



REVISTA CIENTÍFICA DE ECOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

Ecosistemas

ISSN: 1132-6344

revistaecosistemas@aeet.org

Asociación Española de Ecología Terrestre  
España

Acevedo, P.; Delibes-Mateos, M.

Efectos de los cambios en los usos del suelo en las especies cinegéticas en el sur de España:  
repercusiones para la gestión

Ecosistemas, vol. 22, núm. 2, mayo-agosto, 2013, pp. 33-39  
Asociación Española de Ecología Terrestre  
Alicante, España

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54028036006>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal  
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

# Efectos de los cambios en los usos del suelo en las especies cinegéticas en el sur de España: repercusiones para la gestión

P. Acevedo<sup>1,2</sup>, M. Delibes-Mateos<sup>2,3</sup>

(1) CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, InBio Laboratório Associado. Universidade do Porto, 4485-661 Vairão, Portugal.

(2) Departamento de Biología Animal, Facultad de Ciencias, Universidad de Málaga, 29071 Málaga, España.

(3) Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos IREC (UCLM-CSIC-JCCM), Ronda de Toledo s/n, 13071 Ciudad Real, España.

\* Autor de correpondencia: P. Acevedo [pelayo.acevedo@gmail.com]

> Recibido el 8 de enero de 2013, aceptado el 13 de mayo de 2013.

**Acevedo, P., Delibes-Mateos, M. (2013). Efectos de los cambios en los usos del suelo en las especies cinegéticas en el sur de España: repercusiones para la gestión. *Ecosistemas* 22(2):33-39. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.06**

Durante las últimas décadas se ha acrecentado la preocupación en la sociedad sobre el cambio global, en el que destacan los cambios en los usos del suelo y en el clima. Si bien el planeta siempre ha estado sujeto a este tipo de cambios, actualmente nos encontramos en una fase en la que las tasas de cambio se han acelerado notablemente, lo que ha provocado alteraciones severas en la biodiversidad. En este trabajo revisamos y caracterizamos los cambios ocurridos en los usos del suelo en el sur de España desde 1960 con el fin de comprender su efecto sobre los patrones de distribución y abundancia de las principales especies cinegéticas, tanto de caza mayor como de caza menor. En general, se ha observado un aumento en las áreas favorables para las especies de caza mayor, especialmente evidente en las regiones montañosas, donde, por el contrario, las áreas favorables para las especies de caza menor han disminuido significativamente. Basándonos en el efecto de los cambios en el pasado reciente, discutimos las estrategias de gestión más adecuadas para cada una de ellas.

**Palabras clave:** cambio global, fauna silvestre, lagomorfos, perdiz roja, ungulados

**Acevedo, P., Delibes-Mateos, M. (2013). Effects of changes in land use on game species in southern Spain: implications for game management. *Ecosistemas* 22(2):33-39. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-2.06**

In recent decades society has become increasingly concerned about global change, especially with respect to land use and climate changes. While the planet is constantly changing, current transformation rates are higher than usual, and they have had significant effects on biodiversity. Here we review and describe land use changes since 1960 in southern Spain in order to understand their effects on the distribution and abundance of the main game species in this area. In general, there has been an increase in favorable areas for big game species. This is especially evident in mountain areas where, on the contrary, favorable areas for small game species have declined significantly. In the light of these findings, we discuss the most suitable management strategies for each game species.

**Key words:** global change, wildlife, lagomorphs, red-legged partridge, ungulates

## Introducción

La naturaleza en general y los ecosistemas en particular son elementos “vivos”, es decir, sometidos a constantes modificaciones a lo largo del tiempo. Actualmente, sin embargo, se están experimentando cambios ambientales a una velocidad mucho mayor de la normal debido principalmente a las actividades humanas. El aumento de la población humana y el desarrollo tecnológico han provocado lo que se conoce como cambio global (Steffen et al. 2004) y que, en mayor o menor medida, afecta a todos los ecosistemas de nuestro planeta. Junto al cambio climático y la pérdida de biodiversidad, uno de los procesos que ha provocado mayor preocupación en la sociedad son los cambios que se han producido en los usos del suelo en un periodo de tiempo relativamente corto (Vitousek et al. 1997). De hecho, numerosos estudios han constatado que los cambios en los usos del suelo como consecuencia de la creciente demanda por parte de los humanos de los recursos na-

turales han provocado la alteración de gran parte de la superficie terrestre, incluyendo su biodiversidad (Lambin et al. 2001).

Posiblemente los cambios en los usos del suelo más conocidos son los ocasionados por la urbanización de las zonas costeras o por la sobre-explotación de ecosistemas emblemáticos como los bosques. En la mayor parte de países europeos, no obstante, los cambios en los usos del suelo proporcionalmente más importantes, al menos en cuanto a extensión se refiere, han sido aquellos debidos a las transformaciones ocurridas como consecuencia de los cambios agrícolas. Por un lado, en las zonas más productivas se ha producido una intensificación de la agricultura con la consiguiente substitución de los paisajes agrícolas tradicionales por extensas parcelas cultivadas sin apenas presencia de vegetación natural (e.g. Poudevigne y Alard 1997; Donald et al. 2006). Por otro lado, muchos de los lugares que antaño eran cultivados se han convertido en matorrales o bosques debido al abandono de las prácticas tradicionales en zonas agrícolas marginales en donde el

laboreo implica mayores esfuerzos (e.g. MacDonald et al. 2000; Romero-Calcerrada y Perry 2004), como por ejemplo en regiones montañosas. Finalmente, la urbanización supone la transformación más drástica que puede sufrir el medio. Estos procesos han alterado notablemente la estructura del paisaje, modificando la biodiversidad de las zonas afectadas (Delibes-Mateos et al. 2009a; Acevedo et al. 2011).

La destrucción de hábitat es uno de los principales factores causantes del declive de biodiversidad registrado a nivel mundial (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Los cambios en los usos del suelo parecen haber tenido un impacto substancial en los paisajes mediterráneos del sur de Europa y en las especies que allí habitan, como muestran un buen número de estudios (e.g. Suárez-Seoane et al. 2002; Falcucci et al. 2007). En general, la transformación de los paisajes agrícolas tradicionales de la región mediterránea se asocia a una pérdida de biodiversidad, ya que dichos ambientes son ("eran") especialmente ricos y albergan especies de relevancia desde el punto de vista de la conservación (Olivero et al. 2011). Aunque es evidente que los cambios del paisaje perjudican a numerosas especies mediterráneas, otras, por el contrario, se ven favorecidas. De hecho hay iniciativas a nivel europeo para potenciar la biodiversidad en esas zonas agrícolas abandonadas y ricas en biodiversidad ([www.rewildingeurope.com](http://www.rewildingeurope.com)). Así, por ejemplo, la diversidad y abundancia de especies de aves ligadas a ambientes forestales (incluidas las zonas de ecotono) tienden a aumentar en zonas donde la vegetación natural ha reemplazado a los cultivos como consecuencia del abandono de las prácticas agrícolas tradicionales (Suárez-Seoane et al. 2002; Sirami et al. 2007).

Numerosos trabajos han evaluado el efecto de los cambios de usos del suelo en las poblaciones de especies de fauna silvestre. Sin embargo, pocos tienen en cuenta simultáneamente los cambios temporales en los tipos de hábitat y en la distribución espacial de las especies sujetas a estudio (ver un ejemplo en Sirami et al. 2009). Además, muchos de ellos no consideran una escala espacial y temporal lo suficientemente amplia, lo que dificulta la compresión de procesos que no son siempre evidentes (Tellería et al. 2011). Por otra parte, la mayor parte de estos estudios se han llevado a cabo con aves (e.g. Scozzafava y De Sanctis 2005; Butler et al. 2010), mientras que existen pocos sobre otros grupos de vertebrados, como mamíferos, o bien sobre grupos heterogéneos como son las especies cinegéticas, que incluyen tanto aves como mamíferos.

El estudio de los efectos de los cambios en los usos del suelo sobre la fauna silvestre es de vital importancia cuando las especies implicadas provocan efectos económicos o tienen valor económico por sí mismas. Este es el caso, por ejemplo, de las especies plaga que pueden provocar cuantiosas pérdidas económicas por los daños que causan a los cultivos. Por ejemplo, estudios recientes han puesto de manifiesto que la intensificación agrícola ha provocado un aumento de los daños que causan los conejos de monte (*Oryctolagus cuniculus*) en los viñedos de la campiña cordobesa (sur de España), ya que las prácticas agrícolas actuales eliminan prácticamente todas las fuentes de alimentación alternativas para esta especie (Barrio et al. 2013). Del mismo modo, resulta particularmente interesante evaluar el efecto de los cambios en los usos del suelo sobre especies cuya caza se comercializa y que, por consiguiente, suponen un importante recurso económico en áreas rurales, como ocurre en muchos lugares del sur de la Península Ibérica. En Andalucía, por ejemplo, existen cerca de 9000 cotos de caza que cubren más del 80 % de la superficie de la región (Guirado y Ortega 2002).

En este trabajo nuestros objetivos son: 1) evaluar cómo han cambiado los usos del suelo en Andalucía desde los años 60 hasta principios de los 2000; 2) revisar la información existente acerca de cómo dichos cambios han afectado a las principales especies cinegéticas, tanto de caza menor como de caza mayor; y finalmente 3) discutir cómo afectan los cambios en los usos del suelo a la gestión cinegética. La mayoría de los estudios revisados se han basado en la modelización de los patrones de distribución y

abundancia de las especies en función de variables ambientales mediante el uso de modelos estadísticos espacialmente explícitos (para más detalles sobre estos modelos ver Guisan y Zimmermann 2000).

## Cambios de usos del suelo en Andalucía

El desarrollo económico ha alterado notablemente la estructura del paisaje en la región mediterránea, y el área de estudio (Fig. 1) no ha sido una excepción (Fernández-Ales et al. 1992). Situada en el sur de la Península Ibérica, Andalucía es una de las regiones más extensas de España, con casi 90 000 km<sup>2</sup> (el 17.3 % del territorio español). Es una de las regiones españolas más heterogéneas en términos ambientales, y en ella se encuentran representados la mayor parte de los ecosistemas presentes en estas latitudes. Así, en Andalucía se encuentra tanto el punto más lluvioso de la península (Sierra de Grazalema, en el oeste), como el que menos lluvia recibe de Europa continental (Cabo de Gata, al este; Ninyerola et al. 2005). A este marcado gradiente climático se le suma el orográfico, resultando un territorio en el que se pueden encontrar bosques de quejigos (*Quercus canariensis*) con vegetación de influencia atlántica, zonas áridas clasificadas como desiertos, llanuras cerealistas y zonas de montaña con vegetación típicamente mediterránea, entre otras (Rivas-Martínez 1987).

En Andalucía, entre las décadas de los 60s y los 90s los cambios más relevantes en los usos del suelo ha sido el aumento de zonas urbanizadas y la intensificación de zonas agrícolas (Tabla 1). Por un lado, la urbanización aumentó en Andalucía en un 367 % en este periodo, superándose en los 90s los 1500 km<sup>2</sup> urbanizados (Junta de Andalucía 2009). Los resultados de análisis previos realizados en Andalucía (Fernández-Ales et al. 1992) y en Italia (Falcucci et al. 2007) son coherentes con los aquí obtenidos, e indican que la mayor parte de las zonas que se urbanizaron eran anteriormente terrenos cultivados (67 % entre los 60s y los 90s).

Los cultivos herbáceos en regadío se incrementaron en un 181 % en el área y periodo de estudio, al mismo tiempo que los cultivos herbáceos en secano vieron reducida su extensión al 62 % de la que ocupaban en los 60s (Junta de Andalucía 2009). De la superficie perdida de cultivos herbáceos en secano, el 58 % fue transformada en cultivos leñosos, también en secano, y el 23 % a cultivos en regadío; estos cambios se produjeron principalmente en el valle del Guadalquivir. Sin embargo, en las zonas de montaña las parcelas que se cultivaban en secano en los 60s fueron abandonadas (suponen el 12 % de la superficie transformada) y se convirtieron en pastizales y parcelas de matorral (Gargano et al. 2012). Se ha producido, por tanto, una intensificación de la agricultura en las

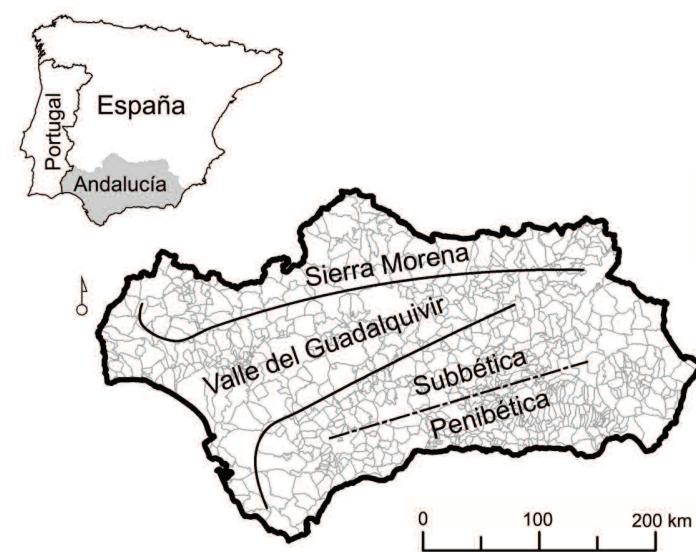


Figura 1. Localización del área de estudio, Andalucía, destacando la ubicación de los principales sistemas montañosos y del valle del Guadalquivir (adaptada de Acevedo et al. 2011).

**Tabla 1.** Matriz de transición de los usos del suelo en Andalucía entre la década de los 60s y la de los 90s. Los valores indican el número de pixeles de 1 km<sup>2</sup> de cada uso del suelo que se espera que se transformen en cada uno de los otros usos. Los detalles sobre la fuente de información y el tipo de análisis se pueden revisar en Acevedo et al. (2011).

Celdas en:		Se espera que cambien:																						
		U1	U2	U3	U4	U5	U6	U7	U8	U9	U10	U11	U12	U13	U14	U15	U16	U17	U18	U19	U20	U21	U22	U23
U1	1175	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
U2	9	1066	152	1	207	1	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	5	24
U3	166	67	11086	2640	954	168	273	19	128	0	32	6	6	4	12	16	4	13	4	18	38	171	256	
U4	156	28	1721	11650	348	628	67	27	253	0	4	2	3	2	3	2	6	2	0	1	24	63	65	
U5	256	31	76	15	2871	272	2	242	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	31
U6	0	0	0	0	58	1129	0	115	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23
U7	29	0	81	243	23	43	600	17	72	0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0	6	7	4	
U8	23	7	0	0	15	23	1	511	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
U9	28	2	37	133	53	25	51	9	1148	2	55	18	18	45	21	25	14	5	7	0	69	203	69	
U10	0	3	49	9	5	5	1	0	2	2073	18	29	0	10	41	1	3	141	0	7	5	4	4	
U11	30	0	36	13	17	51	0	2	4	0	3303	0	65	19	0	40	21	0	17	0	118	105	34	
U12	5	5	29	17	5	4	0	0	6	57	118	2270	125	154	204	61	39	109	6	10	63	25	8	
U13	11	0	14	1	15	12	0	0	3	1	322	0	887	46	3	80	27	0	7	0	109	66	12	
U14	7	0	132	6	11	7	0	0	11	0	4	7	4	1279	0	2	51	9	2	2	11	6	31	
U15	9	28	49	29	6	10	0	0	4	49	74	409	46	56	2080	77	65	393	8	34	24	39	35	
U16	8	0	0	6	9	8	0	0	3	0	301	0	117	12	5	1163	12	0	11	0	34	137	4	
U17	3	8	94	4	20	3	2	0	13	0	8	0	3	77	2	1	711	0	0	0	8	30	35	
U18	8	27	90	25	8	9	1	0	2	21	18	142	18	12	181	11	22	4123	7	88	4	8	27	
U19	5	0	0	0	7	5	0	0	0	10	0	8	0	0	10	0	0	108	0	0	0	0	3	
U20	2	0	124	55	7	2	7	0	18	0	2	7	1	0	7	0	0	38	1	517	0	1	0	
U21	14	9	44	10	10	7	3	0	8	5	298	64	236	266	17	102	111	11	1	1	2801	198	134	
U22	70	12	134	102	146	31	23	2	89	13	638	67	207	160	95	456	132	36	26	6	323	5650	325	
U23	30	21	182	63	240	18	9	0	21	0	100	29	37	32	15	34	23	68	17	6	54	144	1641	

(U1=zona urbana, U2=humedal, U3=cultivo herbáceo en secano, U4=cultivo leñoso en secano, U5=cultivo herbáceo en regadío, U6=cultivo leñoso en regadío, U7=cultivo heterogéneo en secano, U8=cultivo heterogéneo en regadío, U9=mosaico de cultivo y vegetación natural, U10=quercíneas, U11=coníferas, U12=matorral denso con quercíneas, U13=matorral denso con coníferas, U14=matorral denso con árboles diversos, U15=matorral disperso con quercíneas, U16=matorral disperso con coníferas, U17=matorral disperso con árboles diversos, U18=pastizal con quercíneas, U19=pastizal con coníferas, U20=cultivo herbáceo con quercíneas, U21=matorral denso, U22=matorral disperso, y U23=pastizal)

zonas más mecanizables, y una renaturalización del medio en áreas donde la agricultura era una actividad marginal, como son las zonas de montaña (Fernández-Ales et al. 1992). Estos resultados, motivados en buena medida por el abandono de las zonas rurales (Weissteiner et al. 2011), son similares a los identificados en otras zonas de la cuenca mediterránea (Geri et al. 2010).

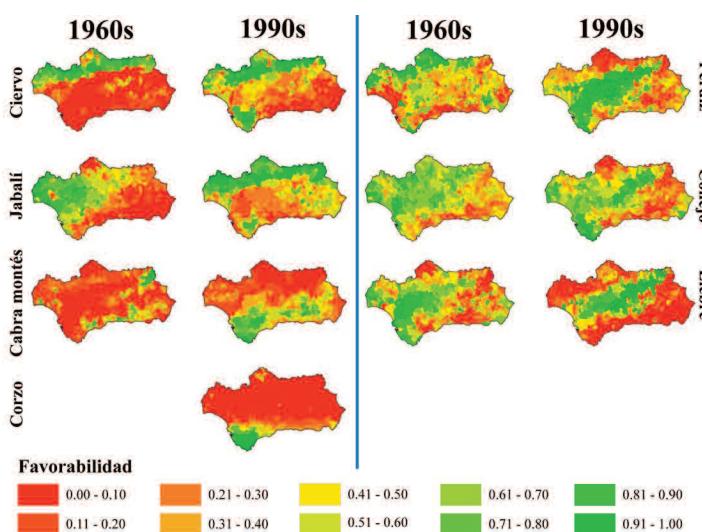
### Efecto de los cambios en los usos del suelo sobre las especies de caza menor

En Andalucía, como en prácticamente la totalidad de la Península Ibérica, las especies de caza menor más importante son la perdiz roja (*Alectoris rufa*) y el conejo de monte, seguidas por la liebre ibérica (*Lepus granatensis*; de aquí en adelante nos referiremos a ésta indistintamente como liebre ibérica o liebre). Durante las últimas décadas la tendencia de las poblaciones andaluzas de perdiz y conejo parece haber sido regresiva, mientras que en el caso de la liebre parece haber ocurrido lo contrario (Blanco-Aguilar 2007; Delibes-Mateos et al. 2009b). Se ha producido una merma generalizada de las tres especies en áreas montañosas, donde otrora fueron abundantes, quedando restringidas en la actualidad al pie de las sierras o a zonas llanas como el valle del Guadalquivir (Vargas et al. 2007; Delibes-Mateos et al. 2009a). Aparentemente el declive de las especies de caza menor en zonas montañosas como Sierra Morena se debe al aumento de las zonas de matorral y arbolado como consecuencia del abandono de las prácticas agrícolas tradicionales.

No hace tantos años era muy frecuente presenciar bonitas jornadas de caza de perdiz roja en las sierras andaluzas (Vargas 2008), donde la especie era abundante (Delibes-Mateos et al. 2012). Hoy en día, sin embargo, la caza de la perdiz roja ha desaparecido en buena parte de las sierras del sur de España, donde se ha visto reemplazada mayoritariamente por la caza mayor (ver abajo). Durante los 60s las áreas favorables para la perdiz estaban

compuestas por mosaicos de vegetación natural como matorrales dispersos con parcelas de pastizales y pequeños cultivos (Delibes-Mateos et al. 2012). Este tipo de paisajes tradicionales ha disminuido en Andalucía como consecuencia de los cambios de usos del suelo y, por lo tanto, el hábitat óptimo para la perdiz se ha visto empobrecido sustancialmente. Se calcula que se han perdido más de 6000 km<sup>2</sup> de áreas favorables para la perdiz roja en esta región (Delibes-Mateos et al. 2012; ver también Vargas et al. 2006). De este modo, la caza de esta especie ha quedado relegada a las zonas más llanas dominadas por las tierras de cultivo, como el valle del Guadalquivir, donde las áreas favorables para la especie han aumentado (Fig. 2). Esto sugiere que la intensificación agrícola podría no haber afectado negativamente a la perdiz roja, al contrario de lo que se ha observado en otras aves asociadas a terrenos agrícolas (Donald et al. 2006; Guerrero et al. 2010). Sin embargo, el estudio llevado a cabo por Delibes-Mateos et al. (2012) fue realizado a una escala espacial amplia en la que no es posible detectar algunos cambios debidos a la intensificación agrícola y que son potencialmente negativos para la perdiz, como la pérdida de lindes de vegetación natural entre los cultivos (Casas y Viñuela 2010).

Las áreas favorables para el conejo han cambiado substancialmente en Andalucía durante las últimas décadas (Fig. 2). Durante los 60s se encontraban localizadas fundamentalmente en Sierra Morena y el Valle del Guadalquivir, mientras que en tiempos más recientes se encuentran en las primeras estribaciones del Sistema Sub-bético y en las zonas menos montañosas del oeste del Sistema Bético (Fig. 2). En ambos casos se trataba de áreas con zonas favorables para la alimentación, como cultivos y pastizales, y otras que garantizan el refugio ante los depredadores, como el matorral disperso (Calvete et al. 2004; Delibes-Mateos et al. 2010). La explicación más plausible a los cambios de la distribución geográfica observados en las áreas favorables para el conejo tiene que ver con los cambios que se han producido en los usos del suelo en



**Figura 2.** Valores de favorabilidad ambiental en cada término municipal de Andalucía para cada especie de caza mayor (adaptada de Acevedo et al. 2011) y de caza menor (adaptados de Delibes-Mateos et al. 2010, 2012 y Farfán et al. 2012) en dos décadas diferentes.

la región andaluza. En Andalucía la superficie de los usos del suelo favorables para el conejo ha menguado considerablemente, mientras que, por el contrario, la de aquellos usos desfavorables para la especie han aumentado sustancialmente (Delibes-Mateos et al. 2010). La reducción de los cultivos leñosos y pastizales, por ejemplo, puede haber significado un declive en la disponibilidad de alimento para los conejos (Calvete et al. 2004). De manera similar, la disminución de las zonas de matorral disperso, como consecuencia del abandono rural (Fernández-Ales et al. 1992), ha provocado un descenso en el número de conejos en algunas áreas (Moreno y Villafuerte 1995). Finalmente, el incremento del matorral denso parece haberle perjudicado considerablemente, ya que estas áreas homogéneas son desfavorables para la especie (Calvete et al. 2004).

Durante las últimas décadas se ha producido un cambio notable de la distribución espacial de las áreas favorables para la liebre en Andalucía (Fig. 2). Estas se encontraban fundamentalmente durante los 60s en el oeste del valle del Guadalquivir y del Sistema Bético, en algunas áreas montañosas de Sierra Morena y en el este del Sistema Penibético, mientras que en los 90s estaban localizadas principalmente en la porción este del valle del Guadalquivir (Fig. 2; Acevedo et al. 2012). Al contrario de lo que ocurría en el caso del conejo, los requerimientos de hábitat de la liebre parecen haber cambiado durante las últimas décadas en Andalucía. Así, la especie pasó de estar significativamente asociada a zonas con vegetación natural durante los años 60s a ser mucho más frecuente en cultivos durante los 90s (Farfán et al. 2012). Al igual que lo observado para el conejo y la perdiz, la desaparición de los paisajes agrícolas tradicionales en las zonas montañosas de Andalucía parece haber perjudicado a la liebre. Parece importante la gran disminución de los pastizales en Andalucía (Tabla 1) para el caso de la liebre, ya que se trataba del uso del suelo más asociado a la especie en los 60s (Farfán et al. 2012). Al contrario de lo ocurrido con la liebre europea (*Lepus europaeus*), muy perjudicada por la transformación de áreas de vegetación natural en paisajes agrícolas intensivos muy homogéneos (Smith et al. 2005), la liebre ibérica parece haberse beneficiado de los cultivos de regadío y los olivares, donde encuentran zonas de alimentación y refugio (Blanco 1998). Aunque la superficie ocupada por los olivos ha disminuido en Andalucía, las de los cultivos de regadío y matorral disperso con encinas, ambos relacionados positivamente con la liebre en los 90s (Farfán et al. 2012), han aumentado ampliamente (Tabla 1), por lo que el efecto neto de los cambios de usos del suelo para las liebres no parece ser tan negativo como en el caso del conejo.

## Efecto de los cambios en los usos del suelo sobre las especies de caza mayor

Con la excepción del rebeco (*Rupicapra pyrenaica*), en Andalucía están presentes todas las especies de ungulados silvestres que aparecen en la Península Ibérica (Palomo et al. 2007), es decir, jabalí (*Sus scrofa*), ciervo (*Cervus elaphus*), gamo (*Dama dama*), corzo (*Capreolus capreolus*), cabra montés (*Capra pyrenaica hispanica*), y los exóticos arruí (*Ammotragus lervia*) y muflón (*Ovis aries*). El estatus de estas especies en Andalucía es diverso (Sáenz de Buruaga y Carranza 2009), siendo el ciervo, el jabalí y la endémica cabra montés las especies predominantes y las que mayor rentabilidad suponen para el sector cinegético. Si bien en la sección anterior describíamos una situación poco alentadora para las especies de caza menor, como mostraremos a continuación el escenario es bien distinto para los ungulados silvestres.

En Andalucía, al igual que está ocurriendo en otras zonas de España (Acevedo et al. 2005, 2006) y en general en toda Europa (Apollonio et al. 2010), los ungulados silvestres están en expansión (Acevedo et al. 2011). Entre las causas de dicha expansión, la gestión cinegética y los cambios en los usos del suelo son las más relevantes. Así, la gestión cinegética que se aplicaba en las décadas de los 70s-80s en España iba encaminada a la reintroducción de animales a lo largo del territorio (Braza et al. 1989; Pérez et al. 2002; Acevedo y Cassinello 2009a,b) y en la actualidad se dirige a aumentar la densidad de las poblaciones (Acevedo et al. 2008). Ambos tipos de gestión han propiciado un importante aumento de los ungulados silvestres.

Además del efecto de la gestión, que nunca debe ser obviado cuando se trabaja con especies cinegéticas, los cambios en los usos del suelo son también responsables de las fluctuaciones poblacionales de estas especies. A este respecto, uno de los casos más espectaculares a nivel europeo es el del corzo, una especie que ha aumentado su distribución (Acevedo et al. 2005; Ward 2005) y abundancia (Morellet et al. 2001; Ferreres et al. 2011) de manera exponencial en los últimos 20 años. Si bien el corzo había desaparecido de algunas zonas debido a la elevada presión humana, el abandono del medio rural y la renaturalización del paisaje le han permitido recuperarse y probablemente nunca ha tenido una distribución tan amplia como la actual (Linell et al. 1998). En España, nos encontramos en una situación en la que actualmente se observan corzos en zonas típicamente agrarias. En Aragón, por ejemplo, Acevedo et al. (2005) observaron que la expansión del corzo se está produciendo hacia estas zonas agrícolas que en principio le son menos adecuadas, posiblemente debido a una saturación de los territorios más favorables para la especie.

Las tres especies estudiadas en Andalucía (jabalí, ciervo y cabra montés, ya que el corzo sólo se estudió en los 90s por la escasez de datos para los 60s) mostraron un claro aumento entre la década de los 60s y la de los 90s (Fig. 2; Acevedo et al. 2011). En los 60s, los usos del suelo relacionados con los cultivos eran los que más explicaban la abundancia de estas especies. Sin embargo, éstos no mostraron igual capacidad explicativa en los 90s cuando las áreas con vegetación natural –la mayoría restringidas a los principales sistemas montañosos de la región– fueron las más relevantes para estas especies. Estas especies, con la excepción del jabalí (Delibes-Mateos et al. 2009a), no han experimentado grandes desplazamientos de sus áreas de distribución entre ambos períodos de estudio (Fig. 2).

El escenario descrito, en el que las zonas cultivadas han perdido relevancia para los ungulados silvestres en las últimas décadas, se podría entender considerando los cambios en los usos del suelo. En las zonas de montaña los cultivos y la vegetación natural formaban un hábitat en mosaico en el que abundaban el alimento y refugio para la fauna silvestre (tanto especies de caza mayor como de caza menor). El abandono de las actividades tradicionales en esas zonas rurales propició, como anteriormente comentamos, una homogenización del paisaje como consecuencia de la renaturalización de las parcelas antiguamente dedicadas a la agricultura

(Fernández-Ales et al. 1992; Geri et al. 2010). En este nuevo escenario, dominado por la vegetación natural y por la baja presión humana, los ungulados encuentran condiciones más adecuadas para expandirse y aumentar sus poblaciones.

La disponibilidad de refugio y alimento y la ausencia de molestias debidas a la actividad humana son los requerimientos básicos para el desarrollo de los ungulados silvestres en estos ambientes mediterráneos. Acevedo et al. (2006) encontraron que la estructura del paisaje –en relación con la disponibilidad de refugio y alimento– era un factor modulador de gran importancia capaz de explicar la abundancia y las tendencias de las poblaciones de jabalí en Aragón (noreste de España). Por otra parte, el efecto negativo de la actividad humana sobre la abundancia y la distribución de los ungulados silvestres ha sido puesto de manifiesto en numerosos trabajos. Aragón et al. (1995) y Hewison et al. (2001) encontraron que el corzo era más abundante en áreas de escasa actividad humana. Sin embargo, Acevedo et al. (2005) no encontraron ningún efecto significativo de la presión humana sobre esta especie posiblemente debido a la reducida densidad de habitantes en su área de estudio (Aragón).

Nuestra revisión permite concluir que los usos del suelo, y por lo tanto los cambios que en ellos se producen, son capaces de modular los patrones de distribución y abundancia de especies como los ungulados silvestres que presentan un elevado valor ecológico y socioeconómico. No obstante, las tendencias de cambio que existen en la actualidad no parecen suponer ninguna amenaza para la viabilidad de las poblaciones, sino lo contrario.

## Implicaciones para la gestión

Los cambios en los usos del suelo ocurridos en Andalucía han provocado, en general, declives poblacionales de las especies de caza menor y, por el contrario, han favorecido a las de caza mayor. En la situación actual resulta necesario desarrollar planes de gestión que permitan, por un lado, recuperar las poblaciones de caza menor y, por otro, minimizar los posibles efectos de una elevada densidad poblacional de ungulados en el ecosistema.

Se ha constatado un incremento durante los últimos años del uso de diferentes medidas efectivas de gestión para recuperar las poblaciones de especies de caza menor, bien para favorecer a depredadores que dependen del conejo, como el lince ibérico (*Lynx pardinus*; Simón et al. 2012), o bien para mejorar los rendimientos cinegéticos (Angulo 2003). Entre las medidas de gestión destaca el manejo del hábitat (Ferreira et al. 2013) con el que se trata de recuperar los paisajes agrícolas tradicionales con el fin de favorecer fundamentalmente a perdices y conejos. Los resultados del presente trabajo sugieren que este tipo de medidas de gestión del hábitat deben de fomentarse sobre todo en zonas de media montaña para recuperar las poblaciones de estas especies, de modo que su aprovechamiento cinegético sea sostenible. Para que la gestión del hábitat sea exitosa (i.e. ayude a incrementar los rendimientos cinegéticos o la densidad de depredadores dependientes de las especies de caza menor), se debe de llevar a cabo idealmente a una escala espacial amplia y mantenerse a largo del tiempo, ya que las pequeñas intervenciones que se realizan habitualmente resultan insuficientes (Ferreira et al. 2013).

Las especies de caza mayor se han expandido notablemente en las últimas décadas, y todo parece indicar que los cambios ambientales que se producirán en los próximos años seguirán favoreciendo esta expansión (Acevedo et al. 2011). Por ello, y dada la escasez de depredadores naturales que puedan regular el tamaño de sus poblaciones, la gestión cinegética y las enfermedades son las únicas fuerzas reguladoras posibles (Pérez et al. 1997). En raras ocasiones se puede tolerar que las enfermedades regulen el tamaño de las poblaciones silvestres debido a su posible repercusión en la cabaña ganadera e incluso en la salud pública (Gortázar et al. 2007). Por ello, unos planes cinegéticos sólidos en los que para establecer los cupos prime el estatus del ecosistema y no únicamente el interés económico a corto plazo son la alternativa más

efectiva para regular estas poblaciones. Una gestión inadecuada puede desencadenar riesgos sanitarios (Gortázar et al. 2006), impactos sobre la vegetación (Bueno et al. 2011), competencia interspecífica (Lozano et al. 2007) y conflictos debidos a los accidentes con vehículos y daños a la agricultura, entre otros problemas (Lagos et al. 2012; Barrio et al. 2013).

## Agradecimientos

Buena parte de los trabajos revisados en este manuscrito se iniciaron durante estancias postdoctorales de los autores en el Departamento de Biología Animal de la Universidad de Málaga. Estamos agradecidos a todos los compañeros que de un modo u otro han colaborado en estos trabajos y en especial a Juan Mario Vargas y Miguel Ángel Farfán, principales impulsores de esta línea de investigación. No podemos dejar de agradecerles a los dos revisores anónimos y a la Dra. Gálvez-Bravo sus constructivos comentarios. PA disfruta actualmente de un contrato postdoctoral (SFRH/BPD/90320/2012) de la Fundação para a Ciência e a Tecnologia, y MDM de un contrato JAE-doc (Programa Junta para la Ampliación de Estudios), financiado por el CSIC y el Fondo Social Europeo.

## Referencias

Acevedo, P., Cassinello, J. 2009a. Human-induced range expansion of wild ungulates causes niche overlap between previously allopatric species: red deer and Iberian ibex in mountainous regions of southern Spain. *Annales Zoologici Fennici* 46:39-50.

Acevedo, P., Cassinello, J. 2009b. Biology, ecology and status of Iberian ibex *Capra pyrenaica*: a critical review and research prospectus. *Mammal Review* 39:17-32.

Acevedo, P., Delibes-Mateos, M., Escudero, M.A., Vicente, J., Marco, J., Gortázar, C. 2005. Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains, Spain. *Journal of Biogeography* 32:1671-1680.

Acevedo, P., Escudero, M.A., Muñoz, R., Gortázar, C. 2006. Factors affecting wild boar abundance across an environmental gradient in Spain. *Acta Theriologica* 51:327-336.

Acevedo, P., Farfán, M.A., Márquez, A.L., Delibes-Mateos, M., Real, R., Vargas, J.M. 2011. Past, present and future of wild ungulates in relation to changes in land use. *Landscape Ecology* 26:19-31.

Acevedo, P., Melo-Ferreira, J., Real, R., Alves, P.C. 2012. Past, Present and Future Distributions of an Iberian Endemic, *Lepus granatensis*: Ecological and Evolutionary Clues from Species Distribution Models. *PLoS ONE* 7(12): e51529

Acevedo, P., Ruiz-Fons, F., Vicente, J., Reyes-García, A.R., Alzaga, V., Gortázar, C. 2008. Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology* 276:37-47.

Angulo, E. 2003. *Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid. España.

Apollonio, M., Anderson, R., Putman, R. 2010. *European Ungulates and their management in the 21st century*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Aragon, S., Braza, F., San José, C. 1995. Socioeconomic, physiognomic, and climate factors determining the distribution pattern of roe deer *Capreolus capreolus* in Spain. *Acta Theriologica* 40:37-43.

Barrio, I., Bueno, C.G., Villafuerte, R., Tortosa, F.S. 2013. Rabbits, weeds and crops: Can agriculture intensification promote wildlife conflicts in semi-arid agro-ecosystems? *Journal of Arid Environments* 90:1-4.

Blanco, J.C. 1998. *Mamíferos de España II. Cetáceos, artiodáctilos, roedores y lagomorfos de la península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Planeta. Barcelona, España.

Blanco-Aguilar, J.A. 2007. *Variación espacial en la biología de la perdiz roja (*Alectoris rufa*): una aproximación multidisciplinar*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España.

Braza, F., Varela, I., San José, C., Cases, V. 1989. Distribution actuelle du chevreuil (*Capreolus capreolus*), du daim (*Dama dama*) et du cerf (*Cervus elaphus*) en Espagne. *Zeitschrift für Saugetierkunde* 54:393-396.

Bueno, C.G., Reine, R., Alados, C., Gómez-García, D. 2011. Effects of large wild boar disturbances on alpine soil seed banks. *Basic and Applied Ecology* 12:125-133.

Butler, S.J., Boccaccio, L., Gregory, R.D., Vorisek, P., Norris, K. 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137:348-357.

Calvete, C., Estrada, R., Angulo, E., Cabezas-Ruiz, S. 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology* 19:531-542.

Casas, F., Viñuela, J. 2010. Agricultural practices or game management: which is the key to improve red-legged partridge nesting success in agricultural landscapes? *Environmental Conservation* 37:177-186.

Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Márquez, A.L., Vargas, J.M. 2009a. Long-term changes in game species over a long period of transformation in the Iberian Mediterranean landscape. *Environmental Management* 43:1256-1268.

Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R. 2009b. European rabbit population trends and associated factors: A review of the situation in the Iberian Peninsula. *Mammal Review* 124-140.

Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Vargas, J.M. 2010. Land-use changes as a critical factor for long-term wild rabbit conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* 37:169-176.

Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Vargas, J.M. 2012. Impact of land-use changes on red-legged partridge conservation in the Iberian Peninsula. *Environmental Conservation* 39:337-346.

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116:189-196.

Falucci, A., Maiorano, L., Boitani, L. 2007. Changes in land-use/ land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* 22:617-631.

Farfán, M.A., Duarte, J., Vargas, J.M., Fa, J.E. 2012. Effects of human induced land-use changes on the distribution of the Iberian hare. *Journal of Zoology* 286:258-265.

Fernández-Alés, R., Martín, A., Ortega, F., Ales, E.E. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW of Spain (1950–1984). *Landscape Ecology* 7:3-18.

Ferreira, C., Touza, J., Rouco, C., Díaz-Ruiz, F., Fernandez-de-Simon, J., Ríos-Saldaña, C.A., Ferreras, P., Villafuerte, R., Delibes-Mateos, M. 2013. Habitat management as a generalized tool to boost European rabbit *Oryctolagus cuniculus* populations in the Iberian Peninsula: a cost-effectiveness analysis. *Mammal Review*, en prensa. DOI: 10.1111/mam.12006

Ferreres, J., Escudero, M.A., Ferrer, E., Marco, J. 2011. Gestión del corzo en Zaragoza: de conservación a control poblacional. *Pirineos*, 106:69-86.

Gargano, D., Mingozi, A., Massolo, A., Rinaldo, S., Bernardo, L.. 2012. Patterns of vegetation cover/dynamics in a protected Mediterranean mountain area: Influence of the ecological context and protection policy. *Plant Biosystems* 146:9-18.

Gerl, F., Amici, V., Rocchini, D. 2010. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography* 30:370-379.

Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F., Vicente, J. 2006. Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of Wildlife Research* 52:81-87.

Gortázar, C., Ferroglio, E., Höfle, U., Fröhlich, Vicente, J. 2007. Diseases shared between wildlife and livestock: a European perspective. *European Journal of Wildlife Research* 53:241-256.

Guerrero, I., Martínez, P., Morales, M.B., Oñate, J.J. 2010. Agricultural factors influencing bird, carabid and weed richness in a high conservation value, low-intensity cereal system. *Agriculture Ecosystems and Environment* 138:103-108.

Guirado, J., Ortega, F. 2002. La caza como actividad de desarrollo sostenible. *Medio Ambiente* 41:22-26.

Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.

Hewison, A.J.M., Vincent, J.P., Joachim, J., Angibault, J.M., Cargnelutti, B., Cibien, C. 2001. The effects of woodland fragmentation and human activity on roe deer distribution in agricultural landscapes. *Canadian Journal of Zoology* 79:679-689.

Junta de Andalucía 2009. *Mapa de usos y coberturas vegetales de Andalucía 1956-1999-2003, escala 1:25,000*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla, España.

Lagos, L., Picos, J., Valero, E. 2012. Temporal pattern of wild ungulate-related traffic accidents in northwest Spain. *European Journal of Wildlife Research* 58:661-668.

Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richard, J.F., Skanes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C., Xu, J. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11:261-269.

Linnell, J.D.C., Duncan, P., Andersen, R. 1998. The European roe deer: A portrait of a successful species. En: Andersen, R., Duncan, P., Linnell, J.D.C. (eds.), *The european roe deer: the biology of success*, pp. 11-22. Scandinavian University Press, Oslo, Noruega.

Lozano, J., Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Mangas, J.G. 2007. Increase of large game species in Mediterranean areas: Is the European wildcat (*Felis silvestris*) facing a new threat? *Biological Conservation* 138:321-329.

MacDonald, D., Crabtree, J.R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., Gutierrez Lazpita, J., Gibon, A. 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59:47-69.

Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water: Synthesis*. Washington, DC, USA: World Resources Institute.

Morellet, N., Champely, S., Gaillard, J.M., Ballon, P., Boscardin, Y. 2001. The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin* 29:1243-1252.

Moreno, S., Villafuerte, R. 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.

Ninyerola, M., Pons X., Roure, JM. 2005. *Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Arganía Editio, Bellaterra. ISBN: 932860-8-7.

Olivero, J., Márquez, A.L., Arroyo, B. 2011. *Modelización de las áreas agrícolas y forestales de alto valor natural en España*. Informe Inédito para el Ministerio de Medioambiente, Rural y Marino (MARM), España.

Palomo, L.J., Blanco, J.C., Gisbert, J. 2007. *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid

Pérez, J.M., Ruiz-Martínez, Granados, J.E., Soriguer, R.C., Fandos, P. 1997. The dynamics of sarcoptic mange in the ibex population of Sierra Nevada in Spain. Influence of climatic factors. *Journal of Wildlife Research* 2:86-89.

Pérez, J.M., Granados, J.E., Soriguer, R.C., Fandos, P., Marquez, F.J., Crampe, J.P. 2002. Distribution, status and conservation problems of the Spanish Ibex, *Capra pyrenaica* (Mammalia: Artiodactyla). *Mammal Review* 32:26-39.

Poudevigne, I., Alard, D. 1997. Landscape and Agricultural Patterns in Rural Areas: a Case Study in the Brionne Basin, Normandy, France. *Journal of Environmental Management* 50:335-349.

Rivas Martínez, S. 1987. *Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. España. ISBN 84-85496-25-6.

Romero-Calcerrada, R., Perry, G.L.W. 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA “Encinares del río Alberche y Cofio”, central Spain, 1984–1999. *Landscape and Urban Planning* 66:217-232.

Sáenz de Buruaga, M., Carranza, J. 2009. *Gestión Cinegética en los Ecosistemas Mediterráneos*. Publicaciones Junta de Andalucía. España.

Scozzafava, S., De Sanctis, A. 2005. Exploring the effects of land abandonment on habitat structures and on habitat suitability for three passerine species in a highland area of Central Italy. *Landscape and Urban Planning* 75:23-33.

Simón, M.A., Gil-Sánchez, J.M., Ruiz, G., Garrote, G., McCain, E.B., Fernández, L., López-Parra, M., Rojas, E., Arenas-Rojas, R., del Rey, T., García-Tardío, M., López, G. 2012. Reverse of the decline of the endangered Iberian lynx. *Conservation Biology* 26:731-736.

Sirami, C., Brontons, L., Martin, J.L. 2007. Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions* 13:42-52.

Sirami, C., Brontons, L., Martin, J.L. 2009. Do bird spatial distribution patterns reflect population trends in changing landscapes? *Landscape Ecology* 24:893-906.

Smith, R.K., Jennings, N.V., Harris, S. 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* 35:1-24.

Steffen, W., Sanderson, R.A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., Moore III, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L., Wasson, R.J. 2004. *Global change and the earth system. A planet under pressure. The IGBP series*. Springer, Nueva York. USA.

Suarez-Seoane, S., Osborne, P.E., Baudry, J. 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation* 105:333-344.

Tellería, J.L., Díaz, J.A., Pérez-Tris, J., Santos, T. 2011. Fragmentación de hábitat y biodiversidad en las mesetas ibéricas: una perspectiva a largo plazo. *Ecosistemas* 20:79-90.

Vargas, J.M. 2008. *Perdices de Colores*. Otero Ediciones, Madrid, España.

Vargas, J.M., Guerrero, J.C., Farfán, M.A., Barbosa, A.M., Real, R. 2006. Land use and environmental factors affecting red-legged partridge (*Alectoris rufa*) hunting yields in southern Spain. *European Journal of Wildlife Research* 52:188-195.

Vargas, J.M., Farfán, M.A., Guerrero, J.C., Barbosa, A.M., Real, R. 2007. Geographical and environmental correlates of big and small game in Andalusia (southern Spain). *Wildlife Research* 34:498-506.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystem. *Science* 277:494-499.

Ward, A.I. 2005. Expanding ranges of wild and feral deer in Great Britain. *Mammal Review* 35:165-173.

Weissteiner, C.J., Boschetti, M., Bottcher, K., Carrara, P., Bordogna, G., Brivio, P.A. 2011. Spatial explicit assessment of rural land abandonment in the Mediterranean area. *Global and Planetary Change* 79:20-36.