

# GESTIÓN DE UNGULADOS SILVESTRES EN PARQUES NACIONALES



UNIVERSIDAD  
POLITÉCNICA  
DE MADRID



CÁTEDRA  
PARQUES NACIONALES



RED DE  
PARQUES NACIONALES

## ÍNDICE

<b>1</b>	<b>LOS UNGULADOS SILVESTRES EN LOS PARQUES NACIONALES</b> .....	3
1.1	Ungulados nativos, exóticos y exóticos invasores.....	3
1.2	Idoneidad de los ungulados silvestres en cada parque nacional .....	10
<b>2</b>	<b>SOBREABUNDANCIA DE UNGULADOS EN LOS PARQUES NACIONALES</b> .	12
2.1	Causas .....	13
2.2	Conflictos generados .....	14
2.3	Sobreabundancia en el contexto de parques nacionales .....	14
<b>3</b>	<b>SEGUIMIENTO DE LAS POBLACIONES DE UNGULADOS NATIVOS Y DE SU ENTORNO</b> .....	15
3.1	Seguimiento de las poblaciones de ungulados por densidad.....	15
3.2	Seguimiento mediante indicadores ecológicos .....	16
<b>4</b>	<b>SEGUIMIENTO DE LAS POBLACIONES DE UNGULADOS</b> .....	18
4.1	Parámetros demográficos.....	19
4.2	Índices de rendimiento animal (Animal performance).....	20
4.3	Parámetros sanitarios.....	21
4.4	Índices de abundancia relativa .....	22
<b>5</b>	<b>SEGUIMIENTO DE LOS CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL SISTEMA</b> .....	24
5.1	Índices para detectar cambios sobre la vegetación.....	24
5.2	Índices de cambios en el suelo .....	26
5.3	Indicadores de cambio en la abundancia de especies de fauna.....	27
<b>6</b>	<b>GESTIÓN DE LOS UNGULADOS SILVESTRES EN LOS PARQUES NACIONALES</b> .....	29
6.1	Categorías de gestión de áreas protegidas (UICN).....	29
6.2	El dilema de la intervención en los parques nacionales y el concepto de restauración a través de la regulación natural. ....	31
6.3	Métodos de gestión activa en parques nacionales .....	33
6.1	Enajenación de los productos procedentes del control poblacional o de la propia actividad.....	36
<b>7</b>	<b>REFERENCIAS</b> .....	40

## 1 LOS UNGULADOS SILVESTRES EN LOS PARQUES NACIONALES.

Los ungulados silvestres son considerados ingenieros de ecosistemas (sensu Jones et al., 1994<sup>1</sup>). Proporcionan heterogeneidad al paisaje, aumentando la biodiversidad al crear mosaicos de comunidades herbáceas y leñosas (Gabay et al., 2008). De este modo, conservan hábitats de interés comunitario, como los pastos orófilos mediterráneos de *Festuca indigesta* (6160), los pastizales xerofíticos mediterráneos de vivaces y anuales (6220) o las formaciones herbosas con *Nardus*, con numerosas especies, sobre sustratos silíceos de zonas montañosas (6230), todos ellos protegidos por la Directiva Habitats (92/43/CEE). También son importantes dispersores de semillas (Malo & Suárez, 1995; Gill & Beardall, 2001; Perea et al., 2013), un componente imprescindible en el ciclo de nutrientes del suelo (Hobbs, 1996) y un agente modificador de los regímenes de perturbaciones naturales, como los incendios, ya que reducen la carga de combustible vegetal dificultando su propagación (Hobbs, 1996; Kramer, Groen, & van Wieren, 2003; Velamazán et al., 2018). Por otra parte, al diversificar las estructuras vegetales y favorecer a los pastos herbáceos, fomentan la existencia de otras numerosas especies de fauna: desde los invertebrados coprófagos, hasta los que dependen de los hábitats herbáceos (lombrices, lepidópteros, ortópteros, himenópteros, dípteros,...) y, obviamente, todos los que se alimentan de ellos: reptiles, anfibios, aves, mamíferos,... (McNaughton, 1994; Watkinson & Ormerod, 2001; San Miguel, Roig & Perea, 2017). Por último, los ungulados silvestres juegan un papel fundamental en la cadena trófica, al contribuir al sustento de depredadores y descomponedores y participar en la conservación de aves necrófagas protegidas por la Directiva Aves (79/409/CEE).

### 1.1 Ungulados nativos, exóticos y exóticos invasores

Sin embargo, la influencia de los ungulados sobre los procesos de los ecosistemas depende en gran medida de su contexto histórico y evolutivo, en particular del proporcionado por el clima, el desarrollo del suelo y la co-evolución planta-herbívoro-depredador (McNaughton, 1984; Hobbs, 1996). Por ello, es

<sup>1</sup> “Ecosystem engineers are organisms that directly or indirectly modulate the availability of resources (other than themselves) to other species, by causing physical state changes in biotic or abiotic materials. In so doing they modify, maintain and/or create habitats.”

imprescindible diferenciar entre los efectos de los ungulados en sus áreas nativas de distribución y los efectos producidos por los ungulados introducidos (exóticos).

Una especie se considera nativa en un área determinada cuando su presencia es independiente de las actividades humanas o cuando llegó a un área determinada por la influencia del hombre antes del neolítico (5000-6000 años A.C.; Pysek, 1995). En esa época el hombre era parte de la naturaleza y su influencia sobre la dispersión de las especies era similar a la de los animales (Webb, 1985). Por el contrario, las especies que han llegado posteriormente a un área determinada como consecuencia de actividades de los humanos o de sus animales domésticos se consideran especies exóticas (Pysek, 1995).

El grupo de Expertos en Especies Invasoras (ISSG) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (apéndice de la resolución VI/23 de la Conferencia de las partes, pie de página 57) definió como exóticas (no nativa, foránea, alóctona) *“a las especies, subespecies o taxón inferior, introducidas fuera de su área de distribución natural (presente o pasada); incluyendo la introducción de cualquier parte, gameto o propágulo de dichas especies que pudiesen sobrevivir y subsiguientemente reproducirse”*. Con introducción se refiere a *“un desplazamiento, indirecto o directo, de la especie exótica por acción humana”*.

El Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras, añade a la definición de la UICN que dichas especies fuesen introducidas fuera *“de su área potencial de dispersión, que no hubiera podido ocupar sin la introducción directa o indirecta, o sin el cuidado del hombre.”*

Siguiendo estas tres definiciones, en España habitan claramente cinco especies nativas de ungulados silvestres (Tabla 1). Dos cérvidos: el corzo (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) y el ciervo ibérico (*Cervus elaphus hispanicus* Hilzheimer 1909), un suido: el jabalí (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) y dos bóvidos: la cabra montés (*Capra pyrenaica* Schinz 1838) y el rebeco meridional (*Rupicapra pyrenaica* Bonaparte, 1845), representado por dos subespecies: el rebeco (*R.p.parva* Cabrera, 1911) y el sarrío en los Pirineos (*R.p.pyrenaica* Bonaparte, 1845). No obstante, esta clasificación de especies y subespecies

autóctonas en la península ibérica está siendo revisada, puesto que recientes estudios filogeográficos están arrojando luz sobre la historia evolutiva de estas especies y pueden aportar una base para tomar decisiones sobre las mismas (véase Carranza et al., 2016; Queirós et al., 2018 sobre el ciervo; Royo et al., 2007; Randi et al., 2004 sobre el corzo; Acevedo & Casinello, 2009; Angelone-Alasaad et al., 2017; Grossen et al., 2018 sobre la cabra montés, Pérez et al., 2011 sobre el rebeco y Larson et al., 2005; Vilaça et al., 2014 sobre el jabalí). Por último, cabe recordar que dichos taxones son autóctonos a escala de país, pero cabría reflexionar sobre si ello implica que puedan o deban estar presentes en todos los parques nacionales españoles: por ejemplo, ciervo en el P.N. de la Sierra de Guadarrama o en el P.N. de las islas Atlánticas o cabra montés (a escala de subespecie) en P.N. de Cabañeros, Picos de Europa o Aigüestortes.

Por otro lado, si nos ceñimos a la definición de Pysek (1995), en la geografía española están presentes tres especies exóticas (Tabla 1): el muflón (*Ovis orientalis aries* Linnaeus, 1758), el arruí (*Ammotragus lervia* Pallas, 1777) y el gamo (*Dama dama* Linnaeus, 1758).

El muflón europeo es una variedad asilvestrada que procede de un muflón semidoméstico anatoliano (*Ovis orientalis gmelini* Blyth, 1841) que se introdujo en Córcega, Cerdeña y Chipre unos 6.000-7.000 años a.C (Gentry, Clutton-Brock, & Groves, 2004). Posteriormente, fue cruzado con ovejas domésticas en Alemania e introducido en 1953 en la península ibérica (Santiago-Moreno et al., 2004). Del mismo modo, el arruí procede del norte de África y fue introducido en los años 70 del siglo XX en el sureste español con fines cinegéticos (Casinello, 2000). También durante los años 70, ambas especies fueron introducidos en las islas Canarias (Nogales, Rodríguez-Luengo, & Marrero, 2006). En ambos casos queda claro su carácter de especies exóticas en España.

Por el contrario, el gamo tiene una historia de presencia más larga en la península ibérica. Parece ser que habitó por toda Europa, península ibérica incluida, hasta la última glaciación (Würm), cuando su área de distribución quedó reducida a algunas zonas del este del Mediterráneo (Turquía; Chapman & Chapman, 1975). Sin embargo, las introducciones por parte del hombre comenzaron pronto, durante el Neolítico y Edad de Bronce en Grecia (Masseti et al., 2006), continuando durante la época romana por Europa, fundamentalmente

en Italia, Sicilia e Inglaterra (Mackinnon, 2004; Sykes et al., 2011). En la península ibérica, los escasos restos fósiles encontrados desde su desaparición en el Pleistoceno Medio o Superior (Cardoso, 1989) estaban en Portugal y datan de la época romana (Davis & MacKinnon, 2009; Baker et al., 2017), aunque se duda si esta especie realmente habitó allí o los fósiles encontrados eran partes de animales muertos traídas por los comerciantes (Sykes et al., 2011). En el Parque Nacional de Doñana se tiene constancia de su existencia durante la Edad Media (Braza, 2002). A finales del siglo XIX habitaba en estado salvaje en Sierra Morena, Cuenca del Tajo y Montes de Toledo, así como en diversos cazaderos reales (Cabrera, 1914). Después hay constancia de reintroducciones a principios del siglo XX (Braza, 2002).

Sin embargo, que un ungulado sea considerado exótico no siempre significa no deseado o que haya que erradicarlo (evidentemente, la situación es diferente fuera que dentro de un parque nacional, donde parece razonable que no esté presente). De hecho, los ungulados exóticos pueden realizar una función que antes realizaban otros ungulados ahora ausentes o extintos (San Miguel-Ayanz, Perea & Fernández-Olalla, 2010). Existen dos tipos de ungulados exóticos; los que están catalogados como exóticos invasores (EEI) y los que no. Según la UICN, las especies exóticas invasoras *“son especies cuya introducción y/o dispersión constituyen un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica”* (apéndice de la resolución VI/23 de la Conferencia de las partes, pie de página 57). De manera similar, la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, define una EEI como *“aquella que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o semi-natural, y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética”*.

En ecosistemas y hábitats especialmente vulnerables, como por ejemplo las islas oceánicas, los ungulados exóticos constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad, debido a que dichos ambientes han evolucionado sin la presencia de grandes herbívoros y, por lo tanto, las especies de fauna y flora no están adaptadas a la presión que estos ejercen sobre el medio (Courchamp, F., Chapuis, & Pascal, 2003). En las islas Canarias, el muflón europeo y el arruí fueron introducidos durante los años 70. En la actualidad, el primero habita en

los Parques Nacionales del Teide y de Garajonay, mientras que el segundo habita en el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente. Varios estudios científicos han probado los daños producidos por estos ungulados silvestres sobre la Flora Canaria (Rodríguez-Piñero & Rodríguez-Luengo, 1993; Nogales, Rodríguez-Luengo, & Marrero, 2006; Garzón-Machado et al., 2010). Por ello, ambas especies se consideran invasoras en las islas Canarias y fueron incluidas en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto). En el caso de los parques nacionales canarios, parece lógico que ambas especies sean erradicadas, ya que están amenazando la biodiversidad de los parques nacionales cuyo objetivo es conservar la integridad de sus valores naturales y sus paisajes (Artículo 5, Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de parques nacionales).

El muflón se considera exótico, pero no invasor, en la península ibérica, mientras el arruí sí se considera exótico invasor en toda la Península (Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras). El Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, realizó una excepción con la población murciana de arruí, no incluyéndola en el Catálogo de EEI. Sin embargo, posteriormente, la Sentencia del Tribunal Supremo 637/2016, eliminó la excepción realizada a la población murciana por lo que el arruí pasó a considerarse EEI en todo el territorio español. Por último, con el objeto compatibilizar la lucha contra las EEI con su aprovechamiento para la caza y la pesca, y donde la presencia de la especie no supusiese un problema ambiental, se permitió *“que en aquellas áreas ocupadas antes de 2007, año en que se promulgó la primera regulación de esta materia, se pudiesen utilizar todas las modalidades de caza y pesca para su control o erradicación”* (Ley 7/2018, de 20 de julio, de modificación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad). Sin embargo, la declaración del arruí como EEI en la península ibérica ha generado cierto debate en el mundo científico, ya que se introdujo en el Catálogo como especie exótica invasora cuando parece que no había datos empíricos de que la especie estuviese amenazando la flora y la fauna autóctona de la península ibérica (Cassinello, 2018).

La historia evolutiva de las islas Baleares ha sido diferente a la de las islas Canarias, ya que en ellas habitó un ungulado, la cabra-rata balear (*Myotragus balearicus* Bate, 1909), que se extinguió hace unos 6000-4000 años (Lalueza-

Fox et al., 2005), por lo que existe un contexto histórico de co-evolución planta-ungulado silvestre. En estas islas habita actualmente el boc balear, una variedad local de cabra doméstica asilvestrada antiguamente (*Capra aegagrus hircus* Linnaeus 1758) que se mezcla con otras asilvestradas en épocas recientes (Vives & Baraza, 2010). Su diferenciación taxonómica está completamente clara, pero son, indudablemente, taxones domésticos asilvestrados.

Por último, existen otras especies de ungulados silvestres que desaparecieron de la península ibérica en tiempos históricos. Al menos dos de ellas son bóvidos, el uro (*Bos primigenius primigenius* Bojanus 1827) que se extinguió alrededor del 1600 d.C. en toda Europa, aunque su pariente doméstico (*Bos primigenius taurus* Linnaeus, 1758) sigue habitando en la península ibérica, y el bisonte estepario (*Bison priscus* Bojanus 1827). De bisonte europeo (*Bison bonasus* Linnaeus, 1758), únicamente existe una población (recuperada a través de ejemplares procedentes de zoológicos, porque llegó a extinguirse en la naturaleza) en estado salvaje en Polonia. En España, se ha “reintroducido” en cautividad en varias fincas con la consideración de ganado. La reintroducción real, que también ha sido planteada, requeriría demostrar que *Bison bonasus* estuvo presente en la península ibérica (si no, sería introducción), algo que no está claro, porque la especie de bisonte de cuya existencia sí existen evidencias científicas fue *Bison priscus*. En muchos trabajos paleontológicos del pleistoceno español sólo se indica *Bison* spp. En los últimos años se han realizado trabajos sobre esta cuestión que por el momento no han podido demostrar esa presencia antigua de *Bison bonasus* (Martínez-Navarro et al., 2018).

También habría que considerar los équidos, cuya historia evolutiva todavía no está completamente clara (Orlando et al., 2009). A lo largo del Pleistoceno en España hubo diversas especies de équidos, al menos *Equus stenonis*, *E. altidens*, y *E. hydruntinus*, que se extinguieron. Ahora ya no existen taxones de équidos salvajes autóctonos en Europa, aunque se mantiene el onagro, o asno salvaje asiático (*E. hemionus* Pallas 1775) en Asia. Lo que se está reintroduciendo en algunos casos (rewilding) es el *Equus ferus przewalskii* Poliakov, 1881 que, como el bisonte, se extinguió en la naturaleza, pero se recuperó a través de ejemplares de zoológico. Es la única subespecie salvaje de caballo (no asilvestrada a partir de animales domésticos) que existe en la



actualidad. Reducido a unas pocas manadas que viven en China y Mongolia, se considera un taxón amenazado (EN) en la Lista Roja de la UICN (King et al., 2015). *Equus ferus* existe en la actualidad, pero representado por caballos domésticos y el de Przewalski. En la actualidad, en España todavía quedan manadas de caballos salvajes, considerados ganado a efectos oficiales, pero con poca o muy poca gestión humana. Algunos, como el caballo galego, contribuyen a la conservación de hábitats de interés comunitario, como turberas y brezales, y también a la del lobo ibérico, de la que son una presa principal (Lagos, 2013; López-Bao et al., 2013).

El zebro pudo ser un équido salvaje que habitó en la Península ibérica hasta el siglo XVI. Sin embargo, no existen evidencias científicas de su existencia y situación taxonómica. En 1922 la Academia de las Ciencias de Lisboa volvió a plantear el tema, aunque sin conseguir resultados científicos. Y algo parecido ha sucedido con la última revisión de Nores et al., (2015).

El importante papel ecológico que desempeñaron los équidos salvajes en el funcionamiento de los ecosistemas españoles, al menos peninsulares, y la presencia de équidos ferales en algunos parques nacionales españoles, en especial los de Doñana y las Islas Atlánticas (OAPN, 2019), creemos que permite replantearse la conveniencia de mantener équidos ferales (aparte de los domésticos) en algunos de ellos.

**Tabla 1.** Clasificación de los ungulados silvestres en territorio español según sean autóctonos o nativos, alóctonos, exóticos invasores o autóctonos extintos.

Ungulados silvestres en España				
	Autóctonos o nativos	Exóticos	Exóticos invasores	Autóctonos extintos
<b>Península ibérica</b>	Rebeco ( <i>Rupicapra pyrenaica</i> ) Cabra montés ( <i>Capra pyrenaica</i> )* Corzo ( <i>Capreolus capreolus</i> ) Ciervo ( <i>Cervus elaphus</i> ) Jabalí ( <i>Sus scrofa</i> )	Muflón ( <i>Ovis orientalis musimon</i> ) Gamo ( <i>Dama dama</i> )	Arruí ( <i>Ammotragus lervia</i> )	Uro ( <i>Bos primigenius</i> ) Bisonte ( <i>Bison sp</i> )** <i>Equus ferus</i>
<b>Islas Canarias</b>			Muflón Arruí	
<b>Islas Baleares</b>				Cabra-rata balear ( <i>Myotragus balearicus</i> )
<b>Islas Atlánticas</b>				

\*endemismo ibérico; \*\* Bisonte europeo (*Bison bonasus*) está en la península en cautividad

## 1.2 Idoneidad de los ungulados silvestres en cada parque nacional

Desde la creación de los primeros parques nacionales, incluso el manejo de los ungulados nativos ha generado grandes debates, tanto en el mundo científico (Grignolio et al., 2014) como de la gestión (Granados & Cano-Manuel, 2015). En un caso ideal, en un parque nacional de carácter primario (sin influencia humana, al menos apreciable) de suficiente tamaño, donde todas las especies nativas estuviesen presentes y los procesos ecológicos permaneciesen intactos, los objetivos de conservación se podrían conseguir sin intervención humana (Anderson, 1991). Por ejemplo, las dinámicas poblacionales de los ungulados estarían en equilibrio con el medio a través de la disponibilidad de alimento, su competencia con otras especies y la presión de los depredadores (Sinclair, 1998).

La Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales establece en su art. 4 que *“Los parques nacionales son espacios naturales, de alto valor ecológico y cultural, poco transformados por la explotación o actividad humana...”*. De acuerdo con eso, en ellos se debe pretender que sus ecosistemas tengan una estructura, composición y procesos del carácter más “natural” posible: con todas las piezas (taxones) y procesos ecológicos básicos (Ehrlich & Walker, 1998) que representen a esos ecosistemas primarios o primigenios y que, además, se puedan conservar con una gestión activa mínima. De ese modo, entendemos que los parques nacionales deben contar con las especies de ungulados silvestres que son o han sido características de sus ecosistemas primarios y que, además, desempeñan funciones básicas esenciales en los procesos ecológicos de dichos sistemas. En el caso de los ungulados silvestres que, como ya se ha indicado, son especies ingenieras de ecosistemas, esa situación es particularmente importante. Aspectos como la diversificación de estructuras vegetales, la dispersión de semillas, el transporte de fertilidad, la influencia en los procesos de competencia intra- e interespecífica entre plantas, animales y planta-animal, con los consiguientes efectos en abundancia y persistencia de diversas formaciones vegetales (pastos herbáceos – matorrales – bosques), el suministro de alimento a invertebrados (p.ej. coprófagos) y vertebrados (p.ej. predadores y necrófagos) son fundamentales en la estructura y el funcionamiento de un parque nacional. Del mismo modo, habría que considerar

si existen motivos ecológicos con suficiente respaldo científico como para justificar la existencia una especie exótica de ungulado silvestre en un parque nacional.

Sin embargo, en Europa y, en concreto, en España, la mayoría de los parques nacionales se constituyen sobre paisajes alterados por la actividad del hombre (Montserrat, 2009; San Miguel et al., 2010), en los que faltan (o sobran) componentes en el sistema, de forma que no existe una autorregulación de los procesos ecológicos, es decir, presentan un grado de naturalidad bajo. El grado de naturalidad de un determinado ecosistema viene determinado por dos factores inversamente relacionados: la necesidad de intervención humana y la ratio entre el número de especies nativas presentes respecto al número de especies presentes antes de los asentamientos humanos<sup>2</sup> (Anderson, 1991).

Si nos fijamos en los ungulados, podemos comparar qué especies nativas o exóticas están presentes en la actualidad en cada parque nacional y compararlo con aquellas que presumiblemente estaban presentes antes de los asentamientos humanos. Existen estudios que han estimado la distribución potencial de los ungulados autóctonos en España (Acevedo et al., 2012). Esto nos podría dar una idea de lo alterados o no que están nuestros parques nacionales en este aspecto y nos ayudaría a deducir la necesidad de intervención humana dependiendo del grado de naturalidad de cada uno.

Como hemos resaltado anteriormente, la competencia por los recursos tróficos entre diferentes especies es fundamental para el equilibrio de los ecosistemas (Sinclair, 1998). Si estudiamos las características de los diferentes ungulados, podemos ver cómo evolucionaron en sistemas multi-ungulados a través de la diferenciación de nichos tróficos (continuo pastador-ramoneador; Hofmann, 1989; Prins & Fritz, 2008). Como se observa en la Tabla 2, en la mayor parte de los parques nacionales faltan (o sobran) componentes en el sistema (multi-herbívoro). Sin embargo, en la actualidad existen pocos estudios de cómo funcionan los sistemas multi-ungulados (Apollonio et al., 2017). Además, recientemente se ha demostrado que, en ausencia de depredadores, ciertas especies compiten con otras reduciendo o desplazando sus poblaciones (Ciervo-

<sup>2</sup> La presencia de una exótica o doméstica restaría más naturalidad también (Anderson, 1991)

corzo; Latham, Staines, & Gorman, 1997; Ciervo-rebeco; Lovari et al., 2014, arruí-cabra montés; Acevedo, Cassinello & Gortázar, 2007), lo que alerta del problema de realizar ciertas reintroducciones en ambientes muy alterados por el hombre (Lovari et al., 2014).

**Tabla 2.** Listado de especies de ungulados presentes en los parques nacionales de España.

		TIPO DE UNGULADOS SILVESTRES								
		Nativos					Exóticos		Exóticos invasores	
		Jabalí	Ciervo	Corzo	Rebeco Sarrío	Cabra montés	Gamo	Mufi3n	Arruí	Mufi3n
<b>PARQUE NACIONAL</b>										
<b>PENÍNSULA</b>	Aigüestortes i Estany de Sant Maurici									
	Cabañeros									
	Doñana									
	Monfragüe									
	Ordesa y Monte Perdido									
	Picos de Europa									
	Sierra de Guadarrama									
	Sierra Nevada									
	Tablas de Daimiel									
<b>ISLAS ATLÁNTICAS</b>	Islas Atlánticas de Galicia									
<b>ISLAS BALEARES</b>	Archipiélago de Cabrera									
<b>ISLAS CANARIAS</b>	Teide									
	Caldera de Taburiente									
	Timanfaya									
	Garajonay									

Gris oscuro indica que dicha especie habita en el Parque. Gris claro indica poblaciones que han aparecido recientemente o se avistan esporádicamente.

## 2 SOBREABUNDANCIA DE UNGULADOS EN LOS PARQUES NACIONALES

Durante los últimos 100 años, las poblaciones de ungulados silvestres de la península ibérica han sufrido grandes cambios en cuanto a su distribución y abundancia (Acevedo et al., 2011), al igual que las de todo el hemisferio norte (Côté et al., 2004). De hecho, en pocas décadas se ha pasado de una situación en la que había bastantes especies o subespecies de ungulados al borde de la extinción por causa del hombre (caza sin control, destrucción de hábitats,

fragmentación del territorio, etc.) a que, actualmente, uno de los problemas principales a la hora de gestionar las poblaciones de ungulados silvestres sea la sobreabundancia (Gortázar et al., 2008; Grignolio et al., 2014; Perea et al., 2015).

En Europa, existen pocos parques nacionales que estén especialmente dedicados a la protección de taxones de ungulados amenazados (Grignolio et al., 2014). Únicamente el rebeco de los Apeninos (*Rupicapra rupicapra ornata* Neumann, 1899) en Italia y el bisonte europeo (*Bison bonasus*) en Polonia están catalogados como vulnerables por la UICN (Olech, 2008; Lovari et al., 2010). Sin embargo, aunque no estén incluidos en esa lista roja, también están protegidos por la Directiva Hábitats, anexos II y IV, el ciervo de Córcega (*Cervus elaphus corsicanus* Erxleben, 1777; Hajji et al., 2008), del que ahora proponen separar el de Mesola (*Cervus elaphus italicus*, Zachos et al., 2014), la gamuza o rebeco de los Balcanes (*Rupicapra rupicapra balcanica* Bolkay, 1925; Corlatti, Lorenzini, & Lovari, 2011), las poblaciones de Córcega y Cerdeña de muflón europeo (*Ovis orientalis musimon*) y las naturales de *Capra aegagrus*.

Por el contrario, muchos parques nacionales están viendo amenazados sus objetivos de conservación por las altas densidades de una o varias especies de ungulados silvestres (Gortázar et al., 2008; Grignolio et al., 2014).

Un ejemplo claro de este cambio radical en la abundancia de ungulados en la península ibérica es el de la cabra montés (*Capra pyrenaica*). Estuvo al borde de la extinción e incluso varias subespecies se extinguieron, como el bucardo (*Capra pyrenaica pyrenaica*) o la cabra montés portuguesa (*Capra pyrenaica lusitanica*). Sin embargo, desde que se comenzaron a proteger mediante reintroducciones y la regulación o prohibición de la caza, sus poblaciones han experimentado un aumento exponencial (Perez, Granados, & Soriguer, 1994; Refoyo et al., 2015). En la actualidad, las altas densidades alcanzadas, por ejemplo, en ciertas zonas del Parque Nacional de Guadarrama, están causando grandes daños (Perea et al., 2015). De manera similar, otros parques nacionales presentan el mismo problema con otras especies como el ciervo o el jabalí (Perea & Gil, 2014a, b).

## **2.1 Causas**

En la península ibérica, existen varias causas que explican este aumento poblacional sin precedentes (Carpio et al., 2017): 1) un aumento de la

disponibilidad de alimento debido al abandono rural y de la ganadería, 2) la ausencia de depredadores naturales o las bajas densidades de éstos, 3) la expansión de los ungulados por el territorio como consecuencia de la rentabilidad de la caza mayor y 4) una capacidad insuficiente de control poblacional por parte de los cazadores, en parte, provocado por una gestión intensiva de las fincas (p.ej. suplementación). Además, en los parques nacionales, estos problemas se vieron agravados por otros motivos como la prohibición de la caza y el rechazo social hacia los controles poblacionales. Por último, a los factores citados anteriormente hay que sumarle el pequeño tamaño de los parques nacionales, que son pequeñas islas en entornos altamente antropizados (Cole, 1971), con gran cantidad de infraestructuras que limitan los movimientos migratorios de las especies y acentúan los daños en determinadas épocas.

## **2.2 Conflictos generados**

Aunque a densidades adecuadas los ungulados nativos pueden ayudar a alcanzar los objetivos de conservación de los parques nacionales, a altas densidades, estos pueden causar un efecto cascada sobre los niveles tróficos inferiores, ejerciendo un impacto negativo sobre diferentes componentes de los ecosistemas (Garrott, White & White, 1993). Este impacto negativo puede poner en peligro la conservación de diferentes especies de flora y fauna, cambiar la composición del suelo e incluso poner en peligro las propias poblaciones de ungulados (Hobbs, 1996). También, los ungulados nativos causan otra serie de conflictos sociales y económicos tales como los daños a la agricultura, a las repoblaciones (ramoneo, pisoteo y escodado), accidentes de tráfico y transmisión de enfermedades a animales domésticos y personas (Delibes-Mateos, 2015; Carpio et al., 2017).

## **2.3 Sobreabundancia en el contexto de parques nacionales**

En los parques nacionales, ser capaces de detectar cuándo existe sobreabundancia es crucial para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, el concepto de sobreabundancia suele estar basado en valoraciones parciales o subjetivas (McShea & Underwood, 1997), ya que, como se ha descrito en el apartado anterior, hay muchos motivos por los que se puede decir que una población es sobreabundante. Caughley, (1981) definió cuatro clases de conflictos por los que decimos que una especie es sobreabundante, 1) si

supone una amenaza para la vida humana o para su bienestar, 2) si amenaza la abundancia de especies con valor económico o estético, 3) si causa daños a su propia población o 4) si causan desequilibrios en los ecosistemas que queremos proteger. Por lo tanto, el término sobreabundancia únicamente tiene un significado claro cuando se acompaña de un contexto determinado en el que se tengan unos objetivos de manejo y conservación claros (Mysterud, 2006). Por este motivo, diferentes gestores pueden estimar que una población es sobreabundante a diferentes niveles de densidad según sean sus objetivos de gestión. Para una persona que se dedica a la gestión cinegética, una población será sobreabundante cuando exista una alta competencia intraespecífica que haga que la calidad de los individuos disminuya como consecuencia de procesos denso-dependientes. Un gestor forestal, fijará la sobreabundancia a un nivel de densidad en el que los ungulados dañen a las repoblaciones de árboles de interés económico. Sin embargo, en un parque nacional el objetivo es “*conservar la integridad de sus valores naturales y sus paisajes*” (Artículo 5, Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de parques nacionales), por lo que existirá sobreabundancia cuando una densidad determinada de ungulados ponga en peligro la diversidad de especies, su abundancia o la funcionalidad del sistema (Caughley, 1981).

### **3 SEGUIMIENTO DE LAS POBLACIONES DE UNGULADOS NATIVOS Y DE SU ENTORNO**

#### **3.1 Seguimiento de las poblaciones de ungulados por densidad**

Una vez que se detecta que existe sobreabundancia, la primera pregunta que un gestor se plantea normalmente es: ¿cuál es el tamaño poblacional “ideal”? o ¿Cuántos individuos debo extraer de la población para reducir los impactos negativos? La respuesta a dicha pregunta pasa por saber, en primer lugar, el número de individuos que hay. Sin embargo, a pesar de existir gran cantidad de metodologías para estimar las poblaciones de ungulados (Buckland, Goudie, & Borchers, 2000), la realidad es que los ungulados son extremadamente difíciles de censar (Bonenfant et al., 2009; Apollonio et al., 2017). Las estimas poblacionales son poco precisas (coeficientes de variación suelen ser del orden del 20% en poblaciones de mamíferos; Caughley, 1977), poco fiables (llegan a subestimar el tamaño poblacional en un 50% o más; Gaillard, Loison, & Toïgo, 2003) y además son muy costosas económicamente. Por último, fijar una

densidad deseada requiere el conocimiento de qué nivel de densidad es el apropiado para evitar dichos daños, lo que varía de unos ambientes a otros (Mysterud, 2006). Por ello, debemos enfatizar que la densidad *per se* no es una información valiosa para comprender la sobreabundancia (Bowyer et al., 2014). Entonces, ¿cómo podemos realizar un control poblacional cuando ni siquiera es posible obtener un censo satisfactorio de los animales que queremos controlar?

### **3.2 Seguimiento mediante indicadores ecológicos**

Varios estudios proponen invertir menos recursos en estimar la abundancia absoluta de ungulados y más recursos en recolectar información adicional para comprender el estatus ecológico del sistema ungulado-hábitat que está siendo gestionado (Morellet et al., 2007). Es decir, en vez de responder a la pregunta ¿Cuántos ungulados tenemos?, quizá sea más adecuado responder otras preguntas como: ¿Está la población aumentando o disminuyendo? y ¿qué parámetros son responsables de la tendencia observada? (Eberhardt & Knight, 1996).

Esto se podría conseguir con el uso de indicadores de cambios ecológicos que describan la interacción entre las poblaciones y sus hábitats, de forma que proporcionen una base cuantitativa para tomar decisiones que ayuden a conseguir determinados objetivos predefinidos (Mysterud, 2006; Morellet et al., 2007). Estos indicadores deben tener ciertas características para ser útiles (Dale & Beyeler, 2001): deben ser fáciles de medir, sensibles a los estreses, responder de una manera predecible e inequívoca a los mismos, ser anticipatorios (i.e. que señalen un cambio inminente en el sistema) y predecir cambios que puedan ser evitados por medidas de gestión. También deben ser integrativos, es decir, que cubran gradientes clave en los sistemas ecológicos (tipos de vegetación, suelos, especies de fauna, etc.). Sin embargo, puesto que no podemos monitorear todos los componentes de un sistema ecológico, debemos identificar un número pequeño de indicadores que caractericen las partes más relevantes del sistema (Gaillard et al., 2008).

El uso de indicadores ecológicos para el seguimiento de las poblaciones de ungulados ha sido apoyado por muchos científicos expertos en el tema (Mysterud, 2006; Morellet et al., 2007; Gaillard et al., 2008) y la filosofía que subyace a esta idea está basada en el concepto de denso-dependencia (Morellet



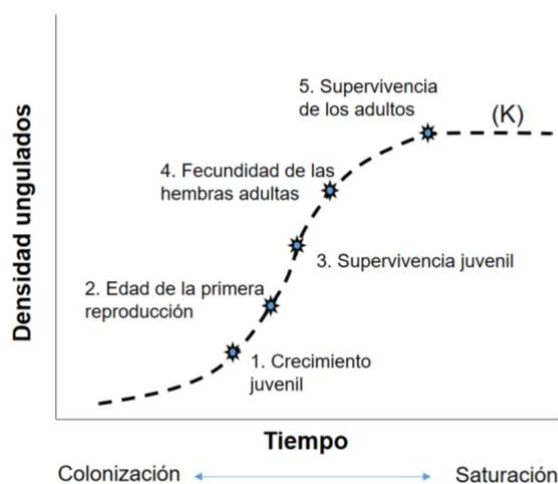
et al., 2007). Este concepto usa el continuo colonización-saturación para describir los cambios experimentados por la población y su entorno al aumentar la densidad, indicando dónde está la población respecto a la capacidad de carga (Gaillard et al., 2000). Por lo tanto, se propone la utilización de indicadores de cambios ecológicos realizando un seguimiento sobre estos dos ejes fundamentales del sistema: 1) la propia población de ungulados; utilizando índices demográficos, de rendimiento animal, sanitarios y de abundancia relativa (Gaillard et al., 2000) y 2) la estructura y composición del medio a través de índices que adviertan de cambios en la vegetación, en el suelo y en la abundancia de otras especies de fauna (Morellet et al., 2007).

Por último, se propone realizar un manejo adaptativo en los parques nacionales (Walters, 1986; Nichols, Johnson, & Williams, 1995; Williams et al., 2002), de modo que estos indicadores ecológicos nos señalen cuándo hay que realizar una intervención y, posteriormente, nos ayuden a monitorizar sus resultados, comprobando si las medidas tomadas para reducir la densidad están revirtiendo los efectos negativos sobre el sistema (Apollonio et al., 2017). Además, si toda esta información se recolecta de manera continua, se podrá usar para mejorar el conocimiento biológico de los sistemas y ayudar a la futura toma de decisiones (Gaillard et al., 2008; Apollonio et al., 2017).

#### 4 SEGUIMIENTO DE LAS POBLACIONES DE UNGULADOS

Cuando existe denso-dependencia en una población de ungulados y, por tanto, competición intra-específica por el forraje (i.e. los recursos son limitados), se producen una serie de cambios en la reproducción, en la calidad fenotípica, en el estatus sanitario y en la supervivencia de los individuos, lo que en última instancia provoca un descenso en el crecimiento poblacional. Estos cambios, a nivel poblacional, se suceden de manera predecible mientras el tamaño poblacional se incrementa (Eberhardt, 1977, 2002), indicando dónde está la población respecto a la capacidad de carga (Figura 1). En primer lugar, se produce una disminución en el crecimiento de las crías que tardarán un tiempo mayor en alcanzar el peso adecuado para reproducirse. Debido a esto, la edad a la que las hembras se reproducen por primera vez aumentará. Si la población sigue incrementando su tamaño, la supervivencia juvenil se verá afectada, disminuirá la tasa de reproducción de adultas y por último aumentará la mortalidad en adultos (Eberhardt, 1977, 2002; Mysterud, 2006; Bowyer, 2014). Además, estos cambios serán experimentados de manera diferente entre sexos (sobre todo en las especies con dimorfismo sexual; Clutton-Brock et al., 1997; Bonenfant et al., 2009) y también entre clases de edad, siendo más vulnerables las crías, los juveniles y los individuos más viejos que los adultos (Bonenfant et al., 2009).

Como se ha indicado anteriormente, a nivel poblacional, se utilizarán índices para describir cambios a diferentes niveles: 1) en parámetros demográficos, 2) en el rendimiento animal, 3) en el estado sanitario y 4) en la abundancia relativa (Gaillard et al., 2000).



**Figura 1.** Efectos de la denso-dependencia sobre las poblaciones de ungulados silvestres desde el momento de colonización ( $t=0$ ) hasta que se alcanza la saturación del medio ( $t=K$ ). Figura adaptada de Mysterud (2006).

#### 4.1 Parámetros demográficos

##### *Parámetros reproductivos*

El efecto de la denso-dependencia en la tasa reproductiva ha sido comprobado empíricamente para un gran número de ungulados (Bonenfant et al., 2009). Se puede observar en diversos parámetros que van desde la producción de los óvulos de las hembras hasta el momento de destete de las crías. Por lo general, un aumento en la densidad conlleva una reducción en los parámetros reproductivos (Bonenfant et al., 2009). Sin embargo, la magnitud de los efectos de la denso-dependencia influyen de manera diferente según la edad de las hembras siendo las hembras jóvenes y las más viejas las que sufren mayores consecuencias.

Existen numerosos índices que pueden utilizarse para evaluar el estado reproductivo de una población, como, por ejemplo, la edad media en la primera reproducción, la ratio de ovulación o de preñez, el tamaño de la camada (en ungulados múltiparos), el número de fetos o crías por hembra adulta, el sex ratio al nacimiento o el porcentaje de hembras en lactación (Véase Tabla 3).

##### *Tasas de supervivencia (Mortalidad)*

Al igual que sucede con los parámetros reproductivos, la denso-dependencia influye de manera notable en la supervivencia de los individuos. A nivel poblacional, la supervivencia durante el primer año es la que responde de una manera más evidente a los cambios en la densidad. Puede dividirse en dos fases: 1) la supervivencia desde el nacimiento hasta el destete (dependiente del cuidado materno) y 2) entre el destete hasta el año de vida (independiente del cuidado materno; Clutton-Brock, Guinness, & Albon, 1982; Gaillard et al., 2000). También se ha detectado que en las especies con mayor dimorfismo sexual las crías y los jóvenes machos (“yearlings”) tienen tasas de mortalidad mayores que las hembras de su misma clase de edad (Catchpole et al., 2004).

El estudio de la mortalidad de los adultos en edad de máximo rendimiento (“prime age”) únicamente es apreciable en situaciones muy extremas mientras que, aunque la mortalidad puede llegar a ser elevada en los adultos viejos a altas densidades, esto es difícil de observar porque esta clase de edad constituye una proporción pequeña de la población, por lo que el tamaño muestral normalmente es bajo para obtener resultados significativos (Bonenfant et al., 2009).

Por último, los efectos de la densidad sobre la mortalidad de las crías o jóvenes deben estudiarse justo después de la época limitante, es decir, en invierno en zonas de clima templado o de alta montaña y en verano en zonas de clima mediterráneo (Bugalho & Milne, 2003).

#### **4.2 Índices de rendimiento animal (Animal performance).**

Anteriormente, hemos mostrado la asociación entre los parámetros demográficos y la densidad, pero no hemos estudiado de qué forma la densidad afecta a esos parámetros. Por norma general, cualquier factor ambiental que afecte negativamente al peso corporal, como puede ser un aumento en la densidad o unas condiciones climáticas duras, puede afectar al rendimiento individual, modificando los parámetros reproductivos y las tasas de supervivencia (véase la revisión de Sæther, 1997). Individuos con buena condición corporal en su primer año de vida (frecuentes en poblaciones por debajo de la capacidad de carga del medio) suelen tener una ratio de mortalidad más baja que los individuos con peor condición corporal (Cassinello & Gomendio, 1996; Bonenfant et al., 2009). También es más probable que, con una buena condición corporal, su edad en la primera reproducción sea más baja, puedan alcanzar un tamaño corporal mayor en la edad adulta y así tener una alta fecundidad durante su vida (Bonenfant et al., 2009). Por otra parte, el peso de los juveniles influye en la supervivencia que suele ser más probable en los individuos más pesados (Loison, Langvatn & Solberg, 1999; Bonenfant et al., 2009).

Por ello, normalmente para determinar el rendimiento de un animal se suelen utilizar índices como el peso corporal o las reservas de grasa (condición corporal; Tabla 3). Cuando no es posible medir las reservas de grasa, un índice con una medida del tamaño corporal y el peso puede dar una idea de las reservas de grasa acumuladas (Jakob, Marshall, & Uetz, 1996). Por último, en el caso de los bóvidos y los cérvidos, los caracteres sexuales secundarios (cuernos y cuernas) pueden servir para supervisar el rendimiento en los machos ante el efecto de la denso-dependencia, puesto que son un buen indicador del rendimiento de los individuos (ciervo ibérico; Torres-Porras, Carranza & Pérez-González, 2009; Peláez et al., 2018, cabra montés; Carvalho et al., 2017).

### 4.3 Parámetros sanitarios

La situación sanitaria de las poblaciones de ungulados salvajes en los parques nacionales y la interacción entre éstos y el ganado es un tema de una enorme importancia ecológica, económica y social, que ha dado lugar a una bibliografía científica muy extensa (Pérez et al., 1997; Gortázar et al., 2006; Gortazar, 2015; Barasona et al., 2015) que no pretendemos sintetizar en este informe. De hecho, la interacción no es sólo entre fauna silvestre y ganado, sino también con humanos, porque muchas patologías son compartidas (zoonosis) y con cierta frecuencia de carácter muy peligroso, como sucede, por ejemplo, con tuberculosis, brucelosis, toxoplasmosis, peste porcina o lengua azul, por citar algunas. Por ello, la American Veterinary Medical Association, AVMA, ha puesto en marcha la iniciativa One Health (King et al., 2008; Coker et al., 2011; Dhama et al., 2013).

Resulta, pues, evidente, la necesidad de contemplar esa situación a la hora de planificar la gestión y el seguimiento de las poblaciones de ungulados silvestres (y domésticos) en los parques nacionales españoles.

Normalmente, el impacto negativo de un aumento de la densidad sobre la mortalidad o la reproducción se vincula a un incremento en la competencia por los recursos tróficos. En este sentido, las patologías denso-dependientes pueden actuar como un efecto aditivo incrementando la mortalidad, ya que una alimentación deficiente puede aumentar la susceptibilidad a las enfermedades al disminuir la capacidad inmune (Fernández-Llario et al., 2004). Sin embargo, incluso en animales sanos, una excesiva agregación provocada por altas densidades facilita la transmisión y el mantenimiento de enfermedades en la población, puesto que aumentan la ratio de contacto (Gortázar et al., 2006).

Además, el aumento de las densidades de ungulados, junto con la expansión de la ganadería, ha provocado que se incrementen los problemas sanitarios, en particular aquellos relacionados con las enfermedades compartidas con la fauna silvestre (epizootias) y con el ser humano (zoonosis), problema que está alcanzando niveles históricos máximos (Barasona et al., 2015).

En este aspecto se sugiere la vigilancia y monitorización, tanto de vectores como de hospedadores de enfermedades claves (Gortázar et al., 2015), realizando una recogida sistemática de datos epidemiológicos y siguiendo una serie de recomendaciones (véase Boadella et al., 2011).

#### 4.4 Índices de abundancia relativa

Como hemos explicado anteriormente, los ungulados son extremadamente difíciles de censar (Bonenfant et al., 2009; Apollonio et al., 2017), y los métodos de estima de abundancia absoluta son, por lo general, poco precisos y fiables (Gaillard et al., 2003) además de costosos. Por ello, debemos tener clara la diferencia entre estimar la abundancia absoluta de una población y la utilización de índices de abundancia relativa (Eberhardt & Knight, 1996). La abundancia absoluta hace referencia al número total de individuos: es sinónimo de tamaño poblacional y responde principalmente a la pregunta: ¿cuántos individuos hay? Por otro lado, la abundancia relativa se refiere a una cantidad que refleja las variaciones temporales o espaciales del tamaño poblacional, sin que para ello sea necesario estimar el número total de individuos de la población. Responde a preguntas tales como: ¿está aumentando la población en un área determinada? o ¿existe una abundancia mayor en un área frente a otra? Estas metodologías deben basarse en métodos muy estandarizados para que los resultados sean comparables (Vincent, Gaillard, & Bideau, 1991).

El uso de índices de abundancia relativa tiene gran aceptación en el contexto de la gestión adaptativa (Morellet et al., 2007), puesto que nos ayuda a monitorizar la tendencia poblacional de manera sencilla después de cada actuación.

Sin embargo, esto no quiere decir que nunca se deba estimar la abundancia absoluta, sino que ésta es más útil si se realiza en intervalos de tiempo mayores (varios años), mientras que de manera más frecuente se pueden utilizar índices de abundancia relativa (Morellet et al., 2007; Acevedo et al., 2008).

Existen diversos métodos para estimar la abundancia relativa de ungulados silvestres, aunque los más utilizados son los índices kilométricos de abundancia (IKA) basados tanto en observaciones directas (nº de individuos por km recorrido; Vincent et al., 1991) como en indicios (nº de grupos de excrementos por km recorrido/ parcela muestreada; Putman, 1984; Acevedo et al., 2010). También se suelen utilizar otros métodos (véase Morellet et al., 2007), como el número de individuos atropellados o el número de individuos cazados por unidad de esfuerzo (i.e. cazador y día; Imperio et al., 2010), aunque quizá estos métodos no sean tan útiles en los parques nacionales.

**Tabla 3.** Indicadores de cambio ecológico para el seguimiento de las poblaciones de ungulados silvestres.

	TIPO DE ÍNDICE	ÍNDICE
DEMOGRÁFICOS	Parámetros reproductivos	Edad media en la primera reproducción †, Ratio de ovulación (cuerpos lúteos) †, Ratio de preñez * †, Tamaño de la camada (multíparas) * †, Número de fetos o crías por hembra * †, Sex ratio al nacimiento * †, % de hembras en lactación * †
	Tasas de supervivencia (Mortalidad)	Supervivencia juvenil después de verano/invierno Sup. de los yearlings (macho o hembra) Mortalidad de adultos
RENDIMIENTO ANIMAL	Peso	Peso de los fetos † Peso entero (al nacer, juveniles, yearlings, adultos * †) Peso eviscerado (con sin cabeza y patas) †,
	Tamaño	Longitud de la mandíbula * † Longitud de la pata trasera * † Longitud cabeza-cola Altura de la cruz Perímetro torácico
	Condición corporal	KFI (índice de grasa perirrenal) † Grasa del femur † Peso/Tamaño Grosor de la grasa de la cadera (Rump fat thickness)
	Caracteres sexuales secundarios	Longitud de la cuerna de los yearlings * † Longitud/puntos CIC de la cuerna de adultos * † Longitud de los cuernos, longitud del segundo medrón * †
ABUNDANCIA	Índice kilométrico (A. relativa)	Nº individuos/km recorrido (en coche, a pie) al amanecer o atardecer
	Conteo de excrementos (A. relativa)	Nº excrementos por metro recorrido o por parcela
	Abundancia absoluta	Distance sampling Captura, marcaje y re-captura (CMR) Fototrampeo (método REM) Conteos del número mínimo de individuos
SANITARIOS	Control del estado sanitario	Patógenos en sangre, Prevalencia de enfermedades (tuberculosis, sarna sarcóptica, queratoconjuntivitis, cefenemia, etc.) Parásitos en heces, Carga parasitaria de garrapatas.

\* Implica captura del animal; † análisis post-mortem. Tabla adaptada de Bonenfant et al., (2009).

## **5 SEGUIMIENTO DE LOS CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DEL SISTEMA**

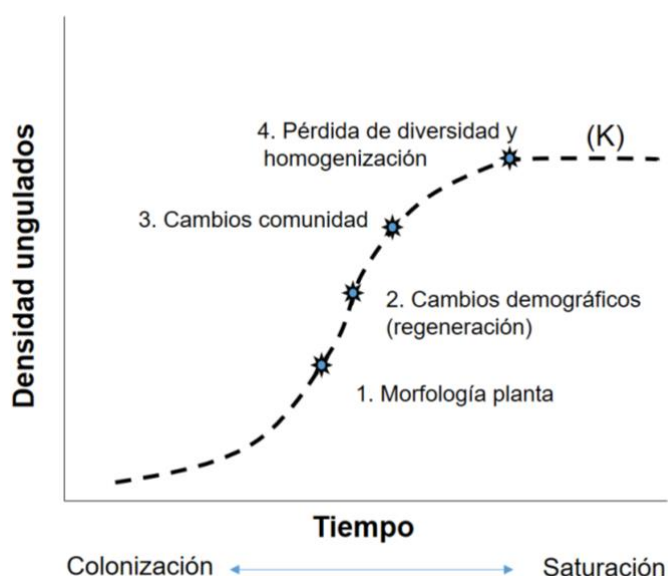
### **5.1 Índices para detectar cambios sobre la vegetación**

Los impactos de los ungulados silvestres sobre la flora autóctona han sido descritos en múltiples estudios científicos, tanto a nivel global (Gill & Beardall, 2001; Rooney & Waller, 2003; Côté et al., 2004), como en la península ibérica (Soriguer 1983; Gómez, 2005; Perea et al., 2014, 2015; Miranda et al., 2015; Fernández-Olalla et al., 2016; Velamazán et al., 2017). Los resultados indican que las altas densidades de ungulados nativos afectan negativamente a la composición y diversidad florística, particularmente a las especies leñosas, alterando, así mismo, la dinámica natural de la vegetación. Es más, el efecto de la sobreabundancia se encontrará primero sobre las plantas, antes de que cualquier efecto de denso-dependencia se encuentre en las poblaciones de animales (Noy-Meir, 1975), por lo que el seguimiento de los cambios sobre la vegetación puede ser muy útil para alertar ante los primeros signos de sobreabundancia. En general, las formas vitales que se ven afectadas más negativamente por los ungulados silvestres son las plantas leñosas porque, al contrario de lo que sucede con las herbáceas, tienen meristemos de crecimiento apicales y no están especialmente adaptadas a la herbivoría. Por ello, el pastoreo suele beneficiar a los pastos herbáceos (algunos de los cuales lo necesitan), mientras perjudica a los leñosos: matas, arbustos y árboles (San Miguel, 2001).

Al igual que ocurre en las poblaciones de ungulados, los cambios en la vegetación también suceden de manera predecible mientras el tamaño poblacional se incrementa (Figura 2). No cambian las preferencias de la especie, pero al aumentar la densidad de individuos se incrementan los efectos sobre las plantas. En primer lugar, una presión herbívora moderada modifica la morfología de las plantas más apetecidas (i.e. forma y altura; Mysterud, 2006), produciendo portes achaparrados en las plantas más consumidas (López-Sánchez et al., 2016; Peláez et al., 2019). Si esta presión se incrementa, estas plantas tendrán problemas de regeneración (i.e. predación de flores, semillas o regenerado), lo que llevaría a cambios en la demografía de la especie. Por último, un elevado nivel de ramoneo (consumo de plantas leñosas) produciría cambios en la comunidad, al disminuir primero la diversidad de las plantas más apetecidas,



después las moderadamente apetecidas hasta llegar a una homogeneización biótica en la que únicamente estén presentes las plantas poco apetecidas (Perea & Gil, 2014). En zonas mediterráneas, las plantas más apetecidas generalmente pertenecen a etapas de sucesión más tardías (Perea & Gil, 2014), por lo que una elevada presión herbívora amenaza la dinámica de la vegetación forzándola a volver a etapas de sucesión previas (Perea & Gil, 2014).



**Figura 2.** Efectos de la denso-dependencia la estructura y composición de la vegetación desde el momento de colonización ( $t=0$ ) por los ungulados silvestres hasta que se alcanza la saturación del medio ( $t=K$ ). Figura adaptada de Mysterud (2006).

Pero el efecto directo de la herbivoría no es el único que afecta a la reducción de la biodiversidad. Otros daños ejercidos a la flora, como el pisoteo, el escodado o el frotamiento, pueden también poner en riesgo la regeneración de ciertas especies (Moreno-Gómez et al., 2001; Mysterud, 2006; Perea et al., 2015; Charco et al., 2016). Por ello, a veces no se habla sólo de herbivoría, sino de utilización de las plantas. Por último, en el contexto de cambios globales, la reducción de las plantas nativas palatables (apetecibles) puede facilitar y contribuir al establecimiento de especies de flora exótica invasora, por lo general poco o nada palatables (Vavra, Parks, & Wisdom, 2007).

En cuanto al seguimiento de los daños en la vegetación, se recomienda utilizar dos tipos de especies indicadoras:

- Las especies leñosas que, al contrario que las herbáceas, no presentan “estrategias” que le permitan soportar un ramoneo de mediana intensidad

(San Miguel, 2001), por lo que se pueden usar como especies alarma siempre que cumplan dos condiciones: 1) que se encuentren ampliamente distribuidas (si no, no serían útiles, porque sería difícil encontrar individuos) y 2) que sean sensibles a la presión por ungulados (i.e., especies preferidas). Como indicadores se podrían utilizar los grados de ramoneo (Morellet et al., 2001; Fernández-Olalla et al., 2006; Perea et al., 2015), , el coeficiente de esbeltez (i.e. relación altura/diámetro de la planta; López-Sánchez et al., 2016), los cambios en la abundancia de las especies indicadoras, por ejemplo a través de su cobertura sobre el suelo (Braun-Blanquet, 1951), la presencia o abundancia de regeneración de las especies indicadoras (Perea et al., 2015; Velamazán et al., 2017) o los daños por frotamiento en pies adultos y de regenerado (Perea et al., 2015; Charco et al., 2016; Velamazán et al., 2018; Tabla 4)

- Especies raras o amenazadas: pueden proporcionar una información más realista y más conservacionista que el uso de especies leñosas comunes, puesto que al ser raras son más vulnerables a los herbívoros, pudiendo caer en la trampa del herbívoro (Mysterud, 2006). Los mismos parámetros de daños por ramoneo, cambios en la abundancia de la especie (tanto en pies adultos como en el regenerado), y afecciones por pisoteo o frotamiento pueden ser utilizados en estas especies leñosas raras o amenazadas (Velamazán et al., 2017)

Sin embargo, el efecto de ungulados sobre especies comunes debe tomarse con cuidado, pues puede ocultar densidades insostenibles para especies o hábitats escasos o amenazados con máxima prioridad de conservación en los parques nacionales. En esos casos, como en el de las especies raras o amenazadas, hay que recurrir a su seguimiento individualizado (Perea et al., 2015; Velamazán et al., 2017)

## **5.2 Índices de cambios en el suelo**

Los efectos de los ungulados silvestres sobre el suelo son múltiples, e incluyen la redistribución de nutrientes a través de la orina y las heces, suministro de alimento para los invertebrados coprófagos o la dispersión de semillas. Sin embargo, a altas densidades, también ocasionan efectos negativos, como la compactación del suelo o la erosión por pisoteo (Kumbasli et al., 2010). Además,

al influir en la composición biogeoquímica del suelo y los ciclos del C, N, P (Gass & Binkley, 2011), alteran los hábitats para otras especies que viven en él, como las comunidades de micorrizas (Gehring & Whitham, 1994) o la diversidad microbiana (Mohr, Cohnstaedt & Topp, 2005).

Los efectos de la erosión pueden llegar a ser irreversibles si las altas densidades provocan una pérdida permanente de nutrientes y suelo mineral (Mysterud, 2006). Existen zonas que son especialmente vulnerables, como las húmedas con suelos inestables (van de Koppel et al., 1999; Pellerin, Huot & Côté, 2006), las de mayor pendiente o las regiones alpinas (Evans, 1996) y las de ambientes menos productivos (regiones áridas y semiáridas).

Como índices, se propone medir la compactación mediante la resistencia del suelo a la penetración (SPR; Kuss & Hall, 1991; Heckel et al., 2010) y, en zonas rocosas, la erosión del suelo de las bandas de erosión sobre rocas, el coeficiente de esorrentía (Weltz, Kidwell, & Fox, 1998) o el cambio en la cobertura de líquenes sobre la superficie rocosa (Pegau, 1970).

### **5.3 Indicadores de cambio en la abundancia de especies de fauna**

Entre los grupos faunísticos, los ungulados parecen perjudicar especialmente a las aves, los pequeños mamíferos y los artrópodos (véase Foster, Barton, & Lindenmayer, 2014 para una revisión). También pueden verse afectados negativamente los anfibios, reptiles y otros invertebrados, aunque éstos han sido estudiados en menor medida (Foster et al., 2014). La causa principal de este efecto negativo parece ser principalmente la reducción en la biomasa y en la complejidad estructural de la vegetación, la reducción en los recursos alimenticios y la compactación del suelo (Foster et al., 2014; Suominen & Danell, 2006).

En la península ibérica, se ha demostrado el efecto negativo de las altas densidades de jabalíes sobre las poblaciones de conejo (*Oryctolagus cuniculus*; Carpio et al., 2014a) así como sobre roedores (Munoz, Bonal, & Díaz, 2009) y diferentes grupos de invertebrados (Carpio et al., 2014b; Gómez & González-Megías, 2002). También, obviamente, sobre las aves que nidifican sobre el suelo o en marismas (Carpio et al., 2014c, 2016; Oja et al., 2017). Además, también se ha observado competencia interespecífica por los recursos entre ungulados (ciervo-cabra montés: García-Gonzalez & Cuartas, 1992; ciervo corzo: San José

et al., 1997; gamo-ciervo: Azorit et al., 2012; y la posibilidad de arruí-cabra montés: Acevedo et al., 2007).

En estos casos, se sugiere la utilización de métodos de abundancia relativa para supervisar las tendencias poblacionales de las diferentes especies de fauna que puedan verse amenazadas.

**Tabla 4.** Indicadores ecológicos para el seguimiento de los cambios en la estructura y composición del sistema.

	TIPO DE ÍNDICE	ÍNDICE
VEGETACIÓN	Vegetación leñosa	Morfología de la planta (coeficiente de esbeltez) Índice de ramoneo Regeneración (abundancia de regenerado) Homogeneización Riqueza de especies (Índices alfa) y abundancia de especies (Braun-Blanquet, 1951) Índices de diversidad beta (similarity indexes) Pisoteo Frotamiento
	Flora amenazada	Morfología de la planta (coeficiente de esbeltez) Índice de ramoneo Abundancia (cobertura) de adultos Abundancia y daños por ramoneo en regenerado Daños por frotamiento/pisoteo
SUELO	Erosión	Bandas de erosión sobre rocas Coeficiente de escorrentía Cobertura y diversidad de líquenes
	Compactación	Penetrómetro
	Diversidad de microbiota y micorrizas en el suelo	DNA metabarcoding (bacterias y hongos)
OTRAS ESPECIES DE FAUNA	Índices de abundancia de vertebrados	Nº de individuos por kilómetro recorrido (IKA) Conteo de excrementos por unidad de superficie Nº de capturas por trampa/noche (pequeños mamíferos)
	Diversidad de vertebrados	Fototrampeo
	Abundancia de invertebrados en suelo	Pitfalls and pan traps

## 6 GESTIÓN DE LOS UNGULADOS SILVESTRES EN LOS PARQUES NACIONALES

### 6.1 Categorías de gestión de áreas protegidas (UICN)

A escala mundial, bajo el término legal de “Parque Nacional” podemos encontrar seis categorías de gestión de áreas protegidas (UICN; Dudley, 2008): I) Protección estricta (Ia. Reserva Natural Estricta, Ib. Área natural silvestre), II) Conservación y protección del ecosistema (Parque nacional)<sup>3</sup>, III) Conservación de los rasgos naturales (Monumento natural), IV) Conservación mediante manejo activo (Área de manejo de hábitats / especies), V) Conservación de paisajes terrestres y marinos y recreación (Paisaje terrestre y marino protegido) y VI) Uso sostenible de los recursos naturales (Área protegida manejada). La diferencia principal entre dichas categorías corresponde al grado de naturalidad que presenta cada ecosistema (alteración por la influencia humana y número de especies nativas presentes), la necesidad o no de intervención humana para el correcto funcionamiento y su uso como áreas turísticas o de recreo (Dudley, 2008).

Por ello, es importante tener en cuenta que el hecho de que un gobierno llame a un área “Parque Nacional” no significa que deba ser manejado de acuerdo a las pautas de la categoría II (Parque Nacional), ya que ya que muchos de estos parques se crearon antes de que la UICN acordara esta definición (Grignolio, et al., 2014). Sin embargo, es crucial identificar la categoría de área protegida UICN que mejor refleja la situación actual de cada Parque Nacional (o cada una de las zonas del parque) y aplicar el sistema de gestión recomendado por la UICN.

En la legislación española referente a las áreas protegidas no se usan directamente las categorías de la IUCN. Según el artículo 5, Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales “*la declaración de un parque nacional tiene por objeto conservar la integridad de sus valores naturales y sus paisajes y, supeditado a ello, el uso y disfrute social*”. En este caso, tal y como ocurre en otros países europeos (Grignolio et al., 2014), la ley establece unos objetivos de

<sup>3</sup> **Category II** protected areas are large natural or near natural areas set aside to protect large-scale ecological processes, along with the complement of species and ecosystems characteristic of the area, which also provide a foundation for environmentally and culturally compatible spiritual, scientific, educational, recreational and visitor opportunities. The composition, structure and function of biodiversity should be to a great degree in a “natural” state or have the potential to be restored to such a state, with relatively low risk of successful invasions by non-native species.

conservación en cuanto a fauna, flora y paisaje bastante genéricos. Adicionalmente, en España, para cada Parque Nacional, existe un Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG), que es el que define los objetivos de conservación en mayor detalle y el que establece las medidas de gestión. Basándose en los criterios de declaración del parque y los objetivos de gestión del PRUG (conservación, uso público, fomento del desarrollo socioeconómico de la zona y el uso de los recursos naturales e instigación y monitoreo) se pueden deducir las categorías UICN de cada zona de un parque nacional (Europarc-Spain, 2018).

La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad específica, en el capítulo V artículo 50, que *“a efectos de homologación y del cumplimiento de los compromisos internacionales en la materia, los espacios naturales inscritos en el Inventario Español de Espacios Naturales Protegidos se asignarán, junto con su denominación original, a las categorías establecidas internacionalmente, en especial por la Unión Internacional para la Naturaleza (UICN).”*

Sin embargo, muchos parques nacionales aún no tienen ninguna categoría UICN asignada a sus diferentes zonas o, en caso de que las tengan, puede que no hayan sido establecidas correctamente (Tabla 5). Los diferentes organismos encargados de hacer la evaluación (administración estatal, autonómica, regional, universidades y ONGs) pueden utilizar criterios diferentes, por lo que pueden llevar a resultados contrapuestos. Por lo tanto, no hay garantía de en la base de datos a escala mundial de las áreas protegidas (WDPA) las categorías asignadas a cada parque sean las correctas (Europarc, 2008; Tabla 5).

De hecho, se genera un problema al querer gestionar un parque nacional en su conjunto como categoría II cuando quizá existen zonas de su área que se adaptan mejor a la categoría V<sub>4</sub> (zonas donde la interacción entre las personas y la naturaleza a lo largo del tiempo ha añadido un valor ecológico, biológico, cultural y paisajístico significativo; Dudley, 2008). Cabañeros y Monfragüe, por ejemplo, tienen una gran zona destinada a la conservación de un paisaje cultural (categoría V, UICN), la dehesa, que, aunque es un paisaje altamente

<sup>4</sup> **Category V:** A protected area where the interaction of people and nature over time has produced an area of distinct character with significant ecological, biological, cultural and scenic value: and where safeguarding the integrity of this interaction is vital to protecting and sustaining the area and its associated nature conservation and other values.

humanizado y alterado por el hombre, alberga niveles de biodiversidad similares a los de algunos bosques húmedos tropicales (Pineda et al. 2002). Sin embargo, sus valores naturales y sus paisajes únicamente se mantienen si se conserva la interacción tradicional entre el hombre y la naturaleza (San Miguel-Ayanz, 2014).

**Tabla 5.** Categoría UICN de cada uno de los parques nacionales en territorio español. La información ha sido reportada por diferentes organizaciones y almacenada en la Base de datos a nivel mundial creada por la Comisión mundial para las áreas protegidas (WDPA).

Parques nacionales	World Commission on Protected Areas WDPA* <sup>5</sup>
<b>PENÍNSULA IBÉRICA</b>	
Aigüestortes i Estany de Sant Maurici	Not Reported Categoría II
Cabañeros	Categoría II
Doñana	Not Applicable
Monfragüe	Not assigned
Ordesa y Monte Perdido	Not assigned
Picos de Europa	Not assigned
Sierra de Guadarrama	Not assigned
Sierra Nevada	Not assigned
Tablas de Daimiel	Categoría II
<b>ISLAS CANARIAS</b>	
Teide	Categoría II
Caldera de Taburiente	Not assigned
Timanfaya	Not assigned
Garajonay	Not Applicable
<b>ISLAS ATLÁNTICAS DE GALICIA</b>	
Illas Atlánticas de Galicia	Not assigned
<b>ISLAS BALEARES</b>	
Archipiélago de Cabrera	Not assigned

Data provided by: [Europarc Spain](#), [European Environment Agency \(EEA\)](#), [Directorate-General for Environment \(EU\)](#) via [EEA](#), [Ramsar Secretariat](#), on behalf of [Ramsar Contracting Parties](#), and [IUCN World Heritage Programme](#)

\* No hay garantías de que en la WDPA las categorías UICN hayan sido asignadas de forma correcta. Hace falta una certificación.

## 6.2 El dilema de la intervención en los parques nacionales y el concepto de restauración a través de la regulación natural.

Ante una situación que pone en riesgo la conservación de la biodiversidad, lo primero que los gestores de los parques nacionales deben decidir es si deben o no intervenir a través de una gestión activa (Cole et al., 2008).

<sup>5</sup> The World Database on Protected Areas (WDPA) is the most comprehensive global database on terrestrial and marine protected areas. It is a joint project between the United Nations Environment Programme (UNEP) and the International Union for Conservation of Nature (IUCN), managed by UNEP World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC). <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/world-database-protected-areas>

El Real Decreto 389/2016, de 22 de octubre, por el que se aprueba el Plan Director de la Red de Parques Nacionales, en su apartado 3.2.1.b) indica que, para su gestión, *“como criterio general se adoptará el principio de no intervención, es decir se considerará siempre como primera opción la no intervención ante la evolución de los procesos naturales y especies; en todo caso, la intervención se reducirá a la mínima posible si ésta fuera necesaria”*.

Si se decide no intervenir, se utiliza una estrategia de “restauración a través de procesos naturales” en la que se asume que, protegiendo una determinada zona y dejando a la naturaleza actuar, el entorno se restaurará de manera natural (Dudley, 2008). Esta estrategia, en el caso de las poblaciones de ungulados en entornos poco modificados por el hombre y donde los procesos ecológicos estuviesen intactos, conseguiría que las poblaciones de ungulados estuvieran en equilibrio con el medio a través de la disponibilidad de alimento, su competencia con otras especies y la presión de los depredadores (Sinclair, 1998). Según la UICN, en los parques nacionales pertenecientes a la categoría I únicamente se usaría esta estrategia de gestión, por ser los que tienen un grado de naturalidad mayor.

Sin embargo, en un estudio reciente, Grignolio et al., (2014) señalaron dos problemas principales a la hora de aplicar estrategias de restauración a través de procesos naturales en los parques nacionales europeos para regular las poblaciones de ungulados:

- 1) Existen pocos parques nacionales europeos en las categorías I de la UICN en los que se pueda dejar que los procesos ecológicos tomen su propia senda de evolución de forma natural, sin la necesidad de intervención humana. Además, incluso entre los de estas categorías, únicamente recomiendan esta estrategia en el caso de los parques nacionales más grandes y donde las decisiones de manejo de los terrenos adyacentes al parque no afecten al parque.
- 2) Existe una falta de grandes depredadores que, en muchos casos, están ausentes, son escasos o sus poblaciones resultan ineficientes a la hora de limitar las poblaciones de ungulados en ambientes muy productivos (Melis et al., 2009). Además, los parques nacionales sólo incluyen una parte del área de campeo anual de los depredadores y los ungulados: son



demasiado pequeños para acomodar la dinámica natural de los sistemas predadores-ungulados.

Por estos dos motivos, sus autores desaconsejan el uso de esta estrategia de no intervención, conocida como “sit and watch” y promueven una gestión activa para solucionar los problemas de sobreabundancia de ungulados en los parques nacionales europeos (Grignolio et al., 2014).

### **6.3 Métodos de gestión activa en parques nacionales**

Mitigar los daños provocados por la sobreabundancia de ungulados silvestres sobre la biodiversidad es una de las situaciones más difíciles a las que se enfrentan los gestores de los parques nacionales de gran parte del hemisferio norte (Grignolio et al., 2014 en Europa; Plumb et al., 2014 en Estados Unidos).

La UICN contempla que los parques con categorías de gestión II o superior puedan utilizar herramientas de gestión activa orientada hacia la restauración de la biodiversidad (Dudley, 2008) para “asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (SER, 2004). Dichas actuaciones de restauración podrán tener únicamente una duración limitada para las categorías UICN de gestión II y III. En el caso de la categoría IV (Dudley 2008), se permite realizar actuaciones continuadas en el tiempo para la restauración de la biodiversidad, pero no el uso de los recursos para el bienestar humano, lo que sí está permitido en las categorías V y VI.

Por ello, muchos parques nacionales han empleado diversas medidas de gestión activa para reducir las poblaciones de ungulados o el impacto que estas generan. Las más utilizadas son las siguientes:

#### *6.3.1. Redistribución*

Estos métodos tienen como objetivo redistribuir los ungulados en el espacio para mantenerlos alejados de sitios específicos o para reducir las altas densidades en ciertas zonas. La redistribución se puede realizar a diferentes escalas. A una escala menor, esta estrategia consiste en desviarlos de áreas de conflicto a través de: 1) estímulos visuales, auditivos u olfativos que provoquen miedo o rechazo, 2) excluirlos o contenerlos en determinadas zonas utilizando vallas o 3) atraerlos a un lugar determinado utilizando alimentación suplementaria. A mayor escala, esta redistribución puede implicar: 1) el fomento de la expansión de la especie o 2) la translocación de animales a una localización totalmente diferente

(Demarais et al., 2012). Cada una de estas medidas tiene ventajas e inconvenientes que han sido resumidas en la tabla 6.

### 6.3.2. *Re-introducción de depredadores*

En el contexto de la sobreabundancia de ungulados en parques nacionales, la reintroducción de depredadores, especialmente la del lobo, ha sido propuesta en múltiples ocasiones (Licht et al., 2010). Una reintroducción implica la suelta intencionada de individuos en lugares donde estos habitaban en el pasado y donde ya no están presentes (UICN/SCC, 2013). Aunque existen evidencias científicas que apoyan el papel fundamental de los depredadores en la regulación de las poblaciones de ungulados (Gasaway et al., 1992; Messier, 1994; Fortin et al., 2005), en hábitats muy productivos y de clima suave, el efecto de los depredadores puede ser insuficiente para regular las poblaciones (Melis et al., 2009). Además, el pequeño tamaño de los parques nacionales (Demarais et al., 2012) conlleva que los depredadores inevitablemente se expandan fuera de los límites de los parques para que sus poblaciones sean viables, lo que puede generar diversos conflictos sociales y económicos (véase Tabla 6). En concreto, si en el parque nacional o su entorno hay ganadería extensiva, que obviamente modifica la disponibilidad de presas, puede minimizar el efecto de los predadores sobre los ungulados silvestres e incrementar muy sustancialmente los conflictos sociales y económicos.

En la práctica, se han llevado a cabo muy pocas reintroducciones de lobo para controlar las poblaciones de ungulados. En Estados Unidos, únicamente se reintrodujo en el parque nacional de Yellowstone en 1995 (Bangs & Frits 1996). El parque nacional de las montañas rocosas evaluó la posibilidad de reintroducir también el lobo para reducir las densidades de alces (*Alces alces*) pero lo consideraron inapropiado sin el apoyo del estado de Colorado por los conflictos que este podía ocasionar fuera del parque (Linnel 2002). En Europa no ha habido ninguna reintroducción de lobo, aunque en Escocia se ha planteado la posibilidad (Nilsen et al., 2007) y únicamente en Suecia se ha realizado una translocación para conectar dos poblaciones (Navarro & Pereira, 2015). Por lo tanto, expertos en el tema sugieren favorecer la expansión natural y la recolonización tanto como sea posible, puesto que su aceptación social es mayor y dado que las

reintroducciones son un proceso caro, que conllevan mucho riesgo (Linnell, Salvatori, & Boitani, 2008).

### *6.3.3. Control de fertilidad*

Los métodos de control de la fertilidad emplean agentes anticonceptivos para hacer que los animales sean infértiles (temporal o permanentemente), lo que limita el crecimiento de la población al limitar la reproducción (Bradford & Hobbs, 2008). Estos métodos han sido propuestos como una opción alternativa en los planes de gestión de los parques nacionales de Estados Unidos y Europa (véase Massei et al., 2014 para una revisión de los métodos), ya que en la mayoría de ellos la caza deportiva está prohibida. Sin embargo, ya que no implica la eliminación de individuos, en especies longevas como los ungulados, la utilización exclusiva de estos métodos no ayuda a una disminución drástica del tamaño poblacional si se compara con otros métodos letales (Fagerstone et al., 2006; Raiho et al., 2015), aunque el alcance y la eficacia de estos métodos está aún bajo debate (Rutberg, 2013). Sin embargo, estos métodos pueden usarse complementariamente a otros métodos letales de control poblacional (aleatorios o selectivos) para mejorar el estatus sanitario de las poblaciones (Gortázar et al., 2015) o pueden utilizarse en combinación con vacunas (Smith & Cheeseman, 2002).

En Estados Unidos los métodos de control de la fertilidad no se han utilizado en parques nacionales porque no cumplen todos los requerimientos de seguridad para su uso (Plumb et al., 2014): 1) estar aprobados por el gobierno, 2) tener una eficacia de varios años, 3) poder administrarse de manera remota, 4) que no afecten a los humanos a través del consumo de la carne, 5) que no afecten a animales que consuman sus cadáveres, 6) que no tengan consecuencias permanentes en el comportamiento reproductivo de las especies y 7) que no tengan efectos indeseados en su comportamiento normal.

### *6.3.4. Métodos letales*

La mayoría de los métodos expuestos anteriormente no resultan efectivos por sí solos a la hora de reducir los tamaños poblacionales (Véase tabla 6). De este modo un porcentaje elevado de los parques nacionales en Estados Unidos y Europa utilizan métodos letales para reducir las poblaciones de ungulados

(Plumb et al., 2014; Grignolio et al., 2014) como, por ejemplo, el control poblacional, la captura y eutanasia o la caza deportiva.

En un trabajo publicado recientemente, en el 67.9% de los parques nacionales europeos estudiados (209 parques de 29 países) se utiliza algún método letal para regular las poblaciones de ungulados. En un 40.2% de los parques nacionales estudiados realizaba control poblacional sin usar armas, en un 10.5% se realizaba utilizando armas y en un 17.2% se combinan ambos métodos (van Beeck Calkoen et al., en revisión). Del mismo modo, en Estados Unidos, la totalidad de los planes de gestión de ungulados en los parques nacionales estudiados usaron algún método letal para controlar sus poblaciones (Plumb et al., 2014). Los métodos más utilizados fueron el control poblacional por la agencia medioambiental y la captura y eutanasia (Plumb et al., 2014).

Sin embargo, aunque es una práctica muy extendida en los parques nacionales, existe un rechazo social sobre el uso de métodos letales para el control de fauna salvaje, especialmente el uso de armas (Liordos et al., 2017), aunque algunos estudios muestran cierta apertura social cuando se realizan encuestas de voluntad de pago (Martínez-Jauregui et al., 2019).

En España, la Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de parques nacionales, en su artículo 7.3. únicamente considera actividades incompatibles “la pesca deportiva y recreativa y la caza deportiva y comercial” pero aclara que, “por motivos de gestión y de acuerdo al mejor conocimiento científico, la administración del parque podrá programar actividades de control de poblaciones y de restauración de hábitats.”

En cualquier caso, estos métodos de control poblacional deben realizarse de manera que provoquen las menores molestias posibles y siguiendo las recomendaciones de la UICN: 1) que se hagan de manera preferible fuera del parque, 2) que se limiten a la menor escala necesaria, 3) que provoquen las menores molestias posibles, con un enfoque ajustado a cada especie y 4) que vayan acompañadas de un sistema de monitoreo (Grignolio et al., 2014).

#### **6.1 Enajenación de los productos procedentes del control poblacional o de la propia actividad**

Por último, existe gran controversia a la hora de decidir sobre quién debe realizar el control y si se pueden o no enajenar los productos de los mismos, o incluso la

propia actividad (Martínez-Jauregui et al., 2019). En Estados Unidos, el control poblacional puede llevarse a cabo a través de voluntarios o agentes federales. Los voluntarios se diferencian de los cazadores porque 1) no se quedan con la carne o trofeo y 2) seleccionan animales específicos de acuerdo con el plan de control (Plumb et al., 2014). Los voluntarios no pagan por realizar la caza. De este modo, parques nacionales como el de las Montañas Rocosas, donan la carne a organizaciones caritativas o vía lotería (donde los voluntarios pueden apuntarse, pero sin un trato especial; Plumb et al., 2014). Por el contrario, en el parque nacional Theodore Roosevelt, la carne se reparte entre organizaciones y la agencia medioambiental, que posteriormente, ofrece la carne a los voluntarios (y a otras entidades; Plumb et al., 2014), lo que parece estar al límite de lo permitido.

En Europa, existen bastantes diferencias entre países, por ejemplo, en Francia existen dos parques nacionales donde está permitida la caza deportiva; el P.N. de las Cevennes creado en 1970 y el P.N. de Calanques; creado en 2012. La caza está gestionada por una Asociación de Cazadores e incluso pueden participar cazadores no locales, aunque ciertas modalidades de caza, como la caza con perros, no están permitidas (Grignolio et al., 2014). En estos parques sólo en las áreas de máxima protección (“*core areas*”) está prohibida la caza (16% del parque aproximadamente). De manera similar, en el P.N. de Triglav, en Eslovenia, existen tres áreas de conservación zonificadas, de manera que sólo en la de menor grado de protección está permitida la caza (Grignolio et al., 2014). En otros parques nacionales, la caza no está permitida en el interior del parque, pero sí en los alrededores (P.N. de Suiza o P.N. Stelvio en Italia).

En España, la directriz 3.2.3.d)<sup>6</sup> del Plan Director de la Red de Parques Nacionales señala que “*con carácter general, la caza y la pesca, como actividades recreativas o como aprovechamiento de animales silvestres son*

<sup>6</sup> Con carácter general, la caza y la pesca, como actividades recreativas o como aprovechamiento de animales silvestres son incompatibles con los objetivos y finalidades de un parque nacional por las repercusiones que tienen sobre los procesos naturales y por su impacto sobre el uso público. No obstante, por necesidades de control de poblaciones, y con carácter excepcional, se podrá autorizar, en condiciones basadas en datos científicos y estrictamente tuteladas por la Administración, y cuando no exista otra solución satisfactoria, el empleo de artes cinegéticas o piscícolas, siempre y cuando no se organicen ni publiciten como actividad deportiva o recreativa, sino como actuación de control de poblaciones, se hayan utilizado tradicionalmente y no produzcan efectos negativos en el medio ambiente.

*incompatibles con los objetivos y finalidades de un parque nacional por las repercusiones que tienen sobre los procesos naturales y por su impacto sobre el uso público*". Sin embargo, a continuación, añade que *"por necesidades de control de poblaciones, y con carácter excepcional, se podrá autorizar... el empleo de artes cinegéticas o piscícolas, siempre y cuando no se organicen ni publiciten como actividad deportiva o recreativa"*. A este respecto, añade dos condiciones fundamentales: 1) que las decisiones se tomen basándose *"en datos científicos"* y 2) que los controles poblacionales sean *"estrictamente tutelados por la Administración"*. Por lo tanto, la directriz no regula quién puede realizar el control poblacional (personal de la Administración, empresas contratadas por la Administración o propietarios privados de terrenos), únicamente establece que la administración debe realizar un estricto control y supervisión sobre la actividad. Sin embargo, quién realiza el control poblacional es una cuestión de gran importancia puesto que tiene repercusiones a nivel de eficiencia (debe realizarla personal especializado), a nivel social (aceptación), y a nivel económico (eficiencia en el uso del dinero público).

En un estudio realizado recientemente en España (Martínez-Jauregui et al., 2019), se constató, a través de encuestas de disposición de pago, que podría ser socialmente aceptable la enajenación de la actividad de control poblacional para gestionar los problemas de sobreabundancia en parques nacionales siempre que se cumplieran ciertos requisitos, como la tutela de la administración. En este sentido los encuestados prefirieron que los cazadores pagasen a la Administración para así evitar el coste que supone el control poblacional para los contribuyentes.

Por último, otro tema central es la enajenación de los productos de los controles poblacionales. La Ley de Parques Nacionales, en su artículo 7.3.a, o el Plan Director de la Red en su directriz 3.2.3.d), no establecen la prohibición de enajenación de los productos resultantes del control de poblacional. De hecho, si establecemos una analogía entre el control de poblaciones de fauna y los tratamientos selvícolas destinados a la conservación de las masas forestales (distintos a la tala comercial, no permitida en los parques nacionales), cabe señalar que otra directriz del Plan Director, la 3.2.2.b), sí señala que podrán ser enajenados los productos resultantes de las actuaciones que se dirijan a

recuperar la estructura, composición y funcionalidad natural de la vegetación o masas forestales antropizadas.

**Tabla 6.** Métodos de gestión activa más utilizados en parques nacionales para mitigar los daños provocados por la sobreabundancia de ungulados silvestres sobre la biodiversidad.

Categoría	Método	Ventajas	Inconvenientes
Redistribución	Estímulos que provoquen miedo o rechazo	- Aceptación social	- Solución a corto plazo, los animales se acostumbran rápido
	Vallado de exclusión	- Regeneración de especies leñosas (herbáceas) - Aceptación social	- Alto coste
	Vallado de contención	- Evitan conflictos con agricultores alrededor del parque - Aceptación social	- Impiden movimientos migratorios o de dispersión - Disminuyen de la variabilidad genética o endogamia (Fernández-García et al., 2014) - Aumento enfermedades si hay altas densidades (Demarais et al., 2012)
	Alimentación suplementaria	- Dirigen a los animales hacia zonas donde provocan menor daño - Aceptación social	- Solución a corto plazo - Aumento poblacional artificial (Apollonio et al., 2017) - Mayor transmisión enfermedades por concentración (Milner 2014) - Poco efectiva en el cambio de hábitos (Pascual-Rico, 2018)
	Fomento de la expansión	- Aceptación social	- Solución a corto plazo - Crecimiento poblacional alto nuevas zonas (el problema se expande)
	Translocaciones	- Reducen las poblaciones - Aceptación social	- Solución a corto plazo - Contagio o expansión de ciertas enfermedades (i.e. sarna en cabra montés; Ruiz-Fons, 2008) - No es útil para especies ampliamente distribuidas y a altas densidades - Coste elevado de la captura y transporte seguro
Reintroducción de depredadores	Reintroducción del lobo	- Disminución de las poblaciones por predación y por modificación de los hábitos de los ungulados (landscape of fear)	- Podría generar conflictos fuera del parque (ganaderos, seguridad ciudadana (Linnell et al., 2002), cazadores (Breitenmoser et al., 2010) - En poblaciones con gran densidad no son efectivos
Control de la fertilidad	Métodos hormonales	- Aceptación social - Uso combinado con vacunas	- Coste elevado - No reduce las poblaciones (sólo mantiene) - Baja eficacia
	Métodos quirúrgicos	- Aceptación social	- Coste extremadamente elevado - No reduce las poblaciones (sólo mantiene)
Métodos letales	Captura y eutanasia	- Reduce efectivamente las poblaciones - El más aceptado socialmente de los métodos letales	- Requiere infraestructuras para la captura
	Control poblacional usando armas	- Bajo coste - Reduce efectivamente las poblaciones	- Socialmente poco aceptado (en España: Martínez-Jauregui, 2019)

## 7 REFERENCIAS

- Acevedo, P., Cassinello, J., Hortal, J., & Gortázar, C. (2007). Invasive exotic aoudad (*Ammotragus lervia*) as a major threat to native Iberian ibex (*Capra pyrenaica*): a habitat suitability model approach. *Diversity and Distributions*, 13(5), 587-597.
- 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(1), 37-47.
- Acevedo, P., Ferreres, J., Jaroso, R., Durán, M., Escudero, M. A., Marco, J., & Gortázar, C. (2010). Estimating roe deer abundance from pellet group counts in Spain: An assessment of methods suitable for Mediterranean woodlands. *Ecological indicators*, 10(6), 1226-1230.
- Acevedo, P., Farfán, M. Á., 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(1), 19-31.
- Acevedo, P., Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M., & Real, R. (2012). Delimiting the geographical background in species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 39(8), 1383-1390.
- Acevedo, P., & Cassinello, J. (2009). Biology, ecology and status of Iberian ibex *Capra pyrenaica*: a critical review and research prospectus. *Mammal Review*, 39(1), 17-32.
- Angelone-Alasaad, S., Biebach, I., Pérez, J. M., Soriguer, R. C., & Granados, J. E. (2017). Molecular analyses reveal unexpected genetic structure in Iberian ibex populations. *PloS one*, 12(1), e0170827.
- Anderson, J. E. (1991). A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. *Conservation biology*, 5(3), 347-352.
- Apollonio, M., Belkin, V. V., Borkowski, J., Borodin, O. I., Borowik, T., Cagnacci, F., ... & Gaillard, J. M. (2017). Challenges and science-based implications for modern management and conservation of European ungulate populations. *Mammal research*, 62(3), 209-217.
- Azorit, C., Tellado, S., Oya, A., & Moro, J. (2012). Seasonal and specific diet variations in sympatric red and fallow deer of southern Spain: a preliminary approach to feeding behaviour. *Animal Production Science*, 52(8), 720-727.
- Baker, K. H., Gray, H. W. I., Ramovs, V., Mertzaniidou, D., Pekşen, Ç. A., Bilgin, C. C., ... & Hoelzel, A. R. (2017). Strong population structure in a species manipulated by humans since the Neolithic: the European fallow deer (*Dama dama dama*). *Heredity*, 119(1), 16.



- Bangs, E. E., & Fritts, S. H. (1996). Reintroducing the gray wolf to central Idaho and Yellowstone National Park. *Wildlife Society Bulletin* 24:402–413.
- Boadella, M., Gortazar, C., Acevedo, P., Carta, T., Martín-Hernando, M. P., de la Fuente, J., & Vicente, J. (2011). Six recommendations for improving monitoring of diseases shared with wildlife: examples regarding mycobacterial infections in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 57(4), 697-706.
- Bonenfant, C., Gaillard, J. M., Coulson, T., Festa-Bianchet, M., Loison, A., Garel, M., ... & Du Toit, J. (2009). Empirical evidence of density-dependence in populations of large herbivores. *Advances in Ecological Research*, 41, 313-357.
- Bowyer, R. T., Bleich, V. C., Stewart, K. M., Whiting, J. C., & Monteith, K. L. (2014). Density dependence in ungulates: a review of causes, and concepts with some clarifications. *California Fish and Game*, 100(3), 550-572.
- Barasona, J. A. (2015). Epidemiología y prevención en la interacción sanitaria entre ungulados domésticos y silvestres. Dissertation, IREC-University of Castilla—La Mancha, Ciudad Real, Spain.
- Bradford, J. B., & Hobbs, N. T. (2008). Regulating overabundant ungulate populations: An example for elk in Rocky Mountain National Park, Colorado. *Journal of Environmental Management*, 86(3), 520-528.
- Braza, F., (2002). *Dama dama* Linnaeus, 1758. Pp: 314-317. In: Palomo, L.J. & Gisbert, J. (eds.), 2002. Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Buckland, S., Goudie, I. and Borchers, D. (2000). Wildlife population assessment: Past developments and future directions. *Biometrics* 65, 1–12.
- Bugalho, M. N., & Milne, J. A. (2003). The composition of the diet of red deer (*Cervus elaphus*) in a Mediterranean environment: a case of summer nutritional constraint?. *Forest Ecology and Management*, 181(1-2), 23-29.
- Cabrera, A. (1914). *Fauna Ibérica. Mamíferos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Cardoso, J. L. (1989). Le daim dans le Pléistocène du Portugal. *Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal*, 111-118.
- Carpio, A. J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Vicente, J., & Tortosa, F. S. (2014a). The high abundance of wild ungulates in a Mediterranean region: is this compatible with the European rabbit?. *Wildlife Biology*, 20(3), 161-167.
- Carpio, A. J., Castro-López, J., Guerrero-Casado, J., Ruiz-Aizpurua, L., Vicente, J., & Tortosa, F. S. (2014b). Effect of wild ungulate density on invertebrates in a Mediterranean ecosystem. *Animal Biodiversity and Conservation*, 37(2), 115-125.

- Carpio, A. J., Guerrero-Casado, J., Tortosa, F. S., & Vicente, J. (2014c). Predation of simulated red-legged partridge nests in big game estates from South Central Spain. *European Journal of Wildlife Research*, *60*(2), 391-394.
- Carpio, A. J., Hillström, L., & Tortosa, F. S. (2016). Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. *European journal of wildlife research*, *62*(4), 423-430.
- Carpio AJ., Guerrero-Casado J., Barasona JA. and Tortosa FS. (2017). Ecological Impacts of Wild Ungulate Overabundance on Mediterranean Basin Ecosystems. 4:111-157. Ungulates. Evolution, Diversity and Ecology. Ed. 1. Nova Science Pub Inc. ISBN: 978-1-53612-607-5.
- Carvalho, J., Eizaguirre, O., Pérez, J. M., Mentaberre, G., Lavín, S., Fandos, P., ... & Pettorelli, N. (2017). Evidence for phenotypic plasticity but not for compensatory horn growth in male Iberian ibex. *Mammalian Biology*, *87*, 101-106.
- Carranza, J., Salinas, M., de Andrés, D., & Pérez-González, J. (2016). Iberian red deer: paraphyletic nature at mt DNA but nuclear markers support its genetic identity. *Ecology and evolution*, *6*(4), 905-922.
- Cassinello, J., & Gomendio, M. (1996). Adaptive variation in litter size and sex ratio at birth in a sexually dimorphic ungulate. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, *263*(1376), 1461-1466.
- Cassinello, J. (2000). Ammotragus free-ranging population in the south-east of Spain: a necessary first account. *Biodiversity and Conservation*, *9*(7), 887-900.
- Cassinello, J. (2018). Misconception and mismanagement of invasive species: The paradoxical case of an alien ungulate in Spain. *Conservation Letters*, *11*(5), e12440.
- Chapman, N., & Chapman, D. (1975). *Fallow Deer: Their History, Distribution and Biology*. Terence Dalton, Lavenham.
- Charco, J, **Perea, R.**, Gil, L., Nanos, N. (2016). Impact of deer rubbing on pine forests: Implications for conservation and management of Pinus pinaster populations. *European Journal of Forest Research* *135*: 719-729.
- Catchpole, E.A., Fan, Y., Morgan, B.J.T., Clutton-Brock, T.H. and Coulson, T.N. (2004). Sexual dimorphism, survival and dispersal in red deer. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, *9*(1), 1-26.
- Caughley, G. (1977). *Analysis of Vertebrate Populations*. Wiley, London.
- Caughley, G. (1981). Overpopulation. In: Jewell, P. A., Holt, S., & Hart, D. (eds.). *Problems in management of locally abundant wild mammals*. Academic, New York, pp 7-19.

- Clutton-Brock, T.H., Illius, A.W., Wilson, K., Grenfell, B.T., McColl, A.D.C. and Albon, S.D. (1997). Stability and instability in ungulate populations: An empirical analysis. *American Naturalist*. 149, 195–219.
- Clutton-Brock, T. H., Guinness, F. E., & Albon, S. D. (1982). *Red deer: behavior and ecology of two sexes*. University of Chicago press.
- Coker R, Rushton J, Mounier-Jack S, Karimuribo E, Lutumba P, Kambarage D, Pfeiffer DU; Stärk K, Rweyemamu M. (2011). Towards a conceptual framework to support one-health research for policy on emerging zoonoses. *The Lancet Infectious Diseases* 11(4):326-331.
- Cole, G. F. (1971). An ecological rationale for the natural or artificial regulation of native ungulates in parks. *North American Wildlife and Natural Resources Conference* 36, 417–425.
- Cole, D. N., Yung, L., Zavaleta, E. S., Aplet, G. H., Chapin, F. S., Graber, D. M., ... & Parsons, D. J. (2008). Naturalness and beyond: Protected area stewardship in an era of global environmental change. In *The George Wright Forum* (Vol. 25, No. 1, pp. 36-56). George Wright Society.
- Corlatti, L., Lorenzini, R., & Lovari, S. (2011). The conservation of the chamois *Rupicapra* spp. *Mammal Review*, 41(2), 163-174.
- Côté, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J. P., Dussault, C., & Waller, D. M. (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 113-147.
- Courchamp, F., Chapuis, J. L., & Pascal, M. (2003). Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews*, 78(3), 347-383.
- Cugnasse, J. M. (1994). Révision taxinomique des mouflons des îles méditerranéennes. *Mammalia* 58, 507-512.
- Dale, V.H. & Beyeler, S.C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1, 3–10.
- Davis, S., & MacKinnon, M. (2009). Did the Romans bring fallow deer to Portugal?. *Environmental Archaeology*, 14(1), 15-26.
- Delibes-Mateos, M. (2015). Conservation conflicts involving mammals in Europe. *Therya*, 6(1), 123-137.
- Demarais, S., Cornicelli, L., Kahn, R., Merrill, E., Miller, C., Peek, J. M., ... & Sargeant, G. A. (2012). Ungulate management in national parks of the United States and Canada. *The Wildlife Society Technical Review*, 12.
- Dhama K, Chakraborty S, Kapoor S, Tiwari R, Kumar A, Deb R, Rajagunalan S, Singh R, Vora K, Natesan S. (2013). One world, one health-veterinary perspectives. *Advances in Animal and Veterinary Sciences* 1(1):5-13.

- Dudley, N. (2008). *Directrices para la aplicación de las categorías de gestión de áreas protegidas*. Gland, Suiza: UICN. 96 pp.
- Eberhardt, L.L. (1977). Optimal policies for conservation of large mammals, with special references to marine ecosystems. *Environmental Conservation* 4, 205–212.
- Eberhardt, L. L., & Knight, R. R. (1996). How many grizzlies in Yellowstone?. *The Journal of wildlife management*, 416-421.
- Eberhardt, L.L. (2002). A paradigm for population analysis of long-lived vertebrates. *Ecology* 83, 2841–2854.
- Ehrlich, P., & Walker, B. (1998). Rivets and redundancy. *BioScience*, 48(5), 387-388.
- EUROPARC-Spain (2008). Procedure for Assignment IUCN Protected Areas Management Categories. Fundacion Fernando Gonzalez Bernaldez, Madrid
- Evans, R. (1996). Some impacts of overgrazing by reindeer in Finnmark, Norway. *Rangifer* 16: 3-19
- Fagerstone, K. A., Miller, L. A., Bynum, K. S., Eisemann, J. D., & Yoder, C. (2006). When, Where and for What Wildlife Species Will Contraception Be a Useful Management Approach? In Proceedings of the Vertebrate Pest Conference (Vol. 22, pp. 45-54).
- Fernández-García, J. L., Carranza, J., Martínez, J.G., Randi, E. (2014). Mitochondrial D-loop phylogeny signals two native Iberian red deer (*Cervus elaphus*) lineages genetically different to western and eastern European red deer and infers human-mediated translocations. *Biodiversity and Conservation*, 23:537–554
- Fernández-Llario, P., Parra, A., Cerrato, R., & De Mendoza, J. H. (2004). Spleen size variations and reproduction in a Mediterranean population of wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Wildlife Research*, 50(1), 13-17.
- Fernández-Olalla, M., Muñoz-Igualada, J., Martínez-Jauregui, M., Rodríguez-Vigal, C., & San Miguel-Ayanz, A. (2006). Selección de especies y efecto del ciervo (*Cervus elaphus* L.) sobre arbustados y matorrales de los Montes de Toledo, España central. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 15(3), 329-338.
- Fortin, D., Beyer, H.L., Boyce, M.S., Smith, H.D.W., Duchesnet, T. & MAO, J. (2005). Wolves influence elk movements: Behavior shapes a trophic cascade in Yellowstone National Park. *Ecology*, 86, 1320–1330
- Foster, C. N., Barton, P. S., & Lindenmayer, D. B. (2014). Effects of large native herbivores on other animals. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 929-938.

- Gabay, O., Perevolotsky, A., & Shachack, M. (2008). Landscape mosaics for enhancing biodiversity. On what scale and how to maintain it? In: *Options Méditerranéennes*, Series A, 79. p. 45-49.
- Gaillard, J. M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N. G., Loison, A., & Toigo, C. (2000). Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. *Annual Review of ecology and Systematics*, 31(1), 367-393.
- Gaillard, J.M., Loison, A. and Toigo, C. (2003). Variation in life history traits and realistic population models for wildlife: The case of ungulates. In: *Animal Behavior and Wildlife conservation* (Ed. by M. Festa - Bianchet and M. Appolonio), pp. 115–132. Island Press, Washington, DC.
- Gaillard, J. M., Duncan, P., Van Wieren, S. E., Loison, A., Klein, F., & Maillard, D. (2008). Managing large herbivores in theory and practice: is the game the same for browsing and grazing species. In *The ecology of browsing and grazing* (pp. 293-307). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Garcia-Gonzalez, R., & Cuartas, P. (1992). Food habits of *Capra pyrenaica*, *Cervus elaphus* and *Dama dama* in the Cazorla Sierra (Spain). *Mammalia*, 56(2), 195-202.
- Gasaway, W. C., Boertje, R. D., Grangaard, D. V., Kelleyhouse, D. G., Stephenson, R. O., & Larsen, D. G. (1992). The role of predation in limiting moose at low densities in Alaska and Yukon and implications for conservation. *Wildlife monographs*, 3-59.
- Garrott, R.A., White, P.J., White, C.A.V. (1993). Overabundance: an issue for conservation biologists? *Conservation Biology* 7, 946–49.
- Gass, T. M., & Binkley, D. (2011). Soil nutrient losses in an altered ecosystem are associated with native ungulate grazing. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 952-960.
- Garzón-Machado, V., González-Mancebo, J. M., Palomares-Martínez, A., Acevedo-Rodríguez, A., Fernández-Palacios, J. M., Del-Arco-Aguilar, M., & Pérez-de-Paz, P. L. (2010). Strong negative effect of alien herbivores on endemic legumes of the Canary pine forest. *Biological Conservation*, 143(11), 2685-2694.
- Gehring, C.A., Whitham, T.G. (1994). Interactions between aboveground herbivores and the mycorrhizal mutualists of plants. *Trends in Ecology & Evolution* 9, 251–255.
- Gentry, A., Clutton-Brock, J. and Groves, C.P. (2004). The naming of wild animal species and their domestic derivatives. *Journal of Archaeological Science* 31: 645-651.
- Gill, R. M. A., & Beardall, V. (2001). The impact of deer on woodlands: the effects of browsing and seed dispersal on vegetation structure and composition. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 74(3), 209-218.

- Gómez, J. M., & González-Megías, A. (2002). Asymmetrical interactions between ungulates and phytophagous insects: being different matters. *Ecology*, 83(1), 203-211.
- Gómez, J.M. (2005). Long-term effects of ungulates on performance, abundance, and spatial distribution of two montane herbs. *Ecological Monographs*, 75(2), 231-258.
- Gortázar, C., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F., & Vicente, J. (2006). Disease risks and overabundance of game species. *European Journal of wildlife research*, 52(2), 81-87.
- Gortázar, C., Torres, M. J., Vicente, J., Acevedo, P., Reglero, M., de la Fuente, J., ... & Aznar-Martín, J. (2008). Bovine tuberculosis in Donana Biosphere Reserve: the role of wild ungulates as disease reservoirs in the last Iberian lynx strongholds. *PLoS One*, 3(7), e2776.
- Gortázar, C., Diez-Delgado, I., Barasona, J. A., Vicente, J., De La Fuente, J., & Boadella, M. (2015). The wild side of disease control at the wildlife-livestock-human interface: a review. *Frontiers in veterinary science*, 1, 27.
- Grignolio, S., Heurich, M., Šprem, N., & Apollonio, M. (2014). The management of ungulates in protected areas. In *Behaviour and Management of European Ungulates*. Whittles Publishing.
- Granados, J.E., & Cano-Manuel, F.J. (2015). Demografía de poblaciones de ungulados silvestres y prevalencia de enfermedades. Pp.:113-117. En: Zamora, R., ,Pérez-Luque, A.J., Bonet, F.J., Brea-Azcón, J.M. & Aspizua, R.(editores). (2015). La huella de Cambio Global en Sierra Nevada: Retos para la conservación. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.
- Grossen, C., Biebach, I., Angelone-Alasaad, S., Keller, L. F., & Croll, D. (2018). Population genomics analyses of European ibex species show lower diversity and higher inbreeding in reintroduced populations. *Evolutionary applications*, 11(2), 123-139.
- Hajji, G.M., Charfi-Cheikrouha, F., Lorenzini, R., Vigne, J.D., Hartl, G.B., & Zachos, F.E. (2008). Phylogeography and founder effect of the endangered Corsican red deer (*Cervus elaphus corsicanus*). *Biodiversity and Conservation*, 17(3), 659-673.
- Heckel, C. D., Bourg, N. A., McShea, W. J., & Kalisz, S. (2010). Nonconsumptive effects of a generalist ungulate herbivore drive decline of unpalatable forest herbs. *Ecology*, 91(2), 319-326.
- Hobbs, N. T. (1996). Modification of ecosystems by ungulates. *The Journal of Wildlife Management*, 695-713.

- Hofmann, R. R. (1989). Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia*, 78(4), 443-457.
- Imperio, S., Ferrante, M., Grignetti, A., Santini, G., & Focardi, S. (2010). Investigating population dynamics in ungulates: do hunting statistics make up a good index of population abundance? *Wildlife Biology*, 16(2), 205-215.
- Jakob, E.M., Marshall, S. D., & Uetz, G. W. (1996). Estimating fitness: a comparison of body condition indices. *Oikos* 77:61–67.
- Jones C.G., Lawton J.H. and Shachak M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373– 386.
- King, L.J., Anderson, L.R., Blackmore, C.G., Blackwell, M.J., Lautner, E.A., Marcus, L.C., Pappaioanou, M. (2008). Executive summary of the AVMA one health initiative task force report. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 233(2):259-261.
- King, S.R.B., Boyd, L., Zimmermann, W. & Kendall, B.E. (2015). *Equus ferus ssp. przewalskii* (errata version published in 2016). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T7961A97205530. Downloaded on 02 June 2019. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T7961A45172099.en>.
- Kramer, K., Groen, T. A., & van Wieren, S. V. (2003). The interacting effects of ungulates and fire on forest dynamics: an analysis using the model FORSPACE. *Forest ecology and management*, 181(1-2), 205-222.
- Kumbasli, M., Makineci, E., Cakir, M., & Ozturk, M. (2010). Long term effects of red deer (*Cervus elaphus*) grazing on soil in a breeding area. *Journal of Environmental Biology*, 31(1), 185.
- Kuss, F. R., & Hall, C. N. (1991). Ground flora trampling studies: five years after closure. *Environmental Management*, 15(5), 715-727.
- Lagos, L. (2013). *Ecología del lobo (Canis lupus), del poni salvaje (Equus ferus atlanticus) y del ganado vacuno semiextensivo (Bos taurus) en Galicia: interacciones depredador-presa*. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela. 458 pp.
- Lalueza-Fox, C., Castresana, J., Sampietro, L., Marquès-Bonet, T., Alcover, J. A., & Bertranpetit, J. (2005). Molecular dating of caprines using ancient DNA sequences of *Myotragus balearicus*, an extinct endemic Balearic mammal. *BMC Evolutionary Biology*, 5(1), 70.
- Larson, G., Dobney, K., Albarella, U., Fang, M., Matisoo-Smith, E., Robins, J., ... & Rowley-Conwy, P. (2005). Worldwide phylogeography of wild boar reveals multiple centers of pig domestication. *Science*, 307(5715), 1618-1621.

- Latham, J., Staines, B. W., & Gorman, M. L. (1997). Correlations of red (*Cervus elaphus*) and roe (*Capreolus capreolus*) deer densities in Scottish forests with environmental variables. *Journal of Zoology*, 242(4), 681-704.
- Liordos, V., Kontsiotis, V. J., Georgari, M., Baltzi, K., & Baltzi, I. (2017). Public acceptance of management methods under different human–wildlife conflict scenarios. *Science of the Total Environment*, 579, 685-693.
- Linnell, J., Andersen, R., Andersone, Z., Balciauskas, L., Blanco, J., Boitani, L., Brainerd, S., Breitenmoser, U., Kojola, I., Liberg, O., Loe, J., Okarma, H., Pedersen, H., Sand, H., Solberg, E., Valdmann, H., Wabakken, P., (2002). The fear of wolves: A review of wolf attacks on humans. Rocky Mountain Wolf Recovery Annual Reports.
- Linnell, J., Salvatori, V., & Boitani, L. (2008). Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe. *A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 070501/2005/424162/MAR/B2)*, 83.
- Licht, D. S., Millsbaugh, J. J., Kunkel, K. E., Kochanny, C. O., & Peterson, R. O. (2010). Using small populations of wolves for ecosystem restoration and stewardship. *BioScience*, 60(2), 147-153.
- Loison, A., Langvatn, R., & Solberg, E. J. (1999). Body mass and winter mortality in red deer calves: disentangling sex and climate effects. *Ecography*, 22(1), 20-30.
- López-Bao J. V., Sazatornil V., Llaneza L., Rodríguez A. (2013). Indirect effects on heathland conservation and wolf persistence of contradictory policies that threaten traditional free ranging horse husbandry. *Conservation Letters* 6: 448–455.
- López-Sánchez, A., Perea, R., Dirzo, R., & Roig, S. (2016). Livestock vs. wild ungulate management in the conservation of Mediterranean dehesas: implications for oak regeneration. *Forest ecology and management*, 362, 99-106.
- Lovari, S., Artese, C., Damiani, G., & Mari, F. (2010). Re-introduction of Apennine chamois to the Gran Sasso-Laga National Park, Abruzzo, Italy. *GLOBAL RE-INTRODUCTION PERSPECTIVES: Additional case-studies from around the globe*, 281.
- Lovari, S., Ferretti, F., Corazza, M., Minder, I., Troiani, N., Ferrari, C. & Saggi, A. (2014). Unexpected consequences of reintroductions: competition between reintroduced red deer and Apennine chamois. *Animal Conservation*, 17, 359-370.
- Mackinnon, M., (2004). Production and consumption of animals in Roman Italy: integrating the Zooarchaeological and Textual evidence. *Journal of Roman Archaeology Supplementary Series 54*, Portsmouth.
- Malo, J. E., & Suárez, F. (1995). Herbivorous mammals as seed dispersers in a Mediterranean dehesa. *Oecologia*, 104(2), 246-255.



- Martínez-Jauregui M., Delibes-Mateos M., Arroyo B., Soliño M. (2019). Addressing social attitudes toward wildlife lethal control in national parks. *Conservation Biology* (accepted).
- Martínez-Navarro, B. M., Montoya, S. R., Espigares, M. P., Malapeira, J. M., & Barrena, P. P. (2018). Los mamíferos del Plioceno y Pleistoceno de la Península Ibérica. PH: Boletín del Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico, 26(94), 206-249.
- Massei, G., Cowan, D. P., Coats, J., Bellamy, F., Quy, R., Pietravallo, S., ... & Miller, L. A. (2012). Long-term effects of immunocontraception on wild boar fertility, physiology and behaviour. *Wildlife Research*, 39(5), 378-385.
- Masseti, M., Cavallaro, A., Pecchioli, E., & Vernesi, C. (2006). Artificial occurrence of the fallow deer, *Dama dama dama* (L., 1758), on the island of Rhodes (Greece): insight from mtDNA analysis. *Human Evolution*, 21(2), 167-175
- Messier, F. (1994). Ungulate population models with predation: a case study with the North American moose. *Ecology* 75:478-488
- McNaughton, S. J. (1984). Grazing lawns: animals in herds, plant form, and coevolution. *The American Naturalist*, 124(6), 863-886
- McNaughton, S. J. (1994). Biodiversity and function of grazing ecosystems. In Schulze, E.D. & Mooney, H.A (Eds.) *Biodiversity and ecosystem function* (pp. 361-383). Springer, Berlin, Heidelberg.
- McShea, W.J. & Underwood, H.B. (1997) The science of overabundance. Deer ecology and population management. - Smithsonian Institute Press, Washington, DC, 402 pp.
- Melis, C., Jędrzejewska, B., Apollonio, M., Bartoń, K. A., Jędrzejewski, W., Linnell, J. D., ... & Delehan, I. (2009). Predation has a greater impact in less productive environments: variation in roe deer, *Capreolus capreolus*, population density across Europe. *Global ecology and biogeography*, 18(6), 724-734.
- Miranda, M., Cristóbal, I., Díaz, L., Sicilia, M., Molina-Alcaide, E., Bartolomé, J., ... & Cassinello, J. (2015). Ecological effects of game management: does supplemental feeding affect herbivory pressure on native vegetation? *Wildlife research*, 42(4), 353-361.
- Mohr, D., Cohnstaedt, L. W., & Topp, W. (2005). Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(4), 693-700.
- Montserrat, P. (2009). La cultura que hace el paisaje. *Sociedad Española de Agricultura Ecológica, Estella, Navarra*.
- Moreno-Gómez A, Rodríguez-Vigal C, Ferrandis-Gotor P, Heras-Ibáñez J (2001) Impacto del escodado del ciervo (*Cervus elaphus* L.) sobre la cornicabra

(*Pistacia terebinthus* L.) en «Quintos de Mora» (Los Yébenes, Toledo). *Investigación Agraria: Sistemas Recursos Forestales* 10(1), 81–93.

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*, 1243-1252.

Morellet, N., GAILLARD, J. M., Hewison, A. M., Ballon, P., Boscardin, Y. V. E. S., Duncan, P., ... & Maillard, D. (2007). Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44(3), 634-643.

Munoz, A., Bonal, R., & Díaz, M. (2009). Ungulates, rodents, shrubs: interactions in a diverse Mediterranean ecosystem. *Basic and Applied Ecology*, 10(2), 151-160.

Mysterud, A. (2006). The concept of overgrazing and its role in management of large herbivores. *Wildlife Biology*, 12(2), 129-142.

Navarro, L. M., & Pereira, H. M. (2015). Rewilding abandoned landscapes in Europe. In *Rewilding European Landscapes* (pp. 3-23). Springer, Cham.

Nichols, J. D., Johnson, F. A., & Williams, B. K. (1995). Managing North American waterfowl in the face of uncertainty. *Annual review of ecology and systematics*, 26(1), 177-199. Nilsen, E. B., Milner-Gulland, E. J., Schofield, L., Mysterud, A., Stenseth, N. C., & Coulson, T. (2007). Wolf reintroduction to Scotland: public attitudes and consequences for red deer management. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1612), 995-1003.

Nogales, M., RODRÍGUEZ-LUENGO, J. L., & Marrero, P. (2006). Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review*, 36(1), 49-65.

Nores, C., Muñiz, A. M., Rodríguez, L. L., Bennett, E. A., & Geigl, E. M. (2015). The Iberian zebro: what kind of a beast was it? *Anthropozoologica*, 50(1), 21-33.

Noy-Meir, I. (1975). Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. *The Journal of Ecology*, 459-481.

OAPN. (2019). Consultas sobre la gestión del ganado equino en la Red de Parques Nacionales. Documento inédito. Madrid.

Oja, R., Soe, E., Valdmann, H., & Saarma, U. (2017). Non-invasive genetics outperforms morphological methods in faecal dietary analysis, revealing wild boar as a considerable conservation concern for ground-nesting birds. *PloS one*, 12(6), e0179463.

Olech, W. (IUCN SSC Bison Specialist Group) (2008). *Bison bonasus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2008: e.T2814A9484719.

Orlando, L.; Metcalf, J. L.; Alberdi, M. T.; Telles-Antunes, M.; Bonjean, D.; Otte, M.; Martin, F.... (2009). «Revising the recent evolutionary history of equids using

- ancient DNA». *Proceedings of the National Academy of Sciences* **106** (51): 21754-21759.
- Pegau, R. E. (1970). Effect of reindeer trampling and grazing on lichens. *Journal of Range Management*, 95-97.
- Peláez, M., Perea, R., Díaz, M., San Miguel, A., Rodríguez-Vigal, C., & Côté, S. D. (2018). Use of cast antlers to assess antler size variation in red deer populations: effects of mast seeding, climate and population features in Mediterranean environments. *Journal of Zoology*, *306*(1), 8-15.
- Peláez, M., Dirzo, R., Fernandes, G. W., & Perea, R. (2019). Nurse plant size and biotic stress determine quantity and quality of plant facilitation in oak savannas. *Forest Ecology and Management*, *437*, 435-442.
- Pellerin, S., Huot, J., & Côté, S. D. (2006). Long-term effects of deer browsing and trampling on the vegetation of peatlands. *Biological conservation*, *128*(3), 316-326.
- Perea, R., Delibes, M., Polo, M., Suárez-Esteban, A. & Fedriani, J.M. (2013). Context-dependent fruit-frugivore interactions: partner identities and spatio-temporal variation. *Oikos* *122*: 943-951.
- Perea, R. & Gil, L. (2014a). Tree regeneration under high levels of wild ungulates: The use of chemically vs. physically-defended shrubs. *Forest Ecology and Management* *312*:47-54.
- Perea, R. & Gil, L. (2014b). Shrubs facilitating seedling performance in ungulate-dominated systems: biotic versus abiotic mechanisms of plant facilitation. *European Journal of Forest Research* *133*:525-534
- Perea, R., Girardello, M., & San Miguel, A. (2014c). Big game or big loss? High deer densities are threatening woody plant diversity and vegetation dynamics. *Biodiversity and Conservation*, *23*(5), 1303-1318.
- Perea, R., Perea-García-Calvo, R., Díaz-Ambrona, C. G., & San Miguel, A. (2015). The reintroduction of a flagship ungulate *Capra pyrenaica*: Assessing sustainability by surveying woody vegetation. *Biological Conservation*, *181*, 9-17.
- Perez, J. M., Granados, J. E., & Soriguer, R. C. (1994). Population dynamic of the Spanish ibex *Capra pyrenaica* in Sierra-Nevada Natural Park (southern Spain). *Acta Theriologica*, *39*, 289-289.
- Pérez, J. M., Ruiz-Martínez, I., 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*(1), 86-9.
- Pérez, T., Hammer, S. E., Albornoz, J., & Domínguez, A. (2011). Y-chromosome phylogeny in the evolutionary net of chamois (genus *Rupicapra*). *BMC evolutionary biology*, *11*(1), 272.

- Pineda, F.D., de Miguel, J.M., Casado, M.A., & Montalvo, J. (2002). La diversidad biológica de España. 8-88. Ed. Prentice Hall, Madrid.
- Plumb, G. E., R. Monello, J. Resnick, R. Kahn, K. Leong, D. Decker, and M. Clarke. (2014). A comprehensive review of ungulate management by the National Park Service: second century challenges, opportunities, and coherence. Natural Resource Report NPS/NRSS/BRMD/NRR—2014/898. National Park Service, Fort Collins, CO
- Prins, H. H., & Fritz, H. (2008). Species diversity of browsing and grazing ungulates: consequences for the structure and abundance of secondary production. In *The ecology of browsing and grazing* (pp. 179-200). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Putman, R. J. (1984). Facts from faeces. *Mammal review*, 14(2), 79-97.
- Pysek, P. (1995). On the terminology used in plant invasion studies. *Plant invasions: general aspects and special problems*, 71-81.
- Queiros, J., Acevedo, P., Santos, J. P., Barasona, J., Beltran-Beck, B., Gonzalez-Barrio, D., ... & Ruiz-Fons, J. F. (2019). Red deer in Iberia: Molecular ecological studies in a southern refugium and inferences on European postglacial colonization history. *PloS one*, 14(1), e0210282.
- Raiho, A. M., Hooten, M. B., Bates, S., & Hobbs, N. T. (2015). Forecasting the effects of fertility control on overabundant ungulates: white-tailed deer in the National Capital Region. *PLoS One*, 10(12), e0143122.
- Refoyo, P., Olmedo, C., Polo, I., Fandos, P., & Muñoz, B. (2015). Demographic trends of a reintroduced Iberian ibex *Capra pyrenaica victoriae* population in central Spain. *Mammalia*, 79(2), 139-145.
- Randi, E., Alves, P. C., Carranza, J., Milošević-Zlatanović, S., Sfougaris, A., & Mucci, N. (2004). Phylogeography of roe deer (*Capreolus capreolus*) populations: the effects of historical genetic subdivisions and recent nonequilibrium dynamics. *Molecular Ecology*, 13(10), 3071-3083.
- Rodríguez-Piñero, J. C., & Rodríguez-Luengo, J. L. (1993). The effect of herbivores on the endemic Canary flora. *Boletín do Museo Municipal do Funchal*, 2, 265–271.
- Rooney, T. P., & Waller, D. M. (2003). Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. *Forest ecology and management*, 181(1-2), 165-176.
- Royo, L. J., Pajares, G., Alvarez, I., Fernández, I., & Goyache, F. (2007). Genetic variability and differentiation in Spanish roe deer (*Capreolus capreolus*): a phylogeographic reassessment within the European framework. *Molecular phylogenetics and evolution*, 42(1), 47-61.
- Rutberg, A. T. (2013). Managing wildlife with contraception: why is it taking so long?. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 44(4s), S38-S46.

- Sæther, B. E. (1997). Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: a search for mechanisms. *Trends in Ecology & Evolution*, 12(4), 143-149.
- San Miguel, A. (2001). Pastos naturales españoles. Caracterización, aprovechamiento y posibilidades de mejora. Coedición Fundación Conde del Valle de Salazar- Mundi-Prensa. Madrid. 320 pp
- San Miguel-Ayanz, A., Perea García-Calvo, R., & Fernández-Olalla, M. (2010). Wild ungulates vs extensive livestock. Looking back to face the future. *Options Méditerranéennes*, 92, 27-34.
- San Miguel-Ayanz, A. (2014). Gestión y conservación en la Red de Parques Nacionales de España. *Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente*, (106), 16-25.
- San Miguel, A.; Roig, S.; Perea, R. (2017). The Pastures of Spain. *Pastos*, 46 (1), 6-39.
- San José, C., Braza, F., Aragón, S., & Delibes, J. R. (1997). Habitat use by roe and red deer in Southern Spain. *Miscellània Zoològica*, 20(1), 27-38.
- Santiago-Moreno, J., Toledano-Díaz, A., Gómez-Brunet, A., & López-Sebastián, A. (2004). El muflón Europeo (*Ovis orientalis musimon* Schreber, 1782) en España: consideraciones históricas, filogenéticas y fisiología reproductiva. *Galemys*, 16, 2.
- Sinclair, A.R.E., (1998). Natural regulation of ecosystems in protected areas as ecological baselines. *Wildlife Society Bulletin* 399–409.
- Smith, G. C., & Cheeseman, C. L. (2002). A mathematical model for the control of diseases in wildlife populations: culling, vaccination and fertility control. *Ecological Modelling*, 150(1-2), 45-53.
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. (2004). The SER international primer on ecological restoration.
- Soriguer, R. C. (1983). Consideraciones sobre el efecto de los conejos y los grandes herbívoros en los pastizales de la Vera de Doñana. *Doñana Acta Vertebrata*, 10(1), 155-168.
- Suominen, O., & Danell, K. (2006). Effects of large herbivores on other fauna. In K. Danell, R. Bergström, P. Duncan, & J. Pastor (Eds.), *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation* (Conservation Biology, pp. 383-412). Cambridge: Cambridge University Press.
- Sykes, N. J., Baker, K. H., Carden, R. F., Higham, T. F., Hoelzel, A. R., & Stevens, R. E. (2011). New evidence for the establishment and management of the European fallow deer (*Dama dama dama*) in Roman Britain. *Journal of Archaeological Science*, 38(1), 156-165.

- Torres-Porrás, J., Carranza, J., & Pérez-González, J. (2009). Combined effects of drought and density on body and antler size of male Iberian red deer *Cervus elaphus hispanicus*: climate change implications. *Wildlife Biology*, 15(2), 213-222.
- IUCN/SSC (2013). Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii + 57 pp.
- van de Koppel, J., Rietkerk, M. & Weissing, F.J. (1999) Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 352- 356.
- Vavra, M., Parks, C. G., & Wisdom, M. J. (2007). Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: the good, the bad, and the ungulate. *Forest Ecology and Management*, 246(1), 66-72.
- Velamazán, M.; San Miguel, A.; Escribano, R.; Perea, R. (2017). Threatened woody flora as an ecological indicator of large herbivore introductions. *Biodiversity and conservation*, 26(4), 917-930.
- Velamazán M, San Miguel A, Escribano R, Perea R. (2018). Use of firebreaks and artificial supply points by wild ungulates: Effects on fuel load and woody vegetation along a distance gradient. *Forest Ecology and Management* 427, 114-123.
- Velamazán, M., San Miguel, A., Escribano, R., & Perea, R. (2018). Compatibility of regeneration silviculture and wild ungulates in a Mediterranean pine forest: implications for tree recruitment and woody plant diversity. *Annals of Forest Science*, 75(1), 35.
- Vilaça, S. T., Biossa, D., Zachos, F., Iacolina, L., Kirschning, J., Alves, P. C., ... & Borowik, T. (2014). Mitochondrial phylogeography of the European wild boar: the effect of climate on genetic diversity and spatial lineage sorting across Europe. *Journal of Biogeography*, 41(5), 987-998.
- Vincent, J. P., Gaillard, J. M., & Bideau, E. (1991). Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriologica*, 36(3-4), 315-328.
- Vives, J. A., & Baraza, E. (2010). La cabra doméstica asilvestrada (*Capra hircus*) en Mallorca ¿Una especie a erradicar?. *Galemys*, 22, 193-205.
- Walters, C.J. (1986). Adaptive management of renewable resources. MacMillan, New York
- Watkinson, A. R., & Ormerod, S. J. (2001). Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. *Journal of applied ecology*, 38: 233-237.
- Webb, D. A. (1985). What are the criteria for presuming native status? *Watsonia*, 15(3), 231-236. Weltz, M. A., Kidwell, M., & Fox, H. D. (1998). Influence of abiotic

and biotic factors in measuring and modeling soil erosion on rangelands: state of knowledge. *Journal of Range Management*, 51, 482-495.

Williams BK, Nichols JD, Comoy MJ (2002) Analysis and management of animal populations. Academic Press, San Diego.

Wright, R. G. (1999). Wildlife management in the national parks: questions in search of answers. *Ecological Applications*, 9(1), 30-36.

Zachos, F. E., Mattioli, S., Ferretti, F., & Lorenzini, R. (2014). The unique Mesola red deer of Italy: taxonomic recognition (*Cervus elaphus italicus nova ssp.*, Cervidae) would endorse conservation#. *Italian Journal of Zoology*, 81(1), 136-143.