Ibérica (Murcia) se ha detectado a la especie nidificando generalmente en el borde de pequeños pinares rodeados de cultivos y matorral (Sánchez-Zapata et al., 1995), de la misma forma que en Grecia se constata la utilización preferente de zonas de “borde” para nidificar (Poirazidis et al., 1996). Cómo ya se ha comentado en el caso de la culebrera y del milano real, esta elección de áreas despejadas en torno al nido puede estar relacionada con la preferencia de áreas abiertas para cazar y el

consiguiente ahorro de energía que supone el obtener las presas en el entorno cercano del enclave de nidificación.

Hábitat de campeo:

El modelo elaborado para la especie sólo tuvo en cuenta la xericidad del área como un factor negativo una vez fijado el componente geográfico.

Si escasos son los trabajos sobre la selección de hábitat de nidificación de la especie, que nosotros sepamos la selección del hábitat de campeo sólo ha sido abordada en un reciente trabajo realizado en Andalucía (Bustamante & Seoane, 2004). De la misma manera que en esta Tesis, los modelos elaborados no son del todo satisfactorios (bajo poder predictivo y no fáciles de interpretar ecológicamente). Probablemente ello se debe a una amplia elasticidad de la especie para ocupar una amplia gama de hábitats, como se ha citado en el análisis del hábitat de nidificación.

En base a enclaves de nidificación Sánchez-Zapata et al. (1995) citan que la especie utiliza paisajes con temperatura similar a la media de la región de estudio (Murcia), pero con precipitaciones superiores, lo que estaría de acuerdo con la disposición a evitar las áreas más secas encontrada por nosotros. Esta tendencia probablemente es producto de la importante aridez que puede presentar el hábitat mediterráneo en los meses de verano, ya que en el clima oceánico de los Pirineos Atlánticos el ave escoge para nidificar las orientaciones más soleadas (Carlón, 1987). No obstante en Andalucía se ha detectado que la orientación al sur es un factor ligeramente positivo para el hábitat de campeo de la especie (Bustamante & Seoane, 2004).

La detección del águila calzada en áreas con significativamente más superficie de matorral (en el área de estudio fundamentalmente zonas de ganado extensivo) es común a varias de las especies estudiadas y ha de relacionarse con la alta abundancia de presas en este medio. Entre ellas algunas tan importantes como el conejo y la perdiz roja (Villafuerte, 2002; Blanco et al., 2003), túrdidos (Peach et al., 2004) y las ya comentadas en el caso del milano real y del águila culebrera. En este último sentido se ha citado al águila calzada como el mayor predador de lagarto ocelado (Martín & López, 1996), presa que encuentra sus máximas densidades en las áreas de matorral y monte bajo (Castilla & Bauwens, 1992). En Andalucía, Bustamante y Seoane (2004) elaboran también un modelo en el que se presenta como un factor positivo para la presencia del ave la superficie de matorral de la misma manera que Zapata y Calvo (199) en Murcia.

La predilección por zonas más heterogéneas (con más parcelas diferentes) también se explica de la misma forma, ya que además se trata de un ave que puede utilizar una amplia gama de paisajes para cazar (Carlón, 1996). Nosotros no hemos encontrado relación alguna de la especie con hábitats forestales para cazar, aunque en dos trabajos realizados en el Sur de la Península Ibérica (Sánchez-Zapata & Calvo, 1999; Bustamante & Seoane, 2004) se detecta un efecto positivo de la superficie forestal sobre la presencia de águilas calzadas.

5.2.5. Ratonero

El ratonero común es una especie relativamente abundante en Europa y existen numerosas publicaciones sobre su biología reproductiva y hábitat de nidificación (ver por ejemplo Holdsworth, 1974; Picozzi & Weir, 1974; Tubbs, 1974; Kostrzewa, 1987; Jedrzejewski et al., 1988; Hubert, 1993; Austin et al., 1996; Selás, 1997). Son sin embargo escasos los trabajos realizados en ambientes mediterráneos (ver sin embargo para el sur de la Península ibérica Sánchez-Zapata & Calvo, 1999; Bustamante & Seoane, 2004).

Hábitat de campeo:

Aunque en el área de estudio la especie aparece más a menudo en áreas significativamente más abiertas y con más superficie ocupada por matorral, los dos modelos finalmente elaborados tienen en cuenta de forma positiva exclusivamente la heterogeneidad del paisaje, cuantificada en un caso por los kilómetros de borde entre usos del suelo diferentes y en el otro por el número de parcelas distintas.

De forma similar al primer modelo elaborado en este trabajo, los bordes entre diferentes usos del suelo en un radio de 1500 metros en torno al nido son incorporados como el factor más decisivo en un modelo predictivo sobre la presencia de parejas reproductoras de ratonero en un área de Escocia (Austin et al., 1996). Así mismo Thiollay (1972) halla una relación positiva entre esta especie y la extensión del hábitat de borde en una zona de Francia. Es conocido que los hábitats de borde contienen una alta diversidad y riqueza de presas potenciales para el ratonero como micromamíferos (Tew et al., 1994) y varias especies de las consideradas “cinegéticas” (Aebischer et al., 1994).

En lo que se refiere a paisajes mediterráneos, el citado trabajo de Sánchez-Zapata y Calvo (1999) encuentra que las fronteras entre diferentes hábitats son un factor positivo para el ratonero, aunque finalmente no son incluidas en los modelos. También en Andalucía la superficie de borde entre manchas forestales y hábitats abiertos es un factor positivamente valorado en los modelos elaborados para el ratonero (Bustamante & Seoane, 2004).

El hecho de que el segundo modelo construido por nosotros para este ave tenga en cuenta el número de parcelas diferentes de hábitat subraya la importancia de entornos heterogéneos para la especie, para la que los factores determinantes serían la diversidad y la existencia de zonas abiertas. Aunque son escasos los trabajos que se centran sobre el hábitat de caza de la especie, generalmente se considera que los ratoneros son más comunes en áreas donde el hábitat es diverso y contiene más presas potenciales (Thiollay, 1972; Tubbs, 1974; Dare, 1989; Dare & Barry, 1990; Austin et al., 1996) debido a que se suele asimilar que el hábitat de nidificación viene también definido por aspectos tróficos.

Dentro de los usos del suelo existentes, tan solo la superficie de matorral (y la de matorral y pastizal sumadas) es significativamente mayor en las áreas prospectadas por el ratonero que aquellas en las que no es detectado. El matorral es, junto a los robledales mediterráneos, el hábitat que en Navarra (Castián & Gosálbez, 1992; Urra, 2004) y Castián, datos inéditos) y en la Península ibérica (Torre et al., 2002) presenta una mayor abundancia de micromamíferos. Por otra parte ya se ha comentado varias veces que estos hábitats son los que presentan valores más altos de heterogeneidad ambiental. Ya en un trabajo bastante antiguo (Moore, 1957) se constata que la densidad de ratoneros es más alta en los paisajes agrarios y de matorral que en los boscosos en las islas Británicas y en el trabajo de Dare & Barry (1990) se destaca las zonas de matorral y los ecotonos como los hábitats de caza de la especie.

Como en el caso del trabajo de Austin et al. (1996) realizado en Escocia, en esta Tesis no se ha encontrado ninguna relación entre la presencia o extensión de cualquier tipo de hábitat forestal con el ratonero. Sin embargo Sánchez-Zapata y Calvo (1999) encuentran que la cobertura arbolada es el principal factor para el ratonero en Murcia, de manera similar a Bustamante y Seoane (2004) en Andalucía, donde la superficie forestal es un factor positivo

importante. Ambos trabajos coinciden también en este aspecto para el caso del águila calzada, por lo quizás cabe suponer que la disponibilidad de arbolado en algunas zonas del sur de la península Ibérica sea un factor limitante para estas rapaces que nidifican en árboles. No obstante, en un trabajo realizado en Gales no encuentran relación alguna entre la cobertura forestal (0-90%) y la densidad o éxito reproductor del ratonero (Newton et al., 1982), argumentando que la especie puede tanto cazar en el interior del bosque como habitar áreas prácticamente desarboladas.

Todo ello corrobora la idea de que el ratonero es más dependiente de una estructura heterogénea y diversa del paisaje que de un tipo de uso del suelo en concreto (como se afirma en Austin (1996)). Resulta interesante comprobar como esta misma apreciación se desprende de trabajos realizados en áreas distantes y biogeográficamente alejadas, como Escocia y la Península Ibérica.

5.2.6. Alimoche

El alimoche es una rapaz en serio declive en la Península Ibérica (Donázar, 2003) y en otras áreas europeas, como Italia (Liberatori & Penteriani, 2001). Es una rapaz rupícola (y por lo tanto más fácil de localizar), con cierto carácter gregario y pese, a su estado de conservación, aún relativamente abundante y bien distribuida. Tal vez por todo ello existen abundantes trabajos sobre el alimoche, la mayoría de ellos realizados en España sobre aspectos relacionados con la reproducción (Donázar & Ceballos, 1988; Donázar & Ceballos, 1990), los dormideros comunales (Ceballos & Donázar, 1990; Donázar et al., 1996) o muladares (Ceballos & Donázar, 1990; Donázar, 1992; Tella, 1993; Liberatori & Penteriani, 2001). Aunque más escasos, otros trabajos también han tratado la selección de los hábitats de campeo (Ceballos & Donázar, 1988) y nidificación (Ceballos & Donázar, 1988; Donázar et al., 1989).

Hábitat de campeo:

Los dos modelos elaborados para este ave tienen en cuenta como factor positivo variables que cuantifican la heterogeneidad ambiental (número de usos del suelo y kilómetros de borde entre ellos) y la humanización del área (cercanía a núcleos urbanos). También favorecen la presencia de alimoches la cercanía a roquedos y la superficie de matorral.

En el área de estudio, además de unas 60 parejas reproductoras, se encuentran algunos dormideros comunales de individuos mayoritariamente no reproductores (Ceballos & Donázar, 1990; Donázar et al., 1996) que aglutinan a un contingente de individuos variable, pero equivalente en número al nidificante. Estos dormideros están ligados a muladares que constituyen fuentes de alimentación predecibles y abundantes (Donázar, 1992). Si la selección del hábitat realizada por estas aves diverge en algún aspecto de la realizada por la población nidificante, nuestros resultados pueden potencialmente reflejar una mezcla de la selección del hábitat realizada por ambos grupos de individuos.

Aunque es muy posible que estos individuos se alimenten sobre todo en basureros y muladares y que por lo tanto no tengan por qué seleccionar en sus áreas de campeo unos tipos de paisaje determinados (Donázar & Ceballos, 1988), el análisis de egagrópilas localizadas en estos enclaves revelan una alta diversidad de la dieta (Ceballos & Donázar, 1990), similar a la hallada para parejas reproductoras (Donázar & Ceballos, 1988). En estos estudios se constata que además de carroña relacionada con actividades humanas el ave incluye en su dieta gran cantidad de presas que debe localizar prospectando áreas amplias (Donázar, 1993). En todo caso la selección positiva de la heterogeneidad ambiental por parte de los alimoches reproductores puede ser en realidad más fuerte de lo que sugieren los datos, si es que las aves no reproductoras finalmente provocan algún tipo de sesgo en los resultados hacia áreas más degradadas. Muy probablemente los alimoches necesitan en la época de reproducción el incorporar a su dieta pequeños cadáveres que le aportan nutrientes esenciales (como el calcio) que no encuentra en grandes carroñas o en los muladares, donde además se producen fuertes fenómenos de competencia. En conclusión, el alimoche buscaría preferentemente en hábitats variados porque necesita presas pequeñas a fin de obtener nutrientes que cualitativamente son esenciales. La pérdida de biodiversidad puede tener un efecto muy negativo al reducir estas fuentes de alimento, que no podrían ser compensadas con muladares.

La selección de paisajes diversificados es lógica en un ave como el alimoche, una especie que aprovecha una amplia variedad de recursos tróficos (Cramp & Simmons, 1980). El entorno de los puntos en los que el ave aparece se caracteriza además por proporciones significativamente más altas de matorral y menores de superficie de secano. La selección negativa de cultivos coincide con la hallada en otro trabajo basado en un alimoche reproductor equipado con radiotransmisor (Ceballos & Donázar, 1988), mientras que la selección de hábitats de matorral para campear parece común en áreas donde no existen

muladares (Amores, 1979; Ceballos & Donázar, 1988). Los datos obtenidos muestran que los alimoches del área de estudio campean sobre áreas potencialmente ricas en presas salvajes (vivas o muertas) y que presumiblemente también obtienen su alimento fuera de los muladares y basureros existentes, a pesar de ser detectados frecuentemente en ellos (Donázar, 1992).

La selección de características concretas del paisaje para camppear contrasta con la aparente inexistencia de factores ambientales condicionantes de la selección de hábitat de nidificación o de la densidad de parejas de alimoche en Navarra, salvo la disponibilidad de roquedos adecuados (Donázar & Ceballos, 1988; Ceballos & Donázar, 1989). Este hecho puede deberse a una alta capacidad de vuelo del ave que le permitiría prospectar áreas alejadas del nido. Varios trabajos estiman en base a observaciones de aves no marcadas áreas de campeo muy variables, desde los 48 (Baumgart, 1971) hasta los 1.000 kilómetros cuadrados (Bergier & Cheylan, 1980). Mediante radioseguimiento se han establecido áreas de campeo de 70 y 145 km² respectivamente para dos parejas de alimoche en Cádiz (Donázar et al., 2003). Thiollay (1969) estima en unos 10 kilómetros de radio en torno al nido el área de campeo de los alimoches (pudiendo aumentar esta distancia hasta 25 o 30 kilómetros). No obstante, el alimoche transporta la comida para los pollos en el pico, lo que limita el tamaño de la ceba y hace necesario un número frecuente de idas y venidas, por lo que un excesivo alejamiento de las fuentes de alimento ha de provocar un gasto energético elevado para los individuos reproductores. En base a un ave radiomarcada y a observaciones de diferentes parejas Ceballos & Donázar (1988) estiman en Navarra que el radio de acción de las áreas prospectadas más frecuentemente no supera los ocho kilómetros. También mediante el radio marcaje, Levy (1990) en Israel estima radios aún menores, cercanos a los 2 kilómetros en torno al nido. En todo caso, no son raros desplazamientos de hasta 20-30 kilómetros hasta puntos con alimento predecible y abundante, como basureros y muladares.

La interpretación más fiable consiste en que la nidificación del ave en el área de estudio está determinada por fenómenos de competencia intraespecífica, factor citado como probable responsable de que algunos roquedos adecuados no sean ocupados por parejas de alimoche (Ceballos & Donázar, 1989). Una vez obtenido el lugar de nidificación, la especie para obtener su alimento sí realiza una selección activa de paisajes ambientalmente heterogéneos, próximos a núcleos de población y con más matorral.

5.2.7. Cernícalo vulgar

Sin lugar a dudas el cernícalo vulgar es la rapaz más estudiada de todas las que se han tratado en esta Tesis. Su abundancia y facilidad de estudio ha permitido trabajar sobre tamaños de territorios en función de densidad de presas (Village, 1982), cambios estacionales en su comportamiento de caza (Village, 1983), consumos energéticos (Masman & Klaasen, 1987), tamaño de puestas y supervivencia adulta (Dijkstra et al., 1990), etc.. Buena parte de esta información se refleja en una monografía sobre la especie (Village, 1990).

Hábitat de campeo:

Los dos modelos de selección de hábitat construidos para la especie valoran positivamente la superficie de pastizal y acompañan a ésta bien la superficie de cultivos de secano de forma positiva, bien el número de parcelas con diferentes usos del suelo de forma negativa. El ave aparece más a menudo en la parte occidental del área de estudio. El cernícalo vulgar es un predador que se alimenta en medios abiertos de insectos y pequeños vertebrados (Cramp & Simmons, 1980; Village, 1990). Los modelos elaborados por nosotros describen las áreas de campeo del cernícalo como zonas deforestadas ocupadas por pastizal y/o cultivos de secano. La homogeneidad estructural de los paisajes agrícolas se manifiesta en la negativa correlación entre el cultivo de secano y el número de parcelas distintas ($r = -0,55$; $P < 0,001$).

Como en un clásico ejemplo de enmascaramiento de factores ambientales importantes para una especie debido a la escala utilizada, las lindes entre campos de cultivo y otros micro-hábitats lineales no presentan un tamaño suficiente para ser representados en la cartografía utilizada en este trabajo (tamaño mínimo de pixel=10 metros), por lo que estas zonas quedan simplemente englobadas dentro de la categoría de cultivo de secano. En otra especie próxima, el cernícalo primilla, se ha podido documentar como, en un paisaje agrícola la especie realiza una fuerte selección por las lindes con vegetación herbácea entre los campos de cultivo (Donázar et al., 1993; Tella et al., 1998). Rodríguez (2004) encuentra también que la abundancia de lindes tiene un efecto positivo en el éxito reproductor del cernícalo primilla. La utilización de cartografía que tenga en cuenta estas características del terreno probablemente revelaría para el cernícalo vulgar diferencias entre áreas cultivadas homogéneas y entornos igualmente cultivados pero en los que se mantengan elementos diversificadores, que en nuestro caso no hemos podido establecer.

La mayor abundancia del cernícalo común en la parte Oeste del área de estudio (detectada también en otros trabajos Astrain & Etxeberria, 1994; Fernández, 1994) es una circunstancia que merece nuestra atención, ya que es la única especie que se correlaciona positivamente con el gradiente Este-Oeste. ¿Se trata de una selección activa de paisajes cerealistas homogéneos? o alternativamente y dado que es la zona en la que las demás rapaces son menos abundantes ¿puede ser el cernícalo vulgar más numeroso en estas áreas debido a una menor predación y/o competencia?. Palomares et al. (1998) demuestran que la densidad de meloncillos (*Herpestes ichneumon*) es mejor controlada en áreas de alta densidad de lince ibérico que en áreas de densidad es baja y que incluso a escala regional la presencia de lince es una variable importante para la distribución del meloncillo. El cernícalo vulgar es la rapaz diurna de menor tamaño en el área de estudio y frecuentemente entra a formar parte de la dieta de otras aves de presa presentes en su misma área de distribución (Village, 1990), no siendo raro encontrar restos de la especie en nidos de otras rapaces en el área de estudio (datos propios). Aunque Village en su monografía no cree que las poblaciones de cernícalo vulgar puedan ser afectadas por la predación, un trabajo reciente ha demostrado lo

contrario (Petty et al., 2003). En esta publicación se detalla el declive de la población de cernícalos de un área de Escocia ante la colonización de la zona por el azor. De hecho, calculan que los azores depredan el 100% de la población de cernícalos anualmente, convirtiendo el área en un sumidero para la especie. También en otras rapaces de pequeño tamaño, como el gavián (Newton, 1986), los efectos de la predación directa provocan en la especie-presa una selección de hábitat tendente a evitar el contacto con las especies predatoras, aún a costa de seleccionar hábitats subóptimos (por ejemplo nidificación en bosquetes muy espesos cuando el azor está presente, ya que éstos son evitados por el azor). Newton (1986) tampoco descarta que la predación pueda tener algún efecto sobre las poblaciones de gavián, citándola como una de las principales causas de mortalidad “natural”. Además, y dejando a un lado los posibles fenómenos de predación directa, la dieta del cernícalo está compuesta principalmente por pequeños vertebrados, recurso trófico utilizado también por gran parte de las rapaces del área de estudio. La competencia con el resto de aves de presa ha de ser desfavorable para el cernícalo vulgar debido a su menor tamaño, ya que las especies más pequeñas son generalmente dominadas por las más grandes (Newton, 1979).

La agresión entre especies es una buena manera de demostrar solapamientos en los nichos ecológicos de las diferentes rapaces (Mikkola, 1983). En este caso se trataría de un caso de exclusión interespecífica entre predadores, motivada por fenómenos de predación/competencia. Es muy frecuente observar episodios de interacción entre los cernícalos y otras rapaces y no es raro encontrar restos de cernícalos en los nidos de aves de presa. Los mamíferos carnívoros grandes matan a los más pequeños pero no suelen consumir sus cadáveres (Palomares et al., 1995), por lo que la motivación es más clara. En este caso habría una motivación mixta por parte de las demás rapaces al matar cernícalos, por un lado eliminar a un competidor y por otro obtener alimento. Es difícil de saber cuál de estas dos razones es más importante, y si las rapaces buscan activamente a los cernícalos o simplemente la diferencia de tamaño hace que una agresión pueda acabar en la muerte del cernícalo.

5.3. Factores que intervienen en la capacidad predictiva de los modelos elaborados

Como puede observarse en la Tabla 58, la capacidad predictiva de los modelos de selección de hábitat de campeo es relativamente reducida, aunque siempre fue significativamente mejor que el azar (Titus & Mosher, 1984). Como se ha citado en la introducción, pueden presentarse múltiples factores para una baja capacidad predictiva de los modelos (O'Neil & Carey, 1986). En lo que se refiere a esta Tesis al menos tres factores relacionados entre sí que pueden estar teniendo un efecto en este sentido pueden valorarse como tales:

- a) Una “calidad ambiental” comparable en toda el área de estudio, potenciada además por una caracterización de la misma no del todo óptima.
- b) la falta de independencia de las observaciones (o autocorrelación espacial)
- c) la inexistencia de una situación de *equilibrio* entre las especies y su hábitat (el efecto histórico)

Además existe un problema metodológico: si estamos trabajando con localizaciones de aves campeando, añadimos el problema de la localización de las aves y el de la alta movilidad de las rapaces, que puede hacer que el ave sea cartografiada inexactamente o en un hábitat subóptimo al desplazarse entre zonas de campeo mejores. Este problema se mitiga en el caso del hábitat de nidificación, y puede observarse como los modelos para este hábitat tienen un poder predictivo mucho mayor (Tabla 58).

El hecho de que una especie se presente de manera localizada y/o asociada a un hábitat concreto facilita modelizar su distribución si alguna variable consigue caracterizar esas zonas puntuales de distribución (Bustamante & Seoane, 2004). Es el caso del milano negro (88% de las cuadrículas clasificadas correctamente) en el trabajo de Bustamante y Seoane (2004) en Andalucía, donde la especie se presenta principalmente en Doñana, un hábitat peculiar. A la inversa, si una especie se presenta de manera generalizada, tenemos justamente el problema contrario. En los trabajos citados para comparar el poder predictivo de los modelos en la Tabla 58 (Seoane, 2002; Seoane et al., 2003; Bustamante & Seoane, 2004), las especies ocupan entre el 12% y el 45% de las cuadrículas de 100 km² muestreadas (n=88 en el trabajo de Andalucía y n=2.990 en el trabajo sobre el milano real en la Península ibérica). En el caso de nuestra área de estudio las especies han sido detectadas en la totalidad del área (entre el 93% y el 100% de las 29 cuadrículas de 100 km² muestreadas) y de hecho ocupan como reproductoras todas las cuadrículas del área de estudio (SEO/Birdlife, 1997). Así pues, en nuestro caso hubiera sido imposible emplear una resolución de 100 km² (como en los trabajos antes citados) ya que prácticamente todas las cuadrículas son positivas para todas las especies. El hecho de que las especies se distribuyan de manera tan amplia indica que todo el territorio es utilizable (es decir, que no hay distribuciones localizadas ni grandes áreas no aptas). Esto puede deberse a que todo el paisaje del área de estudio es de calidad relativamente homogénea para las especies estudiadas o a que las rapaces son capaces de ocupar hábitats diferentes, lo que dificulta la caracterización sencilla de áreas ocupadas y desocupadas.

En base a estas deficiencias detectadas y al hecho de que no siempre están disponibles las diferentes fuentes de información necesarias para obtener estas variables, resulta de interés realizar una reflexión acerca de la utilidad de otros tipos de variables (Tabla 71) para modelar la selección del hábitat realizada por las aves rapaces. Algunas variables, como las que describen la morfología o relieve del territorio son fácilmente localizables, de bajo coste o incluso como las climáticas, derivables de otras coberturas existentes (Bustamante, 2003). Además contienen en muchos casos

información redundante y correlacionada con la vegetación (Guisan & Zimmermann, 2000) y no varían apenas con el tiempo, por lo que no es necesario proceder a la costosa revisión y preparación periódica de la cartografía (Goodchild et al., 1996). Por todo ello podrían resultar ideales si fueran las que permitieran un mejor ajuste de los modelos. La red hidrográfica suele poseer una cartografía propia. El resto de las variables utilizadas en esta Tesis (las de vegetación y las que definen la estructura del paisaje) provienen de la cartografía de usos del suelo realizada por el Gobierno de Navarra. Esta cartografía, similar a la de otras CCAA del Estado, tiene un alto coste, se actualiza cada cierto tiempo (variable) y tiene un fin fundamentalmente agrícola, por lo que en ocasiones se ha señalado que plantea problemas a la hora de reflejar las características ecológicas de un paisaje y puede limitar la capacidad de los modelos de hábitat construidos (presente trabajo y Bustamante & Seoane, 2004; Seoane et al., 2004).

Como puede observarse en la Tabla 71 todos los grupos de variables fueron útiles para construir algún modelo de selección de hábitat de campeo. No obstante, las dos variables que cuantifican la localización geográfica y las cuatro que cuantifican la estructura del paisaje intervienen de forma importante en los modelos, a pesar de ser grupos reducidos de variables. El otro grupo importante está constituido por las variables que definen los usos del suelo, que incluye la distancia a núcleos urbanos.

Tabla 71. Número de ocasiones en los que los diferentes grupos de variables intervienen en los modelos GLM de selección de hábitat de caza elaborados para ocho especies de aves rapaces.

	Estructura paisaje (4 variables)	Red hidrográfica (2 variables)	Usos del suelo (15 variables)	Morfología del terreno (6 variables)	Localización geográfica (2 variables)	TopoClimatología (2 variables)
HÁBITAT CAMPEO	8	3	10	3	6	1

En un trabajo reciente se compara la eficacia de los diferentes grupos de variables para construir modelos de selección de hábitat de varias especies de aves en Andalucía (Seoane et al., 2004). Se obtienen resultados muy similares a los de esta Tesis, ya que los mejores modelos se construyen con las variables que cuantifican la estructura del paisaje (obtenidas de la cartografía de usos del suelo). Se trata de un grupo de características que se “diluyen” fácilmente conforme aumenta la resolución y escala de trabajo, por lo que trabajos realizados a gran escala (como el programa GAP Scott et al., 1993) deben ser especialmente cuidadosos. La importancia de las variables relacionadas con los usos del suelo (vegetación) viene dada en gran medida por su número, que probablemente permite abarcar una información ambiental bastante completa. En esta Tesis no se han elaborado modelos con cada grupo de variables por separado, por lo que en todos los casos se han ensayado modelos mixtos, los mejores para asegurar la retención de la mayor información ambiental posible (Seoane et al., 2004). En todo caso, la cartografía de usos del suelo utilizada en esta Tesis parece la más adecuada para la construcción de modelos de selección de hábitat de las aves rapaces estudiadas, a pesar de las deficiencias reseñadas.

En segundo lugar la autocorrelación espacial entre los puntos de muestreo puede haber condicionado los resultados obtenidos. La mayor parte de las aves rapaces estudiadas se presentan más a menudo en la parte oriental del área de estudio. De hecho, el gradiente Oeste-Este es la variable que más reduce la *deviance* en los modelos de milano real, milano negro y águila calzada. El cernícalo vulgar es la única rapaz más abundante en la zona occidental del área de estudio. Los modelos elaborados indican así mismo que el gradiente Oeste-Este es el factor más importante tanto para el número de especies detectadas como para el número de individuos detectados en un punto. En este

sentido, este trabajo corrobora el cada vez más importante papel de la autocorrelación espacial en la construcción de modelos explicativos de la distribución de especies (Keitt et al., 2002; Bustamante & Seoane, 2004).

¿Qué indica esta fuerte influencia? En primer lugar, que existen factores que están condicionando la distribución de las aves rapaces no caracterizados o recogidos con las variables escogidas. Newton (1979) considera a la disponibilidad de alimento como el principal factor condicionante de la distribución de las aves rapaces, aunque otros factores pueden actuar simultáneamente. En esta Tesis se recogen en detalle diversos trabajos en los que las relaciones interespecíficas entre rapaces determinan la distribución espacial del cernícalo vulgar (Petty et al., 2003), el milano negro (Sergio et al., 2003) o el gavilán (Newton, 1986) a través de la predación de sus nidos o adultos. También algunos trabajos apuntan a la posible segregación del milano real de hábitats productivos situados a baja altitud debido a la competencia con el milano negro (Viñuela et al., 1999; Seoane et al., 2003). Fenómenos más sutiles como el descenso de productividad asociados a la cercanía de enclaves de reproducción de otras especies se han descrito para el milano real frente al milano negro (Sergio et al., in prep.) o el ratonero frente al azor (Krüger, 2002). Como se verá más adelante, en el caso del cernícalo vulgar la predación por parte de otras especies de aves de presa contribuiría a explicar su distribución justamente “contraria” al resto de las rapaces estudiadas.

En sentido contrario, fenómenos de filopatría o atracción conespecífica explicarían una distribución contagiosa de las aves de presa. Es decir, la ubicación de un ave rapaz estaría positiva y fuertemente condicionada por la cercanía a un territorio reproductor de la misma especie, por lo que la probabilidad de encontrar a un individuo no es independiente de la localización de otros individuos en zonas cercanas (Augustin et al., 1996). La dispersión es un importante factor modelador de la estructura de las poblaciones animales (ver completas revisiones en (Serrano et al., 2001; Forero et al., 2002)). Por ejemplo, la fuerte filopatría del milano real provoca que las aves escojan enclaves de nidificación muy cercanos a su nido de nacimiento, lo que en Gales origina una distribución claramente contagiosa (Newton et al., 1994). Ese trabajo demuestra que existen hábitats óptimos que permanecen aún desocupados mientras que lugares subóptimos son ocupados por cercanía al lugar de nacimiento. En el caso de las especies estudiadas en esta tesis, al menos ambos milanos muestran un fuerte comportamiento filopátrico y la distribución contagiosa de los nidos de águila culebrera (Cramp & Simmons, 1980) parece también indicar un fenómeno similar.

Por otra parte, la explicación a la atracción conespecífica se basa en que la existencia de congéneres en una zona informa sobre la viabilidad de la misma para la especie (Stamps, 1991; Muller et al., 1997). Se trata de un fenómeno que lleva incluso a proceder a la instalación de modelos y siluetas para favorecer la colonización de nuevas áreas para rapaces objeto de programas de reintroducción, como el quebrantahuesos o el águila pescadora. Los efectos serían similares a los descritos para la filopatría.

Finalmente, la distribución de cualquier organismo en el medio en un momento dado no es en modo alguno independiente de su historia anterior (lo que podríamos llamar “autocorrelación temporal”). Implícito a la aplicación de modelos para describir la selección de hábitats por parte de una especie es la existencia de un pseudo-equilibrio entre el organismo y su medio (Hirzel et al., 2001). Por ejemplo, en el caso de especies que se encuentran en retroceso debido a factores artificiales como el veneno o la persecución directa, las especies pueden faltar de áreas óptimas, lo que explicaría la ausencia del milano real de algunos paisajes cantábricos (Seoane et al., 2003). De la misma manera, el caso de especies que se están expandiendo en un área de estudio puede llevar a resultados sesgados debido a la ausencia temporal de zonas óptimas.

Un fenómeno poco estudiado, seguramente debido a la dificultad de contar con datos fiables, es la posible incidencia de la persecución directa que han sufrido las aves rapaces hasta hace relativamente pocos años sobre la distribución actual de las mismas. En Europa occidental entre los años 1950-1970 se eliminaron varios millones de aves rapaces (por ejemplo en Austria entre 15.000 y 22.000 rapaces anuales entre 1948 y 1968) (ver revisión en Del Hoyo et al., 1994). En lo que se refiere al área de estudio, tras una serie de presiones de cazadores y ayuntamientos a la Diputación Foral de Navarra, en un solo año (1961) se registró, certificó y pagó la muerte en Navarra de 4.501 ejemplares de aves rapaces diurnas, además de más de 5.000 huevos de las mismas (Garitacelaya, 2003), todo ello en un contexto de poblaciones ya seguramente afectadas por una persecución secular a lo largo de muchos años anteriores. No es posible determinar exactamente la distribución de especies eliminadas, ya que la adscripción de especies de la tabla es ciertamente *imposible* (Tabla 72) y lógicamente en el saco de “águila perdicera” se encuentran rapaces de todo tipo. No obstante, el buitre leonado no fue subvencionado y seguramente era una especie conocida y fácil de identificar por lo que la mayor parte de las rapaces cazadas debían de pertenecer a otras especies.

¿Hasta que punto un impacto de semejante calibre puede estar aún hoy (cuarenta años después) condicionando la ausencia de aves rapaces en ambientes favorables?. Seguramente hubo zonas con mayor o menor presión, refugios en áreas menos accesibles, etc.. La zona oriental de Navarra ha actuado como refugio bien documentado para el buitre leonado (Donázar & Fernández, 1990; Fernández et al., 1998), que continúa hoy aumentando sus poblaciones en toda Navarra, pero especialmente al oeste del área de estudio (Fernández & Elósegui, 1999). Este fenómeno está también documentado para especies forestales como el pito negro y el pico dorsiblanco (desde hace pocos años en expansión hacia el oeste (Fernández, 1992; Campión, 2003)), e incluso para ungulados como el corzo y el jabalí, -aún hoy en expansión y hasta los años ochenta restringidos en el área de estudio a las sierras nororientales (Gobierno de Navarra, 1997)-. Aunque no podemos afirmarlo con rotundidad, probablemente hubo zonas en la parte nororiental del área de estudio que efectivamente también actuaron como refugios para las especies estudiadas, y la distribución espacial de éstas aún lo refleja (como se ha demostrado por ejemplo con el milano real en Gales (Newton et al., 1994) y por los mecanismos discutidos en el punto anterior).

Tabla 72. Ejemplares de diferentes especies de aves de presa cazadas y compensadas económicamente por la Diputación Foral de Navarra en el año 1961 (Modificado de Garitacelaya, 2003).

Especie	Ejemplares cazados
Águila real	168
Águila perdicera	1.909
Milano	144
Halcón	588
Azor	547
Gavilán	1.145
	Huevos o polluelos
Águila real	118
Águila perdicera	1.347
Milano	132
Halcón	373
Azor	449
Gavilán	2.123

5.4. El efecto de la Escala y los modelos de selección de hábitats

Uno de los objetivos de esta Tesis es determinar la escala a la que las aves de presa seleccionan sus hábitats de nidificación y campeo. Como se ha comentado, se trata de un aspecto que condiciona de forma decisiva la capacidad predictiva de los modelos.

En la primera parte del análisis realizado (radio de 600 metros vs 1.200 metros) se detectó que tanto en el caso del hábitat de nidificación como en el de campeo los mejores modelos de las diferentes especies se realizaron en general en el radio de 1.200 metros que en el de 600 metros en torno al punto de estudio. Esto es, un área de 4,52 km² resulta en general más adecuada que una de 1,16 km² para caracterizar el hábitat seleccionado por las aves rapaces estudiadas. De este hecho podríamos deducir que las aves rapaces estudiadas realizan una selección de hábitat a escala relativamente gruesa, en la que son más importantes las características a nivel de “paisaje” (en un área de 4,52 km²) que las del entorno más inmediato en el que el ave sitúa el nido o vuela en un momento dado. Ello no resulta extraño si tenemos en cuenta que las aves rapaces poseen una gran capacidad de desplazamiento, lo que, hasta cierto límite, les permite usar una sucesión de biotopos favorables/desfavorables simplemente como un hábitat continuo *sensu* (Lord & Norton, 1990; Wiens, 1994; Oehler & Litvaitis, 1996).

En el análisis resultante de cuantificar las diferentes variables en cinco radios distintos (600, 1200, 1800, 2400 y 3000 metros) e incluirlas en los modelos, se observó que el radio de 1200 metros resultó ser el más óptimo para conseguir disminuir de la forma más efectiva la deviance del modelo nulo original en la mayoría de los casos (57%; 16 de 28 casos considerados). Recientemente se ha realizado un trabajo en Andalucía (Seoane, 2002) en el que se analiza la escala de trabajo más adecuada para la construcción de modelos predictivos de la presencia de aves de muy diferentes grupos taxonómicos. En este trabajo también se llega a la conclusión de que por término medio un radio de 1200 metros resulta ser el más apropiado para la mayoría de las especies estudiadas, sin un patrón general en cuanto a su tamaño y área de campeo.

Centrándonos en el hábitat de campeo, sólo en el caso del ratonero (Figura 58) un radio más reducido de 600 metros fue ligeramente más adecuado para conseguir un mejor ajuste del modelo final, aunque en el radio de 1200 metros las dos variables consideradas continuaban siendo significativas. En otro trabajo (Austin et al., 1996) se elaboró un modelo satisfactorio sobre selección de hábitat de nidificación del ratonero en el que se finalmente se combinaron diversas variables tomadas en radios de 500 y 1500 metros (de un abanico posible de características ambientales medidas en radios de 500, 1000 y 1500 metros).

Otra especie para la que era razonable esperar un efecto más significativo de las características del medio en un entorno cercano a la posición del observador era el cernícalo vulgar. Se trata de un ave de pequeño tamaño y que además comparte con el ratonero una predisposición a la caza desde posaderos (Village, 1990). Sin embargo fueron las características del medio en torno a los 1200 y 1800 metros las que resultaron disminuir de forma más significativa la *deviance* del modelo nulo (Figura 58).

Para ambos milanos cuantificar a gran escala la presencia de cursos de agua mejoró el poder de las variables para reducir la *deviance*. Es lógico que al considerar a gran escala la presencia de cursos de agua en un paisaje aumente la probabilidad de detectar a un individuo de milano real o negro campeando, aunque sólo sea por el incremento de la probabilidad de que haya milanos nidificando en las cercanías y por fenómenos de filopatria y atracción conoespecífica, conocidos para estas especies (Newton et al., 1994; Forero, 1998). No obstante, este fenómeno no se detecta de manera tan acusada en el hábitat de nidificación de ambas especies, aunque las variables se mantienen significativas a gran escala (Tabla 68 y Figura 55).

Además de para los dos milanos, fue útil muestrear superficies más grandes para el alimoche y para el águila culebrera (Figura 59). Se da la coincidencia de que ambas especies son las más de mayor tamaño y además son migradoras capaces de grandes desplazamientos (Cramp, 1985). También las dos variables que resultan ser más efectivas a una escala mayor de 1200 metros reflejan la heterogeneidad del paisaje, por lo que puede tratarse de un ejemplo de percepción similar del hábitat a una escala amplia (óptimo para los dos casos en torno a los 2400 metros de radio (18,10 km²) en torno al punto de observación).

En lo que se refiere al hábitat de nidificación, las comparaciones realizadas reflejan un fenómeno similar al de campeo. Un área de 4,51 km² (1.200 metros de radio) continua siendo la más adecuada para caracterizar el hábitat, aunque con tres especies se manifiestan más significativas variables medidas en radios diferentes en torno al nido. En el caso del milano real y la cobertura forestal (Figura 55), ésta es más importante en el radio de 600 metros en torno al nido que en el de 1.200 metros. Un resultado diferente hubiera sido sorprendente dado el hecho de que la superficie de bosque es seleccionada negativamente en sus áreas de campeo. En todo caso, el milano real selecciona enclaves con un paisaje cercano heterogéneo para construir sus nidos, ya que las diferencias encontradas en un radio de 600 metros también fueron más significativas que las de escalas mayores. Esta característica es compatible con la selección de pequeñas manchas boscosas o de nidos situados en el borde de masas forestales. En el caso de esta rapaz se da el hecho de que los tres modelos construidos finalmente para describir el hábitat de nidificación combinan variables medidas en radios de 600 y 1200 metros. De esta manera la selección del hábitat de nidificación del milano real parece combinar dos escalas de paisaje: una más inmediata con una cobertura forestal de un 25% dentro de un entorno heterogéneo con otra más amplia en la que es decisiva la presencia de cursos de agua. En el caso del milano negro los kilómetros de grandes ríos en el entorno de 600 metros resultan más efectivos para construir el modelo de selección de hábitat de nidificación, aunque el radio de 1200 metros también es significativo. En el águila calzada (Figura 56), la importancia de los hábitats de borde se manifiesta en el radio de 1.200 metros. De la misma manera que en el trabajo de Sánchez-Zapata et al. (1999), la especie marca su preferencia por los agropaisajes a una escala mayor, seleccionando una cobertura de en torno a un 40 % de cultivos dentro de áreas de 10,18 km². En el radio de 1.200 metros esta preferencia también se muestra significativa, aunque de forma algo menor (Tabla 68). En todo caso parece que una superficie de 4,52 km² (correspondiente a 1200 metros de radio) en torno al punto de observación o nido detectado es adecuada para la mayoría de las especies y características del hábitat a analizar, aunque en algunos casos otros radios pueden ser más efectivos.

¿Cuál es la razón de que las aves de presa respondan de modo desigual pero preferentemente a variables evaluadas en una escala de 1200 metros? Podría pensarse en primer lugar que puede existir un efecto ligado a la detectabilidad de las especies. Sin embargo, los resultados obtenidos en este trabajo demuestran que no hay un patrón definido en este sentido, ya que para la especie más pequeña (el cernícalo vulgar) el radio más efectivo fue el de 1.200 metros, igual que para las otras especies (más grandes y algunas gregarias, como el milano negro). Probablemente varios factores han permitido estandarizar los resultados del muestreo para las diferentes rapaces. Por una parte el hecho de establecer el tiempo de observación en una hora aumenta la probabilidad de detectar las especies que más tiempo permanecen posadas y son menos detectables (en algún vuelo entre posaderos). Por otra parte el elevado tiempo de observación también permite que en algún momento dado aquellas aves que, como el cernícalo son más pequeñas, se acerquen lo suficiente al observador y sean detectadas.

Por otro lado, hay indicios de que los efectos de la fragmentación o de la heterogeneidad ambiental se detectan mejor cuando el ámbito de los estudios se considera a escalas grandes (o de paisaje). Realizando una amplia revisión bibliográfica sobre los efectos de la fragmentación del hábitat en la predación de nidos Stephens et al. (2003) encuentran que la escala de paisaje es la más adecuada para detectar los efectos de los predadores en ambientes fragmentados. También en otra revisión sobre el mismo tema (Chalfoun et al., 2002) se sugiere que los factores de fragmentación operando a gran escala son los más influyentes para determinar la abundancia, diversidad y comportamiento de los predadores. No existen apenas trabajos sobre el tema con las aves rapaces estudiadas, aunque (Sánchez-Zapata, 1999) encuentra que la capacidad de dos modelos predictivos de la abundancia del águila culebrera y de la calzada que incluyen a la heterogeneidad como principal variable se acrecienta al aumentar la escala de trabajo de 9 km² a 100 km². El carácter migrador de ambas especies apuntaría hacia la hipótesis de que las especies migradoras seleccionan el paisaje a una escala mayor, como se ha citado para estas mismas especies de aves rapaces (Sánchez-Zapata & Calvo, 1999) y también para otras aves migratorias (Hinsley et al., 1995; Chesser & Levey, 1998). De todas formas, los datos disponibles no permiten avanzar más en este sentido, ya que en el hábitat de nidificación de las águilas culebrera y calzada el radio más efectivo con variables que cuantifican la heterogeneidad fue de 1200 metros (Tabla 68). También para otras especies migradoras como el águila calzada o el milano negro, las variables medidas en el radio de 1200 metros fueron las más eficaces en reducir la *deviance* (aunque no eran variables relacionadas con la heterogeneidad ambiental).

Finalmente, es destacable la coincidencia de la escala de 1200 metros como más efectiva para evaluar los hábitats de campeo y nidificación. La explicación más plausible para este fenómeno puede estar ligada a que la selección del enclave de nidificación viene dada por la potencialidad trófica del territorio, mientras que las características “finas” del enclave de nidificación son más irrelevantes. De este modo, las aves de presa seleccionarían preferentemente una región con condiciones adecuadas para camppear y obtener el alimento y, dentro de ella ubicarían el nido sin un patrón de selección determinado, en un lugar que respondería a similares condicionantes. Este razonamiento se ve también apoyado por el hecho, bien conocido, de que las aves de presa tratan de colocar su nido en relación óptima a sus territorios de caza de modo que el gasto de las actividades energéticamente más costosas, como por ejemplo el traslado de presas al nido, resulte minimizado (ver por ejemplo Newton 1979 y Donázar 1988).

5.5. La selección positiva de ambientes fragmentados y heterogéneos por las aves de presa en el área de estudio

Cuatro de las seis especies objeto de estudio (águila calzada, águila culebrera, milano real, milano negro y ratonero) responden de modo positivo a la heterogeneidad del medio al analizar los factores que determinan la utilización del área de nidificación o campeo. Por el contrario, el cernícalo vulgar muestra una tendencia opuesta. A pesar de que el área de estudio presenta una cobertura forestal moderada (de aproximadamente un 20%) ésta es un factor negativo para el número de individuos y de especies detectadas en una zona. En ninguno de los modelos elaborados sobre la selección del hábitat de campeo intervino de forma positiva la superficie forestal y solamente para el milano real se incluyó una variable forestal en el hábitat de nidificación, pero limitada hasta un máximo del 30% en 600 metros en torno al nido. Estos resultados contrastan con lo encontrado para algunas de estas especies en un trabajo realizado en Murcia (Sánchez-Zapata, 1999), donde la superficie forestal es un importante factor positivo. También en Andalucía, aunque no de forma linealmente positiva, la superficie forestal es un importante factor a tener en cuenta para todas las rapaces estudiadas (Bustamante & Seoane, 2004). Ello demuestra que los modelos obtenidos en diferentes áreas de estudio son sólo parcialmente comparables (Guisan & Zimmermann, 2000; Guisan et al., 2002); es probable que en nuestra área de estudio, al ser, en general, más forestal que áreas más estrictamente mediterráneas de Iberia, se ponga más de manifiesto la reluctancia de determinadas aves de presa a ocupar zonas homogéneamente cubiertas de arbolado. También se han construido dos modelos GLM para explicar el número de especies detectadas en un punto que pueden corresponder a dos grupos de especies diferentes: uno que selecciona áreas deforestadas con un porcentaje óptimo de matorral en torno al 28% y otro grupo que selecciona zonas de cultivo de secano salpicadas por pequeñas repoblaciones de coníferas exóticas. En el primero de los modelos el hábitat “original” (bosques) actúa como un factor negativo para la presencia de especies de aves rapaces. En cuanto al efecto positivo de las plantaciones de coníferas sobre comunidades de rapaces, una tendencia similar fue puesta de manifiesto en Gran Bretaña, donde las coníferas exóticas ocupan alrededor del 10% de la superficie (Petty, 1996). Según este autor, estas repoblaciones proporcionan lugares potenciales para la nidificación, así como fuentes de alimento debido a que son zonas ricas en micromamíferos y pequeñas aves, no siendo de esperar un efecto negativo sobre las rapaces mientras las áreas abiertas sean suficientemente extensas (Newton et al., 1982; Taylor et al., 1988; Newton et al., 1996; Petty, 1996). En el área de estudio este tipo de repoblaciones solo ocupa el 5,1% de la superficie. En cuanto al número de aves contactadas, el modelo elaborado muestra que la extensión óptima de matorral se sitúa en torno al 28 %, mientras que vuelve a aparecer un efecto negativo de la superficie forestal.

En cuanto a las características estructurales del hábitat, no existe correlación alguna entre la riqueza de especies y el número de usos del suelo, número de parcelas o extensión del hábitat de borde. Probablemente esto es debido a que hay especies que escogen áreas de cultivo homogéneas (cernícalo vulgar, milano negro) mientras que otras especies escogen áreas más heterogéneas (resto de especies). Los trabajos antes citados (Sánchez-Zapata, 1999; Bustamante & Seoane, 2004) también encuentran un efecto positivo de la heterogeneidad ambiental similar al hallado en esta Tesis. También hay que descartar que las aves seleccionen para criar dentro de paisajes alterados las manchas mejor conservadas. Las cuatro especies estudiadas escogen manchas más

próximas a núcleos urbanos, más pequeñas y/o menos compactas que un conjunto equivalente de manchas forestales escogidas al azar. Hay que resaltar que dentro de un paisaje ya de por sí fragmentado se han localizado áreas de nidificación en la parte más fragmentada de éste y, aun así, las aves rapaces estudiadas nidifican en las manchas forestales más pequeñas y/o menos compactas.

Aunque en los cálculos referidos a abundancia y riqueza de especies se han incluido todas las especies detectadas en el área (n=19), cabría objetar que las rapaces más forestales (azor y gavián) apenas aparecen en los conteos, quizás como consecuencia directa de la deforestación del área. No obstante, no son raras en la zona (Martí & Del Moral, 2003), así como también (de forma irregular) más al sur en plena depresión del Ebro en un área que no alcanza el 7% de cobertura forestal (Ribera de Navarra). A nuestro parecer, la razón por la que no son detectados el azor y el gavián tiene más que ver con la época de muestreo, inadecuada al menos para el azor, sólo conspicuo en su época de celo a comienzos de primavera (Cramp & Simmons, 1980; Cerasoli & Penteriani, 1992). El carácter discreto de ambas aves provoca que sean precisos métodos específicos (como el uso de reclamos grabados o la prospección sistemática de todos los lugares aptos para la nidificación) para obtener un muestreo adecuado de estas dos especies (Newton, 1986; Mosher et al., 1990; Cerasoli & Penteriani, 1992; Penteriani, 1997). Por otra parte diversos trabajos demuestran que el azor es más dependiente de la existencia de presas adecuadas que de la presencia de manchas forestales extensas o de calidad, adaptándose (al menos en Europa) muy bien a los paisajes agrarios humanizados (Kenward & Widen, 1989; Kenward, 1996). Sólo selecciona bosques maduros allí donde sus presas lo hacen, como ocurre en el caso de las ardillas en algunas áreas de Escandinavia, donde constituyen el 80% de su dieta (Widén, 1997). Poblaciones con altas densidades de azor han sido localizadas y estudiadas en la Península Ibérica en paisajes mediterráneos muy deforestados, pero ricos en presas (Mañosa, 1991; Mañosa, 1993; Balbás et al., 2003). De forma similar, aunque el gavián necesita manchas forestales para anidar, también caza en hábitats más abiertos. En la monografía de la especie (Newton, 1986) se cita que la distancia más corta entre nidos se da en Inglaterra en un área cubierta solo en un 15% de su superficie por bosque. En la Península Ibérica ocupa también manchas de pequeño tamaño, bosques-isla y pequeños pinares en áreas agrícolas (Balbás & González-Vélez, 2003). Dada la especialización de la dieta de la especie en pequeños pájaros (Cramp & Simmons, 1980; Newton et al., 1986) y la inexistencia de una avifauna forestal mediterránea especializada (Blondel, 1987; Tellería et al., 1992; Covas & Blondel, 1998) parece lógico que los hábitats de borde y agropaisajes en mosaico del área de estudio proporcionen al gavián un elevado suministro de presas. En este tipo de medios hay más especies de paseriformes y en mayor densidad que en superficies equivalentes de masas forestales (Loman & Schantz, 1991; Best et al., 1995; Bellamy et al., 1996; Berg, 1997).

En resumen, no parece que ninguna de las especies de aves de presa presentes en el área de estudio haya sido afectada negativamente por las transformaciones sufridas por el hábitat forestal original. Por el contrario, todo apunta a que las aves rapaces escogen, dentro de un área ya humanizada y alterada desde antiguo, las zonas más fragmentadas. ¿Y en el pasado? las aves son especies que se encuentran mal representadas en los yacimientos fósiles, debido a que sus huesos poco compactos tienden a conservarse mal. No obstante, se cuenta con información proveniente de varios yacimientos relativamente cercanos al área de estudio (8 situados en Euskadi y 16 en los Pirineos franceses). En (Clot & Mourer-Chauvire, 1986; Elorza, 1990) se realiza un inventario de todos estos yacimientos, recopilando una información que se detalla en la Tabla 73 para los últimos 15.000 años.

Tabla 73. Especies de aves rapaces localizadas en yacimientos paleontológicos cercanos al área de estudio (Euskadi y Pirineos franceses). (Tabla elaborada a partir de los datos recopilados en Clot & Mourer-Chauvire, 1986; Elorza, 1990).

Especie	Presente en la actualidad	Extinguida
Quebrantahuesos	1	
Alimoche	1	
Buitre leonado	1	
Ratonero común	1	
Milano real	1	
Aguila real	1	
Azor	1	
Gavilán	1	
Halcón peregrino	1	
Alcotán	1	
Cernícalo vulgar	1	
Halcón abejero	1	
Esmerejón	1	
Total especies	13	
Buitre negro		1
Pigargo		1
Aguila clanga		1
Ratonero moro		1
Ratonero calzado		1
Elanio azul		1
Halcón de Eleonor		1
Halcón gerifalte		1
Total extinguidas		8

De las 19 especies nidificantes en la actualidad en la zona, 12 se localizan en los yacimientos fósiles (el 63%), además del esmerejón, ave de presencia invernal regular. Por otra parte las especies detectadas en estos inventarios y hoy ausentes son ocho. Dado el carácter nórdico y nada forestal de algunas de las aves extinguidas en la zona y los paisajes que en el presente ocupan las que potencialmente podrían presentarse en el área de estudio (elanio azul y buitre negro), no parece que la ausencia actual de estas especies pueda atribuirse a la fragmentación de un medio forestal homogéneo, sino a las fuertes variaciones climáticas existentes durante el Pleistoceno. En realidad estos resultados no son sorprendentes, ya que no existe registro fósil de ninguna especie de ave rapaz que se haya extinguido en Europa como consecuencia de la alteración o fragmentación de los hábitats forestales.

La predación sobre nidos en ambientes fragmentados

Si bien los paisajes humanizados y abiertos del área de estudio son ricos en presas y son seleccionados por las rapaces estudiadas, también acarrearán determinados factores de riesgo, entre los cuales destaca la predación de nidos (tanto natural como de origen humano). Los resultados de los diferentes estudios realizados son algo contradictorios, pero generalmente se acepta que la proximidad del nido al borde de la mancha forestal, un reducido tamaño de la misma o una matriz muy transformada (cultivos, núcleos de población) son factores que aumentan el riesgo de predación (Andrén et al., 1985; Wilcove, 1985; Small & Hunter, 1988; Temple & Cary, 1988; Yahner & Scott, 1988; Moller, 1989; Arango-Velez & Kattan, 1997).

En un paisaje tan fragmentado como el del área de estudio conviene analizar la posibilidad de que las aves rapaces estén siendo afectadas o al menos si existe algún riesgo al respecto. Cieslak (1994) que las aves rapaces de una zona de Polonia obtienen su alimento en áreas abiertas, pero presentan unos marcados requerimientos en lo que se refiere al tamaño mínimo de la mancha forestal para nidificar. En nuestro caso las

cuatro especies estudiadas escogen manchas más pequeñas, con más borde y más cercanas a núcleos de población.

Los paisajes fragmentados favorecen la presencia de predadores generalistas (ver revisiones en Chalfoun et al., 2002; Stephens et al., 2003). La ubicación de nidos en manchas forestales de pequeño tamaño y/o elevado perímetro facilita la localización de los mismos por estos mamíferos (Santos & Tellería, 1992; Nour et al., 1993; Andrén, 1994). También la densidad de las diferentes especies de córvidos se ha correlacionado fuertemente con las tasas de predación sobre nidos (Andrén et al., 1985; Yahner & Scott, 1988) y esta densidad es muy favorecida por paisajes fragmentados como el estudiado (Andrén, 1992). Andrén (1992) determina a la corneja negra como el más importante predador de nidos en el caso paisajes fragmentados en Suecia. En el área de estudio se encuentran varios carnívoros capaces de trepar a los árboles y acceder a los nidos de las aves rapaces: gato montés, marta (*Martes martes*), garduña y gineta (*Genetta genetta*), además de la comunidad completa de córvidos. Por último, los roedores parecen ser los predadores más habituales en las manchas arboladas de pequeño tamaño (Santos & Tellería, 1992; Arango-Velez & Kattan, 1997). Aunque las aves rapaces pueden defender perfectamente sus nidos de este tipo de agresores, en Segovia el lirón careto (*Elyomis quercinus*) es citado como un importante depredador de nidos de cernícalo común en árbol (Fargallo, 1999).

Así pues tenemos un paisaje que favorece una alta densidad de carnívoros generalistas y córvidos, lo que unido a la preferencia de las aves rapaces por las manchas forestales más pequeñas y con mayor efecto borde, ofrece un alto riesgo potencial para los nidos de las rapaces estudiadas. Junto a otros factores, como la competencia intra o interespecífica (Reynolds et al., 1982; Bechard et al., 1990) la densidad y tipo de predadores presentes condiciona la selección del lugar de nidificación y el éxito de la misma (Newton, 1979). En Segovia se constata una predación cercana al 40% sobre nidos de cernícalo vulgar situados en árbol (Fargallo, 1999). En el área de Doñana las tasas de predación sobre nidos de milano negro se sitúa en torno al 12% (Forero, 1998) y es la principal causa (en torno al 50%) de fallos en la reproducción para ambos milanos (Sergio et al., in prep.). En Carter (2001) se cita a los córvidos como predadores de huevos y pollos pequeños de milano real en Inglaterra y detalla la realización de desnides de cuervos como medida de conservación. En el área de estudio se ha comprobado la predación sobre sendos nidos de ratonero y milano negro en 1993 probablemente por parte de cornejas negras (observaciones propias) y A. Senosiain (com. pers.) ha detectado también la predación de al menos dos nidos de milano real.

En todo caso no existen trabajos que aborden el efecto de la fragmentación sobre la predación de nidos de rapaces y de acuerdo con Chalfoun (2002) la interacción fragmentación-predación sobre nidos es un fenómeno complejo y probablemente específico tanto para cada hábitat como para cada especie de predador. Puede ser que los niveles de predación en el área sean bajos, o bien que la abundancia de alimento compense el incremento en el riesgo de predación. Sin duda se trata de un aspecto poco estudiado que merecería mayor atención, especialmente ahora, cuando las poblaciones de mamíferos potenciales depredadores de nidos como la garduña y la gineta, parecen estar experimentando un importante auge poblacional, quizás derivado del cese de una persecución ancestral y de una evolución del hábitat que ha favorecido el crecimiento de las poblaciones de micromamíferos (Moreno & Kufner, 1988). También hay que apuntar la ausencia en el área de estudio de otros superdepredadores presentes en épocas históricas como el lince ibérico (Rodríguez & Delibes, 1990) capaces de modular las densidades de este tipo de carnívoros (Palomares et al., 1995; Calzada, 2002).


5.6. La transformación actual de los agropaisajes mediterráneos y la respuesta de las aves de presa: una previsión de futuro

Los mapas de vegetación potencial muestran como el paisaje original del área de estudio debió corresponder a un hábitat forestal mediterráneo (Loidi, 1995) siendo el paisaje actual en buena parte fruto de las alteraciones producidas por el ser humano (Pons, 1984; Blondel, 1987; Blondel & Farré, 1988) (véase Introducción general). Estas transformaciones se han revertido y modificado en todo el ámbito mediterráneo durante las últimas décadas, fruto de la implantación de otro escenario agro-ganadero diferente. En el período que discurre desde mediados del siglo XX hasta los años noventa se ha duplicado en Navarra la superficie dedicada al cereal (lógicamente a costa de la reducción de otros usos del suelo, como pastos, viñedos, olivos o frutales mediterráneos). Así mismo, el número de parcelas agrícolas se ha reducido a la mitad y el tamaño de las mismas ha aumentado en un 75%, disminuyendo por tanto su relación área/perímetro (Figura 4). Por otro lado, el hábitat forestal en Navarra aumentó en un 20% entre los años 1950-60 y 1980-90 mientras que el de matorral-pastizal disminuyó en un 28%. La tendencia se ha acelerado en los últimos 15 años, aumentando la superficie arbolada un 15% y desapareciendo un 66% de los pastizales, por su evolución a matorrales como consecuencia del progresivo abandono de la ganadería extensiva así como a la aceleración del proceso de reforestación. En conjunto, la superficie combinada de matorral y pastizal ha descendido en 15 años un 5%, lo que indica que alrededor de 6000 hectáreas de matorral han pasado ya a ser masas forestales. En el área de estudio un cultivo puede ser sustituido de forma natural por un bosque en pocas décadas (Preiss et al., 1997). Uno de los objetivos de la presente Tesis es determinar los efectos que estos cambios pueden estar teniendo en la poblaciones de las especies objeto de estudio, a través de la interpretación de los modelos obtenidos para las relaciones entre las aves de presa y el hábitat. La aproximación que a continuación se hace a este problema es doble: en primer lugar indirecta, mediante un examen de la literatura existente sobre el efecto de tales procesos en la avifauna en general y en las rapaces en particular, y en segundo lugar de forma más directa a través de los aspectos concretos del hábitat en evolución que pueden afectar a las rapaces estudiadas según los resultados de esta Tesis.

En lo relativo a la selección del lugar de nidificación, puede predecirse que las transformaciones en curso pueden tener un efecto contrapuesto. Por un lado, el abandono de poblaciones humanas en áreas marginales de media montaña y la subsiguiente recuperación de superficie forestal pudo beneficiar en los primeros momentos a determinadas especies de aves de presa debido al aumento de lugares de nidificación en áreas muy deforestadas y principalmente por el cese de la secular persecución a la que se han visto sometidas sus poblaciones (revisión del problema en Del Hoyo et al., 1994). De este modo, la recuperación de numerosas poblaciones de aves de presa en la segunda mitad del siglo XX no debe ser ajena al despoblamiento rural. En Andalucía el abandono de cortijos trajo consigo la recuperación de las poblaciones de algunas aves de presa, como consecuencia del descenso de la persecución directa (Hiraldo, F. comm. pers). Por otro lado la desaparición actual de arbolado ligado a lindes y cursos de agua debido a la intensificación agraria puede estar determinando en algunas zonas agrícolas la rarefacción de ambos milanos -como se ha citado en Blanco (2003) y Viñuela (2003)- ya que son las dos especies de aves de presa que en el área de estudio crían de forma importante en árboles aislados. No obstante, este aspecto puede ser importante sólo de manera local ya que hemos visto como en

ningún caso la superficie forestal es un factor importante para la nidificación de ninguna de las especies, que es claramente influenciada por aspectos tróficos.

Según nuestros datos, los efectos derivados de la alteración de áreas de caza sobre las aves de presa son más severos. Nuestros modelos señalan que tres variables que indican heterogeneidad del paisaje: el número de parcelas, el número de usos y los kilómetros de borde determinan una mayor probabilidad de presencia de la mayoría de las aves rapaces estudiadas (milano real, águila culebrera, águila calzada, ratonero y alimoche). En general, y como se ha visto en la discusión relativa a cada especie estudiada, la heterogeneidad del paisaje comporta una mayor disponibilidad de presas por lo que cualquier simplificación de estos hábitats determinaría potencialmente unos efectos negativos y existen numerosas evidencias que apoyan esta línea de razonamiento. Una amplia batería de trabajos ha documentado la relación entre diversos elementos del paisaje tradicional agrario (lindes, terrenos yermos, setos, caminos antiguos, pequeñas fincas dedicadas a policultivos tradicionales, árboles aislados, bosquetes, etc.) y la conservación de prácticamente todo tipo de fauna: invertebrados (Holland & Fahrig, 2000; Benton et al., 2002), anfibios (Joly et al., 2001), reptiles (Luiselli & Capizzi, 1997), roedores (Gorman & Reynolds, 1993; Santos & Tellería, 1994; Tew et al., 1994; Fitzgibbon, 1997; Tattersall et al., 2002) y especies cinegéticas como conejos y perdices (ver por ejemplo amplias revisiones en Boatman, 1994; Panek, 1997; Siriwardena et al., 1998). No es extraño, por tanto que las aves rapaces que explotan estos grupos de presas se vean negativamente afectadas, como ya se ha comentado para el caso del cernícalo primilla en el valle del Guadalquivir debido a la reducción de presas asociadas a cultivos extensivos.

Efectos similares de pérdida de especies-presa típicas de espacios abiertos se podrán observar en zonas marginales donde se instalen procesos de sucesión ecológica tendentes a matorral cerrado y bosque. Aunque las especies típicamente forestales como las tetraónidas y los pícidos pueden verse favorecidas (Mikusinski, 1995; ONF, 1995; Baines, 1996), en el mediterráneo la reforestación tiene claros efectos negativos sobre un amplio espectro de aves, reptiles y mamíferos, desde paseriformes a lagomorfos (véase por ejemplo Díaz & Tellería, 1994; Moreno & Villafuerte, 1995; Preiss et al., 1997; Zervas, 1998; Suárez-Seoane, 2002). Ya se han discutido los elementos tróficos relacionados con la superficie de matorral y/o pastizal que la hacen importante para el milano real, el águila culebrera, el águila calzada, el ratonero y el alimoche. Algunos trabajos han demostrado efectos negativos para las aves rapaces a través de la reducción del hábitat de las principales especies-presa. Por ejemplo, las reforestaciones naturales o artificiales han dado lugar a extinciones locales de aguilucho pálido que anteriormente criaban en brezales abiertos (Clarke & Watson, 1997). En Escocia los programas de reforestación afectan negativamente a la productividad del águila real incluso cuando suponen solamente alteraciones del 10-15% de la superficie de sus áreas de campeo (Whitfield et al., 2001). Para el cernícalo hilla se documenta también (Tella et al., 1998) un efecto negativo del abandono de cultivos en áreas esteparias del Valle del Ebro. Algo muy similar a lo ocurrido en Andalucía (Bustamante, 1997), donde el aumento de superficie forestal y de matorral en zonas cultivadas es un factor muy negativo para la especie.

Otros efectos indirectos de la intensificación de los usos agrarios en hábitats abiertos atañen el impacto sobre los parámetros demográficos de las aves de presa, especialmente lo relativo al éxito reproductor. Determinados cultivos de regadío requieren usos masivos de productos fitosanitarios, especialmente organoclorados, que conducen a declives del éxito reproductor en especies que se alimentan de presas contaminadas. Este efecto es bien conocido desde su detección en los años 60 del siglo XX (Newton, 1979) y aunque su repercusión se ha mitigado, el uso de productos

organoclorados es aun localmente frecuente, aunque ilegal, y explica la baja tasa reproductora de algunas especies de valles intensamente cultivados del centro de la Península Ibérica, como el milano negro (Blanco & Viñuela, 2003). El uso de rodenticidas asociado a la transformación de pastos extensivos a praderas intensivas es conocido como una fuente de mortalidad para las aves rapaces (Carter, 2001; Seoane et al., 2003).

En síntesis, en los últimos cuarenta años las características más positivamente seleccionadas por las aves rapaces han evolucionado drásticamente a la baja en los paisajes agrarios del área de estudio y del resto de la Europa Mediterránea. En este momento, no es posible realizar proyecciones matemáticas fiables acerca de cómo van a afectar los cambios futuros a las especies objeto de estudio. Las razones principales son dos: por un lado ya se ha comentado anteriormente (punto 3.2.2) que a menudo la cartografía disponible no refleja suficientemente los cambios estructurales de los paisajes agrarios. Por otra parte es muy difícil trasladar a un mapa (sin que resulte un puro artificio) las tendencias futuras en las políticas agrarias europeas que, a la postre, determinarán la estructura futura de los paisajes mediterráneos más humanizados. Finalmente, cualquier proyección debe tener en cuenta la respuesta demográfica espacial de las poblaciones; es previsible que la estructuración poblacional sobre la base de un hábitat heterogéneo determine dinámicas de fuente-sumidero que obscurezcan las tendencias derivadas exclusivamente de las transformaciones del hábitat (McCullough, 1996).

La heterogeneidad espacial que recoge el área de estudio de la presente Tesis permite en cierto modo realizar una proyección del efecto temporal de los cambios en el paisaje. Se ha visto como dentro del área de estudio, exceptuando al ratonero y al cernícalo todas las aves rapaces son menos abundantes en la zona menos heterogénea (Figura 21 y Figura 22). Las dos especies que presentan un estado de conservación más delicado (el alimoche y el milano real) seleccionan áreas con más matorral y/o más heterogéneas, por lo que es de esperar una tendencia a la baja de las mismas debido a los cambios en el paisaje que nos ocupan. Probablemente estas tendencias poblacionales negativas ya están presentes en áreas de media montaña pero son difícilmente detectables por su escasa magnitud. Así por ejemplo, en zonas prepirenaicas de Navarra, se han comprobado declives de un 3-5% de alimoche entre censos realizados cada 10 años (Fernández et al., 2000). Evidentemente, otros factores como el uso del veneno o la persecución directa, resultan más drásticos y rápidos pero a la vez pueden ser soportados por poblaciones densas (si son episódicos), mientras que resultarán definitivos con poblaciones débiles o dispersas.

6. Conservación de aves de presa y gestión de hábitats

6.1. Las políticas ambientales de las diferentes Administraciones

Con la salvedad (reciente) de los hábitats esteparios, el aumento de la superficie arbolada sigue siendo una especie de paradigma en la política ambiental. El incremento europeo de la superficie arbolada en el último siglo (Meyer & Turner II, 1992; Larsson, 2001) ha beneficiado a especies emblemáticas como el urogallo (*Tetrao urogallus*) (ONF, 1995) o el pito negro (*Dryocopos martius*) (Mikusinski, 1995) que en la actualidad habitan algunas áreas cultivadas a principios del siglo XX. El despoblamiento rural y el aumento de la cobertura forestal también ha favorecido el aumento de poblaciones de ungulados salvajes (Vincent et al., 1998), que a su vez han sido un importante factor en la recuperación de especies de alto valor ecológico como el lince europeo (*Lynx lynx*) (Stahl et al., 2001) o el lobo (*Canis lupus*) en determinados lugares de Europa (Boitani, 2000) y de la Península Ibérica (Blanco, 1998; Blanco & Llana, 2001; Blanco & Cortés, 2002).

Estos aspectos ecológicos positivos del incremento de la superficie forestal en Europa son más difícilmente trasladables a las regiones mediterráneas. En concreto, las dos especies mediterráneas más emblemáticas y amenazadas a nivel mundial, el lince ibérico (*Lynx pardinus*) y el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) son especies que han evolucionado en la Península Ibérica asociadas a la existencia del conejo (Ferrer & Negro, 2004) especie propia de las áreas de matorral (Villafuerte, 2002) y base de la dieta de muchos otros predadores. Por ello, las recomendaciones de conservación elaboradas para la ya citada águila imperial ibérica (Ferrer & Harte, 1997), el águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) (Arroyo et al., 1990) o el lince ibérico, cuyas áreas de presencia estable se caracterizan entre otros factores por una cobertura arbórea inferior a las zonas desocupadas (Palomares, 2001) incluyen la necesidad del manejo y mantenimiento de áreas de pastizal-matorral para asegurar su pervivencia.

La extensa (y justificada) producción científica y divulgativa sobre los efectos negativos de la fragmentación y destrucción de los hábitats forestales en el planeta ha creado un estado de opinión que propicia el hecho de que la mayor parte de los espacios protegidos sean áreas forestales, mientras otros hábitats menos “llamativos” reciben escasa atención (Lozano et al., 2003). Esta misma apreciación se produce en los agropaisajes, donde la UICN (Bennet, 2003) propone que los retazos de hábitat original de cierto tamaño deben ser protegidos, ya que “de ellos depende la conservación de buena parte de la fauna y flora aún existente”. Antes de la implantación de la red Natura 2000, el 8,3% de los bosques de la UE se encontraban ya protegidos (Wulf, 2003). En el caso de Navarra, el 73% de la superficie propuesta para Red Natura 2000 es arbolada, si descontamos al peculiar Lugar de Interés Comunitario de Bardenas Reales. Centrándonos en el área de estudio, los Espacios Protegidos actuales tienen una cobertura arbolada del 100%. La reciente propuesta de Red Natura 2000 refuerza esta tendencia, incluyendo sólo a más grandes manchas arboladas situadas al Oeste. Del mismo modo, la superficie reforestada es un indicador de ejecución del PDR navarro (Gobierno de Navarra, 2003). También es una de las metas del Plan Forestal de Navarra (Gobierno de Navarra, 1999) y el Consejo de Europa debate la dotación de fondos suficientes para elevar en un 18% la superficie forestal europea (Parlamento Europeo, 2003).

6.2. Políticas agrarias y conservación

A la vista de que las políticas de conservación *clásicas* (creación de espacios protegidos) tienden en general a centrarse en hábitats forestales (además de en otros más particulares como los humedales, por ejemplo), es evidente que las políticas agrarias públicas son el camino más adecuado para actuar sobre los paisajes agrarios. Hoy existe un interés real de incorporar aspectos medioambientales a la Política Agraria Comunitaria (PAC) y están disponibles fondos públicos que pueden contribuir al mantenimiento o mejora de la biodiversidad en los sistemas agrarios. La disminución de la importancia del sector agrario en las economías occidentales (supone menos del 5% de la población y del PIB navarro) ha conducido a una fuerte influencia de los subsidios públicos, de tal forma que son éstos los que definen hoy los cambios en los paisajes agrarios (Pain & Pienkowski, 1997).

No obstante el creciente interés medioambiental de las políticas agrarias, cuando se analizan las partidas destinadas se observa un fuerte desequilibrio: las sumas destinadas de forma exclusiva a concentraciones parcelarias en Navarra en el período 2000-2006 ascienden a 52 millones de euros, mientras que el ecléctico paquete de medidas “agroambientales” (que abarca desde el fomento del girasol y los cultivos energéticos hasta la conservación de razas ganaderas autóctonas) no llega a los 20 millones de euros (un 40% menos). Las ayudas directas (las que cobra directamente cada agricultor/ganadero), verdadera parte del león de la PAC, suponen en Navarra aproximadamente unos 115 millones de euros anuales. Se trata de fondos que priman al agricultor/ganadero en función de la producción de la superficie que cultiva o de las cabezas de ganado que posee. Por todo ello son considerados (incluso por la propia UE) como un poderoso motor de intensificación del medio rural (Pain & Pienkowski, 1997; Tucker & Evans, 1997). De esta manera los Fondos públicos que “empujan” hacia la intensificación suman al año aproximadamente 122 millones de euros (por 3,3 millones de euros anuales para medidas agroambientales). Un solo dato más para contextualizar esta apabullante cifra: es más de 5 veces superior al presupuesto anual para la conservación de la Biodiversidad en Navarra. No incluimos en estos cálculos los presupuestos derivados de grandes obras públicas, como embalses y sus respectivos canales diseñados para la puesta en riego intensivo de amplias áreas del área de estudio. Si además nos centramos en los aspectos ambientales de la PAC antes citados, vemos que probablemente se ha realizado una traslación directa de valores eurosiberianos a los medios mediterráneos. La PAC prima el abandono de tierras de cultivo marginales (las más ecológicamente interesantes) y la reforestación de las mismas mediante el Programa de Reforestación de Tierras Agrarias (RTA). En el período 1994-1998 se han reforestado en Navarra 1447 hectáreas de terreno agrario y se proponen 6000 hectáreas más para el período 2000-2006 en el actual Programa de Desarrollo Rural (PDR), dotado con 12 millones de euros, a los que hay que añadir no menos de 9 millones de euros para reforestación de pastos y matorrales. Es decir, los fondos públicos prevén al menos tres millones de euros anuales para el aumento de la superficie arbolada en Navarra. La incidencia de estos programas sobre la conservación de valores ecológicos mediterráneos ha hecho figurar recomendaciones al respecto en la Estrategia Nacional para la Conservación del Águila Imperial. De hecho Ferrer & Harte (1997) desaconsejan el incremento de plantaciones de árboles en las áreas de dispersión juvenil de la especie, abogando por el mantenimiento de pastizales, cultivos de secano y paisajes agrarios tradicionales. También Díaz et al. (1998) demuestran que estas reforestaciones de cultivos en zonas mediterráneas desplazan a paseriformes con alto

valor de conservación, además de ser incapaces de albergar comunidades ricas de aves forestales.

6.3. Propuestas de gestión derivadas de esta Tesis Doctoral

De los resultados obtenidos en esta Tesis se desprenden tres elementos básicos para una gestión de hábitats apropiada para las aves rapaces en el mediterráneo:

- Los cursos de agua de cualquier tamaño son elementos importantes para los dos milanos y el águila calzada. La conservación y mejora de las riberas garantizaría sustratos de nidificación para ambas especies de milanos y aumenta la calidad trófica para el águila calzada (Deschênes et al., 2003). En lo que concierne a los milanos, es suficiente con una calidad del agua mínima para la existencia de poblaciones piscícolas como recurso trófico.
- Mantener niveles altos de heterogeneidad ambiental, tanto en lo que se refiere a ambientes esencialmente agrícolas (Tews et al., 2004), como de media montaña significa amparar una elevada abundancia de aves rapaces. Específicamente, el águila culebrera, el águila calzada, el ratonero y el alimoche seleccionan paisajes con un elevado número de usos del suelo, de parcelas diferentes y de hábitat de borde.
- Garantizar áreas con un porcentaje aproximado de un 30% de matorral aumenta el número de rapaces presentes en un área y en concreto es un hábitat seleccionado por el milano real, el águila culebrera, el águila calzada, el ratonero y el alimoche.

En resumidas cuentas, además de potenciar la vegetación ribereña, se debe tratar de mantener y recuperar la heterogeneidad ambiental del paisaje, ante la intensificación agraria y el avance de la cubierta forestal. La recuperación de usos tradicionales sería ideal para, por ejemplo, el mantenimiento de hábitats priorizados por la red Natura 2000 (Ostermann, 1998) pero lamentablemente, se trata de un objetivo, hoy por hoy, inviable a gran escala (aunque en Francia hay ejemplos de contratos con pastores tradicionales para el mantenimiento de áreas para el águila perdicera y el alimoche en el Parque Natural del Luberon). Por ello el manejo del ganado (Zervas, 1998) como herramienta de conservación de moderado coste (o incluso rentable) debe ser más explorado en ambientes mediterráneos, con iniciativas como el análisis de la demanda existente de pastos de invierno para ganado mayor, la utilización de distintos tipos de reses (caprino, equino) (Valderrábano & Torrano, 2000) por la propia Administración ambiental, la conservación de líneas de razas autóctonas rústicas (o semi-salvajes como la vaca *betizu*), etc.. aunque siempre de manera estudiada y controlada.

Ante la información obtenida en esta Tesis y la existencia de amplias zonas de media montaña abandonadas y cubiertas de matorrales espesos evolucionando hacia masas arboladas, se planteó la posibilidad de realizar una experiencia de desbroce y utilización de ganado para el mantenimiento de los valores ecológicos de los paisajes mediterráneos. Por ello, en algunos lugares del área de estudio (municipios de Ujué y Gallipienzo) se han comenzado a realizar sobre algunos cientos de hectáreas desbroces de áreas de matorral cerrado para recrear un paisaje mediterráneo en mosaico (Figura 61), que permita la recuperación de las poblaciones de conejo y perdiz (y en consecuencia de los predadores que dependen de ellos), de forma similar a lo realizado en Doñana (Moreno & Villafuerte, 1995). Las actuaciones son cuidadosamente diseñadas, con el fin de maximizar la potencialidad de las áreas desbrozadas para los conejos y de mantener siempre un porcentaje de matorral cercano al 30%. La existencia

de manchas forestales de apreciable tamaño y gran diversidad vegetal se consigue con tan sólo dejar evolucionar algunas áreas más frescas o fértiles, que además quedan protegidas del fuego por las discontinuidades que suponen los nuevos pastos creados. Se trata de proyectos financiados por la administración navarra, que de forma parcial se han enmarcado en un programa LIFE de conservación del águila perdicera. Es un proyecto piloto que busca la manera más eficaz y económica de recuperar la heterogeneidad ambiental de áreas semiabandonadas mediterráneas de media montaña, mediante el uso combinado de desbroces mecánicos de campos abandonados y ganado extensivo. Posteriormente la administración Foral ha incluido como subvencionables en toda Navarra la realización de desbroces selectivos de matorral con el fin de elevar la heterogeneidad ambiental, así como la apertura y mantenimiento de zonas abiertas en áreas forestales.



Figura 61. Imagen de una de las áreas de matorral denso y homogéneo en el término municipal de Ujué en la que se han desbrozado antiguas fincas de cultivo abandonadas, recreando un paisaje en mosaico. Al fondo pueden observarse antiguas terrazas agrícolas también desbrozadas en parte. Se prevé su automantenimiento con el uso de ganado extensivo.

7. CONCLUSIONES

1. El método de los puntos de observación resulta ventajoso frente al método de los transectos por carretera debido a que es capaz de cubrir más superficie de muestreo, acumula muchos más contactos por km² muestreado y es más eficaz en la detección de especies raras o en baja densidad, que suelen ser las más interesantes desde el punto de vista de la conservación.
2. A pesar de presentar diversos problemas para representar adecuadamente las características ecológicas del paisaje del área de estudio, la cartografía de usos del suelo y, en concreto las variables que cuantifican la estructura y la heterogeneidad del mismo, son las más útiles para generar variables que finalmente son significativamente incorporadas en los modelos de selección de hábitat.
3. Se pueden distinguir dos grupos o clases de especies dentro de las rapaces estudiadas:
 - Un grupo compuesto por cuatro especies que seleccionan áreas de campeo ambientalmente heterogéneas. Es decir: con más usos del suelo (alimoche, águila calzada), más kilómetros de borde entre hábitats diferentes (águila culebrera, ratonero) y más parcelas dedicadas a diferentes usos (águila culebrera, águila calzada, ratonero y alimoche). Las áreas seleccionadas presentan mayor proporción de matorral (milano real, águila calzada y alimoche), pastizal (águila culebrera) o de la combinación de ambos (milano real, águila calzada, ratonero y alimoche).
 - Un segundo grupo en el que la heterogeneidad del hábitat influye negativamente en la probabilidad de presencia, compuesto por el milano negro y el cernícalo vulgar. Estas mismas especies seleccionan zonas en las que la proporción de cultivos de secano es mayor y la de matorral (cernícalo vulgar), de pastizal (milano negro) y de superficie forestal (ambas especies) es menor.
4. Incluso dentro de un área muy fragmentada, las manchas forestales escogidas para nidificar por las cuatro especies de aves rapaces estudiadas (águila culebrera, águila calzada, milano real y milano negro) son más pequeñas y/o menos compactas y más cercanas a núcleos urbanos que las escogidas al azar. Todo ello a pesar de que a este tipo de manchas se asocia generalmente un riesgo más elevado de predación en el nido.
5. A pesar de su escasa extensión actual (un 20%), la extensión del hábitat original forestal es un factor negativo para la abundancia y riqueza de especies de aves rapaces. Tampoco intervino de forma positiva en ninguno de los modelos elaborados para las especies estudiadas. Este hecho se extiende a los hábitats de nidificación y campeo.
6. La presencia de cursos de agua, la heterogeneidad ambiental y una cobertura aproximada de un 30% de superficie de matorral (en el área de estudio fundamentalmente zonas de pastos extensivos de ganado), es el elemento más valorado por la mayoría de las especies estudiadas.

7. Tras haber cuantificado el paisaje en un rango de radios de 600 a 3.000 metros, resultó que un radio de 1.200 metros (4,52 km²) fue el más adecuado para cuantificar los hábitats de nidificación y campeo de la mayor parte de las especies estudiadas. Existe, sin embargo, una casuística muy variada que impide establecer una explicación general de los motivos de este hecho.
8. La intensificación agraria provoca que grandes superficies de terreno no sean aptas para la mayoría de las aves rapaces estudiadas (exceptuando al milano negro y al cernícalo vulgar), debido fundamentalmente a la pérdida de heterogeneidad ambiental.
9. En base a los modelos de selección de hábitat elaborados, es previsible que el abandono de áreas cultivadas de media montaña y el avance forestal tenga efectos negativos sobre las aves rapaces, debido a la pérdida de heterogeneidad y de hábitats abiertos.
10. En el caso de especies que obtienen su alimento fuera de las manchas forestales, y que presentan mínimos requerimientos sobre la calidad o extensión de éstas, el esfuerzo de conservación ha de realizarse sobre los hábitats no forestales. Un porcentaje de matorral del 30% y niveles altos de heterogeneidad ambiental garantizan un óptimo para la diversidad y abundancia de aves rapaces.

8. BIBLIOGRAFIA

- Aebischer, N.J., K.A. Blake & N.D. Boatman. 1994. Field Margins as habitats for game. Pp. 405, in: N. Boatman (ed). *Field Margins: Integrating agriculture and conservation*. British Crop Protection Council (BCPC) Monograph 58, Farnham, UK .
- Amores, F. 1979. Estructura de una comunidad de rapaces en el ecosistema mediterráneo de Sierra Morena durante el período reproductor, Univeridad Complutense de Madrid. Madrid.
- Amores, F. & A. Franco. 1981. Alimentation et écologie du Circaète Jean-le-Blanc dans le sud de l'Espagne. *Alauda* 49(1): 59-64.
- Andersen, D.E., O.J. Rongstad & W.R. Mytton. 1985. Line transect analysis of raptor abundance along roads. *Wildlife Society Bulletin*. 13: 533-539.
- Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: A landscape perspective. *Ecology* 73(3): 794-804.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* 71(3): 355-366.
- Andrén, H., P. Angelstam, E. Lindström & P. Widen. 1985. Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45: 273-277.
- Arango-Velez, N. & G.H. Kattan. 1997. Effects of forest fragmentation on experimental nest predation in Andean cloud forest. *Biological Conservation* 81(1-2): 137-143.
- Arroyo, B., E. Ferreiro & V. Garza. 1990. *El águila perdicera en España. Censo, reproducción y conservación*. ICONA, Madrid.
- Astrain, C. & A. Etxeberria. 1994. Abundancia y población del cernícalo común en Navarra. *XII Jornadas ornitológicas españolas*, El Ejido. Instituto de estudios almerienses.
- Augustin, N.H., M.A. Muggleston & S.T. Buckland. 1996. An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology* 33: 339-347.
- Austin, G.E., C.J. Thomas & D.B.A. Thompson. 1996. Predicting the spatial distribution of individual buzzard (*Buteo buteo*) territories using a geographical information system and remote sensing. *Journal of Applied Ecology* 33: 1541-1550.
- Baines, D. 1996. The implications of grazing and predator management on the habitats and breeding success of black grouse (*Tetrao tetrix*). *Journal of Applied Ecology* 33: 54-62.
- Baines, D., R. Moss & D. Dugan. 2004. Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology* 41: 59-71.
- Bakaloudis, D.E., C.G. Vlachos & G.J. Holloway. 1998. Habitat use by short-toed eagles (*Circaetus gallicus*) and their reptilian prey during the breeding season in Dadia forest (north-eastern Greece). *Journal of Applied Ecology* 35: 821-828.
- Balbás, R. & M. González-Vélez. 2003. Gavilán común (*Accipiter nisus*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Balbás, R., M. González-Vélez & S. Mañosa. 2003. Azor (*Accipiter gentilis*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Balmori, A. 2003. Tórtola europea (*Streptopelia turtur*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Barandiarán, I., Vallespí, E. 1984. *Prehistoria de Navarra*, Pamplona.
- Baumgart, W. 1971. Übert die geier bulgariens. Der schmutzgeier. *Beitr. Vogelkde* 17: 33-70.
- Bautista, L.M., J.T. García, R.G. Calmaestra, C. Palacín, C. Martín, M.B. Morales, R. Bopnal & J. Viñuela. 2004. Effect of weekend road traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology* 18(3): 726-732.
- Bechard, M.J., R.L. Knight, D.G. Smith & R.E. Fitzner. 1990. Nest sites and habitats of sympatric hawks (*Buteo* spp.) in Washington. *Journal Field Ornithology* (61)2: 159-170.

- Bellamy, P.E., S.A. Hinsley & I. Newton. 1996. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal of Applied ecology* 33: 249-262.
- Bennet, A.F. 2003. *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Benton, T.G., D.M. Bryant, L. Cole & H.Q.P. Crick . 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39(4): 673.
- Berg, A. 1997. Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. *Bird Study* 44(3): 355-366.
- Bergier, P. & G. Cheylan. 1980. Statut, succès de reproduction et alimentation du vautour percnoptère (*Neophron percnopterus*) en France méditerranéenne. *Alauda* 48: 75-97.
- Best, L.B., K.E. Freemark, J.J. Dinsmore & M. Camp. 1995. A review and synthesis of habitat use by breeding birds in agricultural landscapes of Iowa. *American Midland Naturalist* 134: 1-29.
- Best, L.B. & D.F. Stauffer. 1986. Factors confounding evaluation of bird-habitat relationships. Pp. 209-216, in: J. Verner, M. L. Morrison & C. J. Ralph (eds.). *Wildlife 2000. Modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. The University of Wisconsin Press .
- Bibby, C.J.B., N.D.; Hill, D.A. 1992. *Bird Census Techniques*. Academic Press Inc., London.
- Blanco, G. 1994. Seasonal abundance of black kites associated with the rubbish dump of Madrid, Spain. *Journal of Raptor Research* 28(4): 242-245.
- Blanco, G. 1997. Role of refuse as food for migrant, floater and breeding black kites (*Milvus migrans*). *Journal of Raptor Research* 31(1): 71-76.
- Blanco, G. & J. Viñuela. 2003. Milano negro (*Milvus migrans*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Blanco, J.A., E. Virgós & R. Villafuerte. 2003. Perdiz Roja (*Aleroctis rufa*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Blanco, J.C. 1998. *Mamíferos de España*, Barcelona.
- Blanco, J.C. & Y. Cortés. 2002. *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM, Málaga.
- Blanco, J.C. & L. Llana. 2001. Diagnóstico de las poblaciones de lobo ibérico en Castilla y León. *Informe inédito. Junta de Castilla y León* .
- Blondel, J. 1987. History and development of birds faunas in the Mediterranean region. *Documents des Laboratoires de Géologie de Lyon* 99: 231-238.
- Blondel, J. 1990. Biogeography and history of forest bird faunas in the Mediterranean zone. Pp. 95-107, in: A. Keast (ed). *Biogeography and ecology of forest bird communities*. SPB Academic Publishing, The Hague .
- Blondel, J. & H. Farré. 1988. The convergent trajectories of bird communities along ecological successions in European forests. *Oecologia* Springer-Verlag: 83-93.
- Boatman, N. 1994. *Field margins: Integrating agriculture and conservation*. BCPC, Coventry.
- Boitani, L. 2000. *Action plan for the conservation of wolves (Canis lupus) in Europe*. Consejo de Europa, Estrasburgo.
- Boudoint, Y. 1984. Comportement prémigratoire du jeune Cicaète (*Circaetus gallicus*). *Alauda* 52(3): 221-225.
- Boudoint, Y., A. Brosset, L. Bureau, G. Guichard & N. Mayaud. 1953. Etude de la biologie du Cicaète Jean le Blanc. *Alauda* 21: 86-112.
- Brewer, S., R. Cheddadi, J.L. de Beaulieu & M. Reille. 2002. The spread of deciduous *Quercus* throughout Europe since the last glacial period. *Forest Ecology and Management* 153 (1-3): 27-48.

- Brook, B.W. & D.J.S. Bowman. 2004. The uncertain blitzkrieg of Pleistocene megafauna. *Journal of Biogeography* 31(4): 517.
- Bunn, A.G., W. Klein & K. Bildstein. 1995. Time-of-day effects on the numbers and behaviour of non-breeding raptors seen on roadside surveys in eastern Pennsylvania. *Journal Field Ornithologie* 66(4): 544-552.
- Burnham, W.A., D.F. Whitacre & J.P. Jenny. 1990. *Progress report III. Maya Project: Use of raptors as environmental indexes for design and management of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America*. The Peregrine Found, Idaho.
- Bustamante, J. 1994. Statistical model of nest-site selection for the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) in the pyrenees and evaluation of the habitat available with a geographical information system. *Actas VI Congreso Rapaces Mediterraneas*, Palma de Mallorca. Birdlife. 393-401.
- Bustamante, J. 1997. Predictive models for lesser kestrel (*Falco naumanni*) distribution, abundance and extinction in Southern Spain. *Biological Conservation* 80: 153-160.
- Bustamante, J. 2003. Cartografía predictiva de variables climáticas: comparación de distintos modelos de interpolación de la temperatura en España Peninsular. *Graellsia* 59(2): 359-376.
- Bustamante, J., J.A. Donazar, F. Hiraldo, O. Ceballos & A. Travaini. 1997. Differential habitat selection by immature and adult Grey Eagle-buzzards (*Geranoaetus melanoleucus*). *Ibis* 139: 322-330.
- Bustamante, J. & F. Hiraldo. 1992. The function of aggressive chases by breeding black and Red Kites (*Milvus migrans* and *Milvus milvus*) during the post-fledging dependence period. *Ibis* 135: 139-147.
- Bustamante, J. & J. Seoane. 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *Journal of Biogeography* 31: 1-12.
- Calzada, J. 2002. Gineta (*Genetta genetta*). Pp. 290-293, in: L. J. Palomo & J. Gisbert (eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. DGCN-SECEM-SECEMU, Madrid .
- Campión, D. 2003. Pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Carlson, J. 1987. Effectifs, répartition et densité de l'aigle botté (*Hieraaetus pennatus*) dans les Pyrénées-Atlantiques. *Alauda* 55(2): 2722-2723.
- Carlson, J. 1996. Response of Booted eagles to human disturbance. *British Birds* 89(6): 267-274.
- Carlson, A. 2000. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management* 131: 215-221.
- Carlson, A. & G. Aulen. 1992. Territorial dynamics in an isolated White-Backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) population. *Conservation Biology* (6)3: 450-454.
- Carrión, J.S., I. Errikarta, J. Michael, J. Alfonso, C. Cahín & A. López. 2003. Glacial refugia of temperate, Mediterranean and Ibero-North African flora in south-eastern Spain: new evidence from cave pollen at two Neanderthal man sites. *Global Ecology & Biogeography* 12(2): 119.
- Carter, I. 2001. *The Red kite*. RSPB-English Nature, Chelmsford.
- Castián, E. & J. Gosálbez. 1992. Distribución de micromamíferos (Insectivora y Rodentia) en Navarra. *Miscellanea Zoologica* 16: 183-195.
- Castián, E. & J.L. Mendía. 1982. Primera aproximación al estudio de la distribución de anfibios y reptiles en Navarra. *P. Cent. pir. Biol. exp.* 13: 95-98.
- Castilla, A.M. & D. Bauwens. 1992. Habitat selection by the lizard *Lacerta lepida* in a mediterranean oak forest. *Herpetological Journal* 2: 27-30.

- Ceballos, O. & J.A. Donazar . 1990. Roost-tree characteristics, food habits and seasonal abundance of roosting Egyptian vultures in northern Spain. *Journal Raptor Research* 24(1-2): 19-25.
- Ceballos, O. & J.A. Donazar. 1988. Actividad, uso del espacio y cuidado parental en una pareja de alimoches (*Neophron percnopterus*) durante el periodo de dependencia de los pollos. *Ecología* 2: 275-291.
- Ceballos, O. & J.A. Donazar. 1988. Selección del lugar de nidificación por el alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra. *Munibe* 40: 3-8.
- Ceballos, O. & J.A. Donazar. 1989. Factor influencing the breeding density and nest-site selection of the egyptian vulture (*Neophron percnopterus*). *Journal Ornitol.* 130: 353-359.
- Cerasoli, M. & V. Penteriani. 1992. Effectiveness of censusing woodland birds of prey by playback. *Avocetta* 16: 35-39.
- Chalfoun, A.D., F.R. Thompson III & M.J. Ratnaswamy. 2002. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16: 306-318.
- Chamberlain, D.E., R.J. Fuller, R.G.H. Bunce, J.C. Duckworth & M. Shurbb. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37: 771-788.
- Cherrill, A. & C. McClean. 1999. Between-observer variation in the application of a standard method of habitat mapping by environmental consultants in the UK. *Journal of Applied Ecology* 36: 989-1008.
- Chesser, R.T. & D.J. Levey. 1998. Australian migrants and the evolution of migration in New World birds: diet, habitat and migration revisited. *American Naturalist* 152: 311-319.
- Cieslak, M. 1994. The vulnerability of breeding birds to forest fragmentation. *Acta Ornithol. (Warsaw)* 29(1): 29-38.
- Clarke, R. & D. Watson. 1997. The Hen Harrier winter roost survey. *The raptor* 24: 41-45.
- Clot, A. & C. Mourer-Chauvire. 1986. Inventaire systematique des oiseaux quaternaires des Pyrenées Françaises. *Munibe* 38: 171-184.
- Cooper, C.B. & J.R. Walters. 2002. Independent effects of woodland loss and fragmentation on Brown Treecreeper distribution. *Biological Conservation* 105(1): 1-10.
- Costa, M., C. Morla & H. Sainz. 1998. *Los Bosques Ibéricos*. Planeta, Barcelona.
- Covas, R. & J. Blondel. 1998. Biogeography and history of the Mediterranean bird fauna. *Ibis* 140: 395-407.
- Cramp, S. 1985. *The Birds of Europe the Middle East and North Africa*. Oxford University Press, Oxford-New York.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons. 1980. *The birds of the Western Palearctic*. University Press, Oxford.
- Crawley, M.J. 1993. *GLIM for Ecologists*. Blackwell, Cambridge.
- Cuadras, C.M. 1981. *Métodos de Análisis Univariante*, Barcelona.
- Cushman, S.A. & K. McGarigal. 2004. Patterns in the species-environment relationship depend on both scale and choice of response variables. *Oikos* 105: 117-124.
- Danielsen, F. 1997. Stable environments and fragile communities: does history determine the resilience of avian rain-forest communities to habitat degradation? *Biodiversity and Conservation* 6(3): 423-433.
- Dare, P.J. 1989. Aspects of the breeding biology of the buzzard (*Buteo buteo*) in North Wales. *The Naturalist* 114: 23-31.
- Dare, P.J. & J.T. Barry. 1990. Population size, density and regularity in nest spacing of buzzards (*Buteo buteo*) in two uplands regions of North Wales. *Bird Study* 37: 23-29.

- Davies, W. & D. P.E. 1973. The ecology and conservation of the red kite in Wales. *British Birds* 66: 183-270.
- Deán, J.I. 1995. Censo invernal del milano real (*Milvus milvus*) en Navarra mediante el método de los transectos por carretera. Discusión del método. Resultados. *Anuario Ornitológico de Navarra* 1: 46-73.
- Deán, J.I. 1995. Censo primaveral de Milano real (*Milvus milvus*) en Navarra. *Munibe* 47: 119-128.
- Deán, J.I. 1995. Censo primaveral del Ratonero común (*Buteo buteo*) en Navarra mediante el método de los transectos por carretera. *Anuario Ornitológico de Navarra* 2: 33-50.
- Deán, J.I. 1996. Censo primaveral de Milano negro (*Milvus migrans*) en Navarra mediante transectos por carretera. *Ardeola* 43(2): 177-188.
- Debout, G. 1988. Que peuvent nous apprendre les recensements automobiles sur les rapaces arboricoles communs? Etude de la buse variable, et du faucon crecerelle. *Le Cormoran* 32(6): 110-117.
- Del Hoyo, J., A. Elliot & J. Sargatal. 1994. *Handbook of the birds of the World*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Deschênesa, M., L. Bélanger & J.-F. Girouxa. 2003. Use of farmland riparian strips by declining and crop damaging birds. *Agriculture, ecosystems & Environment* 95(2-3): 567-577.
- Díaz, J.A. & L.M. Carrascal. 1991. Regional distribution of a mediterranean lizard: influence of habitat cues and prey abundance. *Journal of Biogeography* 18: 291-297.
- Díaz, M., R. Carbinell, T. Santos & J.L. Tellería. 1998. Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects. *Journal of Applied Ecology* 35: 562-574.
- Díaz, M. & J.L. Tellería. 1994. Predicting the effects of agricultural changes in central Spanish croplands on seed-eating overwintering birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 49: 289-298.
- Diesel, D.A. 1984. Evaluation of the road survey technique in determining flight activity of red-tailed hawks. *Wilson Bulletin* 96: 315-318.
- Dijkstra, C., A. Bult, S. Bijlsma, S. Daan, T. Meijer & M. Zijlstra. 1990. Brood size manipulations in the Kestrel (*Falco tinnunculus*): effects on offspring and parent survival. *Journal of Animal Ecology* 59: 269-285.
- Doak, D., P.C. Marino & P.M. Kareiva. 1992. Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: Implications for conservation. *Theoretical Population Biology* 41: 315-336.
- Doak, D.F., P.C. Marino & P.M. Kareiva. 1992. Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. *Theor. Popul. Biol.* 41: 315-336.
- Dobkin, D.S. & A.C. Rich. 1998. Comparison of line-transect, spot-map, and point-count surveys for birds in riparian habitats of the great basin. *J. Field Ornithol.* 69(3): 430-443.
- Dobler, G. 1990. Brut biotop und territorialität bei habicht (*Accipiter gentilis*) und rotmilan (*Milvus milvus*). *Journal Orn* 131: 85-93.
- Dobson, A.J. 1983. *Introduction to Statistical Modelling*. Chapman and Hall, London.
- Donázar, J.A. 1988. Selección de hábitat de nidificación por el Búho real (*Bubo bubo*) en Navarra. *Ardeola* 35(2): 233-245.
- Donázar, J.A. 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. *Ardeola* 39(2): 29-40.
- Donázar, J.A. 1993. *Los Buitres Ibéricos. Biología y conservación.*, Madrid.

- Donázar, J.A. 2003. Alimoche común (*Neophron percnopterus*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Donázar, J.A. & O. Ceballos. 1988. Alimentación y tasas reproductoras del Alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra. *Ardeola* 35(1): 3-15.
- Donázar, J.A. & O. Ceballos. 1988. *Parámetros reproductores y uso del espacio en el alimoche (Neophron percnopterus)*. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Donázar, J.A. & O. Ceballos. 1990. Post-fledging dependence period and development of flight and foraging behaviour in the Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*). *Ardea* 78(3): 387-394.
- Donázar, J.A., O. Ceballos & C. Fernandez. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: A multivariate study. *Raptors in the Modern World. WWGBP* .
- Donázar, J.A., O. Ceballos & J.L. Tella. 1996. Communal roosts of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*): Dynamics and implications for the species conservation. *Biology and conservation of mediterranean raptors*, 22-25 Septiembre 1994, Palma de Mallorca. SEO-Birdlife. 190-201.
- Donázar, J.A., O. Ceballos, A. Travaini & F. Hiraldo. 1993. Road-side raptor surveys in the Argentinean Patagonia. *Journal of Raptor Research* 27: 106-110.
- Donázar, J.A. & C. Fernández. 1982. Censo de cinco rapaces rupícolas en Navarra: Quebrantahuesos (*Gypaëtus barbatus*), Aguila real (*Aquila chrysaetos*), Aguila perdicera (*Hieraaëtus fasciatus*), Halcón común (*Falco peregrinus*) y Alimoche (*Neophron percnopterus*). *Príncipe de Viana. Sup. Ciencias II* (2): 435-441.
- Donázar, J.A. & C. Fernández. 1990. Populations trends of the griffon vulture (*Gyps fulvus*) in northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biological Conservation* 53: 83-91.
- Donázar, J.A., F. Hiraldo & J. Bustamante. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaëtus barbatus*). *Journal of Applied Ecology* 30: 504-514.
- Donázar, J.A., J.J. Negro & F. Hiraldo. 1993. Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the lesser kestrel (*Falco naumanni*). *Journal of Applied Ecology* 30: 515-522.
- Donázar, J.A., J.A. Sánchez-Zapata, J.R. Benítez, M. Carrete, M. de la Riva & F. Hernández. 2003. Modelo demográfico del alimoche en Andalucía: aplicación a conservación. *Documento inédito. Junta de Andalucía* .
- Donovan, T.M., R.H. Lamberson, A. Kimber, F.R. Thompson & J. Faaborg. 1995. Modelling the effects of habitat fragmentation on source and sink demography of Neotropical migrant birds. *Conservation Biology* 9, 6: 1396-1407.
- Dunstan, C.E. & B.J. Fox. 1996. The effects of fragmentation and disturbance of rainforest on ground-dwelling small mammals on the Robertson Plateau, New South Wales, Australia. *Journal of Biogeography* 23: 187-201.
- Dupouey, J.L. 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83(11): 2978-2984.
- Eastman, J.R. 1992. IDRISI user's guide, version 4.1. *Clark University, Graduate School of Geography, Worcester, MA* .
- Eastman, J.R. 1997. IDRISI for Windows. User's guide. *Clark Labs, Clark University, Worcester* .
- Ellis, D.H., R.L. Glinski & D.J. Smith. 1990. Raptor road surveys in South America. *Journal of Raptor Research* 24: 98-106.
- Elorza, M. 1990. Restos de aves en los yacimientos prehistóricos vascos. Estudios realizados. *Munibe* 42: 263-267.

- Elósegui, J. 1985. *Navarra, Atlas de aves nidificantes*. CAN, Pamplona.
- Elósegui, J. & F. Perez-Ollo. 1982. *Navarra, Naturaleza y Paisaje*. CAN, Pamplona.
- Endels, P., H. Jacquemyn, R. Brys, M. Hermy & G. De Blust. 2002. Temporal changes (1986-1999) in populations of primrose (*Primula vulgaris* Huds.) in an agricultural landscape and implications for conservation. *Biological Conservation* 105(1): 11-25.
- Erichsen, A., S.K. Smallwood, A.M. Commandatore, B.W. Wilson & M.D. Fry. 1996. White-tailed kite movement and nesting patterns in an agricultural landscape. Pp. 396, in: D. Bird, D. Varland & J. Negro (eds.). *Raptor in human landscapes*. Academic Press, San Diego .
- Espina, J. 1984. Variaciones en la alimentación de una población de milanos negros (*Milvus migrans*), Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- Estrada, A. & R. Coates-Estrada. 1996. Tropical rain forest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* 17(5): 759-783.
- Evans, I.M. 1994. The experimental reintroduction of the Red kite to England and Scotland. *The Raptor* 21: 22-25.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61(3): 603-610.
- Fargallo, J.A. 1999. *Efecto del cernicalo vulgar sobre la abundancia del topillo campesino: un caso de manejo de poblaciones naturales*. Caja Segovia, Segovia.
- Fernández. 1991. *Censo de rapaces rupícolas en Navarra (aguila real, aguila perdicera, alimoche y halcón peregrino)*. Gobierno de Navarra.
- Fernández, C. 1992. Corología y caracterización del hábitat del pito negro (*Dryocopus martius*), Pico mediano (*Dendrocopos medius*) y Pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) en Navarra. *Informe inédito. Gobierno de Navarra* .
- Fernández, C. 1994. *Tamaño poblacional y densidad relativa de las rapaces forestales en Navarra*, Pamplona.
- Fernández, C. 2000. *Censo de rapaces rupícolas en Navarra (aguila real, aguila perdicera, alimoche y halcón peregrino)*. Gobierno de Navarra.
- Fernández, C., P. Azkona & J.A. Donazar. 1998. Density-dependent effects on productivity in the Griffon vulture (*Gyps fulvus*): the role of interference and habitat heterogeneity. *Ibis* 140: 64-69.
- Fernández, C., O. Ceballos & P. Azkona. 2000. Censo de alimoches (*Neophron percnopterus*) nidificantes en Navarra. *Informe inédito. Gobierno de Navarra* .
- Fernández, C. & J. Elósegui. 1999. Censo nacional de buitreras (1999). *Informe inédito. Gobierno de Navarra* .
- Fernández, R., A. Martín, F. Ortega & E. Ales. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology* 7 (1): 3-18.
- Fernández, R., R. Sancho & A. Torres. 1977. *Introducción al análisis univariante*, Sevilla.
- Ferrer, M. & M. Harte. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology* 34: 1359-1364.
- Ferrer, M. & J.J. Negro. 2004. The Near Extinction of Two Large European Predators: Super Specialists Pay a Price. *Conservation Biology* 18(2): 344.
- Fielding, A.H. & P.F. Haworth. 1995. Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology* 9: 1466-1481.
- Fischer, D.L., K.L. Ellis & R.J. Meese. 1984. Winter habitat selection of diurnal raptors in Central Utah. *Journal of Raptor Research* 18(3): 98-102.

- Fitzgibbon, C.D. 1997. Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology* 34: 530-539.
- Floristán, A. 1997. *Geografía de Navarra*. Diario de Navarra, Pamplona.
- Forero, M. 1998. ¿Dispersión o filopatria? Análisis de sus causas y consecuencias en la población de milanos negros de Doñana, CSIC. Sevilla, pp. 168.
- Forero, M., J. Donazar & F. Hiraldo. 2002. Causes and fitness consequences of natal dispersal in a population of black kites. *Ecology* 83: 858-872.
- Forsman, D. & T. Solonen. 1984. Censusing breedings raptors in southern Finland: methods and results. *Annuary Zoology Fennici* 21: 317-320.
- Fuller, M.R. & J.A. Mosher. 1987. Raptor Survey Techniques. Pp. 37-65, in: B. A. Pendleton, B. A. Millshap, K. W. Cline & D. M. Bird (eds.). *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation .
- Garitacelaya, J. 2003. 1961, el año de las alimañas. *Navarra forestal* 6.
- Gobierno de Navarra. 1997. Plan Estratégico de Caza para Navarra (1997-2007). *Gobierno de Navarra. Documento inédito* .
- Gobierno de Navarra. 1999. Plan Forestal de Navarra. *Gobierno de Navarra. Documento inédito* .
- Gobierno de Navarra. 2003. Informe de la ejecución del programa de desarrollo rural de Navarra 2000-2006. *Informe inédito* .
- González, L.M., J. Bustamante & F. Hiraldo. 1990. Factors influencing the present distribution of the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation* 51: 311-319.
- González, L.M., J. Bustamante & F. Hiraldo. 1992. Nesting habitat selection by the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation* 59: 45-50.
- González, R. 1996. Arqueología del paisaje e historia agraria: alguna cuestiones de método. *Revista d'història medieval* 7: 223-242.
- Goodchild, M.F., B.O. Parks & L.T. Steyaert. 1996. *Environmental modelling with GIS*. Oxford University Press, New York.
- Gorman, M.L. & P. Reynolds. 1993. The impact of land-use change on voles and raptors. *Mammal Revue* 23(3/4): 121-126.
- Grande, J.L.G. & F. Hiraldo. 1987. *Las rapaces ibéricas*. Centro de Fotografía de la Naturaleza, Madrid.
- Groombridge, B. 1992. *Global diversity: state of the earth's living resources*. Chapman and hall, New York.
- Guisan, A., T.C. Edwards & T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100.
- Guisan, A. & J.-P. Theurillat. 2000. Equilibrium modelling of alpine plant distribution: how far can we go. *Phytocoenologia* 30: 353-384.
- Guisan, A. & N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Harrell, F.E. 2001. *Regression modeling strategies*. Springer, New York.
- Harris, L.D. 1984. *The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Heredia, B., J.C. Alonso & F. Hiraldo. 1991. Space and habitat use by Red Kites (*Milvus milvus*) during winter in the Guadalquivir marshes: a comparison between resident and wintering populations. *Ibis* 133: 374-381.

- Hinsley, S.A., P.E. Bellamy, I. Newton & T.H. Sparks. 1995. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology* 26: 94-104.
- Hiraldo, F., J.C. Blanco & J. Bustamante. 1991. Unspecialized exploitation of small carcasses by birds. *Bird Study* 38: 200-207.
- Hiraldo, F., B. Heredia & J.C. Alonso. 1993. Communal roosting of wintering red kites *Milvus milvus* (Aves, Accipitridae): Social feeding strategies for the exploitation of food resources. *Ethology* 93: 117-124.
- Hirzel, A., V. Helfer & F. Métral. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecologica Modelling* 145: 111-121.
- Holdsworth, M. 1974. Breeding biology of buzzards at Sedbergh during 1937-67. *British Birds* 64: 412-420.
- Holland, J. & L. Fahrig. 2000. Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 115-122.
- Hubert, C. 1993. Nest-Site Habitat Selected by Common Buzzard (*Buteo buteo*) in Southwestern France. *Journal Raptor Research* 27(2): 102-105.
- Huhta, E., T.A. Arijäntti, P. Suorsa, M. Kuitunen, A. Nikula & H. Hakkarainen. 2004. Forest fragmentation increases nest predation in the Eurasian Treecreeper. *Conservation Biology* 18(1): 148.
- Ibarra, W. & C. Sánchez. 1993. Distribución del milano real (*Milvus milvus*) en la meseta norte (España). *Boletín Sociedad Zoológica de Uruguay* 8: 204-210.
- Iribarren, J.I. 1975. The present status of birds of prey in Navarra (Spain). *World Conference on Birds of Prey* : 381-387.
- Iribarren, J.J., Arbeloa, A. 1992. *Estudios y recuentos de la nidificación de aves rapaces en el coto de la Valdorba*. Informe inédito. Gobierno de Navarra, Pamplona.
- Iribarren, J.J. & A. Arbeloa. 1973. Observaciones en un nido de águila culebrera (*Circaetus gallicus*), Navarra 1972. *Ardeola* (19): 101-106.
- Iribarren, J.J. & A. Arbeloa. 1988. *Sobre la biología del águila calzada (*Hieraëtus pennatus*) en Navarra*, Pamplona.
- James, F.C. & C.E. McCulloch. 1990. Multivariate analysis in ecology and systematics: Panacea or Pandora's box? *Annual Review of Ecology and Systematics* 21: 129-166.
- Jedrzejewski, W., B. Jedrzejewska & Keller. 1988. Nest site selection by the buzzard (*Buteo buteo*) in the extensive forest of eastern Poland. *Biological Conservation* 43: 145-158.
- Jiménez, J.E. & F.M. Jaksic. 1989. Behavioral ecology of grey eagle-buzzards (*Geranoaetus melanoleucus*), in central Chile. *The Condor* 91: 913-921.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61: 65-71.
- Joly, P., C. Miaud, A. Lehmann & O. Grolet. 2001. Habitat matrix effects on pond occupancy in Newts. *Conservation Biology* 15(1): 239-248.
- Joubert, B. 1998. Données préliminaires sur les Circaètes Jean-le-Blanc (*Circaetus gallicus*) de Haute-Loire. *Alauda* 66(3): 207-220.
- Juana, D. 1989. Situación actual de las rapaces diurnas (Orden Falconiformes) en España. *Ecología* 3: 237-292.
- Keitt, K.H., O.N. Bjornstad, P.M. Dixon & S. Citron-Pousty. 2002. Accounting for spatial pattern when modeling organism-environment interactions. *Ecography* 25: 616-625.

- Kenward, R. & P. Widen. 1989. Do goshawks (*Accipiter gentilis*) need forest? Some conservation lessons from radio tracking. *Raptors in the Modern World. WWGBP.* : 561-567.
- Kenward, R.E. 1996. Goshawk adaptation to deforestation: Does Europe differ from North America? Pp. 396, in: D. Bird, D. Varland & J. Negro (eds.). *Raptors in human landscapes*. Academic Press, San Diego.
- Kirk, D.A., A.W. Diamond, A.R. Smith, G.E. Holland & P. Chytk. 1997. Population changes in boreal forest birds in Saskatchewan and Manitoba. *Wilson Bulletin* 109(1): 1-27.
- Koga, K., S. Shiraihi & T.A. Uchida. 1989. Breeding ecology of the black-eared kite (*Milvus migrans lineatus*) in the Nagasaki Peninsula, Kyushu. *Jap. J. Ornithol.* 38: 57-56.
- Kostrzewa, V.A. 1987. Quantitative untersuchungen zur habitattrennung von Mäusebussard (*B. buteo*), Habicht (*A. gentilis*) und Wespenbussard (*P. apivorus*). *Journal Ornithology* 128: 209-229.
- Krüger, O. 2002. Interactions between common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*: trade-offs revealed by a field experiment. *Oikos* 96(3): 441.
- Lack, D. 1971. *Ecological isolation in birds*. Blackwell, Oxford.
- Larsson, T.-B. 2001. Biodiversity Evaluation Tools for European Forests. *Ecological Bulletins* 50.
- Lens, L. & A.A. Dhont. 1994. Effects of habitat fragmentation on the timing of Crested tit (*Parus cristatus*) natal dispersal. *Ibis* 136: 147-152.
- Levy, N. 1990. Biology, population dynamics and ecology of the Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) in Israel, Tel-Aviv University. Tel-Aviv.
- Liberatori, F. & V. Penteriani. 2001. A long-term analysis of the declining population of the Egyptian vulture in the Italian peninsula: distribution, habitat preference, productivity and conservation implications. *Biological Conservation* 101(3): 381-389.
- Loidi, J., Bascones, J.C. 1995. *Memoria del mapa de series de vegetación de Navarra*, Pamplona.
- Loman, J. & T.V. Schantz. 1991. Birds in a farmland - more species in a small than in large habitat island. *Conservation Biology* (5)2: 176-188.
- Lord, J.M. & D.A. Norton. 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. *Conservation Biology* (4)2: 197-201.
- Lovegrove, R. 1996. *The Kite's tale. The story of the Red Kite in Wales*. Collins, London.
- Lozano, J., E. Virgós, A.F. Malo, D.L. Huertas & J.G. Casanovas. 2003. Importance of scrub-pasturelands mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and Conservation* 12: 921-935.
- Luiselli, L. & D. Capizzi. 1997. Influences of area, isolation and habitat features on distribution of snakes in Mediterranean fragmented woodlands. *Biodiversity and Conservation* 6: 1339-1351.
- Mañosa, S. 1991. Biología trófica, uso de l'habitat de la reproducció de l'Astor (*Accipiter gentilis*) (Linnaeus, 1758) a la Segara, Univ. Barcelona. Barcelona.
- Mañosa, S. 1993. Selección de hábitat de nidificación en el azor (*Accipiter gentilis*). Recomendaciones para su gestión. *Alytes* 6: 125-136.
- Mañosa, S. 2003. Culebrera europea (*Circaetus gallicus*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid.
- Marañón, t., R. Ajbilou, F. Ojeda & J. Arroyo. 1999. Biodiversity of woody species in oak woodlands of southern Spain and northern Morocco. *Forest Ecology and Management* 115: 147-156.
- Martí, R. & J.C. Del Moral. 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid.
- Martín, J. & P. López. 1996. Avian predation on a large lizard (*Lacerta lepida*) found at low population densities in Mediterranean Habitats: An analysis of bird diets. *Copeia* 3: 722-726.

- Masman, D. & M. Klaasen. 1987. Energy expenditure during free flight in trained and free-living Eurasian Kestrels (*Falco tinnunculus*). *Auk* 104: 603-616.
- Mathisen, J.E. & A. Mathisen. 1968. Species and abundance of diurnal raptors in the panhandle of Nebraska. *Wilson Bulletin* 80(4): 479-488.
- Matthysen, E. & D. Currie. 1996. Habitat fragmentation reduces disperser success in juvenile nuthatches (*Sitta europaea*): evidence from patterns of territory establishment. *Ecography* 19: 67-72.
- Maurer, B.A. & S.G. Heywood. 1993. Geographic range fragmentation and abundance in Neotropical migratory birds. *Conservation Biology* 7(3): 501-509.
- McCullagh, P. & J.A. Nelder. 1983. *Generalised Linear Models*. Chapman and Hall, London, U.K.
- McCullough, D.R. 1996. *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington.
- McIntyre, S. & G.W. Barrett. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6(1): 146-151.
- Meffe, G.K. & C.R. Carroll. 1994. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- Meunier, F.D., C. Verheyden & P. Jouventin. 2000. Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 92 (3): 291-298.
- Meyburg, B.-U. 1973. Observations sur l'abondance relative des rapaces (Falconiformes) dans le nord et l'ouest de l'Espagne. *Ardeola* 19: 129-140.
- Meyburg, B.-U., C. Meyburg & J.-C. Barbraud. 1998. Migration strategies of an adult short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) tracked by satellite. *Alauda* 66(1): 39-48.
- Meyburg, B.-U., C. Meyburg & C. Pacteau. 1996. Migration automnale d'un circaete Jean-le-blanc (*Circaetus gallicus*) suivi par satellite. *Alauda* 64(3): 39-344.
- Meyer, W.B. & B.L. Turner II. 1992. Human population growth and global land-use change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23: 39-61.
- Mikkola, H. 1983. *Rapaces nocturnas de Europa*. Perfils, Lleida.
- Mikusinski, G. 1995. Population trends in black woodpecker in relation to changes and characteristics of European forests. *Ecography* 18: 363-369.
- Mikusinski, G. & P. Angelstam. 1997. Economic geography, forest distribution and Woodpecker diversity in Central Europe. *Conservation Biology* 12(1): 200-208.
- Millshap, B.A. & M.N. Lefranc. 1988. Road transect counts for raptors: How reliable are they? *Journal Raptor Research* 22(1): 8-16.
- Minganti, A. & M. Panella. 1989. Sovrapposizione ecologica tra *milvus milvus* e *milvus migrans* in Italia centrale: alimentazione e siti di nidificazione. *Proceedings V Conventioni Italian Ornitologia*, Bracciano.
- Moller, A.P. 1989. Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos* 56: 240-246.
- Mönkkönen, M. & D.A. Welsh. 1994. A biogeographical hypothesis on the effects of human caused landscape changes on the forest bird communities of Europe and North America. *Annales Zoologici Fennici* 31: 61-70.
- Moore, N.P., N. Askew & J.D. Bishop. 2003. Small mammals in new farm woodlands. *Mammal Review* 33(1): 101.
- Moore, N.W. 1957. The past and present status of the Buzzard in the British Isles. *British Birds* 50: 173-197.

- Moreira, J.M. &A. Fernández-Palacios. 1995. *Usos y coberturas vegetales del suelo en Andalucía. Seguimiento a través de imágenes de satélite*. Consejería e Medio Ambiente, Junta de Andalucía., Sevilla.
- Moreno, S. &M.B. Kufner. 1988. Seasonal patterns in the wood mouse population in Mediterranean scrubland. *Acta Theriologica* 33: 79-85.
- Moreno, S. &R. Villafuerte. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) and their predators in Doñana national Park, Spain. *Biological Conservation* 73: 81-85.
- Morillo, C. 1984. *Guía de las rapaces ibéricas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Mosher, J.A., M.R. Fuller &M. Kopeny. 1990. Surveying woodland raptors by broadcast of conspecific vocalizations. *Journal Field Ornithology* 61(4): 453-461.
- Mosher, J.A. &C.M. White. 1976. Directional exposure of golden eagle nests. *Can. Field-Natur.* 90(3): 356-359.
- Muller, K.L., J.A. Stamps, V.V. Krishnan &N.H. Willits. 1997. The effects of conspecifics attraction and habitat quality on habitat selection in territorial birds (*Troglodytes aedon*). *American Naturalist* 150: 650-661.
- Nelder, J.A. &R.W.M. Wedderburn. 1972. Generalised linear models. *Journal of the Royal Statistical Society* 135: 370-384.
- Nevados, J.C., L. García &O. J.A. 1988. Sobre la alimentación del águila calzada (*Hieraaetus pennatus*) en las sierras del norte de Almería en la época de reproducción. *Ardeola* 35(1): 147-150.
- Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T & A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Newton, I. 1986. *The sparrowhawk*. T & A.D. Poyser, Staffordshire.
- Newton, I. 1991. Population limitation in birds of prey: a comparative approach. in: C. M. Perrins, J.-D. Lebreton & G. J. M. Hirons (eds.). *Bird population studies*. Oxford University Press, Oxford .
- Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press, San Diego.
- Newton, I., P.E. Davis &J.E. Davis. 1982. Ravens and Buzzards in relation to sheep-farming and forestry in Wales. *Journal Appl. Ecol* 19: 681-706.
- Newton, I., P.E. Davis &D. Moss. 1981. Distribution and breeding of red kites in relation to land-use in Wales. *Journal Applied Ecology* 18: 173-186.
- Newton, I., P.E. Davis &D. Moss. 1994. Philopatry and population growth of red kites (*Milvus milvus*) in Wales. *Proceedings Real Society of London* 257: 317-323.
- Newton, I., P.E. Davis &D. Moss. 1996. Distribution and breeding of red kites (*Milvus milvus*) in relation to afforestation and other land-use in Wales. *J. Appl. Ecol.* 33(2): 210-224.
- Newton, I., I. Wyllie &R. Mearns. 1986. Spacing of sparrowhawks in relation to food supply. *Journal of Animal Ecology* 55: 361-370.
- Nice, M.M. 1934. A hawk census from Arizona to Massachusetts. *Wilson Bulletin* 46: 93-95.
- Nicholls, A.O. 1989. How to make biological surveys go further with generalised linear models. *Biological Conservation* 50: 51-75.
- Nicholls, A.O. 1991. An introduction to statistical modelling using GLIM. Pp. 191-201, in: K. Jeans (ed). *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO, Australia .
- Nour, N., E. Matthysen &A.A. Dhondt. 1993. Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16(2): 111-116.

- Oehler, J.D. & J.A. Litvaitis. 1996. The role of spatial scale in understanding responses of medium-sized carnivores to forest fragmentation. *Can J. Zool.* 74(11): 2070-2079.
- O'Neil, L.J. & A.B. Carey. 1986. When habitats fail as predictors. Pp. 207-208, in: J. Verner, M. L. Morrison & C. J. Ralph (eds.). *Wildlife 2000. Modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates.* .
- ONF. 1995. *Gestion Forestière et Grand Tétrás.*
- Ontiveros, D. & J.M. Pleguezuelos. 2003. Influence of climate on Bonelli's eagle's (*Hieraetus fasciatus* V. 1822) breeding success through the Western Mediterranean. *Journal of Biogeography* 30(5): 755.
- Orella, J.C., J.C. Simón, J. Vaquero, A. Cuadrado, B. Matilla, M.A. Garzo & E. Sánchez. 1998. La lista nacional de lugares de la directiva habitats 92/43 CEE. Metodología y proceso de elaboración. *Ecología* 12: 3-65.
- Ostermann, O.P. 1998. The need for management of nature conservation sites designated under Natura 2000. *Journal of Applied Ecology* 35: 968-973.
- Pain, D.J. & M.W. Pienkowski. 1997. *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*, London.
- Palomares, F. 2001. Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology* 38(1): 9-18.
- Palomares, F., P. Ferreras, A. Travaini & M. Delibes. 1998. Co-existence between Iberian lynx and Egyptian mongooses: estimating interaction strength by structural equation modelling and testing by an observational study. *Journal of Animal Ecology (en prensa)* 67.
- Palomares, F., P. Gaona, P. Ferreras & M. Delibes. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predator populations: An example with Lynx, Mongooses, and Rabbits. *Conservation Biology* 9(2)(April): 295-305.
- Panek, M. 1997. The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge (*perdix perdix*) chicks in Poland. *Journal of Applied Ecology* 34: 787-792.
- Parlamento Europeo. 2003. Proyecto de opinión de la Comisión de Medio Ambiente sobre el presupuesto de 2004 (2003/2027). *Documento público UE* .
- Peach, W.J., M. Denny, P.A. Cotton, I.F. Hill, D. Gruar, D. Barritt, A. Impey & J. Mallord. 2004. Habitat selection by song thrushes in stable and declining farmland populations. *Journal of Applied Ecology* 41(2): 275.
- Pearce, J. & S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225-245.
- Pejenaute, J.M. 1992. *El Clima de Navarra*, Pamplona.
- Penteriani, V. 1997. Long-term study of a goshawk breeding population on a mediterrain mountain (Abruzzi Apennines, Central Italy): Density, breeding performance and diet. *Journal Raptor Research* 31(4): 308-312.
- Peñalba, M.C. 1994. The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis. *Journal of Ecology* 82: 815-832.
- Petty, S.J. 1996. Adaptions of raptor to man-made spruce forests in the Uplands of Britain. Pp. 396, in: D. Bird, D. Varland & J. Negro (eds.). *Raptor in human landscapes*. Academic Press, San Diego .
- Petty, S.J., D.I.K. Anderson, M. Davison, B. Little, T.N. Sherratt, C.J. Thomas & X. Lambin. 2003. The decline of common kestrels (*Falco tinnunculus*) in a forested area of northern England: the role of predation by Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*). *Ibis* 145(3): 472-483.
- Picozzi, N. & D.N. Weir. 1974. Breeding ecology of the Buzzard in Speyside. *British Birds* 67: 199-210.

- Pimentel, D., U. Stachow, D.A. Takacs, H.W. Brubaker, A.R. Dumas, J.J. Meaney, J.A.S. O'Neil, D.E. Onsi & D.B. Corzilius. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience* 42(5): 354-362.
- Poirazidis, K., T. Skartsi, K. Pistolas & P. Babakas. 1996. Nesting habitat of raptors in Dadia Reserve, NE Greece. Pp. 327-333, in: J. Muntaner & J. Mayol (eds.). *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. SEO/Birdlife, Madrid .
- Pons, A. 1984. Les changements de la végétation de la région méditerranéenne durant le Pliocène et le Quaternaire en relation avec l'histoire du climat et l'action de l'homme. *Webbia* 38: 427-439.
- Preiss, E., J.-L. Martin & M. Debussche. 1997. Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology* 12 (1): 51-61.
- Preston, C.R. 1990. Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. *The Condor* 92: 107-112.
- Redpath, S.M. 1995. Habitat fragmentation and the individual: tawny owls (*Strix aluco*) in woodland patches. *Journal of Animal Ecology* 64: 652-661.
- Resende, A. 1992. Eco-Biología de aves rapaces de bosque de la Navarra media. In *Zoología y Ecología*, Universidad de Navarra. Pamplona.
- Reynolds, R.T., E.C. Meslow & H.M. Wight. 1982. Nesting habitat of coexisting *Accipiter* in Oregon. *Journal Wildlife Management* 46(1): 124-138.
- Rivas-Martínez, S., Bascónes, J.C., Díaz, T.E., Fernández-González, F. & Loidi, J. 1991. Vegetación del Pirineo occidental y Navarra. *Itinera Geobotánica* 5: 5-457.
- Robinson, R.A. & W.J. Sutherland. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39(1): 157.
- Rodríguez, A. & M. Delibes. 1990. *El lince ibérico (Lynx pardina) en España. Distribución y problemas de conservación*. ICONA, Madrid.
- Rodríguez, C. 2004. Factores ambientales relacionados con el éxito reproductivo del cernícalo primilla. Cambio climático e intensificación agraria, Vol. 72, Universidad de Salamanca. Salamanca, pp. 793-810.
- Rodríguez, C. & J. Bustamante. 2003. The effect of weather on lesser kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines? *Journal of Animal Ecology* 72: 793-810.
- Rodríguez-Estrella, R. 1997. Factores que condicionan la distribución y abundancia de las aves terrestres en el desierto xerófilo de Baja California Sur, México: el efecto de los cambios en el hábitat por actividad humana, Universidad Autónoma de Madrid. Madrid.
- Rodríguez-Estrella, R., J.A. Donazar & F. Hiraldo. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the Scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology* 12(4): 921-925.
- Rolstad, J. & P. Wegge. 1987. Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation. *Oecologia* 72: 389-394.
- Román, A. & J. Blas. 2003. Aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Sánchez-Zapata, J.A. 1999. Las aves rapaces y su relación con la estructura del paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos. In *Ecología e Hidrología*, Universidad de Murcia. Murcia, pp. 170.
- Sánchez-Zapata, J.A. & J.F. Calvo. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36: 254-262.

- Sánchez-Zapata, J.A., M. Carrete, A. Grivilov, S. Sklyarenko, O. Ceballos, J.A. Donázar & F. Hiraldo. 2003. Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation* 111: 71-77.
- Sánchez-Zapata, J.A., M.A. Sánchez, J.F. Calvo & M.A. Esteve. 1995. *Ecología de las aves de presa de la Región de Murcia*. Universidad de Murcia, Murcia.
- Santos, T. & J.L. Tellería. 1992. Edge effects on nest predation in Mediterranean fragmented forest. *Biological Conservation* 60: 1-5.
- Santos, T. & J.L. Tellería. 1994. Influence of forest fragmentation on seed consumption and dispersal of Spanish Juniper (*Juniperus Thurifera*). *Biological Conservation* 70(2): 129-134.
- Santos, T., J.L. Tellería & R. Carbonell. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation. *Biological Conservation* 105(1): 113-125.
- Scarascia-Mugnozza, G., H. Oswald, P. Piussi & K. Radoglou. 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132: 97-109.
- Schmiegelow, F.K.A., C.S. Machtans & S.J. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* 78(6): 1914-1932.
- Schmiegelow, F.K.A. & M. Mönkkönen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological applications* 12(2): 375-389.
- Scott, J.M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T.C. Edwards, J. Ulliman & R.G. Wright. 1993. GAP analysis: a geographic approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* 123: 1-41.
- Selás, V. 1997. Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. *J. Raptor Research* 31(1): 16-25.
- SEO/Birdlife. 1997. *Atlas de las Aves de España*.
- Seoane, J. 2002. Cartografía predictiva de la distribución de aves terrestres: un estudio piloto en Andalucía occidental, Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, pp. 205.
- Seoane, J. & J. Bustamante. 2001. Modelos predictivos de la distribución de especies: una revisión de sus limitaciones. *Ecología* 15: 9-21.
- Seoane, J., J. Bustamante & Díaz-Delgado. 2004. Competing roles for landscape, vegetation, topography and climate in predictive models of bird distribution. *Ecological modelling* 171: 209-222.
- Seoane, J., J. Bustamante & R. Díaz-Delgado. 2004. Are existing vegetation maps adequate to predict bird distributions? *Ecological modelling* 175: 137-149.
- Seoane, J., J. Viñuela, R. Díaz-Delgado & J. Bustamante. 2003. The effects on land use and climate on red kite distribution in the Iberian peninsula. *Biological Conservation* 111(3): 401-414.
- Sergio, F., J. Blas, M. Forero, N. Fernández, J.A. donázar & F. Hiraldo. in prep. Difficulties in the preservation of wide-ranging top predators by site-protection: black and red kites in Doñana National park. .
- Sergio, F., P. Pedrini & L. Marchesi. 2003. Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. *Biological Conservation* 112(3): 351-362.
- Sergio, F., P. Pedrini & L. Marchesi. 2003. Reconciling the dichotomy between single species and ecosystem conservation: black kites (*Milvus migrans*) and eutrophication in pre-Alpine lakes. *Biological Conservation* 110(1): 101-111.
- Sergio, F., P. Pedrini & L. Marchesi. 2003. Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. *Journal of Animal Ecology* 72(2): 232.

- Serrano, D., J.L. Tella, M.G. Forero & J.A. Donazar. 2001. Factors affecting breeding dispersal in the facultatively colonial lesser kestrel: individual experience vs. conspecific cues. *Journal of Animal Ecology* 70.
- Shafer, C.L. 1990. *Nature reserves. Island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press, Washington DC.
- Sieg, C.H. & D.M. Becker. 1990. Nest site habitat selected by merlins in southeastern Montana. *The Condor* 92: 688-694.
- Siegel, S. & N.J. Castellan. 1988. *Nonparametric Statistics for the behavioral sciences*, Singapur.
- Simberloff, D. 1987. The Spotted Owl fracas: mixing academic, applied and political ecology. *Ecology* 68: 773-772.
- Simberloff, D. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management* 115: 1999.
- Siriwardena, G.M., S.R. Baillie, S.T. Buckland, R.M. Fewster, J.H. Marchant & J.D. Wilson. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology* 35: 24-43.
- Small, M.F. & M.L. Hunter. 1988. Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76: 62-64.
- Smallwood, K.S. 1995. Scaling Swainson's Hawk Population Density for Assessing Habitat Use Across an Agricultural Landscape. *Journal Raptor Research* 29(3): 172-178.
- Smallwood, S.K., B.J. Nakamoto & S. Geng. 1996. Association analysis of Raptors on a farming landscape. Pp. 396, in: D. Bird, D. Varland & J. Negro (eds.). *Raptor in human landscapes*. Academic Press, San Diego .
- Smith, W.P., D.J. Twedt, P.B. Hamel, R.P. Ford, D.A. Wiedenfeld & R.J. Cooper. 1998. Increasing point-count duration increases standar error. *J. Field Ornithol.* 69(3): 450-456.
- Solé, R.V., D. Alonso & J. Saldaña. 2004. Habitat fragmentation and biodiversity collapse in neutral communities. *Ecological complexity* 1: 65-75.
- Soulé, E.M., Kohm, K.A. 1989. *Research priorities for conservation biology*, Washington, D.C.
- Stahl, P., J.M. Vandel, V. Herrenschmidt & P. Migot. 2001. Predation on livestock by an expanding reintroduced lynx population: long-term trend and spatial variability. *Journal of Applied Ecology* 38: 674-687.
- Stamps, J.A. 1991. The effect of conspecifics on habitat selection in territorial species. *Behavioral ecology and sociobiology* 28: 29-36.
- Stephens, S.E., D.N. Koons, J.J. Rotella & D.W. Willey. 2003. Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation* 115: 101-110.
- Steyn, P. 1983. *Birds of prey of Southern Africa*, Beckenham.
- Suárez, S., J. Balbontín & M. Ferrer. 2000. Nesting habitat selection by booted eagles (*Hieraetus pennatus*) and implications for management. *Journal of Applied Ecology* 37(2): 215-223.
- Suárez-Seoane, S. 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation* 105 (3): 333-344.
- Sunyer, C. & J. Viñuela. 1994. Variacion temporal en los habitos alimentarios del Milano Real durante la invernada en la Meseta Norte . *Ardeola* 41(2): : 161-167.
- Sylvén, M. 1978. Interspecific relations between sympatrically wintering common buzzards (*Buteo buteo*) and Rough-legged buzzards (*Buteo lagopus*). *Ornis Scandinavia* 9: 197-206.

- Tattersall, F.H., D.W. Macdonald, B.J. Hart, P. Johnson, W. Manley & R. Feber. 2002. Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of Applied Ecology* 39 (4): 643.
- Taylor, K., R. Hudson & G. Horne. 1988. Buzzard breeding distribution and abundance in Britain and Northern Ireland in 1983. *Bird Study* 35: 109-118.
- Tella, J.L. 1993. Inventariado de los muladares y valoración de su importancia para el alimoche (*Neophron percnopterus*) en el valle medio del Ebro. *Informe inédito. Diputación General de Aragón*.
- Tella, J.L., M.G. Forero, F. Hiraldo & J.A. Donazar. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology* 12(3): 593-604.
- Tellería, J.L., R. Baquero & T. Santos. 2003. Effects of forest fragmentation on European birds: implications of regional differences in species richness. *Journal of Biogeography* 30(4): 621.
- Tellería, J.L., T. Santos, A. Sánchez & A. Galarza. 1992. Habitat structure predicts bird diversity distribution in Iberian forests better than climate. *Bird Study* 39: 63-68.
- Temple, S. & B.A. Wilcox. 1986. Predicting effects of habitat patchiness and fragmentation. Pp. 261-262, in: J. Verner, M. L. Morrison & C. J. Ralph (eds.). *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. The University of Wisconsin Press.
- Temple, S.A. & J.R. Cary. 1988. Modelling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 2: 340-347.
- Tew, T.E., I.A. Todd & D.W. McDonald. 1994. Field margins and small mammals. Pp. 85-94, in: N. Boatman (ed). *Field Margins: Integrating agriculture and conservation*. British Crop Protection Council (BCPC) Monograph 58, Farnham, UK.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M.C. Wichmann & F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31(1): 79.
- Thiollay, J.M. 1969. Essai sur les rapaces du midi de la France. Distribution-ecologie. *Alauda* 34: 210-227.
- Thiollay, J.M. 1972. Ecologie d'une population de rapaces diurnes en Lorraine. *La Terre et la Vie* 2: 116-176.
- Thiollay, J.M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3: 128-137.
- Thiollay, J.M. & J.M. Meyburg. 1988. Forest fragmentation and the conservation of raptors: A survey on the island of Java. *Biological Conservation* 44: 229-250.
- Titus, K. & J.A. Mosher. 1981. Nest-site habitat selected by woodland hawks in the Central Appalachians. *The Auk* 98: 270-281.
- Titus, K. & J.A. Mosher. 1984. Chance-corrected classification for use in discriminant analysis: Ecological Applications. *American Midland Naturalist* 111(1): 1-7.
- Tjernberg, M., K. Johnsson & S.G. Nilsson. 1993. Density variation and breeding success of the black woodpecker (*Dryocopus martius*) in relation to forest fragmentation. *Ornis Fennica* 70: 155-162.
- Torre, I., A. Arrizabalaga & M. Díaz. 2002. Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*). *Galemys* 14(2): 1-26.
- Travaini, A., J. Bustamante, J.J. Negro & R.D. Quintana. 2004. ¿Puntos fijos o recorridos lineales para el censo de aves en la estepa patagónica? *Ornitología Neotropical* 15 (in press).
- Travaini, A., J.A. Donazar, O. Ceballos, R. A. & J. Bustamante. 1994. Nest-site characteristics of four raptor species in the Argentinian Patagonia. *Wilson Bulletin* 106(4), pp.757-759.

- Tubbs, C. 1974. *The buzzard*. Newton Abbot, David and Charles.
- Tucker, G.M. & M.I. Evans. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. Birdlife international, Cambridge, U.K.
- Tucker, G.M. & M.F. Heath. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- UE. 1991. CORINE Biotopes manual, Habitats of the European Community. *Office for Official Publications of the European Communities* EUR 12587/3.
- Urza, F. 2004. El gato montés en Navarra: Distribución, ecología y conservación, Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, pp. 207.
- Valderrábano, J. & L. Torrano. 2000. The potential for using goats to control *Genista Scorpius* shrubs in European black pine stands. *Forest Ecology and Management* 126: 377-383.
- Veiga, J.P. 1986. Food of the booted eagle (*Hieraetus pennatus*) in Central Spain. *Journal Raptor Research* 20(3/4): 120-123.
- Veiga, J.P. & F. Hiraldo. 1990. Food habits and the survival and growth of nestlings in two sympatric kites (*Milvus milvus* and *Milvus migrans*). *Holarctic Ecology* 13: 62-71.
- Verner, J. & L.V. Ritter. 1985. A comparison of transects and point counts in oak-pine woodlands of California. *The Condor* 87: 47-68.
- Vickery, J.A., J.R. Tallwin, R.E. Feber, E.J. Asteraki, P.W. Atkinson, R.J. Fuller & V.K. Brown. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38(3): 647-664.
- Villafuerte, R. 2002. Conejo (*Oryctolagus cuniculus*). in: L. J. Palomo & J. Gisbert (eds.). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. DGCN-SECEM-SECEMU, Madrid .
- Villafuerte, R., J. Viñuela & J.C. Blanco. 1998. Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84(2): 181-188.
- Village, A. 1982. The home range and density of kestrels in relation to vole abundance. *Journal of Animal Ecology* 51: 413-428.
- Village, A. 1983. Seasonal changes in the hunting behaviour of kestrels. *Ardea* 71-117-124.
- Village, A. 1990. *The Kestrel*, London.
- Vincent, J.P., M. Hewison, J. Joachim, J.M. Angibault & B. Cargnelutti. 1998. Les effets du dérangement par l'homme de la structure des zones boisées, des friches et des prairies sur la distribution du chevreuil (*Capreolus capreolus*) dans une région agricole. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 15: 707--717.
- Viñuela, J. 1996. Establishment of mass hierarchies in broods of the black kite. *The Condor* 98: 93-99.
- Viñuela, J. 1996. Situación del milano real (*Milvus milvus*) en el mediterráneo. *Biology and conservation of mediterranean raptors*, 22-25 Septiembre 1994, Palma de Mallorca. SEO-Birdlife. 91-100.
- Viñuela, J. 1997. Road transects as a large-scale census method for raptors: the case of the red kite (*Milvus milvus*) in Spain. *Bird Study* 44(2): 155-165.
- Viñuela, J. 2003. Milano real (*Milvus milvus*). in: R. Martí & J. C. del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. DGCN-SEO, Madrid .
- Viñuela, J., R. Martí & A. Ruiz. 1999. *El milano real en España*. SEO/Birdlife, Madrid.
- Viñuela, J. & C. Sunyer. 1992. Nest orientation and hatching success of black kites (*Milvus migrans*) in Spain. *Ibis* 134: 340-345.

- Viñuela, J. & J.P. Veiga. 1992. Importance of rabbits in the diet and reproductive success of Black kites in southwestern Spain. *Ornis Scandinavica* 23: 132-138.
- Viñuela, J., R. Villafuerte & C. De Le Court. 1994. Nesting dispersion of a black kite population in relation to location of rabbit warrens. *Can. J. Zool.* 72(9): 1680-1683.
- Vlachos, C. & N.K. Papageorgiou. 1994. Diet, Breeding Success, and Nest-Site Selection of the Short-Toed Eagle (*Circaetus gallicus*) in Northeastern Greece. *Journal Raptor Research* 28(1): 39-42.
- Western, D. & M.C. Pearl. 1989. *Conservation for the Twenty-first century*. Oxford University Press, New York.
- Whitfield, P., D.R.A. McLeod, A.H. Fielding, R.A. Broad, R.J. Evans & P.F. Haworth. 2001. The effects of forestry on golden eagles on the island of Mull, western Scotland. *Journal of Applied Ecology* 38(6): 1208-1220.
- Widén, P. 1997. How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia? *Journal Raptor Research* 31(2): 107-113.
- Wiens, J.A. 1986. Spatial scale and temporal variation in studies of shubsteppe birds. Pp. 154-172, in: J. a. C. Diamond, T.J. (ed). *Community ecology*. Harper and Row, New York .
- Wiens, J.A. 1994. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137: S97-S104.
- Wilcove, D.S. 1985. Nest predations in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66(4): 1211-1214.
- Wilcove, D.S., C.H. McLellan & A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pp. 237-256, in: M. E. Soulé (ed). *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity*. University of Michigan, Sunderland, Massachusetts .
- Wilson, E.O. 1985. The biological diversity crisis. *BioScience* 35: 700-706.
- Wulf, M. 2003. Forest policy in the EU and its influence on the plant diversity of woodlands. *Journal of Environmental Management* 67: 15-25.
- Yahner, R.H. & D.P. Scott. 1988. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *Journal of Wildlife Management* 52(1): 158-161.
- Zervas, G. 1998. Quantifying and optimizing grazing regimes in Greek mountain systems. *Journal of Applied Ecology* 35: 983-986.
- Zweig, M.H. & G. Campbell. 1993. Receiver-operating characteristic (ROC) plots: a fundamental evaluation tool in clinical medicine. *Clinical Chemistry* 39: 561-577.