

# *Los Lobos de la Península Ibérica*

## *Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*

Alberto Fernández-Gil, Francisco Álvares, Carles Vilá y Andrés Ordiz (editores)

*Los Lobos de la Península Ibérica*  
*Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*



Asociación para la Conservación  
y Estudio del Lobo ibérico





*Editado por*

*Alberto Fernández-Gil, Francisco Álvarez, Carles Vilá y Andrés Ordiz*



*Un grupo de cinco lobos se desplaza por un gélido paisaje invernal de la Cordillera Cantábrica oriental, invierno de 2007 (Foto: Tino García)*

# *Los Lobos de la Península Ibérica*

*Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*



*Portada: Lobo adulto en los matorrales del subalpino en la Cordillera Cantábrica, verano de 2008 (Foto: Jonathan Rodríguez/ Tino García)*

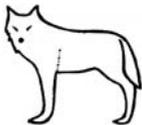
*Contraportada: Los rastros de un grupo de lobos sobre nieve helada en el occidente de la Cordillera Cantábrica, Marzo de 2005 (Foto: Alberto Fernández-Gil)*

Cita recomendada de esta edición:

Fernández-Gil, A., Álvares, F., Vilá, C. y Ordiz, A. (eds.) (2010). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. ASCEL, Palencia. 208 pp.

Cita recomendada de los apartados:

Talegón, J. y Gayol, X. (2010). El uso de estadísticas de predación sobre ganado en la gestión y conservación del lobo en la Península Ibérica. Pp. 117-135. En: A. Fernández-Gil, F. Álvares, C. Vilá y A. Ordiz (eds.). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. ASCEL, Palencia.



**Asociación para la Conservación  
y Estudio del Lobo ibérico**

Corro del Postigo, 1  
34337 Fuentes de Nava (**PALENCIA**)

[www.loboiberico.com](http://www.loboiberico.com)

© De esta edición: ASCEL  
I.S.B.N.:  
Depósito legal:  
Imprime: Asturgraf

## CONTENIDOS

<b>Agradecimientos</b> .....	9
<b>Presentación / Presentation</b> .....	11
Los editores	
<b>Prólogo / Foreword</b> .....	15
Douglas W. Smith	
<b>Análisis de la distribución en el estudio del lobo en la Península Ibérica</b> .....	21
Antonio Uzal y Luis Llanea	
<b>Muestreo de indicios para estimar la abundancia relativa de lobos en la Península Ibérica</b> .....	37
Andrés Ordiz y Luis Llanea	
<b>Cómo estimar parámetros reproductores en las poblaciones ibéricas de lobos: tamaño de camada y éxito reproductor</b> .....	55
Luis M. Barrientos y Alberto Fernández-Gil	
<b>Cómo estimar el tamaño medio de grupo en diferentes estaciones en las poblaciones ibéricas de lobos</b> .....	69
Alberto Fernández-Gil, Luis M. Barrientos y Ángel Nuño	
<b>El uso de datos de mortalidad en estudios de las poblaciones ibéricas de lobos</b> .....	91
Francisco Álvares, Pedro Alonso, Pablo Sierra y Alberto Fernández-Gil	
<b>El uso de estadísticas de predación sobre ganado en la gestión y conservación del lobo en la Península Ibérica</b> .....	117
Javier Talegón y Xurde Gayol	
<b>Recogida de muestras biológicas para el estudio de las poblaciones ibéricas de lobos</b> .....	139
Juan J. Rodríguez, Tomás Yanes y José L. Vicente	
<b>Viabilidad de las poblaciones ibéricas de lobos. Enseñanzas de la genética para la conservación</b> .....	157
Carles Vilá	
<b>Propuestas para el monitoreo de las poblaciones de lobos en la Península Ibérica</b> .....	175
Javier Naves	
<b>Listado de Participantes. Autores, Revisores y Editores</b> .....	203



*Una loba en el occidente de la Cordillera Cantábrica, Mayo de 2008  
(Foto: Damián Ramos)*

[Eden] might just be a system with its current biological wealth enhanced by the chilling howl of a distant wolf.

JOEL BERGER

*The Better To Eat You With* (2008)

El lobo, fiebre de sombra y maleza,  
sombra y maleza tiene por querencia.

RAFAEL SÁNCHEZ FERLOSIO

*Vendrán más años malos y nos harán más ciegos* (1993)



## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, los editores de este libro queremos agradecer a todos aquellos que acudieron a la cita de Fuentes de Nava en 2002 y que nos hicieron ver con más claridad, si cabe, lo importante del objetivo que animó la reunión. Una mención especial merecen Juan Ángel de la Torre y Fernando Jubete por impulsar este trabajo desde el principio con tesón.

Este trabajo no hubiera visto finalmente la luz sin el esfuerzo desinteresado de todas las personas que han revisado los primeros borradores de estas aportaciones y que han contribuido a mejorarlas sustancialmente en todos los casos: Félix Álvarez, Isabel Barja, Javitxu Calzada, Gerardo Domínguez, Aitor Galarza, Luis Llana, Javier Naves, Mario Quevedo, Pilar Rodríguez, Mario Sáenz de Buruaga, Sergio Solano y Francisco Suárez.

También queremos agradecer el ánimo y la colaboración mostrada por Jorge Echeagaray, Rubén Portas, José M. Carral, Fermín Urrea, Pablo Perucha, Nuno Santos, José Placer y Miguel Rico.

A la SECEM por interceder generosamente en unos fondos que en principio no iban destinados a ASCEL y que han sido cruciales para poder editar este trabajo, y al Aula de Medio Ambiente de Caja Burgos por financiar parcialmente esta edición.

A quienes han cedido desinteresadamente algunas de sus inéditas y estupendas imágenes de lobos salvajes y de otros aspectos tratados en esta edición, y que en la mayoría de los casos nos han dado mucho más que eso: Tino García, Nacho Zubelzu, Jonathan Rodríguez, Damián Ramos, Lippe de Vries, Mónica Nakamura, Helena Rio-Maior, Ricardo Brandão, César Fernández, Rubén Portas, Pablo Perucha, Jorge Echeagaray, Diana Paniagua y Pablo Fernández.

Por último, a Jon E. Swenson por seguir interesándose por los grandes carnívoros ibéricos y a Doug W. Smith por su prólogo, que los editores reciben con sincera gratitud.



*Lobo en Tierra de Campos, Diciembre de 2006  
(Foto: Javier Talegón)*

## PRESENTACIÓN

Los trabajos presentados en esta edición tienen su origen en el seminario *Propuestas para el estudio de la dinámica de las poblaciones ibéricas de lobos*, desarrollado en Fuentes de Nava (Palencia) los días 1 y 2 de Noviembre de 2002, y organizado por la Asociación para la Conservación y Estudio del Lobo Ibérico ASCEL. A dicha reunión fueron invitados buena parte de los investigadores y naturalistas que trabajan o trabajaban en ese momento en aspectos poblacionales de la especie en Iberia y contó también con la asistencia de muchos interesados en el tema. Las ponencias aquí presentadas fueron debatidas en el marco del seminario y algunos de los temas tratados han seguido siendo vehementemente discutidos desde entonces. Para esta publicación las ponencias han sido sometidas a revisión por un panel de revisores y la bibliografía ha sido actualizada, dando como resultado un grupo de artículos que esperamos puedan ser útiles para el estudio de los lobos ibéricos y su conservación.

Recogiendo la justificación que en su momento se utilizó para organizar el encuentro, plenamente válida en la actualidad, en la Península Ibérica seguimos adoleciendo de una falta de métodos estandarizados para el monitoreo de la población de lobos, problema ya reconocido en su día por el Plan de Acción para la Conservación del Lobo en Europa. En éste se llamaba a la coordinación en la recogida de los datos necesarios para la gestión del lobo en el ámbito europeo. De hecho, la poca claridad en la descripción de los procedimientos seguidos para la obtención de estos datos, su escasa uniformidad y la gran variación en el esfuerzo de prospección de una región a otra siguen siendo escollos importantes a la hora de interpretar algunos de los parámetros básicos, como es el número de grupos reproductores y el número de lobos que los componen, dificultando la inferencia de tendencias poblacionales.

El objetivo de los trabajos en esta monografía no es (como no lo fue en 2002) presentar una estima de los parámetros demográficos ni evaluar el estado de la población ibérica de lobos, sino más bien discutir sobre los parámetros y criterios más útiles para hacer un diagnóstico del estado de las poblaciones de lobos y de su evolución tomando como punto de partida la información disponible en la Península Ibérica y la bibliografía científica. Con este objetivo general se ha tratado de elaborar una serie de propuestas

metodológicas, con el mayor grado de concreción posible, para recoger datos en distintas regiones de forma estandarizada y por tanto repetible y comparable, así como discutir sobre sus ventajas y limitaciones. En la actualidad, con tres Planes de Gestión en vigor en España (Asturias, Castilla y León, y Galicia) y una normativa proteccionista específica para la especie en Portugal (Ley 90/88 de Protecção ao Lobo ibérico), entre todos afectando aproximadamente al 95 % de la población ibérica, se hace imprescindible tal estandarización. Esta necesidad es obvia cuando la diversidad de objetivos de gestión es manifiesta: Castilla y León aplica la actividad cinegética como herramienta básica de gestión, Galicia contempla tal actividad en su Plan; Asturias, aunque mantiene a la especie vedada, contempla medidas de control poblacional variables cada año, pero excluye la actividad cinegética, mientras que Portugal lo considera especie protegida.

Recientemente, la Iniciativa Grandes Carnívoros para Europa (*Large Carnivore Initiative for Europe* LCIE 2007) ha insistido sobre la necesidad de establecer Planes de Manejo a nivel poblacional, pero reconoce que la coordinación entre los gobiernos regionales (en España) y entre Portugal y España, es muy limitada. No olvidemos que la población noroccidental ibérica (compartida por Portugal y España) se considera como “Casi Amenazada” (“En Peligro” en Portugal), y la de Sierra Morena como “En Peligro Crítico” (ver LCIE 2007). Podemos entender que parte de esta limitada coordinación es consecuencia de la falta de criterios uniformes para analizar la dinámica poblacional. Todos los diagnósticos por regiones deberían hacerse de forma estandarizada y coordinada, ya que la gestión cinegética o los controles dependen básicamente del tamaño y evolución de la población. Por otro lado, la estandarización en los métodos de seguimiento puede ser muy útil de cara a evaluaciones de impacto ambiental de infraestructuras que, de forma creciente, incluyen al lobo entre las especies afectadas.

Los trabajos que aparecen en esta edición tratan desde el análisis de la distribución y los índices de abundancia, hasta los métodos para evaluar tendencias y la viabilidad de las poblaciones, pasando por la demografía (parámetros reproductores, tamaño de grupo y mortalidad), y la predación sobre el ganado o la recogida de muestras biológicas. Hemos de señalar que toda la información sobre lobos ibéricos analizada proviene de la población noroccidental (>95 % de la población ibérica) ya que no ha sido posible disponer de datos de los reducidos núcleos poblacionales de Sierra Morena y Pirineos.

En definitiva, nuestra intención como editores (y creemos que compartida por todos los autores) ha sido aportar ideas sobre la forma de estandarizar los métodos de recogida de información y las bases de datos que existen en España y Portugal sobre la especie, así como generar discusiones constructivas sobre la mejor manera de alcanzar un objetivo tan importante y escurridizo como los propios lobos: el diagnóstico del estado de sus poblaciones de cara a su conservación a largo plazo.

Los editores

## **PRESENTATION**

*The chapters included in this edition originated in the workshop Proposals for the study of the dynamics of Iberian wolf populations, which was held in Fuentes de Nava (Palencia, Spain) on November 1-2, 2002. It was organized by the non governmental organization Association for the Conservation and Study of the Iberian Wolf (ASCEL). The meeting was attended by many researchers and naturalists that work, or were working by the time, on wolf populations in Spain and Portugal, as well as by many other people interested on wolves.*

*The chapters of this edition correspond to the presentations discussed at the workshop. Some of the issues have been thoroughly discussed after the meeting. Also, before publication all chapters have been evaluated by a panel of external reviewers, and the literature cited has been updated. The result is an improved set of articles that may be very useful for the study of Iberian wolves in the near future.*

*The reason that justified the organization of the seminar, i.e. the lack of standardized methods to monitor Iberian wolf populations, is indeed valid nowadays. This problem was already highlighted by the Action Plan for the conservation of wolves in Europe (Boitani 2000). This document called for coordination to collect necessary data to manage wolves at a European level. As a matter of fact, the lack of objective, clear and uniform monitoring methods as well as the large variation in effort from one region to another difficult the estimation of basic parameters such as number of packs and pack size. This complicates the analyses of population trends.*

*The goal of this book is not to present estimations of demographic parameters nor to evaluate the status of Iberian wolf populations, but to discuss the approaches that may be most useful to make such evaluations. As a starting point, the chapters are based on available information in Iberia, being complemented with other scientific literature. We aimed at providing methodological proposals, as concrete as possible, to collect data following standard protocols, which therefore should be repeatable and comparable among regions. We also aimed at discussing potential advantages and limitations of the different approaches. There are three Regional Action Plans currently approved in Spain (in Asturias, Castilla-León and Galicia, with very differentiated policies) and the*

*species is protected in Portugal (Law 90/88). Put together, these areas encompass about 95% of the Iberian wolf population, which undoubtedly calls for a standardization of monitoring methodologies. This is obvious because management tools and directions are fairly different among regions. In Castilla-León and Galicia the wolf is a hunting species, in Portugal the wolf is classified as “endangered”, and in Asturias is not a hunting species, but lies under an annually variable culling related to livestock damages.*

*Recently, the Large Carnivore Initiative for Europe (LCIE 2007) insisted on the need for establishing management plans for the whole population, recognizing that coordination among the regional governments involved is fairly limited. It is important to highlight that the northwest Iberian wolf population, distributed across northern Portugal and northwestern Spain, is the one affected by the above-mentioned fragmentation of management and is considered “Nearly endangered”. The small and isolated population in Sierra Morena (south Spain) is “Critically endangered” (LCIE 2007). We understand that the lack of coordination is a likely consequence, at least in part, of the lack of shared protocols to monitor the populations and analyze their dynamics. Every regional census should be standardized and coordinated with the others because issues such as hunting should basically depend on the global population size and trend. Also, standardization of monitoring methods would be useful when conducting environmental impact assessments associated with the increasing number of infrastructures under construction and that include wolves among the affected species.*

*The chapters included in this edition deal with analyzing distribution and indices of abundance, methods to evaluate population trends and viability, demography (e.g. reproductive parameters, pack size and mortality), predation on livestock and collection of biological samples.*

*Most of the content of this book refers to the northwestern population (including more than 95% of the Iberian wolves), because the data available from the small populations in Sierra Morena or the Pyrenees (where some wolves may have arrived in recent times) is very limited.*

*Ultimately, our intention as editors -and we believe that all authors agree with us- has been to provide ideas to standardize methods to monitor wolves in Spain and Portugal, as well as to provide a forum for constructive discussion on the best way to achieve the important but slippery goal of evaluating the status of wolf populations and their long-term conservation.*

*The editors*

## PRÓLOGO

Estamos entrando en una nueva era para los lobos. Históricamente perseguidos, las últimas dos décadas han visto su expansión poblacional tanto en Europa como en Norte América. Irónicamente esto ha ocurrido mientras las poblaciones humanas también han aumentado y los lobos han recolonizado algunas áreas muy humanizadas. Tradicionalmente considerados como una especie propia de áreas remotas, hoy día los lobos viven en paisajes dominados por el hombre. Los lobos no requieren áreas remotas para existir, pero todos estamos de acuerdo en que les va mejor donde los problemas con el hombre son menores. Por tanto, el reto para los próximos 20 años será cómo mejorar la coexistencia del hombre con el lobo, más allá de la vieja estrategia de relegar a éste a las regiones más remotas del planeta. De mano, las regiones salvajes del planeta están desapareciendo, y si debemos preservar animales como lobos y otros carnívoros, necesitamos aportar nuevas ideas sobre cómo vivir con la naturaleza.

Trabajo en el parque nacional de Yellowstone y estuve involucrado en la reintroducción de los lobos al parque tras su erradicación hacia 1920. Después de nuestra reintroducción en 1995 y 1996, los lobos han aumentado en Yellowstone y la población ronda los 100 lobos en 15 grupos (descendiendo de un máximo poblacional de 171 lobos en 2003). Yellowstone es visitado por más de 3 millones de personas cada año, pero los lobos y otras especies han prosperado aquí. Sin embargo, hemos tenido nuestros problemas; los lobos se han acostumbrado (habituado) a la gente, y hemos tenido que asustar a algunos, y el año pasado tuvimos que matar uno que parecía suponer un peligro para la seguridad humana. Así que, a pesar de ser un parque nacional, los lobos no están el paraíso. Es importante resaltar, no obstante, que la recuperación de los lobos en Yellowstone y nuestra gestión continua de los mismos tiene que ver con un cambio de actitud por parte del hombre. Hace años nadie cuestionaba la actitud de matar lobos en cualquier circunstancia; no había lugar para los lobos (y esta actitud prevalece en muchas zonas de EEUU). De lo que nos hemos dado cuenta es de que hay muchos lugares donde los lobos pueden existir con un mínimo conflicto, de que hay lugares donde los lobos no encajan y que no deberíamos forzar su existencia allí, pero que también de que hay un lugar en medio de estos dos casos que es el más difícil de gestionar.

No hay una regla universal aplicable para decidir como un área o país puede vivir con los lobos. Cada uno debe batallar con sus propios dilemas, y ciertamente Europa, y particularmente España y Portugal, donde muchos lobos habitan paisajes muy humanizados, incluso con carencia de presas naturales, debe liderar el camino. Si estos lobos deben tener un futuro, matarlos a la primera de cambio será la condena del lobo. Pero si la gente no pudiera defender su medio de vida, también sería el final para el lobo. Esta búsqueda de equilibrio es bien conocida en todos los lugares donde existen grandes carnívoros que fueron exterminados y donde tienen potencial para recuperarse, pero tal área es colosalmente dura de manejar. España y Portugal podrían encontrar la respuesta. Todos nosotros estaremos expectantes.

Todo este planteamiento es duro porque yo no crecí de esta manera. Yo crecí pensando en lobos en las áreas salvajes del norte, despreocupados de conflictos con los hombres y de nuestras actitudes. Incluso en Yellowstone, donde nuestro objetivo es la preservación de la naturaleza, tuvimos que matar un lobo. De modo que mi idealismo se ha transformado forzosamente en realismo y reconocimiento de las necesidades humanas, que todavía espero que no arrasen a la naturaleza y a seres como los lobos. Aunque pueda resultar doloroso y difícil, debemos al menos intentar vivir con lo que una vez fue considerado prescindible.

Douglas W. Smith  
Yellowstone National Park

## **FOREWORD**

*We are entering a new era for wolves. Historically persecuted, the last couple of decades have seen a population expansion of wolves both in Europe and North America. Ironically this has occurred while the human population has also increased and wolf recolonization has been in more settled areas. Once formerly thought to only be a species of the remote wilderness, wolves now live in human dominated landscapes. No longer do wolves need wilderness to exist, but all would also agree that they do better where wolf-human conflict is less. So the challenge of the next 20 years will be how to better coexist with the wolf, rather than the old strategy of relegating them to the remotest regions of the planet. For one, the remotest regions of the planet are evaporating, and if we are to have animals like wolves and other carnivores, we need to come up with new ideas of living with nature.*

*I work in Yellowstone National Park and was part of restoring wolves to the park after they had been eradicated in the 1920s. Since our reintroduction in 1995 and 1996, wolves have increased in Yellowstone and we now have a population of about 100 in 15 packs (down from a population high in 2003 of 171 wolves). Yellowstone is visited by over 3 million people a year, yet the wolves and other wildlife have thrived here. Nonetheless we have had our problems; wolves have become accustomed to people (habituated), we have had to non-lethally haze them, and last year we had to kill one because it appeared to be a human safety threat. So despite being a national park, wolves in paradise it is not. It is important to note, however, that the recovery of wolves to Yellowstone, and our continued management of them hinges on a change in human attitudes. Years ago no one questioned the attitude of kill in all circumstances; wolves have no place (and this attitude is still prevalent in many quarters of the USA). What we have realized is that there are many places where wolves can exist with minimal conflict, that there are places where they don't belong and we should not force their existence, but that there is a place in between these two areas that is most difficult to manage.*

*No area or country can decide how to live with wolves that is universally applicable. So each must struggle with their own dilemmas. Certainly Europe, and particularly Spain and Portugal, where there are many wolves in human dominated landscapes*

*and must lead the way (and where natural prey can sometimes be lacking). If these wolves are to have a future, killing upon first offense will be the demise of the wolf. But if people cannot protect their livelihood and living that, too will mean the end of the wolf. This balancing act is well known everywhere large carnivores exist and were exterminated and have potential to recover, but such a simply stated task is colossally hard to manage. Spain and Portugal may find the answer. We all will be watching.*

*All of this is hard because I did not grow up this way. I grew up thinking of wolves in the great northern wilderness unbothered by conflicts with humans or our attitudes. Even in Yellowstone, where our objective is preservation of nature we have had to kill a wolf. So my idealism reluctantly has been traded for realism and an acknowledgement of the needs of human existence that I still hope will not overwhelm nature and things like wolves. However painful and however difficult, we must at least try to live with what once was considered expendable.*

*Douglas W. Smith  
Yellowstone National Park*



*Cuatro lobos se alimentan de una carroña en la Cordillera Cantábrica oriental,  
Diciembre de 2008  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*Las dramáticas diferencias en los paisajes ocupados por los lobos en la Península Ibérica condicionan su ecología trófica y espacial, y los propios diseños y métodos de estudio. En la imagen, habitat primaveral en Tierra de Campos (Foto: Andrés Ordiz)*

# ANÁLISIS DE LA DISTRIBUCIÓN EN EL ESTUDIO DEL LOBO EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

ANTONIO UZAL<sup>1</sup> Y LUIS LLANEZA<sup>2</sup>

1. Centre for Conservation Ecology & Environmental Change  
School of Conservation Sciences, Bournemouth University  
Fern Barrow, Poole (Dorset), BH12 5BB, UK  
E-mail: antoniouzal@hotmail.com
2. A.RE.NA. Asesores en Recursos Naturales S.L.  
C/ Perpetuo Socorro, n.º 12 - Entresuelo 2-B, 27003 Lugo  
E-mail: llaneza@arenatural.com

## RESUMEN

El conocimiento del área de distribución de una especie es uno de los requerimientos básicos para su apropiada conservación y gestión. El primer paso en los estudios de distribución, y el de mayor importancia, es la obtención de informaciones veraces y de calidad, para lo cual se propone un proceso de seis fases que permitirán la evaluación de la calidad de los datos relacionados con la distribución del lobo ibérico. La escala espacial propuesta a la hora de recoger la información es la cuadrícula UTM 10x10 km, mientras que la temporal se ajustaría a cuatro o cinco años.

En el presente artículo se plantea la delimitación de 3 tipos de área de distribución: habitual, ocasional y esporádica. La distribución habitual esta asociada a la constatación de reproducción. Las zonas de distribución ocasional englobarían aquellas en las que, con cierta frecuencia, la existencia de lobos ha sido verificada por distintas fuentes, mientras que las zonas de distribución esporádica se corresponden con citas puntuales, alejadas de las zonas de distribución habitual.

Una vez obtenidas las distintas distribuciones se pueden realizar diferentes representaciones, siendo las que resultan más objetivas las que utilizan el método de la propincuidad media y de las retículas cuadrangulares aunque la adaptación de métodos basados en técnicas de análisis de áreas de campeo es también sugerida, como el método de contornos de Kernel.

Palabras clave: Análisis espacial, Escala espacial, Distribución esporádica, Distribución habitual, Distribución ocasional.

## **ABSTRACT**

### *Characterization of the wolf distribution in the Iberian Peninsula*

Conservation and management of different species necessarily involves knowledge of their distribution. The first stage in distribution studies, and also the most important, is obtaining sound and reliable information. Here we present an approach based on six stages for characterizing the Iberian wolf distribution data. A spatial scale based on the UTM grid of 10x10 km is suggested, and we recommend repeating the surveys every four or five years. Three different distribution patterns are discussed: regular, occasional and sporadic. Regular distribution is associated with verification of reproduction in the area. Occasional distribution areas comprise those where wolves are frequently reported, while sporadic distribution corresponds to areas where only isolated records, far from habitual, have been reported. Once distribution data have been obtained, several graphical representations are possible. Methods based on the average propinquity and quadrangular grids are proposed here as the most objective, although we also suggest adopting methods based on techniques of home range analysis such Kernel contours.

Key words: Sporadic distribution, Regular distribution, Occasional distribution, Spatial analysis, Spatial scale.

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

El conocimiento del área de distribución y sus cambios es una de las informaciones básicas necesarias para poder llevar a cabo el estudio ecológico y la conservación de una especie (Buckland y Eston 1993, Green y Plotkin 2007).

En el caso de trabajos de distribución sobre el lobo es necesario tener en cuenta condicionamientos ecológicos que le son propios: i) amplias áreas de campeo (Mech y Boitani 2003); ii) la utilización de ciertas áreas situadas entre territorios pertenecientes a grupos familiares por individuos ajenos a éstos, al menos en cierta fase de su vida (Blanco y Cortés 2002); iii) los grandes desplazamientos que pueden protagonizar los ejemplares dispersantes (Fritts 1983, Mech 1987, Vilá 1993, Mech et al. 1995, Llaneza et al. 1999, Blanco y Cortés 2007); y iv) la dificultad de localizar grupos familiares y, en mayor medida, individuos solitarios.

En el presente trabajo pretendemos establecer una serie de consideraciones referidas al concepto genérico del área de distribución, teniendo en cuenta las características peculiares de lobo y proponer una metodología sencilla enfocada a la determinación de la distribución del lobo, partiendo del nivel de conocimientos y herramientas disponibles en la actualidad en la Península Ibérica.

## ANTECEDENTES Y MATERIALES

### *Definición del Área de Distribución*

El primer problema con el que nos enfrentamos a la hora de hablar de “distribución” es encontrar una definición de área de distribución que nos aclare el concepto. Existen numerosas definiciones sobre el concepto de distribución dentro de un espectro muy amplio, algunas de ellas tan generales como “El área de distribución geográfica de un taxón es la parte de la superficie del globo en la que tal taxón está representado” (Palomo y Antúnez 1992). Otras definiciones son de carácter práctico: “Área de distribución es la representación sobre un mapa del conjunto de localidades donde se ha identificado una determinada especie” (Margalef 1977). Los autores nos inclinamos por una definición más concreta: “Área de distribución es la representación sobre un mapa del conjunto de áreas de menor entidad dentro de las cuales los individuos de la especie desarrollan todos los aspectos de su ciclo vital: nacimiento, desarrollo, reproducción y senescencia”. De estos ejemplos el investigador puede plantearse una serie de cuestiones: ¿Cuándo un taxón está “representado”? ¿Es lo mismo distribución que presencia de la especie? ¿Es posible utilizar estas definiciones para todas las especies o solo para aquellas con movimientos limitados? ¿Son válidas las definiciones para las especies migratorias? ¿Es necesario una variación en la definición para especies con amplias áreas de campeo? La conclusión a priori puede parecer clara, el área de distribución debe ser interpretada en función de la especie y del objeto del estudio. Así mismo, cualquier metodología utilizada para la confección del área de distribución, tanto en lo referente a la recogida de información, escala, técnica cartográfica y diseño del mapa debe ser ajustada en el mismo sentido (Stoot 1981 *en* Palomo y Antúnez 1992).

La segunda cuestión de importancia a la hora de establecer el área de distribución de una especie es el planteamiento y diseño de una metodología para identificar y cuantificar su área de distribución. Toda metodología básica en un trabajo de distribución consta de tres fases (Palomo y Antúnez 1992): i) recogida de información; ii) almacenamiento de la información en bases de datos; y iii) representación cartográfica de los resultados (mapa de distribución). Parece obvio que la primera fase es la de mayor importancia. La calidad y veracidad de los datos que utilicemos a la hora de obtener el área de distribución condicionará la calidad de nuestro trabajo y la utilización de los mismos en futuros trabajos con distintos criterios y/o por parte de diferentes investigadores. Por tanto, el mayor peso de nuestro trabajo deberá estar encaminado a obtener buenas informaciones de base, de ahí que en nuestro planteamiento metodológico le demos una gran importancia.

### ***Recogida de información relacionada con la distribución***

La planificación previa al trabajo de campo asociado a la obtención de datos de distribución debería realizarse siguiendo la propuesta de Ratti y Garton (1994):

- Análisis de la información existente (informes inéditos, publicaciones científicas, artículos en revistas y periódicos, etc.).
- Encuestas y entrevistas, previas a las prospecciones de campo.
- Diseño del trabajo de campo.

La recogida de información debe efectuarse teniendo en cuenta la posibilidad de que el grupo de investigadores tenga un conocimiento limitado o básico del área de estudio. Por lo tanto, la compilación de fuentes de información locales y de información procedente de otros estudios previos debería ser una fase previa al trabajo de campo.

Como un ejemplo de esta planificación durante 2000 y 2001 se realizó el trabajo de campo dirigido a obtener el área de distribución del lobo en Castilla y León (Llaneza y Blanco, 2001); Previo al trabajo de campo, informes inéditos y distintos estudios relacionados con la distribución del lobo en la región fueron analizados. Así mismo, un total de 6895 encuestas fueron enviadas a los agentes forestales y celadores de caza (935) y a las sociedades de cazadores de la región (5960). El objetivo de estas encuestas fue la obtención de conocimiento local de las poblaciones de lobos en las diferentes áreas. Dicha información previa nos permitió localizar áreas donde diversos datos apuntaban a una alta probabilidad de encontrar lobos. El trabajo de campo durante este proyecto fue diseñado para cubrir el área total de la región y requirió el uso de itinerarios de búsqueda de indicios, entrevistas personales como fuente de información adicional y estaciones de espera y escucha.

### ***Validación de información relacionada con la distribución***

Un aspecto crucial en un estudio de distribución es la validación de la información obtenida. El trabajo de campo ofrece los datos considerados más veraces, ya que son obtenidos por los propios autores del estudio. Otras informaciones, como citas de observaciones de individuos o grupos familiares deberían ser validadas usando fuentes independientes. En general, información facilitada por personas ajenas al círculo de expertos reconocidos por los autores del estudio debería ser contrastada por entrevistas personales con el informante, así como por datos coincidentes obtenidos por otras fuentes.

### ***Representación del Área de Distribución***

Después de recopilar y almacenar convenientemente los datos utilizados como información base, el siguiente paso es la representación cartográfica.

Existen una serie de técnicas cualitativas para la representación cartográfica de la distribución de las especies que se basan en la aplicación del simple criterio de la presencia o de la ausencia del taxón (Nores 1989). Otras técnicas de carácter cuantitativo introducen otras informaciones, como gradientes o datos de presencia puntuales, que no son el objeto de este artículo, por lo que serán obviadas.

Según Nores (1989) pueden diferenciar 2 conjuntos de técnicas cualitativas básicas para la representación:

1. **Localización Puntual:** Consiste en reproducir sobre una carta geográfica cada uno de los puntos que representan la localidad donde una especie ha sido encontrada. La limitación básica de esta técnica es que limita el estudio corológico a las localidades donde se ha muestreado. No pretende obtener un área de ocupación del terreno, aunque la acumulación de puntos acabe dando la impresión de una superficie ocupada.
2. **Compactación de áreas:** Trata de delimitar un área de distribución *posible* de la especie estudiada. Este conjunto técnicas conlleva la pérdida de información puntual que es la única referencia segura de la presencia de una especie y atribuye la misma a zonas no confirmadas. Las técnicas más importantes dentro de este conjunto son cinco:
  - a) *Ajuste “a ojo”:* consiste en encerrar en un área los puntos donde ha sido encontrada una especie. En ocasiones se extrapolan los límites hasta zonas donde la especie no ha sido hallada si existen “sospechas fundadas” de que allí pudieran residir (encuestas/entrevistas personales en las que se señala la presencia de la especie, restos de depredación, rastros, etc.). Presenta un alto grado de subjetividad por parte del autor, más aún si se utiliza en especies como el lobo, no sujeto a un hábitat concreto (Figura 1: *e, f, g*).
  - b) *Áreas convexas:* consiste en el trazado de líneas cerradas (polígonos o líneas cóncavas) que engloben la totalidad de las localidades de un taxón determinado (Figura 1: *d*). Esta técnica no tiene en cuenta la existencia de barreras geográficas, distribuciones discontinuas ni poblaciones aisladas, a no ser que se apliquen criterios subjetivos que la convertiría en la técnica anterior.
  - c) *Métodos “circulares”* (Rapoport 1975): métodos de representación basados en figuras circulares con distintos radios según los autores (Figura 1: *a, b, c*). Presentan las mismas limitaciones que el anterior método.
  - d) *Retículas cuadrangulares:* consiste en la superposición de un retículo sobre el área estudiada y el sombreado de aquellos cuadrados que cuentan con alguna localidad en que se haya comprobado la presencia de la

- especie (Figura 1: *h, i*). Es una derivación de la localización puntual en la que se sustituye el punto de localización por una superficie cuadrangular. El retículo puede establecerse en función de cualquier criterio arbitrario, siendo los más utilizados los basados en los mapas topográficos nacionales y en la cuadrícula kilométrica UTM. Una de las mayores dificultades metodológicas que representa este procedimiento es la elección del tamaño de la malla, que dependerá del tamaño del área de estudio, intensidad de prospección y características de la especie a estudio.
- e) *Método de la Propinquidad Media* (Rapoport 1975): introduce criterios estadísticos basados en el concepto de “distancia al vecino más cercano” y en el concepto de “árbol” en la teoría de grafos (teoría de carácter matemático utilizada en computación). Se conectan los puntos (citas) con los “vecinos” más cercanos mediante arcos de forma sucesiva, de forma que se obtiene una figura en forma de árbol. Midiendo los arcos se calculan ciertos estadísticos para posteriormente trazar un contorno alrededor de cada punto con radio igual al estadístico escogido, lo que da lugar a un contorno general que será el área de distribución (Figura 1: *j*). Presenta la misma ventaja que el anterior método: dos investigadores distintos llegarán al mismo resultado si parten de los mismos datos. Sus desventajas son básicamente dos: puede no detectar la existencia de una barrera de importancia situada en medio de un arco (que es considerado como posible ruta de expansión) y los resultados dependen del número de puntos (citas) disponibles.
- f) *Métodos basados en técnicas de análisis de áreas de campeo*: La media armónica o los contornos de Kernel están basados en la probabilidad de encontrar a un animal dentro de una matriz de estimación. Aunque son sensibles a localizaciones puntuales alejadas de la distribución habitual pueden ser adaptados a estudios de distribución.

Por último, una de las principales cuestiones que debe plantearse el investigador a la hora de recoger la información y visualizarla en un mapa de distribución es la escala que se debe utilizar. Ésta debe ser escogida en función de los objetivos y de las características bioecológicas de las especies objeto de estudio, pero también debe tenerse en cuenta la necesidad de obtener la mayor información con los recursos económicos y temporales disponibles (Ratti y Garton 1994). Existen distintos niveles o escalas de percepción, no sólo espacial, sino temporal - ya que en muchos casos los patrones espaciales sólo pueden ser explicados en términos históricos (López-Martínez 1989 *en* Antúnez y Márquez 1992) - y su elección es totalmente subjetiva.

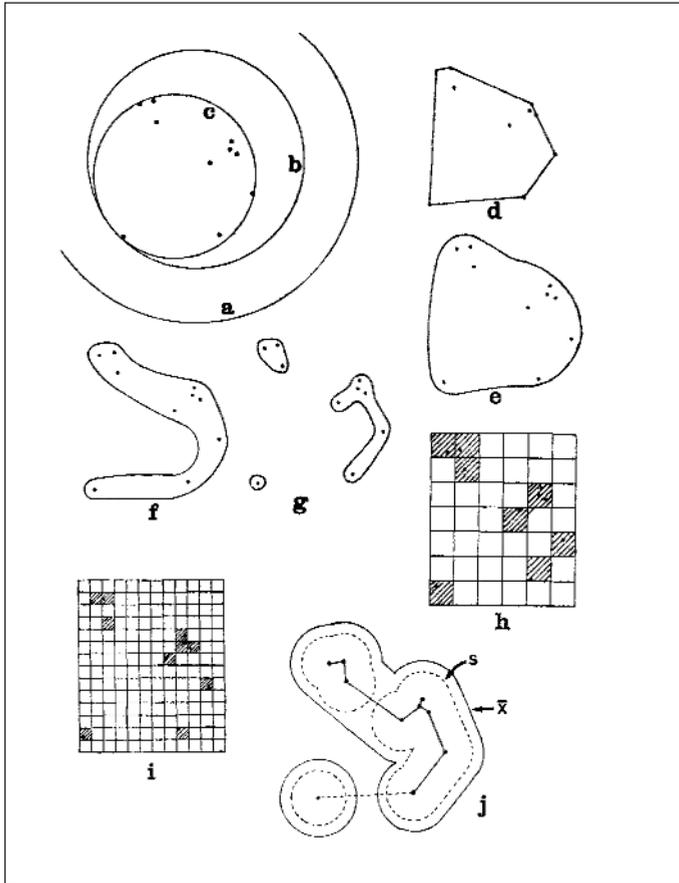


Figura 1.-Técnicas cualitativas de representación gráfica de la distribución a través de la compactación de áreas.

*a, b, c:* métodos circulares; *d:* áreas convexas; *e, f, g:* ajuste “a ojo”; *h, i:* retículas cuadrangulares; *j:* método de la propinquidad media (fuente Rapoport 1975).

*Figure 1.-Qualitative techniques of distribution's graphic representation through the compactation of areas.*

*a,b, c:* circular methods; *d:* convex areas; *e, f, g:* eye-adjustment; *h, i:* cuadrangular matrix; *j:* average propinquity method (from Rapoport 1975).

## PROPUESTA METODOLÓGICA

A la hora de establecer el área de distribución, consideramos que la definición de un sólo tipo de distribución dejaría fuera toda una serie de aspectos o cir-

cunstances con las que el investigador se encuentra a la hora de estudiar esta especie. En este trabajo proponemos tres tipos de área de distribución: Distribución Habitual, Ocasional y Esporádica.

En cuanto al área de distribución habitual el primer aspecto a debatir es la conveniencia o no de usar la equivalencia Presencia - Distribución Habitual, a la hora de delimitar el área de distribución del lobo. Blanco y Cortés (2002) ven la necesidad de hablar de área de distribución en términos de población reproductora, debido a la existencia de dispersantes con amplios movimientos (decenas o centenares de kilómetros del área de presencia estable). Estamos de acuerdo con esta idea, y por tanto, creemos que la inclusión de una determinada “zona” en el área de Distribución Habitual del lobo debe estar asociada a la reproducción. Para el caso de mamíferos con áreas de campeo pequeñas, como puedan ser los micromamíferos o pequeños carnívoros sí podría equipararse, en general, la presencia a distribución, ya que se puede asumir reproducción en un área cercana, excluyéndose citas de carácter excepcional. En el caso del lobo y respecto al área de distribución habitual creemos que esta asunción puede no ser correcta, debido a la existencia de individuos dispersantes aislados, u otro tipo de situaciones (como es la presencia temporal derivada de asentamientos y desapariciones de difícil explicación).

El área de Distribución Ocasional estaría formada por aquellas zonas localizadas entre grupos familiares en las que se constata la presencia de lobos al menos en ciertas épocas del año, pero en las que no se ha localizado la existencia de sucesos reproductivos. En estas zonas existen pruebas de la existencia de individuos de la especie, bien mediante el hallazgo de indicios de presencia, citas de un elevado número de observaciones directas o la aparición de ejemplares muertos. Pueden corresponder a zonas con alta presión humana (desarrollo industrial o urbanístico, excesiva presión cinegética, etcétera) o baja calidad del hábitat en términos de recursos tróficos y que son utilizadas por ejemplares dispersantes o no asociados a grupos reproductores. Estas zonas (que pueden actuar como “áreas sumidero”) pueden llegar a formar parte del área de distribución habitual del lobo cuando se produzca el establecimiento de grupos reproductores. Este tipo de área de distribución suele encontrarse en los bordes del área distribución habitual.

Por último, la Distribución Esporádica se corresponde con localizaciones puntuales (una cita en 5 años) y alejadas (más allá de 50km) de la zona de Distribución Habitual de la especie. La importancia de definir este tipo de distribución recae en que podrían ser los primeros pasos hacia la recolonización de algunas zonas, como ya ocurriera a principios de los 90, cuando los lobos recolonizaron algunas áreas de la Península de las que estaban ausentes desde hacía décadas.

**Distribución Habitual**

- 1 suceso de reproducción constatado en los últimos 4-5 años.

**Distribución Ocasional**

- Observaciones directas o indicios de presencia de la especie (rastros, daños, predación, etc.).
- 1 lobo muerto en los últimos 5 años.
- 5 citas de avistamientos en los últimos 5 años + existencia de daños atribuidos a lobo en la zona con cierta frecuencia (con la precaución que hay que tener a la hora de realizar dicha atribución – Llaneza 1998).

**Distribución Esporádica**

- Citas puntuales y aisladas o solo 1 ejemplar muerto en los últimos 5 años.

Hay que resaltar que la acumulación de información con series de datos de varios años es muy importante para definir con precisión el área de distribución. Un ejemplo claro lo supone Asturias, donde se dispone de datos sobre presencia de lobo desde 1986 (L. Llaneza, datos inéditos), y por tanto en este caso, conocer la distribución de la especie resulta una labor más sencilla.

Para la correcta aplicación de las áreas de distribución propuestas es necesario fijar unos criterios que permitan encuadrar las distintas zonas en un tipo u otro de distribución. Para ello, en primer lugar es preciso delimitar una escala temporal de recogida de datos sobre la reproducción y presencia de la especie en dichas zonas. Creemos que un criterio válido para establecer la escala temporal en estudios regionales es la utilización de un aspecto biológico como es el tiempo de generación, que se puede establecer en 4 - 5 años. En segundo lugar, debemos delimitar una escala espacial a la hora de recoger las informaciones para un estudio a nivel regional. Por ello, parece adecuado aplicar áreas de 100 km<sup>2</sup>, que se pueden ajustar a las cuadrículas UTM 10x10 Km. Esta elección, responde a condicionamientos ecológicos de la especie, que presenta tamaños de área de campeo y amplios movimientos de un orden de magnitud cercanos a este tamaño de cuadrícula (Blanco y Cortés 2007).

Por otro lado, entendemos que la utilización de estas escalas espacial y temporal de aproximación propuestas logra optimizar los recursos de tiempo y dinero a los que los investigadores estamos sujetos.

Los criterios de asignación de las zonas a los distintos tipos de distribución, o la variación de estos tipos, dependerán del conocimiento futuro de la ecología de la especie. Sin embargo, los datos no podrán ser válidamente utilizados en un futuro y por otros investigadores si no son reconocidos como veraces. Para ello, la estructura metodológica que planteamos consta de 6 fases:

1. **Revisión bibliográfica:** Citas en libros, monografías, revistas, informes técnicos inéditos y demás publicaciones, junto con datos inéditos cedidos por investigadores y naturalistas.

2. **Encuestas a Sociedades de Cazadores y Guardería de las administraciones:** Petición de datos de presencia, cría, observaciones directas, datos de mortalidad, daños atribuidos a la especie, señalándose al menos la localidad y en lo posible el paraje exacto de la cita. Hay que mencionar que la información proveniente de los daños atribuidos a lobo deben ser utilizados con la máxima cautela (para más detalles ver Talegón y Gayol, en este volumen).

3. **Muestreo de campo:** Debe realizarse siempre que sea posible tras las dos fases anteriores. La planificación de los muestreos debe conseguir, en lo posible, que la cobertura espacial sea homogénea y completa en el área de estudio. Al menos, se establecerá un valor mínimo de intensidad de muestreo. Mediante los muestreos de campo deberemos aportar nuevos datos sobre la especie y contrastar algunas de las anteriores informaciones. Para ello sería necesario realizar:

- *Entrevistas personales*, realizadas a las personas que desarrollan su actividad en la zona (agricultores, ganaderos, cazadores, guardas) y a aquellas personas que nos han facilitado informaciones de interés a través de las encuestas escritas.
- *Recorridos de muestreo*, según un diseño de muestreo dirigido, seleccionando aquellas zonas y lugares donde a priori más probabilidad hay de encontrar indicios, pues parece que los muestreos aleatorios no son efectivos (Llaneza et al. 1998). Este tipo de recorridos permiten, mediante el uso de los índices apropiados, mostrar la presencia de lobo y localizar grupos familiares (para más detalles ver Ordiz y Llaneza en este volumen).
- *Métodos directos*, que buscan un contacto directo con la especie, como son las estaciones de espera, escucha (Llaneza et al. 2005) y foto-trampeo.

4. **Revisión crítica de la información:** La información obtenida en las anteriores fases debe ser sometida a un filtro crítico, validada de tal forma que aquellos datos “anómalos” en alguno de los sentidos (fechas de partos, tamaños de los cachorros, fenotipos que ofrezcan dudas en la identificación de la especie, etc.), sean eliminados.

5. **Almacenamiento de la información:** Los datos son almacenados convenientemente en soporte informático para ser fácilmente consultados y trasladados a programas de representación cartográfica (ArcGis, MapInfo, entre otros).

6. **Evaluación final de la calidad de los datos:** Sólo los datos obtenidos por los propios investigadores o por reconocidos expertos deben servir, de forma aislada, para confirmar la reproducción. El resto de informaciones, referidas a

encuestas escritas y entrevistas personales deben ser coincidentes, de tal forma que un único dato no puede servir para afirmar reproducción en la zona. Sólo el conjunto de informaciones permitirá aseverar la existencia de reproducción. En cuanto a la presencia de la especie, una única cita obtenida mediante entrevista o encuesta no servirá, de forma aislada, para corroborar presencia en la zona, sino que se hace necesaria la acumulación de varias citas por personas distintas para que se considere como probada dicha presencia.

Una vez que los datos y puntos son validados y disponibles, en este caso sobre cuadrículas 10x10 km, con los datos de presencia-ausencia y con los de reproducción en los últimos 5 años, podemos realizar una representación gráfica.

Una primera salida gráfica es la que se refiere a la Distribución Habitual, consistente en sombrear las cuadrículas en las que se ha constatado sucesos de reproducción. De esta forma obtenemos un mapa de distribución de áreas compactas mediante retículas cuadrangulares (comentado en el anterior apartado). Esta representación creemos que en un primer momento es la más apropiada y objetiva, ya que el trazado a partir de los puntos obtenidos de una línea de contorno (“ajuste a ojo” o de áreas convexas) resulta un método excesivamente subjetivo. A este mapa de Distribución Habitual se le puede añadir, siguiendo el mismo método, las cuadrículas en las que se ha constatado presencia de la especie, o zonas de Distribución Ocasional, e incluso se pueden señalar las zonas con Distribución Esporádica.

A partir de esta primera representación de la Distribución Habitual se pueden obtener otras que permitan un posterior análisis en el tiempo, como puede ser la utilización del método de la Propincuidad Media, utilizando bien un radio obtenido mediante un método estadístico (media o desviación típica, o bien mediante un método *ad hoc* en el que el radio dependa de las características de la zona de estudio) (Rapoport 1975). También consideramos apropiado adaptar métodos basados en el estudio de las áreas de campeo como técnicas de obtención del área de distribución. Otros análisis en el tiempo de la distribución del lobo pueden obtenerse a partir de los índices de presencia-ausencia (Telfer et al. 2002) y de los valores de los índices de abundancia relativa, en especial en lo referente a la Distribución Ocasional. Actualmente no parece acertado utilizar ajustes a ojo para el análisis de los cambios de distribución, al menos desde un punto de vista cuantitativo. No obstante, desde el punto de vista cualitativo, puede darnos una idea de grandes cambios en la distribución, pero con mayor subjetividad que mediante otros métodos. En la actualidad, el continuo desarrollo de técnicas que permiten el análisis de los datos de radio-seguimiento nos facilita el estudio de los datos de distribución para obtener índices (como el método desarrollado por Telfer et al. 2002), que de forma más objetiva, nos acercan al conocimiento de los cambios de la distribución de las especies. Por tanto,

las técnicas estadísticas utilizadas en trabajos de radio-seguimiento, como la media armónica o los contornos de Kernel parecen ser las más adecuadas para definir con rigor las áreas de distribución.

Es necesario, por último, señalar que esta aproximación metodológica para el estudio del área de distribución del lobo puede ser aplicable a trabajos provinciales o regionales de carácter general; en el caso de zonas límites de distribución o en zonas “ensayo” las escalas de trabajo, tanto temporales como espaciales, cambiarían según el objetivo que tenga el equipo de investigadores.

## AGRADECIMIENTOS

Andrés Ordiz, Javier Naves, Alberto Fernández, Carlos Nores y L. J. Palomo aportaron valiosas ideas y/o bibliografía que nos ayudaron a preparar la ponencia que dio lugar a este artículo. Las opiniones ofrecidas por los participantes del Seminario respecto a nuestra ponencia fueron también valiosas a la hora de escribir este artículo. Los revisores (Pilar Rodríguez y A. Galarza) aportaron interesantes críticas que hicieron mejorar la calidad del texto.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Antúnez, A. y Márquez, A.L. (1992). Las escalas en biogeografía. Pp 31-38. En: J.M. Vargas, R. Real y A. Antúnez (eds). *Objetivos y métodos biogeográficos: Aplicaciones en Herpetología*. Monografías Herpetológicas, 2.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM, Málaga, 176 pp.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2007). Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology*, 273: 114-124.
- Buckland, S.T. y Elston, D.A. (1993). Empirical models for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology* 30: 478-495.
- Fritts, S.H. (1983). Record dispersal of a wolf from Minnesota. *Journal of Mammalogy*, 64: 166-167.
- Green, J.L. y Plotkin, J.B. (2007). A statistical theory for sampling species abundances. *Ecology Letters*, 10: 1037-1045.
- Llaneza, L. (1998). *Aproximación a la problemática de los daños atribuidos al lobo: Técnicas de comprobación y valoración de daños*. En: Colegio de Veterinarios de Zamora (ed). Veterinaria y Fauna Salvaje. Tomo II.
- Llaneza, L. y Blanco, J.C. (2001). *Diagnóstico de las poblaciones de lobo ibérico en Castilla y León*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 282 pp.
- Llaneza, L., Rico, M. y Iglesias, J.M. (1998). Descripción y resultados de varios métodos de muestreo para la detección y censo de Lobo Ibérico (*Canis lupus signatus*) en una zona de montaña. *Galemys*, 10: 135-149.

- Llaneza, L., Ordiz, A. y Palacios, V. (1999). *Resultados del radio-seguimiento de lobos en la Reserva Regional de caza Sierra de la Culebra (Zamora)*. Fase inicial. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 18 pp.
- Llaneza, L., Ordiz, A., Palacios, V. y Uzal, A. (2005). Monitoring wolf populations using howling points combined with sign survey transects. *Wildlife Biology in Practise*, 1(2): 108-117.
- Margalef, R. (1977). *Ecología*. Omega, Barcelona.
- Mech, L.D. (1987). Age, season, distance, direction, and social aspects of wolf dispersal from a Minnesota pack. Pp. 55-74. En: B.D. Chepko-Sade y Z.T. Halpin (eds). *Mammalian dispersal patterns. The effects of social structure on population genetics*. University of Chicago Press, Chicago.
- Mech, L.D. y Boitani, L. (2003). *Wolves, behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago and London. 448 pp.
- Mech, L.D., Fritts, S.H. y Wagner, D. (1995). Minnesota wolf dispersal to Wisconsin and Michigan. *American Midland Naturalist* 133: 368-370.
- Nores, C. (1989). *Variación temporal y espacial en micromamíferos: Determinación mediante análisis de egagrópilas de Tyto alba*. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo. 249 pp.
- Palomo, L.J. y Antúnez, A. (1992). Los atlas de distribución de especies. Pp. 39-50. En: Vargas, J.M.; Real, R. y Antúnez, A. (eds). *Objetivos y métodos biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología*. Monografías Herpetológicas 2.
- Rapoport, E.H. (1975). *Aerografía. Estrategias geográficas de las especies*. Fondo de la Cultura Económica. México D. F. 214 pp.
- Ratti, J.T. y Garton, E.O. (1994). Research and experimental design. Pp. 1-24. En: T.A. Bookhout (ed). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society. Bethesda, Maryland. 704 pp.
- Telfer, M.G., Preston, C.D. y Rothery, P. (2002). A general method for measuring relative change in size from biological atlas data. *Biological Conservation* 107: 99-109.
- Vilá, C. (1993). *Aspectos morfológicos y ecológicos del lobo ibérico Canis lupus L*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 299 pp.



*Hábitat de la especie en Asturias  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*El relieve, la cobertura forestal y de matorral, el grado de humanización y los tipos de presas de los lobos, abarcan un amplio espectro en la Península Ibérica.  
Paisaje lobero de Soutelo Minho, Portugal  
(Foto: Francisco Álvares)*



*Hábitat en el eje cantábrico en Asturias  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*Hábitat de la especie en La Rioja, en las estribaciones del Sistema Ibérico septentrional, donde unos pocos grupos penan por sobrevivir en un paisaje rico en ungulados silvestres. Invierno de 2006  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*Huella delantera de un lobo sobre limo, Tierra de Campos  
(Foto: Javier Talegón)*

# MUESTREO DE INDICIOS PARA ESTIMAR LA ABUNDANCIA RELATIVA DE LOBOS EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

ANDRÉS ORDIZ<sup>1</sup> Y LUIS LLANEZA<sup>2</sup>

1. Department of Ecology and Natural Resource Management,  
Norwegian University of Life Sciences Pb. 5003 NO-1432, Ås, Noruega

E-mail: andresordiz@terra.es

2. A.RE.NA. Asesores en Recursos Naturales, S.L.

C/ Perpetuo Socorro, n.º 12 - Entresuelo 2-B, 27003 Lugo, España

E-mail: llaneza@arenatural.com

## RESUMEN

Sugerimos que la utilización de un índice de abundancia basado en la localización de indicios de presencia (índice kilométrico de abundancia- IKA) es un método útil para obtener datos referidos a distribución y abundancia en poblaciones de lobo, así como a sus variaciones temporales. Describimos limitaciones y ventajas del método y destacamos la necesidad de trabajar con metodologías comunes, esfuerzos de muestreo similares y áreas de muestreo bien definidas como premisas necesarias para realizar comparaciones entre distintos estudios. Describimos el muestreo dirigido que se aplica en las prospecciones para la obtención del IKA, incidiendo en que diferentes tipos de hábitat implican diferencias en el proceso de muestreo y en la interpretación de los resultados. La disponibilidad de información previa, la correcta identificación de los indicios y la densidad de la especie son condicionantes en la aplicación del método. Hacemos una valoración final de la utilidad del método en función de la información acumulada, concluyendo que el contraste entre los valores del IKA en áreas donde se realizaron estudios previos y los grupos a los que se asocian, permitiría asignar probabilidades de existencia de grupos en función de los valores del IKA obtenidos en las prospecciones realizadas.

Palabras clave: abundancia relativa, índices, indicios, lobo, muestreos, Península Ibérica.

## ABSTRACT

### *Sign surveys to estimate the relative abundance of wolves in the Iberian Peninsula*

We suggest that the Index of Abundance per Kilometer (IKA), which is based on registering the frequency of sign indicating the presence of wolves, is a reliable method to acquire information on wolf distribution, abundance and trends. We further describe the advantages and limitations of this method. We discuss the method to obtain IKAs with particular attention to its application and interpretation in different habitats. It is important to use common methodologies, similar sampling effort and well-defined study areas in order to achieve comparable results for different areas or years. Therefore, availability of previous information in the studied area, correct identification of sign in the field, and species density are essential factors that must be considered when applying the method. We perform a test based on available information, and suggest that the comparison among IKA values from areas where wolf packs are known to exist vs. new study areas with unknown wolf distribution can provide valuable information on the possible existence of wolf packs.

Key words: Iberian Peninsula, index, relative abundance, sampling, sign, wolf.

## INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El conocimiento de la distribución y el tamaño de las poblaciones, así como sus variaciones temporales, constituyen la información básica necesaria para abordar la gestión y conservación de cualquier especie, especialmente en el caso de pequeñas poblaciones amenazadas. En el caso de los carnívoros, y en concreto del lobo (*Canis lupus* Linneo 1758), esta información es particularmente difícil de obtener por su carácter esquivo, sus extensas áreas de campeo y sus bajas densidades (Mech 1982, Crête y Messier 1987, Ciucci y Boitani 1998, Blanco y Cortés 2002, entre otras).

Dadas las dificultades –metodológicas y económicas– para estimar el número de individuos de una población, es necesario recurrir a métodos que no persiguen el cálculo del tamaño de la misma, sino la obtención de índices de su abundancia (ver Tellería 1986). En el caso de carnívoros terrestres, se han aplicado varios métodos para detectar la tendencia de sus poblaciones, pero gran parte de ellos se han mostrado ineficaces o inadecuados, ya sea por los sesgos a que están sometidos, dificultad de aplicación, o porque son muy costosos (Clevenger 1994). Dichos métodos pueden ser intrusivos, como el radio-seguimiento o los métodos de captura y recaptura (Miller et al. 1997, para una combinación de ambos), o relativamente no intrusivos, ya que no implican la captura de ejempla-

res, como el uso de cámaras automáticas, transectos para localizar huellas en nieve, trampas de huellas e índices de presencia a partir de indicios (Thompson et al. 1989, Zielinski y Kucera 1995, entre otros). Los primeros permiten acceder a una estima del tamaño de la población, mientras que los segundos permiten la obtención de índices de abundancia. Un ejemplo del uso de indicios para determinar la abundancia de poblaciones de especies amenazadas es el desarrollado por Palomares et al. (1991) para la metapoblación de lince ibérico (*Lynx pardina* Temminck, 1824) del área de Doñana. También se han abordado estudios de tendencias temporales a través de índices de abundancia, basados en indicios (Kendall et al. 1992) o en otros índices, como el número anual de grupos reproductores de lobos en una determinada zona.

El uso de indicios puede presentar problemas relacionados con los tamaños de muestra y las grandes varianzas que reducen su utilidad para detectar cambios, además de que rara vez se determina su poder estadístico (Zielinski y Kucera 1995), así como con la localización y correcta identificación de los indicios en el campo. No obstante, los procedimientos de seguimiento basados en la localización de indicios son interesantes y se necesitan protocolos que sienten las bases para su correcta aplicación. Kendall et al. (1992) señalan que no podremos detectar con este método pequeñas variaciones anuales pero sí tendencias a medio y largo plazo o desastres, quizás mucho antes y de forma más barata que con otros procedimientos.

En este capítulo analizamos la utilidad de los muestreos de indicios para obtener Índices Kilométricos de Abundancia (en adelante, IKA), que en el caso de los lobos en la Península Ibérica han sido utilizados para confirmar presencia de la especie y, sobre todo, para estimar existencia de grupos reproductores en combinación con métodos directos de muestreo (escuchas de aullidos y esperas de observación). Los IKA se pueden aplicar también para analizar la tendencia de poblaciones locales. El establecimiento de este tipo de protocolos no es sencillo, y los pocos desarrollados hasta el momento han sido celebrados por su importancia en el conocimiento de la distribución y abundancia de especies amenazadas. Un ejemplo es desarrollado por el International Snow Leopard Trust (ISLT 1996), al que haremos referencia posteriormente.

## ANTECEDENTES Y MATERIALES

En la Península Ibérica los protocolos de trabajo con diferentes especies de mamíferos han incluido en sus metodologías la obtención de índices de abundancia, en algunas ocasiones como método principal, por ejemplo para analizar diferencias en el grado de uso de distintas zonas por parte de carnívoros y ungu-

lados (Fernández-Gil et al. 2001, Naves et al. 2003). Respecto al lobo, entre 1993 y 1994 se realizó un trabajo que consistió en la repetición de dos itinerarios de muestreo cada trimestre durante un ciclo anual en cinco zonas de Asturias (L. Llana, datos inéditos). En 1997 se desarrolló un estudio en Picos de Europa (Llana et al. 2000) en el que se realizaron recorridos de muestreo de manera sistemática para la obtención del IKA y se efectuó una propuesta metodológica para estimar las poblaciones de lobo (Llana 1997). Desde entonces se han desarrollado trabajos con una metodología similar en Extremadura (Rico et al. 2000), Sierra Morena (Llana et al. 1997), Salamanca (Llana et al. 1998a), Lugo (Llana y Ordiz 2003), Ourense (Llana et al. 2004a), Coruña y Pontevedra (Llana et al. 2005a), en todas las provincias de Castilla y León (Llana y Blanco 2005) y Asturias (Llana y Ordiz 1998 y 1999, Llana et al. 2002, 2003 y 2004b, entre otros). En Portugal se han utilizado los índices de abundancia basados en la localización de indicios para valorar el grado de uso estacional de distintas zonas por parte de un grupo de lobos (Roque et al. 2001) y en el censo nacional de lobo (Pimenta et al. 2005) se utilizó la metodología de los trabajos españoles anteriormente referidos. Crête y Messier (1987) señalan que los índices más adecuados son aquellos cuya varianza interanual es menor y concluyen que los índices basados en la localización de indicios son los más adecuados para valorar tendencias de la población. Su aplicación requiere una serie de premisas importantes:

### ***Unidad de muestreo***

Ha de estar claramente delimitada, tal como hacen por ejemplo Palomares et al. (1991), Smallwood y Fitzhugh (1995) o Zielinski y Kucera (1995). La definición de una unidad geográfica de muestreo es esencial si se pretende exponer de manera gráfica la distribución y abundancia de una especie en el espacio y sus cambios en el tiempo.

### ***Esfuerzo de muestreo***

Una segunda consideración es el establecimiento del esfuerzo de muestreo, tratando de mantener la mayor constancia posible tanto en distintas áreas, como en aquellas que se prospectan en diferentes periodos, permitiendo comparaciones (ISLT 1996). Es importante reflejar con detalle el esfuerzo empleado en cada estudio.

### ***Tipos de indicios y de índice utilizados***

El tipo de indicios que consideramos para la obtención del IKA de lobo es básicamente excrementos, y también rascaduras (menos frecuentes que aque-

llos). Anotamos también posibles huellas de lobo, pero no hemos considerado este tipo de indicio a la hora de obtener índices de abundancia por el problema de distinción entre huellas de perro y lobo. El IKA se puede expresar como el número de indicios de actividad (número de puntos con indicios, o número total de indicios, desglosados para cada tipo de indicio) por unidad de esfuerzo, en este caso kilómetros prospectados en cada recorrido de muestreo.

En los trabajos anteriormente citados sobre el lobo en la Península, los recorridos de muestreo se realizaron a pie y/o en coche revisando puntos concretos a pie. En la Cordillera Cantábrica se realizaron a pie, mientras que en áreas más accesibles, como los grandes pinares a pie de sierra o en los páramos, con presencia generalmente abundante de pistas y cortafuegos, se utilizó un vehículo, prospectando a pie con detalle los puntos –tales como cruces de caminos– donde los carnívoros dejan habitualmente sus excrementos como parte de su marcaje territorial (Robinson y Delibes 1988, Ordiz y Llaneza 2004). Un ejemplo de utilización del IKA en la Cordillera Cantábrica es el realizado en Asturias en 2001

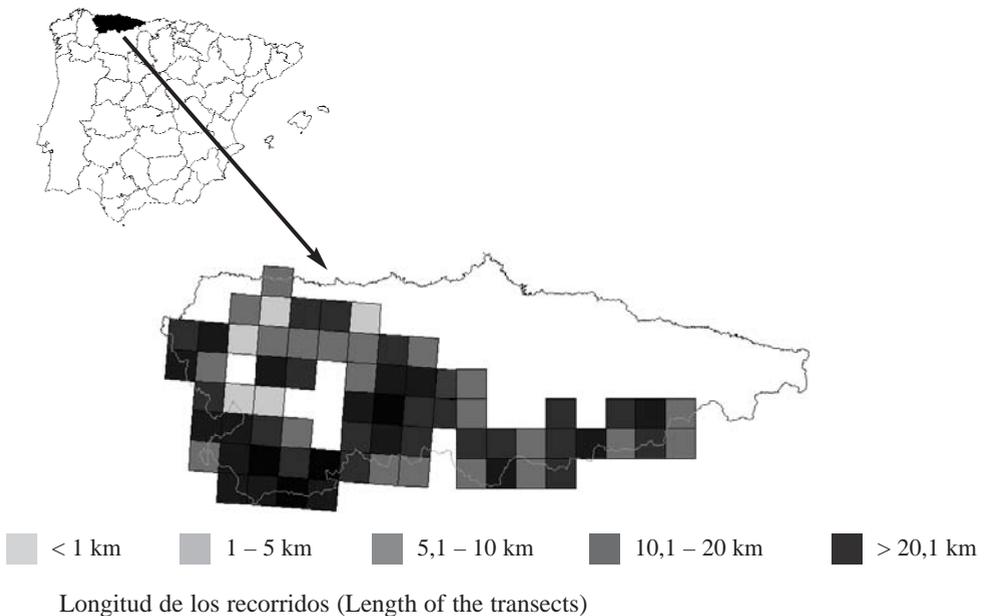


Figura 1.-Esfuerzo de muestreo correspondiente a los recorridos realizados en Asturias (noroeste de España) en 2001, sobre cuadrículas U.T.M. 10x10, para detectar grupos de lobo. Seis biólogos realizaron 121 recorridos de muestreo (544,5 km.). En el 66,2% de las cuadrículas se recorrió un mínimo de 5 km. por cuadrícula. Fuente: Llaneza et al 2002.

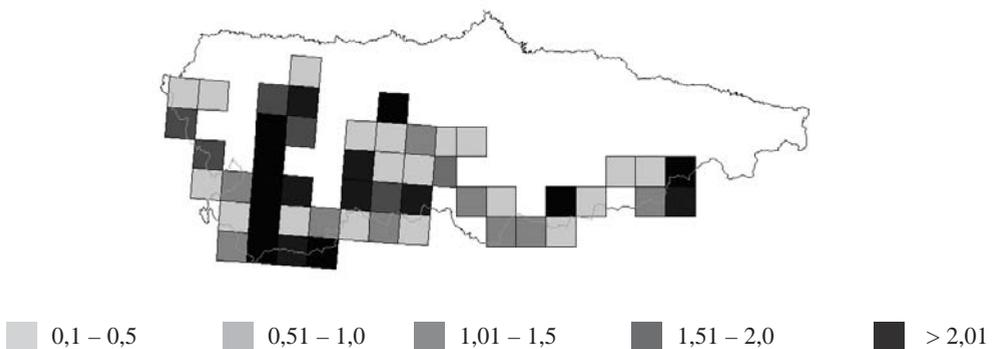
*Figure 1.-Sampling effort for detecting packs of wolves in Asturias (Northwest Spain), in 2001. Transects were distributed over 10x10 U.T.M. squares. Six biologists made 121 transects (544.5 km.).  $\geq 5$  km. were sampled in 66.2% of the squares. From: Llaneza et al 2002.*

(Figura 1; Llana et al. 2002). En este caso el área de estudio fue determinada seleccionando cuadrículas UTM 10x10 en función de la información previa obtenida por parte de los mismos autores en años anteriores.

En los casos en que utilizamos un vehículo, valoramos el tiempo invertido para hacer recorridos de muestreo en todas las cuadrículas 10X10 incluidas en una hoja 1:50.000. En 2000 y 2001, para 25 hojas/año, el tiempo medio invertido por un mismo observador para realizar los recorridos de muestreo cubriendo todas las cuadrículas de 10x10 fue de 3,53 y 3,51 jornadas de campo completas para cada hoja. Así se procedió en Lugo y Ourense (Llana y Ordiz 2003 y Llana et al. 2004a, respectivamente). En Lugo muestreamos 1524 km en 301 recorridos, ( $\bar{x}$  = 5,06 km/rec.) y en Ourense 1589 km en 303 recorridos ( $\bar{x}$  = 5,24 km/rec.).

### ***Interpretación de valores del IKA***

Los resultados del IKA/cuadrícula de muestreo obtenidos en Asturias en 2001 (Figura 2), fueron asociados a los grupos cuya presencia confirmamos por métodos directos de muestreo en el área de estudio (Tabla 1). Obtuvimos un valor medio del IKA >0,5 en el 91,3 % de los grupos familiares; sólo en 2 grupos con reproducción confirmada se obtuvo un valor medio <0,5. Posteriormente, aplicamos el valor medio de los valores del IKA obtenidos en los recorridos de muestreo en cinco áreas de la región donde no se confirmó la presencia de grupos por métodos directos para estimar su existencia potencial en función del IKA (ver Propuesta metodológica).



Valor del IKA por cuadrícula (IKA value per square)

Figura 2.-Distribución de los valores del IKA (Índice Kilométrico de Abundancia) según cuadrículas U.T.M. 10x10, en Asturias en 2001. Fuente: Llana et al 2002.

Figure 2.-Distribution of IKA (Index of Abundance per Kilometer) attending to 10x10 U.T.M. squares in Asturias (Northwest Spain), in 2001. From: Llana et al 2002.

Tabla 1.-Resultados correspondientes a los valores medios del IKA (Índice Kilométrico de Abundancia) en los itinerarios asignados a cada grupo (Fuente: Llana et al 2002).

Table 1.-Mean IKA (Index of Abundance per Kilometer) calculated from transects related to each pack (From: Llana et al 2002).

GRUPO	N.R.	V.M.L.R.	L.Mí.R.	L.Má.R.	V.M.IKA	V.Mí.IKA	V.Má.IKA
1	6	3,60±0,61	2,00	6,2	0,16±0,05	0	0,29
2	7	4,10±0,28	3,10	5,30	0,77±0,24	0	1,56
3	5	5,44±0,64	3,70	6,80	0,85±0,25	0,27	1,43
4	2	13,35±2,05	11,30	15,40	1,30±1,04	0,26	2,34
5	5	6,20±1,23	2,90	8,90	2,10±0,98	0,11	5,50
6	4	2,57±0,50	1,60	3,90	4,76±1,09	2,48	7,70
7	4	6,42±1,29	4,50	10,20	1,18±0,44	0	2,07
8	1	-	-	4,90	-	-	3,06
9	5	3,70±0,46	2,60	5,10	1,74±0,45	0,53	2,86
10	4	4,87±0,69	3,50	6,50	1,20±0,46	0,55	2,57
11	2	6,15±1,35	4,80	7,50	1,12±0,08	1,04	1,20
12	3	5,67±0,60	4,50	6,50	1,73±0,87	0,33	3,33
13	3	2,83±0,17	2,50	3,00	0,89±0,59	0	2,00
14	3	3,17±0,44	2,50	4,00	1,64±0,94	0	3,25
15	2	3,80±1,20	2,60	5,00	1,49±1,11	0,39	2,60
16	3	6,17±0,44	5,50	7,00	0,62±0,22	0,18	0,86
17	3	2,33±0,33	2,00	3,00	0,78±0,62	0	2,00
18	2	7,00±2,50	4,50	9,50	1,27±1,17	0,11	2,44
19	4	2,90±0,60	1,20	3,90	2,31±1,28	0	5,00
20	3	4,37±2,39	1,00	9,00	1,11±0,95	0	3,00
21	6	2,92±0,35	2,00	4,50	0,33±0,15	0	0,80
22	2	3,00	3,00	3,00	1,67±0,33	1,33	2,00
23	2	2,50	2,50	2,50	1,80±1,80	0	3,60

**N.R.** Número de recorridos asignados a cada grupo. **V.M.L.R.** Media y desviación típica de la longitud de los recorridos realizados **L.Mí.R.** Longitud del más corto **L.Má.R.** Longitud del más largo **V.M.IKA** Media y desviación típica del IKA **V.Mí.IKA** IKA mínimo **V.Má.IKA** IKA máximo.

**Grupo:** Pack. **N.R** Number of transects related to each pack. **V.M.L.R.** Mean and standard deviation of the length of transects. **L.Mí.R** Length of the shortest transect **L.Ma.R** Length of the longest transect **V.M.IKA** IKA mean value and standard deviation **V.Mi.IKA** Minimum IKA value **V.Ma.IKA** Maximum IKA value.

Hemos utilizado también los valores del IKA de una serie de recorridos en distintos tipos de hábitat contrastándolos con la confirmación o no de reproducción mediante métodos directos de muestreo (Tabla 2). Mientras que en la Cordillera Cantábrica, en zonas conocidas previamente, fue suficiente en varios casos la realización de un único recorrido para localizar indicios en cierta concentración (Tabla 2, grupos 1, 2 y 4), en otros casos fue necesario realizar más recorridos, con IKAs más variables, seleccionando los valores máximos para localizar las áreas con mayor probabilidad de presencia de grupos.

Tabla 2.-Valores del IKA (Índice Kilométrico de Abundancia) obtenidos en recorridos de muestreo asociados a áreas con presencia de grupos, en la Cordillera Cantábrica (Fuente: Llaneza et al 2002) y en Tierra de Campos (datos inéditos).

Table 2.-IKA (Index of Abundance per Kilometer) values obtained in areas with packs of wolves, in the Cantabrian Mountains (from Llaneza et al 2002) and Tierra de Campos (unpublished data).

Área	Tipo de recorrido	Longitud (km)	Total indicios	IKA	Grado de confirmación de la reproducción
1/Cordillera	A pie	4,5	11	2,4	Segura
2/Cordillera	A pie	4,5	15	3,3	Segura
3/Cordillera	A pie	3	2	0,7	Segura
4/Cordillera	Coche-pie	11,5	52	4,5	Segura
5/Campos	Coche-pie	6,5	7	1,1	Segura
6/Campos	Coche-pie	13	7	0,5	Segura
7/Campos	Coche-pie	8,5	5	0,6	Probable

**Tipo de recorrido:** Type of transect. **Longitud:** Length. **Total indicios:** Number of sign. **IKA:** Índice Kilométrico de Abundancia, Index of Abundance per Kilometer. **Grado de confirmación de la reproducción:** Degree of confirmation of reproduction. **A pie:** On foot. **Coche-pie:** By car-on foot. **Segura:** Confirmed. **Indeterminado:** Unknown. **Probable:** Probable.

## PROPUESTA METODOLÓGICA PARA LA UTILIZACIÓN DE ÍNDICES DE ABUNDANCIA BASADOS EN INDICIOS

Fijándonos en las premisas del ISLT (1996) para sugerir una propuesta metodológica, es necesario plantear estas cuestiones: ¿están los observadores preparados para identificar correctamente los indicios de la especie? ¿Cuáles son las probables causas de sesgos entre diferentes observadores y entre diferentes áreas geográficas? ¿Son los métodos elegidos efectivos y se aplican con un

esfuerzo adecuado? ¿Cuesta más la aplicación de los métodos de lo que ofrecen? ¿Los recorridos de muestreo y áreas de censo son elegidos para aumentar al máximo la posibilidad de detectar la especie y evitar sobreestimaciones? ¿Cómo deberían elegirse las áreas de muestreo? ¿Se recogen los datos de manera adecuada? ¿Es el tamaño de muestra adecuado? Al menos deben determinarse con rigor los siguientes aspectos.

### ***Unidad de muestreo***

Las prospecciones deben distribuirse en unidades de muestreo concretas, de forma que es posible un análisis preciso desde un punto de vista espacial. La unidad que nosotros proponemos es el recorrido de muestreo ubicado sobre cuadrículas de 10x10 km. (retícula de proyección UTM), con lo que se pueden incorporar otras bases de datos a esta base cartográfica, tales como datos de distribución, daños sobre la ganadería atribuidos al lobo, radiolocalizaciones, resultados obtenidos por otros métodos, etc.

### ***Esfuerzo de muestreo***

Deben diseñarse y realizarse los recorridos de muestreo con un nivel de esfuerzo lo más homogéneo posible, para poder realizar comparaciones entre trabajos llevados a cabo por investigadores diferentes en áreas distintas. Dada la diversidad tanto de hábitats como de sendas, caminos o pistas para realizar recorridos, resulta difícil sugerir un esfuerzo mínimo de muestreo, pero en función de la información previa, proponemos un mínimo de 5 km. muestreados por cuadrícula 10x10. En todo caso, es esencial que se detalle en cada estudio cuál es el esfuerzo empleado, para que sea comparable y repetible.

### ***Tipos de indicios utilizados y diseño de los recorridos***

El tipo de indicios que sugerimos para la obtención del IKA de lobo son los excrementos, fundamentalmente, y las rascaduras que, esporádicamente, se encuentran como parte del marcaje territorial en, por ejemplo, cruces de caminos. Prácticamente el 100% de los indicios utilizados en los IKAs referidos en este trabajo fueron excrementos. Hemos comentado que anotamos también posibles huellas de lobo encontradas en los recorridos, pero no hemos considerado este tipo de indicio a la hora de obtener índices de abundancia por el problema de la distinción de huellas de perro y lobo. Los excrementos pueden presentar también problemas de identificación, por ejemplo si se encuentran próximos a

núcleos habitados y/o no contienen restos de presas silvestres. Incluso pueden encontrarse excrementos con pelo de ungulados en medio de un pueblo, porque alguno de los perros de caza haya consumido sus restos. Sin embargo, si se encuentran varios excrementos en los recorridos muestreados es probable que se trate de lobo y no de perro, como puede suceder si se trata de un excremento aislado. Las áreas más humanizadas y los bordes de distribución, aspectos que además suelen solaparse, son las más conflictivas en este sentido (Llaneza et al. 1998b). En áreas con presencia de lobos y perros que utilizan fuentes de alimentación comunes se hace más necesaria la aplicación conjunta de recorridos con otros métodos de muestreo (métodos directos, recopilación de información mediante encuestas, etc.), mientras que en zonas donde la presencia de perros es muy reducida o nula los resultados de los recorridos de muestreo son más claros. Si en el área de estudio existe una baja densidad de lobos (presencia de algún individuo, pero no de grupos, por ejemplo), la dificultad se acentúa al no encontrar una concentración de indicios que ayude a su asignación.

Es importante diseñar los recorridos en aquellas zonas donde potencialmente es más probable encontrar indicios de lobo: ejes de sierra –con especial atención a los collados o pasos de montaña– en el caso de áreas montañosas; caminos y pistas, con especial atención a los cruces entre vías, en áreas como páramos, grandes pinares y llanuras cerealistas. En la Cordillera Cantábrica los recorridos se seguirán realizando a pie, mientras que en áreas más accesibles con pistas y cortafuegos, estimamos que es más efectivo utilizar un vehículo, prospectando a pie con detalle los puntos de cruce entre vías.

### ***Interpretación de valores de IKA***

El contraste entre los valores del IKA en zonas donde realizamos estudios previos y los grupos a las que se asocian puede permitir la realización de análisis orientados a asignar probabilidades de existencia de grupos en función de los valores del IKA obtenidos en los muestreos. Hay que tener en cuenta que en ocasiones la aplicación de métodos directos de muestreo se ve dificultada por diferentes razones, ya sean de origen meteorológico o por el grado de humanización de algunas zonas y, por tanto resulta necesario disponer de un método, de un índice en este caso, que trate de paliar carencias de información.

Desde 1993 hemos estimado la existencia de ~265 grupos aplicando una metodología en la que los recorridos de muestreo fueron una herramienta básica (~16500 km). En Asturias en 2001 (Llaneza et al. 2002), para aquellas áreas donde no se obtuvieron resultados positivos con métodos directos de muestreo estimamos la existencia *segura* de un grupo en la zona si la media del IKA en los recorridos realizados en la misma era  $>1$ , *probable* si se encontraba entre 0,5

y 1 y se descartó la presencia de un grupo en el caso de valor medio del IKA  $<0,5$ ; un criterio aún subjetivo, pero basado en información empírica.

Sin embargo, hemos trabajado también en bordes del área de distribución y hemos señalado que, debido al origen incierto de los indicios, incluso con valores del IKA superiores a 1,5 (en el caso de considerar como “lobunos” los indicios encontrados) no hemos podido confirmar presencia de grupos familiares de lobos. Las causas de esta situación son, por un lado, las dudas razonables a la hora de atribuir los indicios y la obtención de resultados negativos al aplicar los métodos directos de muestreo (Llaneza et al. 1998a, 1998b), así como la carencia de información sobre la presencia de grupos en años anteriores en tales áreas. Los análisis genéticos pueden ser muy útiles en tal caso, y se van haciendo cada vez más comunes en el estudio de especies elusivas y que viven en bajas densidades, como osos pardos (Bellemain et al. 2005), lince (Palomares et al. 2002) y lobos (Vilá y Ayuso 2002).

Una serie de condicionantes deberán ser tenidos en cuenta para diseñar los muestreos: uno de ellos es el tipo de hábitat y la orografía del territorio, que no sólo condiciona el diseño de los recorridos, sino que posiblemente se relaciona con las diferencias entre los valores de IKAs obtenidos en unas y otras zonas. Otro factor importante es la disponibilidad de información previa: no es lo mismo revisar un área conocida que abordar la prospección de otra donde no se ha trabajado anteriormente, circunstancia que debe ser tenida en cuenta a la hora de planificar el esfuerzo de muestreo y que probablemente provoca un valor medio del IKA menor que cuando la zona es ya conocida y el observador revisa aquellos recorridos en los que hay más posibilidades de encontrar indicios, condicionando comparaciones de resultados. En este sentido, puede ser útil comparar los recorridos con valores máximos del IKA y no valores medios; los recorridos con valores del IKA más altos pueden ser mejor indicador de la presencia de un grupo reproductor (Llaneza et al. 2005b). Si se sospecha la existencia de grupos muy próximos entre sí (porque se conozcan de años previos, por ejemplo), se debe ser prudente a la hora de confirmar el número de grupos existentes aplicando el IKA, puesto que en tal caso no es fácil determinar qué recorridos, qué valores del IKA, corresponden a cada grupo. Es muy conveniente aplicar simultáneamente métodos directos de muestreo en las zonas que pueden albergar grupos próximos.

Los índices de abundancia relativa pueden ser de utilidad para valorar las tendencias de la población en el tiempo si se trabaja con niveles de esfuerzo de muestreo similares y en áreas de estudio de cierta extensión. Para ello es necesario un estudio de los factores que afectan a la longevidad de los indicios, al marcaje territorial y a los métodos de recogida de la información (ISLT 1996). Para hacer comparaciones entre distintos trabajos es necesario explicar con todo detalle los razonamientos que den lugar a datos sobre densidades relativas, iden-

tificar todas las asunciones importantes que se tomen, así como señalar las fuentes principales de sesgos (ISLT, 1996). Sugerimos que se incluya un apéndice en los informes con todos los datos brutos de modo que otros biólogos puedan comparar resultados.

## AGRADECIMIENTOS

F. Álvarez, A. Fernández-Gil, A. Galarza, V. Sahlén y F. Suárez aportaron interesantes comentarios a esta propuesta.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Bellemain, E., Swenson, J.E., Tallmon, D.A., Brungberg, S. y Taberlet, P. (2005). Estimating population size of elusive animals using DNA from hunter-collected faeces: comparing four methods for brown bears. *Conservation Biology*, 19: 150-161.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM, Málaga, 176 pp.
- Ciucci, P. y Boitani, L. (1998). Il lupo. *Elementi di biología, gestione, ricerca*. Istituto Nazionale per la Fauna Selvática “Alessandro Ghigi”, Documenti Tecnici, 23.
- Clevenger, A.P. (1994). Sign surveys as an important tool in carnivores conservation research and management programmes. Seminar on the management of small populations of threatened mammals. *Environmental Encounters*, 17: 44-55.
- Crête, M. y Messier, F. (1987). Evaluation of indices of gray wolf, *Canis lupus*, density in hardwood-conifer forests of southwestern Quebec. *Canadian Field Naturalist*, 101: 147-152.
- Fernández-Gil, A., Naves, J., García, E. y Delibes, M. (2001). ¿Hay correlación entre los índices de abundancia de osos pardos (*Ursus arctos*) en la Cordillera Cantábrica? *V Jornadas de la SECEM*. Diciembre de 2001. Vitoria.
- International Snow Leopard Trust (ISLT) (1996). *Snow leopard survey and conservation handbook*. United States Geological Survey, Biological Resources Division.
- Kendall, K.C., Metzgar, L., Patterson, D.A. y Steele, B.M. (1992). Power of sign surveys to monitor population trends. *Ecological Applications*, 2: 422-430.
- Llaneza, L. (1997). ¿Cuántos lobos hay en España? Una propuesta metodológica. *I Congreso Hispano-Luso “Situación y Conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. Noviembre 1997. Soria.
- Llaneza, L., Rico, M. y Palacios, F. (1997). Datos provisionales sobre el Lobo Ibérico en Sierra Morena. *II Jornadas sobre el lobo mediterráneo*. Sevilla.
- Llaneza, L., Ordiz, A., Palacios, V. y De Martino, D. (1998a). *Situación del lobo ibérico (Canis lupus signatus) en la provincia de Salamanca*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León. Inédito, 54 pp.
- Llaneza, L., Ordiz, A., Palacios, V. y De Martino, D. (1998b). Problemas de muestreo de Lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en los límites de distribución. *I Simposium Internacional Fauna Salvaje*. Diciembre 1998. Zamora.

- Llaneza, L. y Ordiz, A. (1998). *Determinación del éxito reproductor de varios grupos de lobos en el occidente de Asturias*. Consejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias. 1998. Informe inédito. 28 pp. y anexos.
- Llaneza, L. y Ordiz, A. (1999). *Situación del lobo en Asturias, 1999*. Consejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias. Informe inédito. 61 pp.
- Llaneza, L. y Ordiz, A. (2003). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico en la provincia de Lugo. *Galemys*, 15 (NE): 55-66.
- Llaneza, L., Rico, M. y Iglesias, J. (2000). El lobo ibérico en el Antiguo Parque Nacional de la Montaña de Covadonga: situación, daños y problemática social. *Galemys*, 12 (NE): 79-92.
- Llaneza, L. y Blanco, J.C. (2005). Situación del lobo (*Canis lupus*) en Castilla y León en 2001. Evolución de sus poblaciones. *Galemys*, 17 (NE): 15-28.
- Llaneza, L., Ordiz, A., Uzal, A., Palacios, V., Fernández-Gil, A. y Naves, J. (2002). *Situación del lobo en Asturias, 2001*. Consejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias. Informe inédito. 77 pp. y anexos.
- Llaneza, L., Ordiz, A., García, E.J., Palacios, V. y Sazatornil, V. (2003). *Situación de lobo en Asturias, 2003*. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Principado de Asturias. Informe inédito. 102 pp.
- Llaneza, L., Álvarez, F., Ordiz, A., Sierra, P. y Uzal, A. (2004a). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico en la provincia de Orense. *Ecología*, 18: 227-238.
- Llaneza, L., Sazatornil, V., García, E.J. y Palacios, V. (2004b). *Situación del lobo en Asturias, 2004*. Consejería de Medio Ambiente ordenación del Territorio e Infraestructuras del Principado de Asturias. Informe inédito. 98 pp.
- Llaneza, L., Palacios, V., Uzal, A., Ordiz, A., Sazatornil, V., Sierra, P. y Álvarez, F. (2005a). Distribución y Aspectos Poblacionales del Lobo Ibérico (*Canis lupus signatus*) en las Provincias de Pontevedra y A Coruña (Galicia). *Galemys*, 17 (N. E.): 61-80.
- Llaneza, L., Ordiz, A., Palacios, V. y Uzal, A. (2005b). Monitoring wolf populations using sampling transects and howling points. *Wildlife Biology in Practique*, 1 (2): 108-117.
- Mech, L.D. (1982). Wolves (radiotracking). Pp. 227-228 en: *CRC handbook of census methods for terrestrial vertebrates*. CRC Press. Florida.
- Miller, S.D., White, G.C., Sellers, R.A., Reynolds, H.V., Schoen, J.W., Titus, K., Barnes, V.G., Smith, R.B., Nelson, R.R., Ballard, W.B. y Schwartz, C.C. (1997). Brown and black bear density estimation in Alaska using radio telemetry and replicated mark-resight techniques. *Wildlife Monographs*, 133: 1-55.
- Naves, J., Ordiz, A. y Pollo, C. (2003). Modelo predictivo de atropello de jabalíes y aplicación para estimar el efecto barrera en la autopista A-66 (Asturias-León). *VI Jornadas de la SECEM*. Diciembre de 2003. Ciudad Real.
- Ordiz, A. y Llaneza, L. (2004). Situación del lince ibérico en Sierra de Gata y alrededores. *Galemys*, 16: 15-23.
- Palomares, F., Rodríguez, A., Laffitte, R. y Delibes, M. (1991). The status and distribution of the Iberian Lynx *Felis pardina* in Coto Doñana areas. SW Spain. *Biological Conservation*, 57: 159-169.
- Palomares, F., Godoy, J.A., Piriz, A., O'Brien, S.J. y Johnson, W.E. (2002). Fecal genetic analysis to determine the presence and distribution of elusive carnivores: design and feasibility for the Iberian Lynx. *Molecular Ecology*, 11: 2171-2182.

- Pimenta V., Barroso, I., Álvares, F., Correia, J., Ferrão Da Costa, G., Moreira, L., Nascimento, J., Petrucci-Fonseca, F., Roque, S. y Santos, E. (2005). *Situação Populacional do Lobo em Portugal: resultados do Censo Nacional 2002/2003*. Instituto da Conservação da Natureza/Grupo Lobo. Lisboa, 158 pp. + anexos.
- Rico, M., Llana, L., Fernández-Llario, P. y Carranza, J. (2000). Datos sobre el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*, Cabrera 1907) en Extremadura. *Galemys*, 12 (NE): 103-111.
- Robinson I.H. y Delibes, M. (1988). The distribution of faeces by the Spanish lynx (*Felis pardina*). *Journal of Zoology*, 216: 577-582.
- Roque, S., Álvares, F. y Petrucci-Fonseca, F. (2001). Utilización espacio-temporal y hábitos alimentarios de un grupo reproductor de lobos en el noroeste de Portugal. *Galemys*, 13 (NE): 179-198.
- Smallwood, K.S. y Fitzhugh, E.L. (1995). A track count for estimating Mountain Lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation*, 71: 251-259.
- Tellería, J.L. (1986). *Manual para el censo de vertebrados terrestres*. Editorial Raíces. Madrid. 278 pp.
- Vila, C. y Ayuso, A. (2002). Uso de métodos no invasivos para estimar el tamaño de la población de lobos (*Canis lupus*). *Galemys*, 14 (2): 60-63.
- Thompson, I.D., Davidson, I.J., O'Donnell, S. y Brazeau, F. (1989). Use of track transect to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stand. *Canadian Journal of Zoology*, 67: 1816-1823.
- Zielinski, W.J. y Kucera, T.E. (1995). *American Marten, Fisher, Lynx, and Wolverine: survey methods for their detection*. Forest Service. United States Department of Agriculture. 163 pp.

*Los excrementos son el tipo de indicio más frecuentemente encontrado en recorridos y el único (junto a las rascaduras) recomendado para los índices de abundancia relativa en este trabajo. En zonas de presencia habitual de lobos, sus excrementos sólo pueden confundirse con los de perros, y éstos suelen ser muy raros o ausentes en los territorios de los lobos.*



*Los lobos suelen marcar en pistas, caminos y collados: un excremento en el centro de una pista. Montalegre (Portugal), 2002 (Foto: Francisco Álvares)*



*A veces los excrementos de los lobos son a su vez marcados por pequeños carnívoros, en este caso probablemente por una marta (Martes martes). Asturias, Marzo de 2004 (Foto: A. Fernández-Gil)*



*Otros indicios, como restos de presas (en la imagen restos de un ciervo comido por los lobos y por un oso, Asturias, Octubre de 2004) son infrecuentes y su detección muy dependiente del tamaño y de circunstancias del habitat (humanización, presencia de necrófagos)*  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)



*Rascaduras en la nieve en época de celo, occidente de Asturias, Marzo de 2005  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*Las huellas son un tipo de indicio frecuente, pero su detectabilidad es muy dependiente de las condiciones del sustrato, al contrario que los excrementos (además de la posible confusión con perros), por lo que no suele utilizarse en estimas de abundancia relativa.  
Rastros de varios lobos y de zorros en una pista arenosa, Valladolid, Junio de 2009  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*En este trabajo se han analizado datos de observaciones de cachorros en la Meseta del Duero para sugerir época y esfuerzo de cara a estimar tamaños medio de camada. Cuatros cachorros se asoman al borde de un cultivo de girasol en Tierra de Campos, en Agosto de 2004 (Foto: Luis Mariano Barrientos)*

# CÓMO ESTIMAR PARÁMETROS REPRODUCTORES EN LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE LOBOS: TAMAÑO DE CAMADA Y ÉXITO REPRODUCTOR

LUIS M. BARRIENTOS<sup>1</sup> Y ALBERTO FERNÁNDEZ-GIL<sup>2,3</sup>

1. Trébol, 15 - 47193 La Cistérniga (Valladolid)

E-mail: lbarrientos@teleline.es

2. Estación Biológica de Doñana (CSIC)

Avenida Américo Vespucio, s/n - Isla La Cartuja, E-41092 Sevilla, España

E-mail: albertofg.uo@uniovi.es

3. Instituto Cantábrico de Biodiversidad

(Principado de Asturias / CSIC / Universidad de Oviedo), E-33006 Oviedo, España

## RESUMEN

Se evalúan las posibilidades de obtener información sobre algunos parámetros reproductores en las poblaciones ibéricas de lobos (*Canis lupus*), tales como el tamaño medio de camada en verano y el éxito reproductor (porcentaje de grupos que crían con éxito, esto es, que han sacado adelante algún cachorro en otoño). Ambos parámetros parecen buenos descriptores de la actividad reproductora de la población. Se analizaron 179 observaciones de cachorros en los lugares de reunión entre Julio y Octubre sobre 41 camadas en la meseta del Duero entre 1986 y 2002. El tamaño medio de camada estimado con la primera observación ( $\bar{X} = 3,3$ ) y el estimado con el máximo de cachorros vistos en sucesivas observaciones en cada camada ( $\bar{X} = 4,1$ ) difieren significativamente (Wilcoxon test  $Z = -3,558$ ;  $p < 0,001$ ;  $N = 41$ ). Analizando datos de camadas con al menos tres observaciones ( $N = 21$  camadas), estimamos que el esfuerzo de tratar de observar todos los cachorros es muy elevado (5 observaciones para una probabilidad del 90%). El mes en que se obtienen los mejores resultados (diferencia mínima entre el tamaño medio de camada estimado con la primera observación mensual y el obtenido con el máximo de cachorros observados por camada y mes) es Septiembre, por lo que se sugiere utilizar una observación en Septiembre en los lugares de reunión, sabiendo que esto representa un número mínimo de cachorros. El éxito reproductor parece difícil de obtener sin radio-marcaje, pero puede ser inferido indirectamente de otros valores: porcentaje de grupos en los que se detectan cachorros en verano por

otros métodos (escuchas y observaciones directas), relación entre índices de abundancia por indicios y detección de cachorros en verano, entre otros. Tras analizar bibliografía y datos inéditos, se propone que se utilice el valor de 80% de éxito reproductor para estudios de demografía y dinámica de poblaciones.

Palabras clave: éxito reproductor, lobo, lugares de reunión, metodología, tamaño medio de camada, verano.

## **ABSTRACT**

*How to estimate reproductive parameters in Iberian wolf populations: mean litter size and reproductive success.*

We evaluated possibilities to obtain some demographic parameters in the Iberian populations of wolves (*Canis lupus*), i.e. mean litter size in summer and reproductive success (estimated as the percentage of packs that successfully raised pups during early fall). Both parameters are considered to be adequate metrics of the breeding performance of wolf populations. We analyzed 179 observations of pups from 41 litters at rendezvous sites between July and October 1986-2002. Mean litter size estimated with the first observation ( $\bar{X} = 3,3$ ) was significantly different (Wilcoxon test  $Z = -3,558$ ;  $p < 0,001$ ;  $N = 41$ ) from that obtained with the maximum number of pups observed during subsequent observations ( $\bar{X} = 4,1$ ). Analyzing data of litters with at least three observations ( $N = 21$  litters) we estimated that the effort needed to have a 90% chance of observing all pups is very high (5 observations). The month with best results (minimum difference between the mean litter size estimated with first monthly observation and the estimated with maximum number of pups per litter and month) was September. Thus, we suggest standardizing observation efforts by just doing one direct observation of the litters at rendezvous sites in September, and assuming the value as a minimum litter size. It is difficult to estimate reproductive success without radio-tracking large numbers of individuals. However, it could be inferred using other approaches and indirect methods: percentage of packs with pups in summer (detected by howling and direct observations), association between indirect evidences and confirmed reproduction, among others. Until other methods and data become available, we propose considering a reproductive success of about 80% in studies on demography and population dynamics of wolves in Spain.

Key words: mean litter size, methodology, rendezvous sites, reproductive success, summer, wolf.

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

El estudio de la dinámica de las poblaciones de lobos trata de conocer los factores y mecanismos que operan en los cambios poblacionales (Fuller et al.

2003). Además, tal conocimiento permitirá identificar tendencias de las poblaciones y los factores que las conducen (ver revisión de Keith 1983). En este sentido, el estudio de la demografía de una población de lobos –parámetros reproductores y tasas de mortalidad– es clave para entender e interpretar dichos cambios. Sin embargo, no hay métodos estandarizados de recogida de información para la estimación de los parámetros reproductores de la especie en la Península Ibérica (Naves y Fernández-Gil 2001, Blanco y Cortés 2002), lo que condiciona la comparación de series de datos entre épocas y zonas.

En este estudio discutimos dos parámetros reproductores, tamaño de camada en verano y éxito reproductor (ver Watson y Langslow 1989), de los grupos de lobos existentes en un área de la Península Ibérica. Estos dos parámetros son importantes para describir la actividad reproductora de una población de lobos por presentar mayor variabilidad que otros parámetros, como la edad a la que se produce la primera reproducción o el tamaño de camada neonatal, por ejemplo.

En la práctica totalidad de los grupos de lobos sólo se reproduce una hembra adulta (Fuller et al. 2003), por lo que el número de cachorros en un grupo corresponde al tamaño de una sola camada. En la Península Ibérica se han aportado datos de tamaño de camada neonatal (Braña et al. 1982, García-Gaona et al. 1990) o postnatal pero a partir de datos anecdóticos a lo largo del periodo de dependencia de los cachorros en los lugares de reunión (Blanco et al. 1990), o por observaciones directas durante dicho periodo (Barrientos 2000). Por ello, vamos a discutir la posibilidad de obtener datos sobre el tamaño de camada en verano cuando los cachorros son visibles en los lugares de reunión (Julio-Octubre), ya que condiciona el tamaño de grupo en otoño-invierno y por tanto las densidades, teniendo en cuenta que éstas, además, pueden variar más interanualmente que el número de grupos (ver por ejemplo Mech et al. 1998, y revisión de Blanco y Cortés 2002).

Teniendo en cuenta que el tamaño de camada neonatal en la Península Ibérica es algo superior a 5 (Braña et al. 1982, García-Gaona et al. 1990, Blanco et al. 1990), valor muy similar en casi todas las poblaciones del mundo (Mech 1970), y que este valor varía mucho menos que la supervivencia de las crías a lo largo del verano-otoño en función del alimento disponible (Keith 1983, Fuller et al. 2003), parece pertinente estimar el tamaño de camada tanto más cerca del otoño cuanto sea posible, cuando los cachorros están aún en los lugares de reunión, y ha de ser necesariamente inferior al neonatal al incluir ya la mortalidad de cachorros en dicho periodo. Otros autores también estiman el tamaño de camada en esta época. Así, Mech et al. (1998) aportan un tamaño medio de camada en otoño de 3,8 sobre 91 grupos mediante observación directa, aunque estos autores incluyen 14 casos de grupos sin cachorros.

Vamos a tratar de responder a las preguntas: ¿Cuántas observaciones son necesarias por grupo para disponer de una probabilidad aceptable (90%) de haber detectado todos los cachorros? ¿Es necesario realizar tal esfuerzo? ¿Cuál es el mes más apropiado para llevar a cabo los muestreos?

Por otro lado entendemos éxito reproductor como el porcentaje de grupos con cachorros en otoño, esto es, grupos que han sacado adelante al menos un cachorro tras dejar los lugares de reunión. En las poblaciones de lobos este parámetro se ha utilizado raramente, y más bien en la acepción de éxito reproductor por ejemplares adultos (Keith 1983, Packard et al. 1983) que por unidades reproductoras (grupos). No conocemos valores de porcentajes de grupos que se reproducen con éxito (por ejemplo con crías hasta los seis meses), pero este puede ser un parámetro de gran utilidad a incorporar en modelos demográficos o para describir la dinámica de una población. De hecho, es uno de los parámetros utilizados, junto con la productividad, para describir la actividad reproductora (*breeding performance*) en poblaciones de algunas especies de vertebrados territoriales (ver p.e. Watson y Langslow 1989). También trataremos de responder las siguientes preguntas: ¿podemos estimar el porcentaje de grupos que crían con éxito sin contar con técnicas muy costosas o intrusivas? ¿Es interesante incorporar dicho parámetro en estudios de dinámica de población o modelos demográficos?

Ambos parámetros (tamaño de camada a finales de verano y porcentaje de grupos que crían con éxito) pueden ser utilizados a la hora de estimar el tamaño medio de grupo a finales de verano y en otoño de cara a, eventualmente, obtener densidades en esas épocas. El tamaño de camada se estima sobre los grupos que tienen cachorros (es decir, que han criado con éxito) y el tamaño medio de grupo ha de estimarse tanto con los grupos que crían con éxito como los que no lo hacen. De hecho, la productividad (*sensu* Watson y Langslow 1989) debería de ser estimada como número total de cachorros en el total de grupos presentes o estimados en un área determinada. Sugerimos por tanto que se utilicen adecuadamente los términos camada y grupo, y se evite utilizarlos como sinónimos, lo que conduce a ambigüedades y confusiones sobre la dinámica de la especie.

En el apartado siguiente se describen y analizan los materiales disponibles para discutir ambos parámetros, en el caso de tamaño de camada con datos propios, y en el caso de éxito reproductor con materiales bibliográficos. Después se discuten las propuestas metodológicas para la estima del tamaño de camada a finales de verano y la posibilidad de estimar valores de éxito reproductor de una población de lobos en la Península Ibérica.

## ANTECEDENTES Y MATERIALES

### *Tamaño medio de camada en verano*

Para evaluar las posibilidades de estimar el tamaño medio de camada en verano analizamos 179 observaciones realizadas entre Julio y Octubre en la meseta del Duero entre 1986 y 2002, sobre 41 camadas. El rango del número de observaciones por camada es 1-16 y número de cachorros observados es 1-10 (Tabla 1). Las observaciones (“esperas”) se realizaron al amanecer o al atardecer sobre los lugares de reunión desde lugares prominentes y alejados, de forma que no se interfería en la actividad de los lobos pero permitía su observación. Hemos considerado el periodo Julio-Octubre porque en Mayo y Junio se producen los partos y los cachorros son muy pequeños y difíciles de observar, y a partir de mediados de Octubre los cachorros del año se desplazan ya con los adultos tras dejar los lugares de reunión (datos propios).

Hemos encontrado diferencias significativas entre el tamaño de camada estimado con la primera observación ( $\bar{X} = 3,3$ ;  $SD = 1,67$ ) y el estimado con el máximo de cachorros observados por grupo ( $\bar{X} = 4,1$ ;  $SD = 2,12$ ) ( $N = 41$ ; Wilcoxon test  $Z = -3,558$ ;  $p < 0,001$ ;  $N = 41$ ), por lo que tratamos una aproximación diferente para calcular la probabilidad de ver todos los cachorros en  $N$  observaciones. Para ello analizamos sólo aquellas que tienen al menos tres avistamientos ( $N = 21$ ). El número de observaciones por camada variaba en función de su detectabilidad y por el número de cachorros detectados en la primera observación (más observaciones en aquellas en las que parecía haber un número elevado de cachorros).

Ya que no en todas las esperas se ven todos los cachorros, y además no es posible saber si así ha sido, hemos tratado de estimar el número de observaciones necesario para tener una probabilidad del 90% de ver todos los cachorros de una camada. Hemos calculado la probabilidad de ver todos los cachorros de una camada, con los datos de los grupos vistos al menos tres veces (ver Tabla 1) y por tanto la probabilidad (Prob) de ver todos los cachorros después de  $N$  esperas es:

$$\text{Prob} = [1-(1-F)^N]$$

Donde  $F$  es la frecuencia de observaciones en la que es posible ver a la camada entera. De 153 observaciones sobre 21 camadas con al menos 3 observaciones, se vieron aparentemente todos los cachorros en 56 casos (ver Tabla 1), por tanto,  $F = 56/153 = 0,37$ . Aplicando la fórmula indicada estimamos que por término medio son necesarias cinco observaciones para contar con un 90% de probabilidad de ver todos los cachorros en los grupos numerosos (Figura 1).

Tabla 1.-Número total de observaciones por camada, con número de cachorros vistos en cada observación positiva.

Table 1.-Total number of observations per litter and number of pups seen in each successful observation.

Grupo	Año	1 <sup>a</sup> obs.	2 <sup>a</sup> obs.	3 <sup>a</sup> obs.	4 <sup>a</sup> obs.	5 <sup>a</sup> obs.	6 <sup>a</sup> obs.	7 <sup>a</sup> obs.	8 <sup>a</sup> obs.	9 obs.	10 <sup>a</sup> obs.	11 <sup>a</sup> obs.	12 <sup>a</sup> obs.	13 <sup>a</sup> obs.	14 <sup>a</sup> obs.	15 <sup>a</sup> obs.	16 <sup>a</sup> obs.	Max. Crías	N obs/ grupo
1	1986	3																3	1
2	1989	4	2	4	5	4	5	9	10	10	10	10	6	3	3	3		10	15
3	1990	3	4	3	3	1	1	4	4	3								4	9
4	1990	2																2	1
5	1991	2	3															3	2
6	1991	5	5	5														5	3
7	1991	3	3	3														3	3
8	1991	3	2															3	2
9	1992	3	3															3	2
10	1993	3	3	6	6	2	1	4	5									6	8
11	1994	3																3	1
12	1995	2																2	1
13	1995	2	4	3	4	4	2	3										4	7
14	1996	6	3	7	3	7	7	6	5	6	6	5	6	4				7	13
15	1997	8																8	1
16	1997	4																4	1
17	1997	4	2	2	7	7	6	6	1	5	1	5	1					7	12
18	1998	4																4	1
19	1998	3	4	3	4	3	2	2										4	7
20	1998	8	8	8	8	8	8	5	8	8	8	4	8	4	6	8	1	8	16
21	1998	3	1	4	4	3	1	4										4	7
22	1999	3	3	3	3													3	4
23	1999	3	3															3	2
24	2000	5	4	7	4	4	6	5	2	8								8	9
25	2000	2	1															2	2
26	1999	1																1	1
27	2000	5	7	1	3	1												7	5
28	2000	1	3	1														3	3
29	2000	3	3	5														5	3
30	2001	2																2	1
31	2001	3																3	1
32	2001	2	3	1	2	1												3	5
33	2001	3																3	1
34	2001	1																1	1
35	2001	4	4	5														5	3
36	2002	1																1	1
37	2002	3																3	1
38	2002	1	3	2	4	5	5	5	5	4	3	4	3	3	3	5		5	15
39	2002	5	5	2														5	3
40	2002	3	3															3	2
41	2002	6	1	4														6	3
Total	135																	169	179
N	41																	41	
Media	3,29																	4,12	

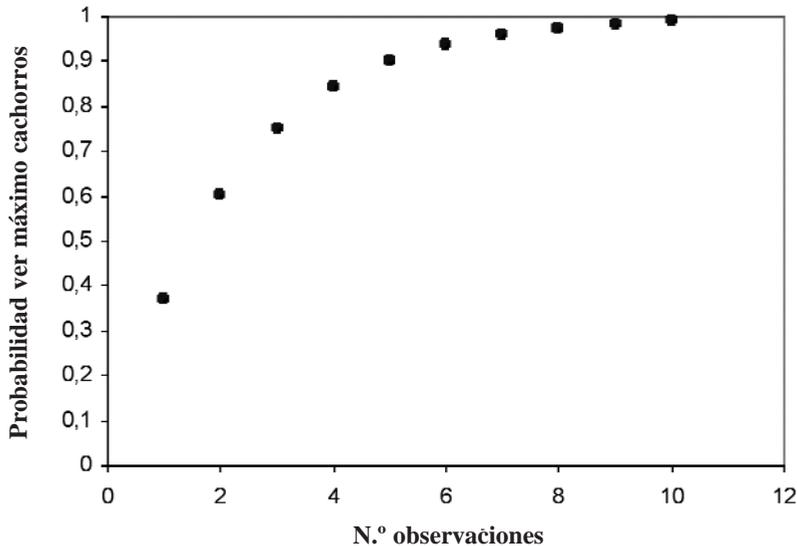


Figura 1.-Probabilidad ( $Prob = [1-(1-F)^N]$ ) de ver todos los cachorros de una camada en el lugar de reunión con N observaciones.

*Figure 1.-Probability ( $Prob = [1-(1-F)^N]$ ) of seeing all pups in one litter at a rendezvous site after N observations.*

De la Figura 1 se desprende que son necesarias cinco observaciones positivas a lo largo de todo el periodo (Julio-Octubre) para tener una probabilidad del 90% de ver todos los cachorros, entendiendo “todos” como el máximo observado (recordamos que se analizan sólo casos con al menos 3 observaciones).

Por otro lado hemos estudiado la época (mes) en que la probabilidad de ver la mayoría de los cachorros es más alta, y por tanto es más adecuada para realizar los muestreos. Para ello hemos comparado el tamaño medio de camada obtenido con la primera observación mensual y el estimado con el número máximo de cachorros observados por camada y mes (Tabla 2).

De la Tabla 2 se desprende que utilizando una observación por mes (Julio-Octubre) y comparando este valor con el valor máximo, los mejores resultados se obtienen en Septiembre y Agosto (es decir, se dejan de detectar menos cachorros cuando los muestreos se hacen en estos meses) y los peores en Julio y Octubre (en Julio probablemente por la dificultad de ver cachorros pequeños y en Octubre porque ya se pueden desplazar con el grupo).

Del análisis de los materiales expuestos en este apartado (41 camadas en la meseta del Duero entre 1986 y 2002) podemos estimar el tamaño medio de camada a mediados de verano en 4,1 cachorros por grupo que ha criado con éxito.

Tabla 2.-Tamaño medio de camada con la primera observación mensual por camada (entre Julio y Octubre), y valor medio estimado con el máximo de cachorros para esas mismas camadas. N = número de grupos;  $X_1$  = media considerando primera observación mensual de cachorros;  $X_2$  = media considerando el máximo de cachorros observados.

Table 2.-Mean litter size with the first monthly (July-October) observation in each litter and mean monthly litter size estimated as the maximum number of pups seen for those litters. N = number of packs;  $X_1$  = mean considering first monthly observation of pups;  $X_2$  = mean considering maximum number of pups observed.

Nº grupo	Año	Jul	Ago	Sep	Oct	Max. crías
1	1986		3			3
2	1989	4	10		3	10
3	1990	3	3	4	4	4
4	1990		2			2
5	1991	2				3
6	1991	5				5
7	1991		3			3
8	1991		3			3
9	1992	3				3
10	1993		3	2	4	6
11	1994			3		3
12	1995		2			2
13	1995				2	4
14	1996		6	6		7
15	1997				8	8
16	1997	4				4
17	1997	4	6	5		7
18	1998			4		4
19	1998	3	3	2		4
20	1998	8	8	8		8
21	1998		3	4		4
22	1999		3			3
23	1999				3	3
24	2000	5	4	6	5	8
25	2000	2				2
26	1999			1		1
27	2000	5	1			7
28	2000		1		3	3
29	2000			3		5
30	2001				2	2
31	2001	3				3
32	2001		2			3
33	2001		3			3
34	2001		1			1
35	2001			4		5
36	2002		1			1
37	2002	3				3
38	2002	1	4	5		5
39	2002		5			5
40	2002			3		3
41	2002			6		6
	Total	55	80	66	34	169
<b>N</b>		<b>15</b>	<b>23</b>	<b>16</b>	<b>9</b>	<b>41</b>
<b>X1</b>		<b>3,67</b>	<b>3,48</b>	<b>4,13</b>	<b>3,78</b>	<b>4,12</b>
<b>X2</b>		5,067	4,435	5	5,33	
<b>(X1 - X2)</b>		1,40	0,96	0,88	1,56	

### ***Éxito reproductor***

Aunque en las poblaciones ibéricas de lobos no se ha estimado este parámetro (entendemos que sólo es posible con radio-marcaje intensivo), discutiremos sobre los pocos trabajos que conocemos que lo estiman indirectamente (Packard et al. 1983, Mech et al. 1998). Por otro lado, hay algunos trabajos de estimas y censos de poblaciones ibéricas que han aportado, o de los que se puede inferir, porcentajes del total de grupos estimados en los que se han detectado cachorros (Blanco et al. 1990, Ordiz y Llaneza 1999, Llaneza et al. 2002, 2003 y 2004).

En una población en Alaska (Mech et al. 1998) no sometida a extracción cinegética ni a controles de población, de 91 grupos observados en otoño a lo largo de varios años, 14 no tenían ningún cachorro. Según estos datos y la acepción de éxito reproductor que nosotros proponemos, dicha población tuvo un éxito reproductor del 84,6% (el 15,4% de los grupos no tenía cachorros en otoño) (ver Tabla 2.3. p. 42 en Mech et al. 1998). Por otro lado, Packard et al. (1983) estiman fracaso reproductor (de las hembras adultas) en un 38% de los casos.

Por su parte, Blanco et al. (1990, p. 70) vieron que en el 79,3% de los grupos estimados en la Península se comprobó la presencia de cachorros, mientras que Ordiz y Llaneza (1999) confirman la presencia de cachorros en el 71% de los grupos estimados en Asturias (15 de 21 grupos) y Llaneza et al. (2002, 2003, 2004 y 2007) lo hacen en 87% (20 de 23), 69% (22 de 32), 75% (27 de 36) y 70% (21 de 30), respectivamente, de los grupos estimados en la misma región en esos años. Aunque estos valores no pueden ser asumidos como éxito reproductor (la no detección de cachorros no implica su ausencia), la similitud con lo inferido de los datos de Mech et al. (1998) y Packard et al. (1983) es notable.

## **PROPUESTA METODOLÓGICA**

### ***Tamaño de camada en verano***

Tras haber encontrado diferencias significativas entre el tamaño medio de camada obtenido con la primera observación y el obtenido con el máximo de cachorros observados a lo largo de varias observaciones, cuando analizamos el esfuerzo necesario en camadas grandes vemos que el número de observaciones que hay que realizar para tener al menos un 90% de probabilidad de observar todos los cachorros de una camada numerosa es muy elevado: 5 observaciones (Figura 1). De nuestro análisis se desprende que el esfuerzo de estimar el número de cachorros es elevado y difícilmente realizable para llevar a cabo cada año

sobre un número grande de grupos familiares. Por otro lado, los mejores resultados sobre tamaño de camada se obtienen en Septiembre, por lo que recomendamos que para estimar el tamaño medio de camada postnatal en verano se realice una observación sobre los cachorros en los lugares de reunión preferentemente en el mes de Septiembre. La estimación del tamaño medio de camada con este procedimiento ha de ser contemplado como un mínimo, pero puede ser utilizado como un índice al aplicar un procedimiento estandarizado y por tanto repetible en el tiempo.

### ***Éxito reproductor***

El éxito reproductor es un parámetro importante para describir y entender la dinámica de una población. Aunque es poco probable (por no decir imposible) que el éxito reproductor de una población de lobos (y de cualquier población de vertebrado) sea del 100%, no es infrecuente que así se asuma, considerando que todas los grupos estimados en un conteo o censo cuenten con un tamaño de grupo que implícitamente indica que se han reproducido (ver por ejemplo Blanco et al. 1990, Llaneza y Blanco 2005). Esto tiene importantes implicaciones en medidas de gestión, ya sea estableciendo cupos de captura cinegética o de control, al sobrevalorar el tamaño medio de grupo y por tanto también el tamaño de la población.

Dado que no parece posible estimar empíricamente el éxito reproductor de una población sin radio-marcaje de un gran número de ejemplares, conservativamente parece pertinente tener en cuenta los valores que se conocen de otras poblaciones (Mech et al. 1998), o explorar procedimientos de estima indirectos a través de índices de abundancia, del tamaño de grupo en otoño e invierno, o del porcentaje de grupos en los que se detectan cachorros en verano-otoño. Por ejemplo, se ha sugerido considerar como grupos que no han criado aquellos que tengan un valor de índice kilométrico de abundancia de indicios (IKA) por debajo de cierto umbral (ver Ordiz y Llaneza 2002 y este volumen). También se puede estimar el porcentaje de grupos en verano-otoño en los que se detectan cachorros. Proponemos que, en tanto no se disponga de otra base empírica, se utilice el valor de 80% de éxito reproductor en los grupos de una población (es decir, uno de cada cinco grupos, de media, no saca adelante cachorros), para su incorporación en trabajos de demografía y dinámica de poblaciones, en estimas de tamaño de grupo en verano y otoño o en cálculos de densidad en esa época.

## AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a Javier Naves sus aportaciones y sugerencias, y especialmente a Carles Vilá, Francisco Álvares, Javitxu Calzada, Andrés Ordiz y Mario Sáenz de Buruaga por revisar críticamente el manuscrito original y contribuir con sus aportaciones a mejorarlo de forma consistente.

## BIBLIOGRAFIA CITADA

- Barrientos, L.M. (2000). Tamaño y composición de diferentes grupos de lobos en Castilla y León. *Galemys*, 12 (NE): 249-256.
- Braña, F., del Campo, J.C. y Palomero, G. (1982). Le loup au versant nord de la Cordillere Cantabrique. *Acta Biológica Montana*, 1: 33-52.
- Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). (1990). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM, Málaga. 176 pp.
- Fuller, T.K., Mech, L.D. y Cochrane, J.F. (2003). Wolf Population Dynamics (Chapter 6, pp 161-191). En: Mech, L.D. y Boitani, L. (eds.). *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. 448 pp. The University of Chicago Press.
- García-Gaona, J.F., González, F., Hernández-Palacios, O., Naves, J., Palomero, G. y Solano, S. (1990). El lobo en Asturias. En: Blanco, J.C.; Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA.
- Keith, L.B. (1983). Population dynamics of wolves (66-77). En: Carbyn, L.N. (ed). *Wolves in Canada and Alaska*. Canadian Wildlife Service, Report Series N.º 45.
- Llaneza, L.R., Ordiz, A., Uzal, A., Palacios, V., Fernández-Gil, A. y Naves, J. (2002). *Situación del lobo en Asturias, 2001*. ARENA-Principado de Asturias. Informe inédito.
- Llaneza, L.R., Ordiz, A., García, E.J., Palacios, V. y Sazatornil, V. (2003). *Situación del lobo en Asturias, 2003*. ARENA-Principado de Asturias. Informe inédito.
- Llaneza, L.R., Sazatornil, V., García, E.J. y Palacios, V. (2004). *Situación del lobo en Asturias, 2004*. ARENA-Principado de Asturias. Informe inédito.
- Llaneza, L.R., García, E.J., Sazatornil, V. y Palacios, V. (2007). *Situación del lobo en Asturias, 2006*. ARENA-Principado de Asturias. Informe inédito.
- Llaneza, L.R. y Blanco, J.C. (2005). Situación del lobo (*Canis lupus* L.) en Castilla y León. Evolución de sus poblaciones. *Galemys*, 17: 15-28.
- Mech, L.D. (1970). *The Wolf. The Ecology and Behavior of an Endangered Species*. University of Minnesota Press.
- Mech, L.D.; Adams, L.G.; Meier, T.J.; Burch, J.W. y Dale, B.D. (1998). *The Wolves of Denali*. University of Minnesota Press, Minneapolis, London.
- Naves, J. y A. Fernández-Gil (2001). Problemática, Investigación y Gestión. En: *I Curso formativo sobre la situación y gestión del lobo ibérico en Castilla y León*. Fuentes de Nava, 12-14 de octubre 2001. ASCEL-Junta de Castilla y León.

- Ordiz, A. y Llaneza, L. (1999). *Situación del Lobo en Asturias. 1999*. ARENA-Principado de Asturias. Informe inédito.
- Ordiz, A. y Llaneza, L. (2002). Los índices de abundancia basados en la localización de indicios como método de estima de abundancia relativa. En: *Propuestas para el estudio de la dinámica de las poblaciones de lobos en la Península Ibérica*. Fuentes de Nava, 1-2 de noviembre 2002. ASCEL-Junta de Castilla y León.
- Packard, J.N., Mech, L.D. y Seal, U.S. (1983). Social influences on reproduction on wolves (78-85). En: Carbyn, L.N. (ed). *Wolves in Canada and Alaska*. Canadian Wildlife Service, Report Series N.º 45.
- Watson, J. y Langslow, D.R. (1989). Can Food Supply explain Variation in Nesting Density and Breeding Success amongst Golden Eagle *Aquila chrysaetos*? En: Meyburg, B-U. y Chancellor, R.D. (eds). *Raptors in the Modern World*. III World Conference on Birds of Prey and Owls. WWGBP-IUCN.



*Es difícil disponer de adecuados tamaños de muestra en paisajes montañosos o con gran cobertura forestal y de matorral. En la imagen, grupo de cachorros en la montaña cantábrica oriental en Septiembre de 2007  
(Foto: Lippe de Vries)*



*Adulto y dos cachorros en lugar de reunión en cultivos de Tierra de Campos,  
en Agosto de 2008  
(Foto: Javier Talegón)*



*Una camada de cinco cachorros con un adulto en el lugar de reunión,  
en Tierra de Campos. Agosto de 2006  
(Foto: Luis Mariano Barrientos)*



*Los datos de rastros en nieve se toman sobre grupos que se desplazan, por ejemplo, sobre cuerdas de sierras, y nunca sobre rastros de ejemplares cazando o huyendo. El ejemplar que ha dejado el rastro del extremo de la derecha del grupo parece cojear llamativamente. Asturias, Diciembre de 2007  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*

# CÓMO ESTIMAR EL TAMAÑO MEDIO DE GRUPO EN DIFERENTES ESTACIONES EN LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE LOBOS

ALBERTO FERNÁNDEZ-GIL<sup>1,2</sup>, LUIS M. BARRIENTOS<sup>3</sup> Y ÁNGEL NUÑO<sup>4</sup>

1. Estación Biológica de Doñana (CSIC), Avenida Américo Vespucio, s/n.  
Isla La Cartuja, E-41092 Sevilla, España  
E-mail: albertofg.uo@uniovi.es
2. Instituto Cantábrico de Biodiversidad  
(Principado de Asturias / CSIC / Universidad de Oviedo), E-33006 Oviedo, España  
3. Trébol, 15, 47193 La Cistérniga (Valladolid)  
E-mail: lbarrientos@teleline.es
4. Coronel Baeza, 10 - 2º, 33100 Trubia, Oviedo (Asturias)  
E-mail: angelnuno14@hotmail.com

## RESUMEN

Se evalúa la posibilidad de obtener datos sobre el tamaño medio de grupo de lobos (*Canis lupus*) en verano y en otoño-invierno tras analizar trabajos publicados y, principalmente, datos inéditos recogidos por los autores en la Península Ibérica. Para estimar tamaño de grupo en verano (Julio-Octubre), se analizaron 207 observaciones de ejemplares adultos y subadultos (sin contar crías del año) realizadas en los lugares de reunión de diferentes grupos en la meseta del Duero (rango 1-15 observaciones por grupo/año). Tras encontrar diferencias significativas (test de Wilcoxon,  $Z = -6,240$ ;  $p < 0,001$ ;  $N = 43$ ) entre el valor obtenido con la primera observación ( $\bar{X} = 2,0$ ) y con el máximo de adultos vistos por grupo en subsiguientes observaciones ( $\bar{X} = 3,2$ ), se estimó que con dos observaciones por grupo en los lugares de reunión se alcanza una probabilidad del 90% de ver el máximo de lobos adultos observado en registros sucesivos del grupo en verano ( $\bar{X} = 2,6$ ;  $N = 33$ ). Para obtener el tamaño medio de grupo en verano (incluyendo crías del año), es necesario añadir el valor de tamaño medio de camada por grupo a finales de verano, si bien este valor se refiere sólo a los grupos que crían con éxito. Para estimar de tamaño de grupo en otoño-invierno (Noviembre-Abril) se analizaron datos de la Cordillera Cantábrica obtenidos mediante observación directa y rastreos en nieve. Los datos han de cumplir ciertos requisitos para ser considerados

válidos: comportamiento de los ejemplares, tiempo y calidad de observación, tipo y distancia de rastro e independencia de los registros. El tamaño medio de grupo así estimado era de 3,8 (SD = 1,61; rango 2-9; N = 95). Se discute la idoneidad de obtener en otoño-invierno los datos sobre tamaño de grupo, dada la mayor cohesión de los grupos de lobos en esta época, explicada por la dispersión de los recursos y el consumo compartido de las presas por todo el grupo, al menos donde los lobos se alimenten mayoritariamente de presas cazadas (en lugar de carroñas). Por eso, proponemos aplicar este método allá donde los lobos se alimenten mayoritariamente de presas que cacen, al entender que la ecología trófica de la especie condiciona la ecología social y la cohesión de los grupos.

Palabras clave: ecología social, observación directa, otoño-inverno, rastros en nieve, tamaño de grupo, verano.

## **ABSTRACT**

*How to estimate mean wolf pack size in different seasons in Iberian wolf populations.*

We describe and evaluate methods to estimate mean pack size of wolves (*Canis lupus*) in summer and fall-winter in northern Spain. Trying to estimate summer (July-October) pack size, we analyzed 207 observations of adults/subadults (excluding pups) from 43 different packs (1-15 observations per pack) at rendezvous sites during summer in the Duero drainage. Significant differences (N = 43, Wilcoxon test  $Z = -6,240$ ;  $p < 0,001$ ) were found between the mean value with one observation ( $\bar{X} = 2,0$ ) and maximum adults with all subsequent observations per pack ( $\bar{X} = 3,2$ ). We estimated that with only two observations per pack the probability of watching all adults was 90% ( $\bar{X} = 2,6$ ; N = 33). In order to obtain mean wolf pack size in summer (including pups) it is necessary to add mean litter size in late summer, although this metric is only for packs with success in raising pups. To estimate pack size in fall-winter (November-April) we analyzed data from the Cantabrian Mountain Range gathered by means of snowtracking and direct observation. These data must fulfil certain requirements to be considered valid, depending on wolves' behaviour, duration and quality of the observation, length and type of a set of tracks and independence of data. As a result, we estimated an average winter pack size of 3,8 (N = 95; SD = 1,61; size range 2-9). We discuss the importance of gathering data on pack size in fall-winter given the greater cohesion of packs in that season (explained by kin selection and the resource dispersion hypotheses), at least in areas where wolves feed primarily upon prey that they hunt (vs. scavenged food). Thus, we recommend the method at least where wolves primarily feed upon prey that they hunt, understanding that trophic ecology determine the social ecology and cohesion of packs.

Key words: direct observation, fall-winter, pack size, snow tracking, social ecology, summer.

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

El tamaño de grupo ha sido habitualmente utilizado para estimar densidades y tamaños de población de lobos (Fuller y Snow 1988, Ballard et al. 1995, Mech et al. 1998). Sin embargo, la obtención de datos sobre este parámetro adolece, en general, de una falta de métodos estandarizados de recogida de información (Fuller et al. 2003, Mech 1982, Ballard et al. 1995). Esta necesidad se percibe muy especialmente en la Península Ibérica (Blanco y Cortés 2002), lo que condiciona no sólo la comparación de series de datos entre épocas y zonas, sino la propia validez de las estimas de densidad.

Aunque habitualmente se apoyan en radioseguimiento, los procedimientos más objetivos para estimar tamaño de grupo son la observación directa y los rastreos en nieve (Crete y Messier 1987, Ballard et al. 1995), ya que los censos en estaciones de escucha, las estimas por encuestas o los métodos indirectos (indicios), aunque válidos para confirmar presencia o reproducción, difícilmente aportan información precisa sobre el tamaño real de grupo. Ni siquiera el radioseguimiento por sí mismo aporta esta información, pues aunque permite localizar al grupo, disponer de datos de tamaño de grupo exige ver a los ejemplares o el conteo de los rastros en nieve (Crete y Messier 1987, Mech et al. 1998).

En la Península en pocos casos se han utilizado estimaciones de tamaño de grupo provenientes de seguimientos de campo específicos (Alonso et al. 1997, en Abril-Junio, aunque sin detallar metodología; Barrientos 2000, en verano por observación directa), mientras la mayoría de los autores lo han indicado sin hacer muestreos específicos (Blanco et al. 1990 y 1992, Blanco y Cortés 2002, Llana et al. 2004, Llana y Blanco 2005, Pimenta et al. 2005). García-Gaona et al. (1990) y Fernández-Gil et al. (1990) estiman el tamaño de presuntos grupos observados en Asturias y Cantabria respectivamente, pero muchas de las observaciones son de ejemplares solitarios.

La estima del tamaño de grupo en verano no se utiliza habitualmente para obtener densidades o tamaños de población y en muchos casos ni siquiera se intenta su obtención. Dadas las peculiaridades de la ecología estival de la especie que implica una menor cohesión del grupo (Mech y Boitani 2003), apenas hay trabajos que estimen tamaño de grupo en verano. Así, por ejemplo, Fuller et al. (2003) revisan más de una decena de trabajos en Norteamérica y todos estiman tamaño de grupo en invierno, cuando los cachorros se desplazan ya con los otros integrantes del grupo, y con tales datos estiman densidades. En síntesis, una mayoría de estudios estiman tamaño de grupo en otoño/invierno, y este suele ser el parámetro utilizado para estimar densidades y tamaños de población (Fuller y Snow 1988, Mech et al. 1998, Fuller et al. 2003).

Por otro lado, y dado que parece haber, sorprendentemente, una cierta confusión, al menos en España, sobre términos y conceptos en lo que se refiere a grupos, manadas o camadas (ver Llaneza 1997), entendemos por grupo a la unidad social de al menos dos ejemplares, que marcan (con rascaduras, excrementos, orina) una zona (territorio) y por tanto la ocupan y defienden (Mech 1970, Mech y Boitani 2003). Los grupos están integrados por al menos dos adultos y después de la época de los partos por los cachorros del año y eventualmente otros ejemplares (Mech y Boitani 2003). No hacemos distinción entre grupo, grupo reproductor, grupo familiar, pareja o manada porque entendemos que son sinónimos. Entendemos por camada a los cachorros del año integrados en un grupo, y es por tanto un parámetro demográfico útil para describir las tasas reproductoras de la especie (ver Barrientos y Fernández-Gil, en este volumen).

El objetivo de este trabajo es, tras discutir algunos datos inéditos y trabajos publicados, hacer propuestas metodológicas para estimar estacionalmente el tamaño de grupo en las poblaciones ibéricas de lobos. Trataremos de justificar las propuestas en función de su sentido biológico y la posibilidad de llevarlas a cabo detallando los métodos para obtener datos en cada época y analizando pros y contras de cada caso.

## **ANTECEDENTES Y MATERIALES**

Para argumentar una propuesta metodológica en cuanto a procedimientos y épocas de muestreo, vamos a distinguir dos periodos anuales en las que los lobos muestran ecología espacial y social distinta: 1) *Verano (Mayo-Octubre)*, que corresponde al periodo desde los partos (en Iberia en Mayo-Junio), hasta mediados de Octubre, en que los cachorros permanecen en uno o más (sucesivos) lugares de reunión, sin seguir en sus desplazamientos a los adultos (L. Barrientos & A. Fernández-Gil, datos inéditos). Además los adultos no suelen cazar juntos en esa época y esta parece ser una característica común en casi todas las poblaciones de lobos (Mech 1970, Mech y Boitani 2003). 2) *Otoño - Invierno (Noviembre-Abril)*, periodo en el cual el grupo es nomádico dentro de su territorio y se desplaza y caza con mayor cohesión al incluir los adultos y los cachorros en la caza (Mech y Boitani 2003). Se ha tratado de explicar la mayor cohesión de los grupos en el periodo otoño/invierno por la presencia de nieve, al menos en Iberia (ver Blanco y Cortés 2002). Fuller (1991) indica que en su zona de estudio (Minnesota, EEUU) los grupos mostraron menor cohesión en inviernos con menor espesor de nieve. De hecho este autor encuentra diferencias significativas al comparar la cohesión de los grupos grandes en situaciones de dis-

tinto espesor de nieve, pero no encuentra tales diferencias en grupos pequeños. Otros autores han estudiado el efecto de la cobertura de nieve o su espesor en las tasas de predación o consumo de carroñas (Huggard 1993, Bobek et al. 1992) pero sin detallar efectos en la cohesión de los grupos. Por su parte, Fuller et al. (2003) señalan que los miembros de los grupos están más a menudo juntos en invierno que en verano, pero que incluso en invierno los grupos se pueden disgregar temporalmente. Es decir, entendemos que la presencia de nieve o su espesor pueden condicionar la mayor cohesión de los grupos en invierno, pero tal cohesión variará entre poblaciones y años. Esto y la mayor facilidad para observar lobos en nieve ha hecho que la mayoría de los investigadores estimen tamaños de grupo en invierno (Fuller et al. 2003).

Algunos aspectos de la ecología social de la especie (la propia existencia del grupo como unidad social y su cohesión) están directamente relacionados con aspectos de la ecología trófica de sus poblaciones. Así, la explicación del porqué los lobos viven en grupos (“*kin selection explanation*”, ver Schmidt y Mech 1997) se ajusta a la hipótesis de dispersión de recursos (“*resource dispersion hypothesis*”): la cantidad y distribución del alimento es la causa primera y el determinante del tamaño del grupo, por el subsidio de las presas que reciben los jóvenes (Macdonald 1983, Mech y Boitani 2003). Según esta hipótesis, podemos interpretar que en aquellas zonas de la Península donde los lobos se alimentan mayoritariamente de presas que cazan, y por tanto dispersas e impredecibles, como en la cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico, zonas occidentales de Galicia y mitad norte de la meseta del Duero y norte de Portugal (Guitián et al. 1979, Fernández-Gil et al. 1990, Cuesta et al. 1991, Llana 1996, Llana et al. 1996, Alonso et al. 1997, Vos 2000, Álvares 2004, y revisión de Fernández-Gil 2004) los grupos mostrarán mayor cohesión otoño-invernal, similar a lo que ocurre en la mayor parte de las poblaciones lobunas. Sin embargo, en aquellas poblaciones que se alimentan mayoritariamente de carroñas en muladares o basureros (recursos más predecibles espacialmente) y que no requieren especial aprendizaje predatorio, como Tierra de Campos y algunas áreas de Galicia y centro de Portugal (Guitián et al. 1979, Barrientos 1997, Bárcena 1990, Vos 2000, Álvares 2004) dicha cohesión otoño-invernal puede ser menor. En las zonas donde los lobos se alimentan mayoritariamente de presas que cazan, los cachorros han de desplazarse con los adultos para tener mayores probabilidades de alimentarse de un recurso impredecible, y por tanto el grupo tiende a mantenerse más cohesionado, mientras que en caso de alimentación mayoritaria de carroñas o en muladares no tiene porqué ser así, o esta cohesión puede ser más laxa.

Se ha argumentado también que en los muestreos en nieve en particular (y en invierno en general) no es posible saber cuántos lobos de una manada esca-

pan al conteo efectuado en ese momento (Blanco y Cortés 2002). De hecho, Fuller et al. (2003) reconoce que la mayoría de los trabajos estiman tamaños de grupo en invierno mediante el número máximo de lobos observados. Sin embargo, la mayoría de los trabajos no detallan si se han efectuado varias observaciones del grupo en invierno o si se ha obtenido una sola (ver, por ejemplo, Mech et al. 1998).

Por otra parte, entendemos que, para los estudios en la Península, la estima del tamaño de grupo en verano y otoño-invierno con las metodologías propuestas ha de ser tomada como un número mínimo, pero aceptable como parámetro, siempre que el muestreo esté estandarizado y sea, por tanto, repetible. En este trabajo definimos dos estaciones sobre las que estimar el tamaño de grupo: verano y otoño-invierno, en función de la diferente ecología estacional de la especie y según las hipótesis comentadas antes. A continuación discutimos, en base a datos inéditos de los autores y trabajos bibliográficos, la posibilidad de estimar tamaño de grupo en distintas poblaciones ibéricas en los dos periodos considerados.

### ***Tamaño de grupo en verano***

Apenas hay datos en la Península Ibérica sobre el tamaño de grupo en verano. Pimenta et al. (2005) recogen varias referencias de artículos publicados e informes inéditos con datos de tamaño de grupo en distintas estaciones, incluido el verano, y citan para esta época, a Moreira et al. (1997) que estiman en 3,5 adultos por grupo ( $N = 6$ ) en el área de Bragança. Por su parte, Barrientos (2000), en espacios agrícolas de Castilla y León, sobre una muestra de 15 grupos x año y realizando al menos tres observaciones directas por grupo/año, estima en 9,3 el tamaño de grupo en verano (Junio-Agosto), de los que una media de 3,8 son adultos.

Hemos analizado 207 observaciones realizadas por los autores tratando de contar el número de adultos sobre 43 grupos (manada/año) en la mitad sur de la meseta del Duero, una población en Tierra de Campos que se alimenta principalmente de carroñas y en muladres. Las observaciones se hicieron en el periodo 1989-2002 en lugares de reunión (*rendezvous sites*, *sensu* Murie 1944, también llamados *loafing spots*, ver Mech 1970). Estos son pequeñas áreas en los que se mantienen los cachorros y esperan la visita de los adultos, entre los partos (Mayo-Junio) y Octubre, momento en que se empiezan a mover juntos. Los adultos/ subadultos (a partir de ahora los denominaremos adultos a todos) en esa época no tienen porqué desplazarse juntos (Mech y Boitani 2003), por lo que es necesario realizar las observaciones sobre los lugares de reunión para garantizar una mayor probabilidad de observar a todos los integrantes del grupo. Las obser-

vaciones (“esperas”) se realizaron al amanecer o al atardecer sobre los lugares de reunión desde lugares prominentes y alejados, de forma que no se interfería en la actividad de los lobos.

El rango de observaciones fue entre 1 y 15 por grupo y el rango de adultos observados fue entre 1 y 6 por grupo (Tabla 1). Dado que hay diferencias significativas entre la media obtenida con la primera observación ( $\bar{X} = 2,0$ ;  $SD = 1,07$ ) y la obtenida con el máximo en observaciones subsiguientes ( $\bar{X} = 3,2$ ;  $SD = 1,33$ ), (Wilcoxon test  $Z = -6,240$ ;  $p < 0,001$ ;  $N = 43$ ) utilizamos una aproximación similar a la adoptada por Barrientos y Fernández-Gil (en este volumen) para estimar la probabilidad de ver todos los adultos (entendiendo “todos” como el máximo observado) en  $N$  observaciones en cada grupo. Asumimos que sólo tenemos la certeza de haber avistado a todos los adultos para aquellos grupos para los que se tienen al menos 3 esperas positivas (esperas en las que se observaron lobos adultos;  $N = 33$ ), por considerarlo, arbitrariamente, un esfuerzo considerable. Ya que no en todas las esperas se ven todos los adultos, y además es imposible saber si así ha sido, hemos tratado de estimar el número de esperas positivas que hay que realizar para tener una probabilidad del 90% de ver todos los adultos de un grupo. La probabilidad (Prob) de ver todos los adultos después de  $N$  esperas es:

$$\text{Prob} = [1-(1-F)^N]$$

Donde  $F$  es la frecuencia de observaciones en la que es posible ver todos los adultos (el máximo observado) del grupo. De 191 observaciones sobre 33 grupos con al menos tres observaciones, se vieron aparentemente todos los adultos del grupo en 138 casos (ver Tabla 1). La probabilidad de ver todo los adultos en una observación es  $P = 0,72$ , y por tanto son necesarias dos esperas positivas sobre adultos para una probabilidad del 90% de ver todos los adultos del grupo (Figura 1). El número medio de adultos estimado tras dos observaciones por grupo es 2,6 ( $N = 33$ ).

Por otro lado, para estimar el tamaño de grupo en verano hay que incluir el número de cachorros en esa época, para lo que nos remitimos al procedimiento descrito por Barrientos y Fernández-Gil (en este volumen). Estos autores consideran que una observación sobre los cachorros en los lugares de reunión en Septiembre es metodológicamente consistente para estimar el tamaño medio de camada. Con 179 observaciones sobre 41 camadas en la meseta del Duero entre 1986 y 2002, obtienen un tamaño medio de camada a finales de verano (Septiembre) de 4,1 cachorros por cada grupo que se reproduce con éxito. Estos autores estiman que cerca de un 20% de los grupos fracasan en la reproducción, por lo que sugieren incorporar este parámetro al estimar el tamaño medio de grupo en verano.

Tabla 1.-Número total de observaciones en verano por grupo y año, con número de adultos vistos en cada espera positiva. Max. ads.: número máximo de adultos observado para cada grupo y año. N. obs/grupo: número de observaciones por grupo.

*Table 1.-Total number of summer observations per pack and year, and number of adults seen in each observation. Max. ads.: maximum number of adults observed for each group and year. N. obs/grupo: number of sightings per group. Media: average.*

Grupo	Año	1 <sup>a</sup> obs.	2 <sup>a</sup> obs.	3 <sup>a</sup> obs.	4 <sup>a</sup> obs.	5 <sup>a</sup> obs.	6 <sup>a</sup> obs.	7 <sup>a</sup> obs.	8 <sup>a</sup> obs.	9 obs.	10 <sup>a</sup> obs.	11 <sup>a</sup> obs.	12 <sup>a</sup> obs.	13 <sup>a</sup> obs.	14 <sup>a</sup> obs.	15 <sup>a</sup> obs.	Max. Ads.	N obs/ grupo
1	1989	2	2	1	3	2	1	2	1	1	1						3	10
2	1990	4	3	2	4	1	1	4	3	2	1	4	1				4	12
3	1990	1	1	1	3	4	1	1									4	7
4	1991	1	1														1	2
5	1991	2	3	2													3	3
6	1991	3	3	2													3	3
7	1991	4	1														4	2
8	1992	1	3														3	2
9	1993	2	1	2	1	2	1	3	2								3	8
10	1995	1	1	1	1	1	1										1	6
11	1995	3	1	1	1	1											3	5
12	1996	2	1	1	1	2	3	2	3	4	3						4	10
13	1997	2															2	1
14	1997	1	1	1													1	3
15	1997	2	1	1	1												2	4
16	1998	2	1	2	1	5											5	5
17	1998	2	5	1	4	1											5	5
18	1998	1	2	6	3	3	4	2	3	2	3	1	2	1	1	2	6	15
19	1998	1	3	1	2												3	4
20	1999	1	4	3	1	3	1										4	6
21	1999	3	2	1													3	3

(Continúa)

Grupo	Año	1 <sup>a</sup> obs.	2 <sup>a</sup> obs.	3 <sup>a</sup> obs.	4 <sup>a</sup> obs.	5 <sup>a</sup> obs.	6 <sup>a</sup> obs.	7 <sup>a</sup> obs.	8 <sup>a</sup> obs.	9 obs.	10 <sup>a</sup> obs.	11 <sup>a</sup> obs.	12 <sup>a</sup> obs.	13 <sup>a</sup> obs.	14 <sup>a</sup> obs.	15 <sup>a</sup> obs.	Max. Ads.	N obs/ grupo
22	2000	2	2	1	2	3	4	4	1	1	1	3	3				4	12
23	2000	3	1	1	1	1	2										3	6
24	2000	3	3														3	2
25	2000	2	2	2													2	3
26	2001	1															1	1
27	2001	4	3	2	1	1	1										4	6
28	2001	1	1	2													2	3
29	2001	1															1	1
30	2001	1	5	2	2												5	4
31	2002	1	4														4	2
32	2002	3	3	3	3	2	1	4	3	1	1	2					4	11
33	2002	2	1	5	3	1											5	5
34	2002	1															1	1
35	1999	2	1	2													2	3
36	1990	4	1	1													4	3
37	1991	1	5	1													5	3
38	2001	1	1	5													5	3
39	1994	2	3	1	1	2											3	5
40	1995	4	1														4	2
41	1996	4	2	1	1	1	1	3	2								4	8
42	2000	1	2	1	1												2	4
43	1999	1	2	2													2	3
Total	86																137	207
<b>N</b>	<b>43</b>																<b>43</b>	
<b>media</b>	<b>2,00</b>																<b>3,19</b>	

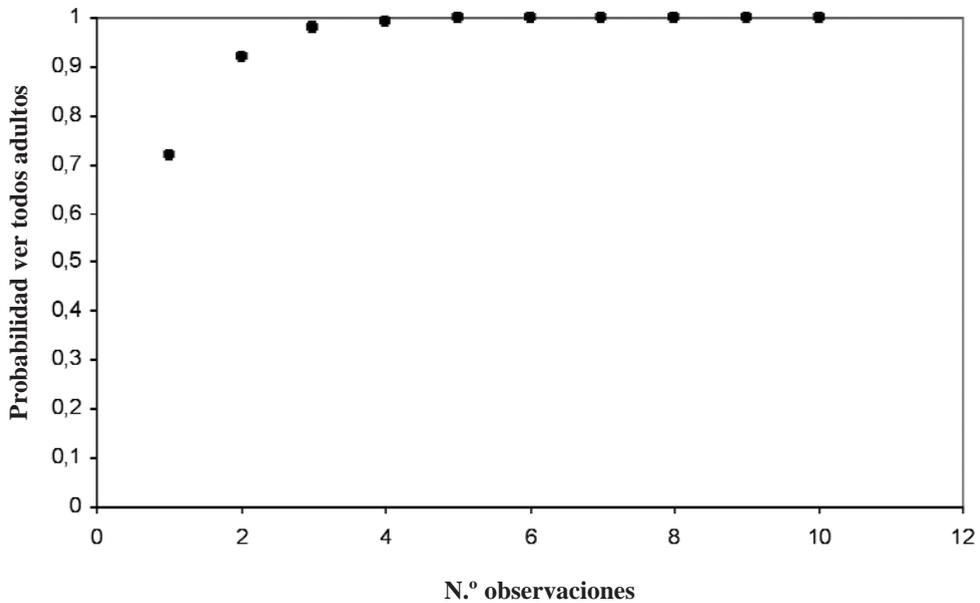


Figura 1.-Probabilidad ( $\text{Prob} = [1-(1-F)^N]$ ) de ver todos (máximo observado) los adultos de un grupo tras un número creciente de observaciones (N) en lugares de reunión (basado en datos de grupos con al menos tres observaciones). F: frecuencia de avistamientos en los que se detecta a todos los adultos del grupo.

*Figure 1.-Probability ( $\text{Prob} = [1-(1-F)^N]$ ) of seeing all (maximum number observed) adults pack members after an increasing number of observations (N) at rendezvous sites (based on data from packs with at least three observations). F: frequency of sightings in which all adult pack members are observed.*

### **Tamaño de grupo en otoño-invierno**

Como en el caso de datos de verano, apenas hay trabajos en la Península Ibérica que estimen tamaño de grupo en otoño e invierno. Blanco et al. (1992) estiman en 7 el tamaño medio de grupo en otoño para toda España pero aparentemente sin datos empíricos, y Llana y Blanco (2005) aventuran multiplicar cada manada localizada en Castilla y León por una media de 6,7 a 10 ejemplares, pero no especifican épocas, tamaño de muestra en la que se basa esta estima u otros detalles. Pimenta et al. (2005) citan un informe inédito (Moreira et al. 1997) en que se estima tamaño de grupo en invierno en el área de Bragança en 3,5 ( $N = 6$ ), aunque no se aportan detalles metodológicos.

En Norteamérica, Fuller et al. (2003) recoge los resultados de trabajos que estiman tamaño de grupo en invierno, incluyendo todos los grupos con al

menos 2 ejemplares. Por su parte, Mech et al. (1998) incluyen en su trabajo también “grupos” de 1 ejemplar. En cualquier caso, estos trabajos se apoyan en radio-seguimiento aéreo, aunque en algunos casos no está claro si todos los grupos incluidos en los análisis tenían ejemplares radio-marcados ni se detalla el número de observaciones por grupo para considerar el tamaño máximo del grupo ante distintos patrones de cohesión de los grupos en diferentes situaciones de espesor de nieve (Fuller 1991). Por su parte, Ballard et al. (1995) estiman tamaño de grupo en invierno con observaciones sistemáticas mediante transectos aéreos en busca de observaciones directas y rastros en nieve de grupos.

A la vista de las hipótesis ecológicas y comportamentales relativas al grado de cohesión de los grupos discutidas arriba (*kin selection explanation, resource dispersion hypothesis*), las características de hábitat y la dieta de algunas poblaciones ibéricas (carroña vs. ungulados silvestres o domésticos), podemos considerar que en invierno la cohesión de los grupos en aquellas zonas donde se alimentan mayoritariamente de carroñas (p.e. Tierra de Campos) puede ser tan baja que no permita obtener datos de tamaño de grupo por este método. Sin embargo, en muchas otras zonas (básicamente sistemas montañosos con buenas poblaciones de ungulados silvestres) la cohesión invernal de los grupos no ha de ser notablemente diferente a la observada en otras poblaciones de lobos (Mech y Boitani 2003, Fuller et al. 2003).

En este trabajo analizamos datos inéditos recogidos por los autores mediante observaciones directas y búsqueda de rastros de nieve entre 1987 y 2006 sobre tamaño de grupo en otoño-invierno (Noviembre-Abril) en la Cordillera Cantábrica. Los datos provienen de las provincias de Asturias, Lugo, León, Palencia, Cantabria y Burgos (Tabla 2), una zona en la que los lobos se alimentan básicamente de ungulados silvestres (ver revisión de Fernández-Gil 2004). Los datos se recogieron en zonas donde previamente se conocía la presencia de grupos de lobos y en muchos casos incluso la reproducción el verano anterior (ya por datos propios o por los informes inéditos disponibles en las administraciones regionales). Con este conocimiento se ha tratado de garantizar la independencia de los registros (solo un dato por grupo / invierno). Para ello se prospectó en busca de rastros y se llevaron a cabo intentos de observación directa en áreas frecuentadas por grupos previamente conocidos y se han desechado todos los datos en los que dos registros podían pertenecer al mismo grupo. Hemos considerado como registros válidos los que cumplían ciertos requisitos, en el caso de las observaciones directas los relativos a la duración de la observación y comportamiento de los lobos, y en el caso de los rastros en nieve los relativos a la longitud del rastro, al número de ejemplares y a circunstancias de marcaje (ver detalles en Propuesta Metodológica).

Tabla 2.-Tamaño de grupos de lobos en invierno (Noviembre-Abril) en la Cordillera Cantábrica en el periodo 1987-2006 (SD: desviación estándar).

Table 2.-Winter (November-April) size for wolf packs from the Cantabrian Range, during the period 1987-2006 (N grupos: number of packs X year; media: mean; SD: standar deviation; rango: range).

COD. grupo	Ccod N.º grupo	1986-1987	1987-1988	1988-1989	1989-1990	1990-1991	1991-1992	1992-1993	1993-1994	1994-1995	1995-1996	1996-1997	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	TOTAL
ANC	1																3					3
BEG	2																			2		2
BOR	3																3					3
CAD	4												2	7	4							13
CAR	5									4												4
CEN	6																2	2				4
COT	7												3								5	8
CUE	8										3	7	2	6	9	6	5	4	2	4	6	54
DEG	9															4	6					10
ENG	10										3	3		5	6							17
ESP	11									4					4		4		4			16
HER	12																4					4
HIJ	13						2														5	7
LEB	14				2									3								5
LLO	15																				2	2
MAM	16				2																	2
MES	17										3	4		4	5	3	5	6	3	4	6	43
MOC	18			3									7	3		4				7		24
MUN	19																					5
OBA	20															6	3	4	9	5	4	31
PDR	21											2										5
RIA	22								3													6
SAG	23	3				2	4															6
SIL	24																					3
OB	25										3	2	2	2	2	2		3	3	2	5	25
TIN	26																		2	3	3	8
TOL	27										5		3	5	4		3		3	6	4	33
VEN	28												3				3		3		5	14
VVL	29									2												2
SLO	30														2							2
PES	31																	4				4
<b>Total</b>		<b>3</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>10</b>	<b>17</b>	<b>18</b>	<b>22</b>	<b>35</b>	<b>36</b>	<b>25</b>	<b>41</b>	<b>25</b>	<b>29</b>	<b>33</b>	<b>50</b>	<b>362</b>			
<b>N grupos</b>		<b>1</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>95</b>			
<b>Media</b>		<b>3,0</b>	<b>3,0</b>	<b>2,0</b>	<b>3,0</b>	<b>3,0</b>	<b>3,3</b>	<b>3,4</b>	<b>3,6</b>	<b>3,1</b>	<b>4,4</b>	<b>4,5</b>	<b>4,2</b>	<b>3,7</b>	<b>3,6</b>	<b>3,6</b>	<b>4,1</b>	<b>4,5</b>	<b>3,8</b>			
<b>SD</b>																						<b>1,61</b>
<b>Rango</b>																						<b>(2 - 9)</b>

Nuestros datos arrojan unos resultados de tamaño medio de grupo de 3,8 en otoño-invierno (Noviembre-Abril) (SD = 1,61; rango 2-9; N = 95). No hemos encontrado diferencias significativas entre las medias obtenidas mediante observación directa ( $\bar{X}$  = 4,4; SD = 2,06; rango 2-9; N = 20) y rastros en nieve ( $\bar{X}$  = 3,6; SD = 1,44; rango 2-9; N = 75) (Mann Whitney  $U = 585,00$ ;  $p > 0,1$ ).

Por último, hemos analizado los datos de algunos grupos (N = 28) en los que disponíamos de más de un registro válido en un mismo invierno con objeto de investigar la cohesión de los grupos en esta zona y durante este periodo del año (Tabla 3). Aunque parece evidente que en la mayoría de los casos los grupos se muestran cohesionados, en nuestros análisis hemos utilizado sólo los casos en los que disponíamos de dos registros válidos “consecutivos”, entendidos como tales los obtenidos en el mismo mes o en meses consecutivos (N = 18 grupos) y no hemos encontrado diferencias significativas entre las medias obtenidas con el primer registro ( $\bar{X}$  = 3,3; SD = 1,18) y las estimadas con el segundo registro ( $\bar{X}$  = 3,2; SD = 1,12) (Wilcoxon test  $Z = -0,33$ ;  $p > 0,1$ ).

Además, de 18 casos con al menos dos registros consecutivos válidos, en 12 casos el segundo contacto fue idéntico, en 4 casos se detectó un ejemplar menos en el segundo contacto, en 1 caso se detectó un ejemplar más, y en 1 caso se detectaron dos más. Estos casos de no coincidencia pueden deberse a menor cohesión, pero también a eventos de mortalidad o dispersión (ver Tabla 3).

Finalmente, hemos estimado, sobre un total de 30 observaciones directas de lobos en el periodo 2001-2006 (cinco inviernos) que tan sólo 10 (33,3%) fueron consideradas válidas para estimar el tamaño de grupo, es decir, dos o más lobos desplazándose por zonas relativamente abiertas con al menos 10 minutos de observación.

## PROPUESTA METODOLÓGICA

### *Tamaño de grupo en verano*

La utilidad de disponer de datos sobre el tamaño de grupo en verano para estimas de densidad o tamaño poblacional es limitada y no habitual. Sin embargo, quizá sea pertinente hacerlo en aquellas áreas en las que es muy difícil o incoherente hacerlo en invierno allá donde los lobos se alimentan mayoritariamente de carroñas o en muladares y lugares similares y es esperable una baja cohesión invernal de los grupos por la razones ecológicas y de comportamiento comentadas antes (Tierra de Campos, zonas occidentales de Galicia), a no ser que se disponga de otras herramientas, como por ejemplo radio-seguimiento.

Tabla 3.-Tamaños de grupos de lobos para los que se dispone de al menos dos estimas válidas en el mismo otoño-invierno (Noviembre-Abril) y grupos con al menos dos datos válidos consecutivos (en el mismo mes o en meses consecutivos).

Table 3.-Wolf pack size for packs with at least two data in the same fall-winter (November-April) and packs with at least two consecutive estimates (in the same month or consecutive months).

Invierno	COD grupo	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Consec 1	Consec 2
1995-96	TOL						5 / 4	5	4
1996-97	SOB			2	2			2	2
1997-98	SOB		2	3 / 3				2	3
1997-98	VEN		3	5 / 5	3			3	5
1997-98	MOC			7			6		
1997-98	CUE			2	2 / 2			2	2
1998-99	SOB	2	2 / 2		2	2		2	2
1998-99	CAD	7		4					
1998-99	CUE			6			6		
1999-00	CUE	9		6					
1999-00	SOB		2	2 / 2			2	2	2
1999-00	MES			5	4			5	4
2000-01	MES	3			2	2 / 2 / 2		2	2
2000-01	OBA			6			4		
2000-01	MES	5			6				
2001-02	HER		4 / 4	3				4	4
2001-02	ESP			4	4			4	4
2001-02	VEN				3 / 2			3	2
2001-02	OBA						3 / 3	3	3
2002-03	OBA	4		3					
2002-03	CUE			4	3			4	3
2002-03	SIL				3 / 3 / 3			3	3
2004-05	SOB		2		2				
2004-05	CUE		4		4				
2004-05	OBA				5	5		5	5
2005-06	CUE	6			5				
2005-06	OBA			4		4 / 4		4	4
2005-06	SOB			5	5			5	5

En tales zonas, proponemos estimar el tamaño de grupo a finales de verano (Septiembre), derivado del tamaño medio de camada en esa época (ver Barrientos y Fernández-Gil, en este volumen), y estimando el número de adultos con dos observaciones por grupo en verano en los lugares de reunión y una observación de cachorros en Septiembre en dichos puntos. Probablemente el método es aplicable también a otras zonas ibéricas, además de la meseta del Duero (Tierra de Campos), de donde provienen los datos analizados. Además habría que considerar un éxito reproductor de alrededor del 80% (Barrientos y Fernández-Gil, en este volumen), esto es, un 20% de grupos sin cachorros, para estimar el tamaño medio de grupo en verano.

### ***Tamaño de grupo en otoño- invierno***

Se propone que los datos sobre tamaño de grupo en otoño-invierno sean obtenidos en el periodo Noviembre-Abril por medio de observaciones directas y búsqueda de rastros en nieve, con los requisitos que detallamos a continuación.

Consideramos “grupo” a registros de dos o más lobos que presumiblemente ocupan un territorio. Como esto último es difícil de verificar, asumimos que los contactos con dos o más lobos se refieren a grupos, ya que la mayoría de los dispersantes son solitarios, son difíciles de localizar, y marcan menos o no lo hacen en absoluto. En este sentido, rascaduras o cualquier indicio de marcaje con orina o excrementos en un rastro en nieve puede ser útil para interpretar que podemos estar ante un grupo territorial. Para que un dato sea válido ha de cumplir, en cada caso, los siguientes requisitos:

- Observaciones directas:** una observación en zonas abiertas con poca cobertura forestal y prolongada en el tiempo (al menos 10 minutos) de lobos activos desplazándose. No se consideran válidos registros de ejemplares que pueda implicar una previsible dispersión de los miembros del grupo, como el caso de encamados, cazando o huyendo.
- Rastros en nieve:** un rastro prolongado (aprox. 1 km o más) de dos o más lobos desplazándose (por ejemplo por una cuerda de sierra o por pistas). El contacto de un rastro de reducida longitud, o rastros no cohesionados (p.e. cazando o huyendo) no deben considerarse válidos. La edad de la nieve es irrelevante, siempre que los rastros se puedan interpretar con garantías. Si el número de componentes del grupo no se cuantifica en el primer km, se continuará hasta que sea posible y en caso contrario se desecha el registro. Se deberán anotar las circunstancias de marcaje (rascaduras, excrementos, orina) que puedan sugerir la presencia de un grupo territorial.

Los intentos de observación directa o la búsqueda de rastros se deberán realizar en zonas con presencia conocida de grupos (observaciones, indicios, referencias de reproducción en la temporada anterior). En cualquier caso, parece pertinente efectuar cualquier muestreo de este tipo de forma sistemática, en un área definida o sobre una retícula de tamaño apropiado, buscando la independencia de las observaciones (grupos), esto es, ausencia de correlación entre registros, y estableciendo los intervalos de confianza adecuados.

Este tipo de procedimiento sólo parece aplicable en aquellas poblaciones ibéricas donde los lobos se alimenten mayoritariamente de presas cazadas (p.e. Cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico, mitad septentrional de la meseta del Duero, sectores orientales de Galicia, mitad norte de Portugal). En aquellas zonas donde los lobos se alimenten mayoritariamente de carroñas o en muladares (Tierra de Campos, sectores del occidente de Galicia, centro de Portugal) no parece apropiado aplicar este método, dada la menor cohesión esperable de los grupos a la vista de la interpretación de las condiciones ecológicas (habitat, tipo de alimento) y las hipótesis comportamentales señaladas en el apartado anterior.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos a Javier Naves, Mario Quevedo y Andrés Ordiz su ayuda y sugerencias, a Pilar Rodríguez e Isabel Barja que revisaron críticamente una versión anterior del manuscrito y especialmente a Francisco Álvares y Carles Vilá por sus contribuciones a mejorar notablemente el resultado final de esta propuesta.

## **BIBLIOGRAFIA CITADA**

- Alonso, P., Agulló, M.A., Sierra, P., de la Torre, F.G. y Sánchez, M. (1997). *Censo de efectivos reproductores de lobo no suroeste de Galicia en 1997*. ARCEA. Informe inédito. 90 pp.
- Álvares, F. (2004). Status and conservation of the Iberian Wolf in Portugal. *WolfPrint*, 20: 4-6.
- Ballard, W.B., Mcnay, M.E., Gardner, C.L. y Reid, D.J. (1995). Use of line-intercept track sampling for estimating wolf densities. Pp. 469-480. En: Carbyn, L.N., Fritts, S.H. y Seip, D.R. (eds). *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute, Edmonton, Alberta, Canada.
- Bárcena, F. (1990). El lobo en Galicia. Pp. 11-18. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA.
- Barrientos, L.M. (1997). El lobo en la llanura cerealista castellana. *Quercus*, 139: 14-17.

- Barrientos, L.M. (2000). Tamaño y composición de diferentes grupos de lobos en Castilla y León. *Galemys*, 12: 249-256.
- Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.) (1990). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.
- Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (1992). Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation*, 60: 73-80.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM, Málaga.
- Bobek, B., Perzanowski, K. y Smietana, W. (1992). The influence of snow cover on wolf *Canis lupus* and red deer *Cervus elaphus* relationship in Bieszczady Mountains. Pp. 341-348. En Bobek, B., Perzanowski, K. y Regelin, W. (eds.). *Global trends in wildlife management. Trnas. 10 th IUGB Congress*. S. wiat Press, Krakow, Polonia.
- Crete, M. y Messier, F. (1987). Evaluation of indices of Gray Wolf (*Canis lupus*) density in hradwood-conifer forests of southwestern Quebec. *Canad. Field Nat.* 101: 147-152.
- Cuesta, L., Bárcena, F., Palacios, F. y Reig, S. (1991). The trophic ecology of the Iberian wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907). A new analysis of stomach's data. *Mammalia*, 55: 239-254.
- Fernández-Gil, A. (2004). Sobre los hábitos alimenticios del lobo (*Canis lupus*) en la Cordillera Cantábrica. *Locustella*, 2: 24-37.
- Fernández-Gil, A., Fernández, J.M. y Palomero, G. (1990). El lobo en Cantabria. Pp. 33-44. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.
- Fuller, T.K. (1991). Effect of snow depth on wolf activity and prey selection in north central Minnesota. *Can. J. Zool.*, 69:283- 287.
- Fuller, T.K. y Snow, W.J. (1988). Estimating wolf densities from radiotelemetry data. *Wildl. Soc. Bull.*, 16: 367-370.
- Fuller, T.K., Mech, L.D. y Cochrane, J.F. (2003). Wolf population dynamics. Pp. 161-191. En: Mech, L.D. y Boitani, L. (eds.). *Wolves: behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- García-Gaona, J.F., González, F., Hernández-Palacios, O., Naves, J., Palomero, G. y Solano, S. (1990). El lobo en Asturias. Pp. 19-31. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.
- Guitián, J., de Castro, A., Bas, S. y Sánchez, J.L. (1979). Nota sobre la dieta del Lobo (*Canis lupus*) en Galicia. *Trabajos Compostelanos de Biología*, 8: 95-104.
- Huggard, D.J. (1993). Effect of snow depth on predation and scavenging by gray wolves. *J. Wildl. Manage.* 57: 382-388.
- Llaneza, L., Fernández-Gil, A. y Nores, C. (1996). Dieta del lobo en dos zonas de Asturias (España) que difieren en carga ganadera. *Doñana Acta Vertebrata*. 23 (2): 201-213.
- Llaneza, L. (1996). *Selección de presa y alimentación del Lobo Ibérico (Canis Lupus L.) en el Parque Natural de Somiedo*. Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo. Inédito.
- Llaneza, L. (1997). ¿Cuántos lobos hay en España? Una propuesta metodológica. *Primer Congreso Hispano-Luso. Situación y Conservación de las poblaciones del lobo en la Península Ibérica*. Soria, noviembre de 1997. SECEM.

- Llaneza, L., Sazatornil, V., García, E.J. y Palacios, V. (2004). *Situación del lobo en Asturias, 2004*. ARENA-Principado de Asturias. Informe inédito.
- Llaneza, L. y Blanco, J.C. (2005). Situación del lobo (*Canis lupus* L.) en Castilla y León. Evolución de sus poblaciones. *Galemys*, 17: 15-28.
- MacDonald, D.W. (1983). The ecology of carnivore social behavior. *Nature* 301: 379-384.
- Mech, L.D. (1970). *The wolf. The ecology and behavior of an endangered species*. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA.
- Mech, L.D. (1982). The IUCN-SSC Wolf Specialist Group. Pp. 327-333. En: Harrington, F.H. y Paquet, P.C. (eds.). *Wolves of the world: Perspectives of behaviour, ecology and conservation*. Noyes Publications, Park Ridge, NJ.
- Mech, L.D., Adams, L.G., Meier, T.J., Burch, J.W. y Dale, B.D. (1998). *The wolves of Denali*. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA.
- Mech, L.D. y Boitani, L. (2003). Wolf social ecology. Pp. 1-34. En: Mech, L.D. y Boitani, L. (eds.). *Wolves: behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Moreira, L.M., Rosa, J.L., Lourenço, J., Barroso, I. y Pimenta, V. (1997). *Projecto lobo*. Parque Natural de Montesinho. Relatório de Progressão 1996. Bragança. Informe inédito. 89 pp.
- Murie, A. (1944). *The wolves of Mount McKinley*. National Parks Series No. 5. USA.
- Pimenta, V., Barroso, I., Álvares, F., Correia, J., Ferrão da Costa, G., Moreira, L., Nascimento, J., Petrucci-Fonseca, F., Roque, S. y Santos, E. (2005). *Situação populacional do lobo em Portugal: resultados do censo nacional 2002/2003*. Instituto da Conservação da Natureza/Grupo Lobo. Lisboa, 158 pp. + anexos.
- Schmidt, P.A. y Mech, L.D. (1997). Wolf pack size and food acquisition. *Am. Nat.*, 150: 513-517.
- Vos, J. (2000). Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus signatus*) in the north of Portugal. *J. Zool., Lond.*, 251:457-462.



*Tratando de contar el número de ejemplares en un rastro sobre nieve en fusión en la montaña cantábrica oriental, Diciembre de 2008  
(Foto: César Fernández)*

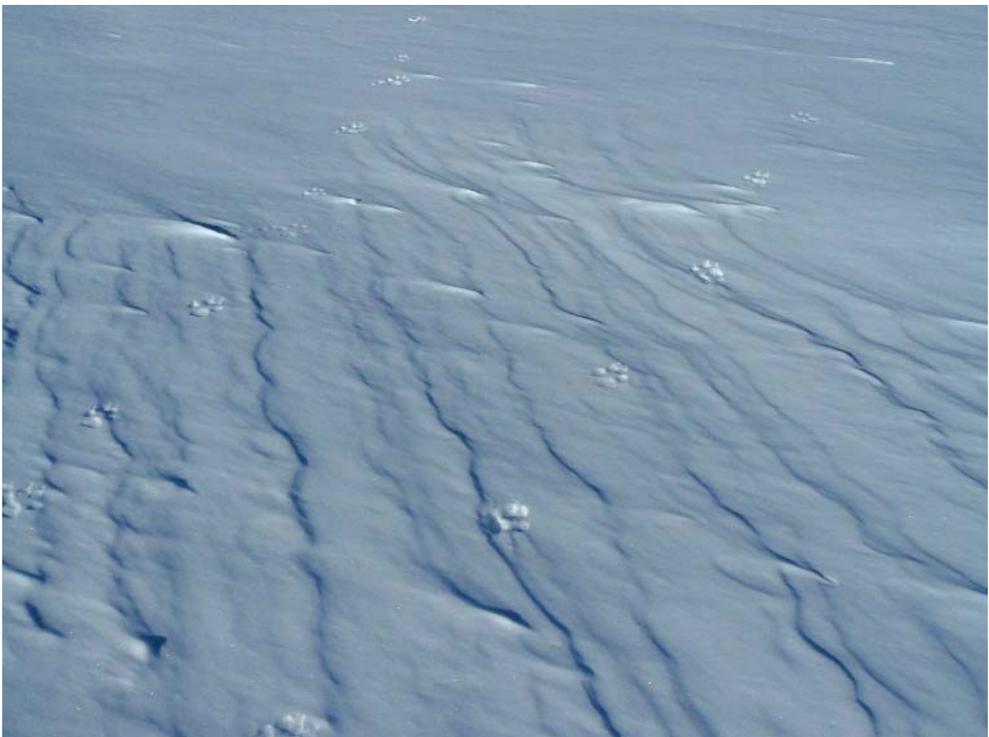


*Los indicios de marcas ayudan a interpretar un rastro como de grupo territorial. En la imagen la llamativa doble marca de un pareja adulta en celo: a la derecha, la hembra ha dejado gotas de sangre con la orina. Asturias, Marzo de 2005  
(Fotos: Alberto Fernández-Gil)*

*Tanto sobre rastros en nieve como mediante observación directa, se han obtenido datos de tamaño de grupo en invierno en la Cordillera Cantábrica que han oscilado entre dos y nueve ejemplares.*



*Un grupo de nueve lobos en Asturias, Noviembre de 2007  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*Los rastros de un grupo de dos lobos sobre la nieve compactada de un ventisquero en el oriente de la Cordillera Cantábrica, Diciembre de 2007  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*Como en el caso de la estima del tamaño de camada, se han analizado datos de observaciones de adultos en los lugares de reunión en verano en la Meseta del Duero para sugerir esfuerzo y épocas de cara a estimar tamaño medio de grupo en verano. En la imagen un adulto y cuatro cachorros en Tierra de Campos de Zamora, Julio de 2003 (Foto: Javier Talegón)*



*Un adulto y un solo cachorro visible en un lugar de reunión en Tierra de Campos, en Julio de 2006 (Foto: Luis Mariano Barrientos)*



*Los casos de furtivismo son difíciles de detectar y esta causa de muerte suele estar infravalorada. En la imagen, un lobo abatido junto a otros dos en un episodio de furtivismo en Valladolid, Noviembre de 2007 (Foto: Luis M. Barrientos)*

# EL USO DE DATOS DE MORTALIDAD EN ESTUDIOS DE LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE LOBOS

FRANCISCO ÁLVARES<sup>1</sup>, PEDRO ALONSO<sup>2</sup>, PABLO SIERRA<sup>3</sup> Y  
ALBERTO FERNÁNDEZ-GIL<sup>4,5</sup>

1. Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos da Universidade do Porto (CIBIO-UP). Campus Agrário de Vairão.  
Rua Padre Armando Quintas – Crasto, 4485-661 Vairão, Portugal  
E-mail: falvares@mail.icav.up.pt
2. Augapesada, s/n. - 15229 Ames, A Coruña  
E-mail: pedroai@msn.com
3. A Cancela-Chaín, 77 - 36826 Ponte Caldelas (Pontevedra)  
E-mail: harborea@gmail.com
4. Estación Biológica de Doñana (CSIC), Avenida Américo Vespucio, s/n.  
Isla La Cartuja, E-41092 Sevilla, España  
E-mail: albertofg.uo@uniovi.es
5. Instituto Cantábrico de Biodiversidad  
(Principado de Asturias / CSIC / Universidad de Oviedo), E-33006 Oviedo, España

## RESUMEN

Se discuten y evalúan los métodos, limitaciones y posibilidades de la utilización de datos de mortalidad como parámetro demográfico a través de la revisión de varios estudios que aportan datos y tasas de mortalidad de lobo en su área de distribución mundial. El seguimiento por telemetría es el método más fiable para estimar tasas de mortalidad para esta especie. En la Península Ibérica el conocimiento de la mortalidad del lobo se ha basado mayoritariamente en la recogida oportunista y poco sistemática de datos de lobos muertos principalmente por causas humanas. El carácter no sistemático de la mayoría de los datos recogidos induce a limitaciones y sesgos, sobre todo relativos a la magnitud de la incidencia de determinadas causas de muerte, a la deficiente representación de las diferentes clases de sexo y edad y a la dificultad de estimar tasas totales de mortalidad. Sin embargo, la mortalidad por causas humanas puede suponer la práctica totalidad de la tasa total de mortalidad de una población de lobos en regiones humanizadas como la Península Ibérica.

En este trabajo de revisión se subraya la necesidad de garantizar la recogida activa de registros de lobos muertos y de sus cadáveres, así como la maximización del conocimiento y la estandarización de la recogida de datos de mortalidad de lobo para su utilización como un parámetro demográfico. Se presenta una propuesta metodológica con el objetivo de que la recogida oportunista de lobos muertos pueda ser utilizada para obtener valores de mortalidad conocida, que permita, junto con otros parámetros demográficos, abordar estudios de dinámica poblacional de la especie. Por último, proponemos diversos criterios para evaluar la validez de la información relativa a lobos muertos, y además, se recomienda un sistema regional o estatal, que permita la recogida, validación y centralización de la información de lobos muertos en la Península Ibérica y garantice su disponibilidad.

Palabras clave: Causas de mortalidad, Criterios de validación, Datos de mortalidad, Recogida oportunista, Tasas de mortalidad.

## **ABSTRACT**

*Usage of mortality data in the study of Iberian wolf populations.*

We evaluate the methods, limitations and potential of using mortality data as a demographic parameter through the revision of several studies on wolf mortality throughout the world. Tracking wolves by telemetry is the most reliable method to assess wolf mortality rates. In the Iberian Peninsula estimates of wolf mortality are usually based on the opportunistic recollection of dead individuals, mainly killed due to human causes. This approach suffers several limitations and biases, such as the underestimation of different mortality causes and the deficient representation of some sex and age classes, which pose a limitation in its use as a demographic parameter. Nevertheless, we argue that human caused mortality could be considered representative of total wolf mortality rates in highly humanized regions such as the Iberian Peninsula.

We stress the need of securing the active search of dead wolves and the standardization of the collection of data on wolf mortality, to be able to use it as a valid demographic parameter. Consequently, we present a methodological proposal so that the opportunistic recollection of dead wolves, although does not permit to calculate actual mortality rates, can be a reliable approach to obtain known non-natural mortality indices. This, complemented with other demographic information, can help us to understand the population dynamics of Iberian wolves. Finally, we propose the implementation of a set of criteria to allow uniform evaluation of the validity of information concerning dead wolves. We believe that it is necessary to create a national or regional system to collect and analyze wolf carcasses.

Key words: validation criteria, mortality causes, mortality data, mortality rates, opportunistic data.

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

Todos los seres vivos se enfrentan a factores adversos, que en determinadas condiciones pueden resultar críticos para su supervivencia. Aquellos factores que conducen a la mortalidad determinan la dinámica de una población, junto con la natalidad, la inmigración y la emigración (Caughley y Sinclair 1994). La mortalidad se expresa habitualmente como un parámetro demográfico (tasa de mortalidad), que se define como la proporción de muertes en una población en un periodo de tiempo determinado (Lincoln et al. 1998). De aquí la importancia del uso de una tasa (total o parcial) de mortalidad, ya que la mera enumeración de las incidencias de muerte en una población no permite la incorporación de tal información con otros parámetros demográficos. De esta forma, la tasa de mortalidad puede ser combinada con otros índices para la elaboración de modelos de dinámica poblacional y el análisis de los procesos demográficos que la definen.

En el caso del lobo, sus poblaciones están sujetas a factores de mortalidad que pueden deberse a causas naturales (enfermedades, interacciones intra- e interespecíficas, accidentes naturales, etc.) o a causas humanas (persecución directa y accidentes provocados de forma directa o indirecta por el ser humano), aunque muchas veces la distinción entre ambas no es clara ya que muchas enfermedades y accidentes pueden deberse a factores de origen humano. Sin embargo, se admite que, incluso en zonas protegidas y poco humanizadas, la mayor parte de la mortalidad sufrida por las poblaciones de lobos se debe a causas humanas, excepto quizás en los cachorros en sus primeros meses de vida (Fuller et al. 2003). Además, factores como la persecución directa pueden suponer tasas de mortalidad tan elevadas que eventualmente podrán provocar la extinción de poblaciones locales de lobos, tal como se ha verificado en los últimos siglos en toda su área de distribución (Mech 1970, Petrucci-Fonseca 1990, Vilà 1993, Fuller et al. 2003).

La mortalidad constituye, de esta forma, uno de los parámetros más importantes y decisivos en estudios de la demografía y dinámica poblacional del lobo. Sin embargo, su cálculo real en una población salvaje es difícil y su rigor depende de la metodología utilizada, hecho que condiciona su uso como un parámetro demográfico válido (ver p.e. problemática y limitaciones asociadas a la recogida oportunista de cadáveres en Ciucci et al. 2007 y Lovari et al. 2007). En la Península Ibérica, la estima directa de tasas de mortalidad se conoce apenas por dos trabajos (Tellería y Sáez-Royuela 1989, Blanco y Cortés 2007), ya que en la mayoría de los estudios ibéricos el conocimiento de la mortalidad del lobo se basa en una relación de ejemplares muertos y de sus causas de muerte, mayoritariamente debidas a causas humanas y obtenida por la recogida oportunista y

puntual de cadáveres. En esta situación, el investigador puede plantearse una serie de preguntas: ¿Es la metodología comúnmente utilizada en la Península Ibérica suficiente para obtener tasas de mortalidad de cara a su inclusión en estudios de dinámica poblacional o modelos demográficos de las poblaciones de lobo? ¿Es imprescindible obtener tasas de mortalidad total a través del seguimiento por telemetría? ¿Pueden los datos de mortalidad antrópica conocida ser utilizados como índices? ¿Cómo? ¿Qué índices?

Los objetivos de este trabajo son: 1) llevar a cabo una revisión de las metodologías para la obtención de datos y del conocimiento adquirido acerca de la mortalidad natural y de origen antrópico en Norteamérica (donde se han radiomarcado cientos de ejemplares), en Eurasia y en la Península Ibérica; 2) analizar las limitaciones de los métodos habitualmente aplicados para la estimación de la mortalidad en poblaciones de lobo en la Península Ibérica, y discutir la forma de potenciar su uso como un parámetro demográfico válido; 3) analizar registros de lobos muertos como fuente adicional de información importante para estudios sobre la biología y ecología de la especie; y 4) proponer una metodología para el uso de datos de mortalidad antrópica conocida como un índice de mortalidad de cara a su inclusión en estudios de dinámica de las poblaciones de lobos. En definitiva, de cara a maximizar y homogeneizar la obtención de datos de mortalidad, proponemos un protocolo que estandarice los registros de mortalidad a varios niveles (seguro y probable) de forma que puedan compararse entre poblaciones y escalas temporales.

## **ANTECEDENTES Y MATERIALES**

### ***Longevidad***

Antes de analizar la información existente acerca de la mortalidad, es importante detenerse en un aspecto relacionado, la longevidad o esperanza de vida de los lobos. Apenas existe información acerca de la longevidad máxima de la especie en estado silvestre. Mech (1988) cita seis casos de animales radiomarcados en Norteamérica cuya edad en el momento de su muerte fue al menos entre 9 y 12,7 años. Goodwin y Ballard (1985) citan el caso de varios lobos en libertad que alcanzaron una edad mínima de 10 años. Mech et al. (1998), en su amplio estudio sobre la población de lobos del Parque Nacional de Denali (Alaska), exponen el caso de un ejemplar cuyo período conocido de vida en el parque fue de 11,4 años. En lo que se refiere al lobo ibérico, Petrucci-Fonseca (1990) aporta la estimación de edad de 81 ejemplares muertos en Portugal, obtenida a través del análisis de los anillos de crecimiento del cemento dentario,

registrándose un valor máximo de 11 años de edad. Por la información recopilada parece evidente que los lobos en libertad, tanto en Norteamérica como en la Península Ibérica, poseen una longevidad de poco más de 10 años, aunque el número de ejemplares con esas edades es muy reducido. En cautividad, donde los factores adversos a su supervivencia están ausentes o minimizados, los lobos pueden tener una esperanza de vida superior, hasta cerca de los 16 años de edad (Young 1944, S. Pinho/CRLI-Grupo Lobo, comunicación personal).

Sin embargo, un parámetro más interesante desde el punto de vista demográfico como es la longevidad media, apenas es conocido. Por ejemplo, en estudios con lobos radiomarcados en Yellowstone (EEUU), la longevidad media de lobos mayores de 1 año fue de tan sólo 3,4 años (Smith y Ferguson 2005) y en Algonquin (Canadá) de 3,6 años (Theberge 1998). Las poblaciones estudiadas en ambos casos ocupaban espacios protegidos. Con tales antecedentes, cabe esperar que la longevidad media de los lobos ibéricos pueda ser incluso menor.

### ***Mortalidad: una revisión***

#### *Causas de mortalidad*

En la Tabla 1 se expone información de una compilación de varios estudios realizados en Norteamérica y en Eurasia, que aportan datos porcentuales de causas de mortalidad de la especie. Los estudios realizados en EEUU y Canadá están basados en el seguimiento intensivo mediante telemetría de lobos en libertad previamente capturados y marcados, aunque es necesario señalar que habitualmente se marcan los lobos cuando tienen más de seis meses de edad por lo que estos datos no incluyen la mortalidad de cachorros. A partir de lobos marcados a los que fue posible localizar después de muertos, se estima la incidencia de las causas de mortalidad en las respectivas poblaciones. En el caso de los estudios abordados en Eurasia (Tabla 1) y en particular en distintas regiones de la Península Ibérica (Tabla 2), la diversidad de métodos de recolección de animales muertos es amplia y en ocasiones sin definir, pero en general se basa en la detección directa y/o indirecta de cadáveres.

Los datos presentados en las Tablas 1 y 2 permite analizar las diferentes causas de mortalidad natural y no natural a las que las poblaciones de lobos se encuentran sujetas, además de su variación geográfica. Las causas de mortalidad varían notablemente en función del área geográfica y del grado de desarrollo de actividades humanas. Como resultado más llamativo se aprecia que la mortalidad

Tabla 1.-Frecuencia (porcentuales) de causas de mortalidad de lobos en Norteamérica (de animales radio-marcados) y Eurasia (método sin precisar). Estudios 1 a 5, en zonas de Norteamérica donde el lobo está protegido. Estudios 6 y 7, en zonas donde su caza es legal.

(1) Fritts y Mech 1981, (2) Fuller 1989, (3) Mech 1977, (4) Messier 1985a, (5) Mech et al. 1998, (6) Ballard et al. 1997, (7) Peterson et al. 1984, (8) Promberger y Bibikov 1993, (9) Frkovic y Huber 1993, (10) Francisci y Guberti 1993.

Table 1.-Wolf mortality causes (percent) in North America (from radio-tracked animals) and Eurasia (unknown method). In North America, studies 1 to 5, correspond to areas where wolves are protected. Studies 6 and 7, areas of wolf control.

	Minnessota			Quebec	Alaska			USRR	Croacia	Italia
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)
<b>Lobos marcados/muertos</b>	35/17	81/41	129/35	54/20	147/57	86/52	64/23	—	—	—
<b>Causas humanas</b>	<b>62,5</b>	<b>80</b>	<b>53,3</b>	<b>60</b>	<b>14,8</b>	<b>69,2</b>	<b>86,9</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>91,7</b>
Disparo, legal	s.e.	30	—	—	12,9	69,2	78,2	20	—	—
Disparo, ilegal	s.e.	—	23,3	5	1,8	—	8,7	—	—	46,6
Disparo (legal + ilegal)	s.e.	—	—	—	—	—	—	—	56	—
Trampas	s.e.	12	6,6	35	—	—	—	—	2	6,6
Venenos	s.e.	—	—	—	—	—	—	6	33	25
Atropellos	s.e.	11	3,3	20	—	—	—	—	—	13,3
Accidentes	s.e.	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Programas de eliminación	s.e.	6	—	—	—	—	—	—	—	—
Captura de cachorros	s.e.	—	—	—	—	—	—	19	—	—
Otros métodos	s.e.	—	—	—	—	—	—	55	9	—
Desconocidas	12,5	21	20	—	—	—	—	—	—	—
<b>Causas naturales</b>	<b>37,5</b>	<b>12</b>	<b>46,6</b>	<b>40</b>	<b>85,2</b>	<b>30,6</b>	<b>13,0</b>	s.e.	s.e.	<b>8,3</b>
Peleas intraespecíficas	18,7	10	20	10	40,7	1,9	—	s.e.	s.e.	—
Inanición	s.e.	—	20	30	—	5,7	4,3	s.e.	s.e.	—
Enfermedades	s.e.	2	—	—	7,4	21,1 <sup>3</sup>	8,7 <sup>4</sup>	s.e.	s.e.	8,3
Accidentes naturales <sup>1</sup>	s.e.	—	3,3	—	9,2	—	—	s.e.	s.e.	—
Edad avanzada	s.e.	—	—	—	—	1,9	—	s.e.	s.e.	—
Desconocidas	18,7	—	3,3	—	27,8 <sup>2</sup>	—	—	s.e.	s.e.	—
<b>Indeterminadas</b>	—	<b>8</b>	—	—	—	—	—	—	—	—

s.e.: sin especificar. <sup>1</sup> aludes; <sup>2</sup> probablemente riñas intraespecíficas; <sup>3</sup> rabia; <sup>4</sup> Canine Distemper Virus (“moquillo”).

Tabla 2.-Causas de mortalidad del lobo en distintas regiones de la Península Ibérica. (1) Bárcena 1990; (2) Alonso et al. 1998; (3) García-Gaona et al. 1990; (4) 1973-1981: Fernández-Gil et al. 1990; (5) 1985-1987: Fernández-Gil et al. 1990; (6) Blanco et al. 1990; (7) Pimenta et al. 2005.

Table 2.-Wolf mortality causes in regions within the Iberian Peninsula.

	Galicia (1)	Galicia (2)	Asturias (3)	Cantabria (4)	Cantabria (5)	C y León (6)	Portugal (7)
Disparo (legal+ ilegal)	72,8	49,5	28,7	45,2	83,7	59,9	—
Disparo, ilegal		27,5	—	—	—	—	11,7
Disparo, legal	—	22	—	—	—	—	—
Trampas	17,5	0,9	16,7	47,6	6,9	5,3	16,7
Venenos	5,3	11,9	4,1	—	—	1,6	10,0
Atropellos	4,4	23,8	1,3	—	2,3	5,6	40,0
Captura cachorros	—	5,5	27,4	7,1	2,3	26,4	—
Accidentes	—	1,8	—	—	—	—	—
Indeterminadas	—	6,4	21,9	—	4,6	1,6	21,6 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Incluye traumatismos de origen desconocido.

debida a causas naturales es en general muy baja, e incluso en áreas con bajo grado de humanización y donde la especie está protegida, el hombre constituye la principal causa de muerte. Analizando los estudios norteamericanos de la Tabla 1, para los que la metodología de obtención de datos fue la misma (radio-telemetría), observamos que las causas naturales de mortalidad tienen mayor incidencia que las causas humanas solamente en una localidad (Parque Nacional Denali, Alaska), siendo en este caso las peleas intraespecíficas el factor de mortalidad de mayor peso. En las restantes poblaciones de Norteamérica, donde el grado de humanización del territorio es muy reducido comparado con Europa y a pesar de haber varias poblaciones en zonas “protegidas”, la mortalidad de origen humano está, en general, por encima del 60% alcanzando hasta el 87% del total. Recientemente, Person y Russell (2008) encuentran que el porcentaje de mortalidad por causas antrópicas constituía un 87% (46% de mortalidad legal y 41% de mortalidad ilegal) en una población de Alaska, y la incidencia de causas naturales solamente un 13%.

El único estudio revisado en Eurasia que distingue entre causas naturales y no naturales de mortalidad se refiere a Italia (Tabla 1), donde el porcentaje de mortalidad causada por el hombre alcanza el 92%. En la Península Ibérica,

aunque la mayoría de los estudios citados no detectan causas de muerte naturales (Tabla 2), se conocen algunas incidencias anecdóticas. La muerte de lobos ibéricos por peleas intraespecíficas, a pesar de ser frecuentemente citada en la tradición oral de las comunidades rurales, parece ser un hecho puntual y poco frecuente si tenemos en cuenta que sólo fue posible recoger información sobre un posible caso (L.M. Barrientos, comunicación personal). Además, Pimenta et al. 2005 atribuyen a un “traumatismo de origen desconocido” la muerte de un ejemplar cuya necropsia y análisis osteológico parecen coincidir con las evidencias citadas en Norteamérica (Mech 1970) para una muerte causada por peleas intraespecíficas con posterior consumo parcial del cadáver por parte de los lobos agresores.

Otras causas de mortalidad natural comúnmente citadas en Norteamérica, como accidentes por avalanchas, ahogamientos o inanición, muchas veces asociados a condiciones ambientales extremas, parecen tener una reducida incidencia en la Península Ibérica. En efecto, se conoce un único caso de dos lobos, un macho y una hembra, encontrados muertos el 6 de Mayo de 2005 por un alud de nieve en Picos de Europa, en la provincia de León (F. Rojo, comunicación personal). Sin embargo, son más frecuentes los casos de lobos muertos por causas humanas (atropello, disparo, veneno) cuyo posterior análisis reveló la presencia de enfermedades, como la parvovirus, el moquillo o la babesiosis (N. Santos, comunicación personal), elevadas cargas parasitarias (J. Torres, comunicación personal) o graves heridas traumáticas, posiblemente causadas por sus presas u otros accidentes (Cuesta et al. 1991, García et al. 2003, 2005). Estos factores, que normalmente podrían ser una causa natural de mortalidad, pueden hacer que estos ejemplares mueran antes por causas antrópicas en regiones con mayor predisposición de los lobos a situaciones de riesgo en relación con el ser humano, como es el caso de la Península Ibérica. Además, señalar que muchas enfermedades contagiosas (parvovirus, moquillo) suelen estar también asociadas a factores humanos (por ejemplo, contacto con perros). De esta forma, los datos señalan que la mortalidad antrópica compone, con mucho, la fracción más importante de las causas de mortalidad, especialmente en Europa y en particular en la Península Ibérica (ver también Blanco y Cortés 2007), región con un elevado grado de desarrollo de actividades humanas.

Como aplicación interesante de la recogida de datos de mortalidad que puede aportar información útil para la gestión y conservación de la especie, apuntamos el análisis de los patrones de incidencia temporal y espacial de las causas de muerte y su relación con otros factores ecológicos o socio-económicos (como puede ser la alimentación, carga ganadera y conflictividad social) (ver por ejemplo Alonso et al. 1998, Álvares 2003).

*Tasas de mortalidad*

A continuación exponemos los resultados de varios estudios de lobo en Norteamérica y en Península Ibérica, sobre tasas de mortalidad. Fuller et al. (2003) hacen una revisión de 19 trabajos en Norteamérica que aportan tasas de mortalidad obtenida con animales radio-marcados (no incluyen cachorros). Con base en esta compilación, aportan una tasa media de mortalidad total del 37% (N=19; rango de 15% a 68%), siendo la tasa media de mortalidad por causas antrópicas del 24% (N=19; rango de 0% a 68%), y la tasa media de mortalidad por causas naturales del 11% (N=17; rango de 0% a 24%). Más recientemente, Person y Russell (2008) obtienen en una población no protegida de lobos en Alaska, una tasa de mortalidad total de 46%.

En efecto, de todos los estudios revisados por Fuller et al. (2003), la única población de lobos en que la tasa de mortalidad total (entre 21% y 34%) se debe solamente a causas naturales es la de Isle Royale (Michigan, EEUU), un área protegida insular prácticamente sin presencia ni actividades humanas. Sin embargo, se podría cuestionar la validez de considerar como “naturales” la mortalidad por enfermedades introducidas en Isle Royale por perros (Peterson 2007).

En el caso de la Península Ibérica, apenas dos trabajos estiman directamente tasas de mortalidad de lobos. Tellería y Sáez-Royuela (1989) estiman la tasa de mortalidad parcial en una población de lobos en Burgos mediante el porcentaje de lobos abatidos por disparos (19%) sobre los vistos en cacerías durante el otoño y el invierno, es decir, estiman sólo una parte de la mortalidad, la causada por un único factor (disparos en cacerías) con lo que la mortalidad total ha de ser muy superior. Más recientemente, Blanco y Cortés (2007) estimaron la tasa de mortalidad total sobre una muestra de 14 ejemplares radio-marcados en la meseta del Duero, obteniendo un valor de 18% correspondiente totalmente a causas antrópicas, mayoritariamente furtivismo y atropello.

En la Península Ibérica la mayoría de los estudios se limitan a presentar datos de lobos muertos y sus respectivas causas provenientes del hallazgo fortuito de cadáveres o de informaciones indirectas. Esto lleva a que ni siquiera se intente obtener tasas de mortalidad. Aún así, aunque las tasas de mortalidad no estén directamente calculadas, en algunos trabajos estas se pueden inferir a partir de la población estimada total y el número de lobos muertos seguros y/o estimados (por ejemplo Blanco et al. 1992, en Tabla 3). Sin embargo, la recogida oportunista de datos de lobos muertos y el hecho de que a menudo la estima poblacional no coincida temporalmente con el periodo de recogida de datos de mortalidad (por ejemplo Pimenta et al. 2005, Llana et al. 2004, 2005, en Tabla 3) pueden resultar en una infravaloración de las tasas de mortalidad inferidas.

Tabla 3.-Tasas de mortalidad del lobo en la Península Ibérica inferidas de distintos censos poblacionales.

(1) Blanco et al. 1992; (2) Llana et al. 2004; (3) Llana et al. 2005; (4) Pimenta et al. 2005.

*Table 3.-Wolf mortality rates in the Iberian Peninsula inferred from different studies.*

	<b>Población estimada</b>	<b>Muertes seguras</b>	<b>Muertes estimadas</b>	<b>Tasa mortalidad “Segura”</b>	<b>Tasa mortalidad “Estimada”</b>
<b>España (1)</b>	2000	309	750	15%	37%
<b>Castilla y León (1)</b>	1100	174	300	16%	27%
<b>Ourense (2)</b>	135-210	37	—	27% - 18%	—
<b>Pontevedra/Coruña (3)</b>	182-269	29	—	16% - 11%	—
<b>Portugal (4)</b>	220-430	14	—	6% - 3%	—

El análisis de tasas de mortalidad, mediante métodos que maximicen la obtención de información a partir de los lobos muertos, nos permite igualmente analizar su incidencia en relación al sexo, la edad y el status social, e inferir sus implicaciones para la estructura poblacional y social del lobo. La fracción de la población que sufre una mayor tasa de mortalidad es la compuesta por lobos dispersantes o solitarios, ya que los desplazamientos fuera de los territorios familiares generan un aumento importante de las situaciones de riesgo (Messier 1985b, Forbes y Theberge 1995, Blanco y Cortés 2007, Person y Russell 2008). Estos individuos dispersantes, según estudios de radio-seguimiento realizados en Norteamérica (ver p.e. Fritts y Mech 1981, Peterson et al. 1984, Ballard et al. 1987, Gese y Mech 1991), suelen ser ejemplares jóvenes o subadultos, de entre 11 y 18 meses de edad. Las tasas de mortalidad de cachorros (con menos de 5 meses de vida) son poco conocidas, aunque se considera que pueden ser altas y debidas, en gran parte, a causas naturales (Fuller et al. 2003, Mills et al. 2008). En cuanto a los escasos estudios ibéricos que analizan la edad o status social de los lobos muertos, Blanco y Cortés (2007) concluyeron, mediante el estudio de lobos radio-marcados, que los lobos solitarios (dispersantes o periféricos disociados de grupos) tienen tasas de mortalidad superiores (44%) a las de lobos pertenecientes a manadas o parejas (12%). Otros autores, basados en datos de mortalidad obtenidos de forma oportunista (Petrucci-Fonseca 1990, Pimenta et al. 2005) señalan a los juveniles y subadultos (hasta 2 años de edad) como las clases de edad mas afectadas, por lo que es probable que también se trate de animales dispersantes.

#### *Otras informaciones*

Los lobos muertos, además de permitirnos obtener datos sobre mortalidad, pueden ser una fuente adicional de información importante para estudios sobre

la biología y ecología de la especie. El hallazgo de cadáveres de lobas preñadas o de crías muertas nos permite confirmar la existencia de un grupo reproductor o la reproducción reciente en una determinada área. Sin embargo, la inferencia de reproducción en una manada a partir de crías muertas sólo se puede hacer con seguridad antes de mes de Febrero, ya que existen casos de lobos ibéricos que se dispersaron con apenas nueve meses (Vilà 1993), o siendo más conservativos, antes de abandonar los lugares de reunión (hasta mediados de Octubre). La recogida de un cadáver de una loba que presente cicatrices uterinas recientes, podría igualmente aportar datos sobre el tamaño medio de camada prenatal (Petrucci-Fonseca 1990). Adicionalmente, el hallazgo de lobos muertos supone la obtención de datos de presencia de la especie, permitiendo concretar su área de distribución. Esto es especialmente relevante en las zonas donde el lobo aparece de forma irregular o esporádica y donde muchos métodos de muestreo no son adecuados para detectar la especie (Blanco et al. 1990, Pimenta et al. 2005). Por otro lado, la recogida de cadáveres es prácticamente la única forma de realizar medidas de caracteres morfológicos externos y de piezas óseas, resultando imprescindible para la realización de trabajos de taxonomía o anatomía comparada (García et al. 2003, 2005). A la vez, es una oportunidad para obtener muestras para estudios genéticos (Vilà 2000). La realización de necropsias y exámenes exhaustivos de los cadáveres permite la obtención de material para estudios parasitológicos y epidemiológicos. Igualmente, la determinación de la incidencia de ciertas enfermedades infecto-contagiosas es fundamental para evaluar su posible efecto sobre núcleos poblacionales aislados (ver Rodríguez et al., en este volumen). Finalmente, y a pesar de la generalización del análisis de los excrementos que permiten un mayor número de muestra, el estudio del contenido estomacal y de los tractos digestivos de lobos muertos pueden aportar información complementaria sobre su alimentación (Cuesta et al. 1991), aunque el uso de tractos digestivos en estudios de alimentación pueden presentar sesgos importantes (Fernández-Gil 2004).

### ***Uso de estimas de la tasa de mortalidad para el estudio de la dinámica poblacional del lobo en la Península Ibérica***

A partir de la revisión anterior se pueden hacer algunas consideraciones a tener en cuenta a la hora de elaborar una propuesta metodológica para el uso de la mortalidad en el estudio de la demografía del lobo ibérico:

- El seguimiento de un número elevado de lobos por telemetría en diferentes poblaciones, como se ha hecho habitualmente en Norteamérica, constituye el método más fiable para estimar la incidencia de las distintas causas de mortalidad, en especial de la mortalidad natural, así como para el cálculo

lo de tasas y su aplicación como parámetro demográfico. El radio-marcaje permite la obtención de una muestra de lobos muertos menos sesgada en cuanto a la causa de muerte, sexo, edad y status social. Además, permite la rápida detección de animales muertos, lo que posibilita su rápida localización para la realización de análisis fisiológicos, toxicológicos y otros para la correcta identificación de la causa de muerte. El estudio ibérico de Blanco y Cortés (2007) ilustra la potencialidad de la telemetría como método para el conocimiento de la mortalidad, aunque en este caso limitado por lo exiguo de la muestra (N = 14 ejemplares marcados a lo largo de varios años).

- Los procedimientos de obtención de datos frecuentemente utilizados en Europa, y en especial en la Península Ibérica, basados en la recogida oportunista de animales encontrados muertos y/o informaciones indirectas, lleva sin duda a limitaciones y sesgos sobre la incidencia de determinadas causas de mortalidad (ver p.e. Ciucci et al. 2007, Lovari et al. 2007). En la Península Ibérica la mayor parte de los cadáveres de lobos se colectan tras batidas y atropellos, siendo muy poco frecuente el hallazgo fortuito de animales muertos en el monte, lo que conduce a la infravaloración de la incidencia de algunas de las causas de muerte. En efecto, algunas causas de muerte, como el envenenamiento o otros tipos de mortalidad por actividades ilegales y algunas causas naturales (p.e. enfermedades, traumatismos e inanición), suelen ser más difíciles de valorar debido a la elevada dificultad que entraña el hallazgo de los ejemplares muertos debido a estos factores. Además, la correcta diagnosis de estas causas de muerte implica que el cadáver no se encuentre en avanzado estado de descomposición y se le pueda realizar un completo protocolo de análisis de muestras (ver Rodríguez et al., en este volumen). En los estudios ibéricos, es frecuente combinar la recogida de cadáveres de lobos con información proveniente de encuestas o noticias aparecidas en medios de comunicación, como la prensa diaria (Petrucci-Fonseca 1990, Blanco et al. 1990, Pimenta et al. 2005), a fin de incrementar el tamaño de muestra. En estos casos, raramente se juzga la veracidad de la información y, a menudo, mucha información de interés no puede ser confirmada (fecha, lugar, sexo y edad del ejemplar). Además, los diferentes investigadores aplican distintos criterios de fiabilidad, y en algunos casos no se cita la procedencia o la valoración del dato, por lo que resulta difícil o incorrecta la comparación entre diferentes estudios.
- El desconocimiento de la magnitud de la mortalidad ilegal suele considerarse a menudo una limitación asociada a los métodos de muestreo comúnmente utilizado en Iberia, basados en la recogida oportunista de animales

encontrados muertos o informaciones indirectas. Los porcentajes de mortalidad ilegal obtenidas mediante varios estudios con lobos radio-marcados en Iberia y Norteamérica (Blanco y Cortés, 2007; Person y Russell 2008) se sitúan alrededor del 42-45%, lo que indica que la mortalidad ilegal puede suponer casi la mitad de la mortalidad total en algunas poblaciones.

–Debido al hecho de que a nivel ibérico apenas se conocen casos de lobos muertos por causas naturales, se presupone a menudo que el desconocimiento de la magnitud de estos factores de mortalidad es un limitante a la hora de interpretar y utilizar la mortalidad como índice demográfico. Sin embargo, como se ha comentado en el apartado anterior, en una región humanizada donde el lobo sufre una elevada persecución legal o ilegal como es la Península Ibérica, la mortalidad por causas naturales probablemente no constituye una fracción importante de la mortalidad total. Los escasos estudios de lobos ibéricos basados en datos de radio-telemetría, aunque realizados con un número reducido de animales marcados, parece así indicarlo, si consideramos que la totalidad de los animales muertos recuperados registraban como causas de muerte las atribuibles al ser humano (Vilà 1993, Blanco y Cortés 2007, L. Moreira comunicación personal, F. Alvares & F. Petrucci-Fonseca datos inéditos). Además, hay que aclarar que en regiones humanizadas como la Península Ibérica, la distinción entre ambas causas de mortalidad (natural vs antrópica) no es siempre clara, ya que causas de mortalidad aparentemente naturales como las enfermedades (p.e. la parvovirus, el moquillo o la babesiosis), son probablemente adquiridas por contacto con perros u otros vectores de origen humano. Además, es probable que factores antrópicos acaben llevando antes a la muerte a animales ya debilitados por causas naturales. Sin embargo, aunque difícil de cuantificar, sí que debe existir una cierta incidencia de factores naturales en la mortalidad de cachorros del lobo ibérico.

–Sólo dos trabajos a nivel ibérico emplean una metodología detallada y sistemática para estimar las tasas de mortalidad (ver más arriba), y aunque uno de ellos ha obtenido tasas de mortalidad parciales utilizando una metodología asequible y novedosa (Tellería y Sáez-Royuela 1989), esta no ha vuelto a ser aplicada por otros investigadores.

La importancia de un parámetro como la mortalidad para comprender procesos demográficos y la dificultad de estimar tasas en la Península Ibérica, no deben impedir objetivos más modestos pero muy útiles, como la obtención de tasas o valores de mortalidad conocida por causas humanas. Sin embargo, para eso será crucial hacer censos poblacionales coincidentes en el tiempo y con criterios metodológicos estandarizados que aporten estimas de los efectivos poblacionales.

## **PROPUESTA METODOLÓGICA**

Claramente, la mejor herramienta para realizar estudios sobre causas y tasas de la mortalidad es el marcaje y seguimiento intensivo de lobos por telemetría, de forma que permita comprender verdaderamente los procesos y tendencias demográficas que operan en la dinámica poblacional de los lobos ibéricos. Además, las tasas y causas de mortalidad obtenidas a través de telemetría, podrán permitir una evaluación rigurosa de la incidencia real de causas naturales y no-naturales según el sexo, edad y estatus social de los individuos, y así contrastar y calibrar los datos obtenidos a través de la recogida oportunista de cadáveres. Los distintos sectores interesados en la gestión y conservación del lobo (investigadores, administraciones, gestores de caza, conservacionistas) no deben conformarse con la realización de estudios precarios y poco fiables, cuyos resultados no permiten conclusiones, y en ocasiones suscitan escaso consenso y suelen ser cuestionados. Es aconsejable el desarrollo y aplicación de una metodología científica seria a la hora de intentar comprender los procesos de dinámica poblacional y su implicación en la gestión del lobo. Entretanto, y de forma complementaria, se propone el uso de otras metodologías más asequibles (logística y económicamente) que permitan estimar tasas de mortalidad parciales. Por ejemplo la estima de tasas de mortalidad por disparo en cacerías realizada por Tellería y Sáez-Royuela (1989) representa una metodología que sería de gran interés aplicar en otras poblaciones ibéricas de lobo sujetas a control cinegético (p.e. Galicia y Castilla y León).

A pesar de considerar que otras metodologías más adecuadas deberían aplicarse en el futuro para el conocimiento de la tasa de la mortalidad del lobo ibérico, también creemos que la información sobre lobos muertos obtenida de forma oportunista debe ser aprovechada debido a su evidente interés. Por eso, a continuación se describen varias propuestas que tienen como objetivo la estandarización y optimización de la recogida de datos de mortalidad para su uso como parámetro demográfico.

### ***Índices de mortalidad conocida***

Los índices de mortalidad conocida pueden ser complementados con datos sobre la reproducción (por ejemplo éxito reproductor y tamaño medio de camada, Barrientos y Fernández-Gil, en este volumen), para realizar estudios de dinámica poblacional y modelos demográficos. Para ese objetivo será necesaria no sólo una recogida oportunista de cadáveres, sino también de datos de lobos muertos que aporten una muestra poco sesgada, que se aproxime más a la realidad. En este sentido, y siempre de acuerdo con criterios estandarizados, será

interesante complementar los datos de lobos muertos seguros con datos probables que permitan una estimación más real del número de lobos muertos en una población (ver Anexo I).

Además, el porcentaje de mortalidad ilegal en varios estudios con lobos radio-marcados en Norteamérica e Iberia supone casi la mitad de la mortalidad total (alrededor del 42-45%). De aquí se desprende que conociendo la mortalidad legal y otras más objetivas (atropellos, por ejemplo) y asumiendo que la proporción de mortalidad ilegal se mantiene constante, podría extrapolarse o modelizarse la magnitud de la mortalidad ilegal, útil por ejemplo en Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) y para la elaboración de modelos demográficos.

Siempre que sea posible, los índices de mortalidad conocida deberán ser estimados en un ámbito geográfico y temporal definido en el que se haya desarrollado un esfuerzo simultáneo para la estimación de tamaños poblacionales, que permitan la obtención de tasas de mortalidad. Como se ha visto anteriormente, aunque tales datos estén basados mayoritaria o exclusivamente en causas humanas, podrían, en las poblaciones ibéricas, reflejar tasas de mortalidad cercanas a las totales. Además, la comparación de índices de mortalidad conocida por diferentes causas de muerte (traducidos en número de muertes por periodo de tiempo) entre núcleos poblacionales y periodos temporales distintos podrán permitir el análisis comparado entre áreas geográficas o periodos. Es también importante la incorporación de información sobre el sexo y la edad de los lobos muertos, que pueda permitir la determinación de la incidencia de la mortalidad conocida en diferentes clases de edad y sexo, y por tanto una aproximación para analizar la dinámica poblacional, aún cuando se basen en la estructura de edades y proporción de sexos de los lobos encontrados muertos.

### ***Recomendaciones para optimizar la fiabilidad de la información recogida***

Con el fin de optimizar la información obtenida por varios investigadores en distintas áreas geográficas, esta propuesta metodológica trata también de uniformizar la recogida y facilitar la recopilación de la misma. Es importante definir criterios homogéneos a nivel ibérico para la estandarización de los procedimientos de recogida de información sobre lobos muertos y el posterior análisis de cadáveres y la correcta identificación de la causa de muerte. Con este objetivo se proponen una serie de datos a recoger y criterios de valoración de la fiabilidad que deberían ser empleados en el proceso de validación de los registros de mortalidad (Anexo I).

Además, se recomienda la realización de necropsias y exámenes exhaustivos de los cadáveres disponibles (ver Rodríguez et al., en este volumen), lo que

facilitará el correcto conocimiento de la causa de muerte, sexo y edad de los cadáveres, y además proporcionará información adicional sobre distintos parámetros de la biología y ecología de la especie.

Como ejemplo de la importancia de estandarizar y optimizar la información recogida nos parece pertinente describir brevemente el “Sistema de Monitorização de Lobos Mortos” (SMLM) (Pimenta et al. 2005), implementado a partir de 1999 por el Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ICNB, Portugal), que consiste en un único sistema de recogida y centralización de lobos hallados muertos a nivel nacional y cuyos principales objetivos son: i) obtener un registro sistemático de los casos de mortalidad de lobo; ii) garantizar un mayor detalle y un más rápido conocimiento de las causas de mortalidad; iii) garantizar el acceso de la información y/o material biológico procedente de los cadáveres a las entidades científicas interesadas, permitiendo así el desarrollo de estudios paralelos que contribuyan al conocimiento y conservación del lobo. Para cumplir con estos objetivos, y después de la recogida y centralización de lobos muertos por el ICNB, el SMLM cuenta con la participación de dos instituciones. Por un lado, el Laboratorio Nacional de Veterinaria, responsable de la realización de las necropsias, la recogida de datos biométricos generales, la correcta identificación de causas de muerte, los análisis toxicológicas en caso de sospecha de envenenamiento y la preparación de las muestras para hacerlas disponibles a las entidades científicas. Por otro lado, el Departamento de Arqueozoología del Instituto Portugués de Arqueología asegura el tratamiento y análisis de esqueletos, permitiendo la correcta identificación taxonómica (entre perro y lobo) y la atribución del sexo y edad de los cadáveres en avanzado estado de descomposición.

Además de la caracterización sistemática y objetiva de la mortalidad conocida, el SMLM ha permitido la obtención de otros datos relativos a la población de lobos en Portugal, haciendo disponibles muestras a investigadores de diversas áreas como la genética, la morfología, la parasitología y la fisiología. Aparte de determinantes para asegurar la correcta conservación y gestión de la especie, estos datos centralizados y contrastados por el ICNB, permiten muchas veces obtener información adicional sobre la causa de muerte, edad, sexo, caracterización genética o fisiología de determinados ejemplares.

Consideramos de gran interés que en España se implemente una iniciativa semejante, sea a nivel nacional o regionalmente en cada Comunidad Autónoma donde está presente la especie. Esto permitiría recopilar toda la información y muestras biológicas de lobos muertos en una única base de datos y de tejidos. Esa información estaría disponible para todos los grupos de investigación interesados y, de esta forma, se potenciaría la investigación y análisis del material

aportado por cada cadáver. Dicha base de datos incluiría distintos tipos de información: estadísticas de mortalidad, biometría, análisis de muestras biológicas, de esqueletos, etc. La actual dispersión de la información obtenida de lobos muertos en España puede estar contribuyendo a la pérdida de datos importantes o a la pérdida de oportunidades para su estudio y mejor conocimiento. Su custodia o recopilación unificada, abordada simultáneamente por distintas disciplinas científicas, podría evitar esta pérdida, y de esta forma se favorecería el mayor aprovechamiento de la información recogida.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Javier Naves y Mario Quevedo que revisaron críticamente una versión anterior del manuscrito y han contribuido a mejorar sustancialmente el resultado de este trabajo y a Carles Vilá por sus aportaciones finales.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Alonso, P.J., De la Torre, F.G., Sierra, P., Agulló, M.A. y Sánchez, M. (1998). *Non-natural mortality of the Iberian Wolf *Canis lupus* in Galicia*. Abstract I Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela.
- Álvares, F. (2003). *A Problemática dos Venenos na Conservação do Lobo e o seu Impacto na Biodiversidade dos Ecossistemas*. GRUPO LOBO/Programa Antídoto - Portugal. Relatório Técnico. Lisboa. 17 pp.
- Ballard, W.B., Whitman, J.S. y Gardner, C.L. (1987). Ecology of an exploited wolf population in South-Central Alaska. *Wild. Monogr.* 98, 54 pp.
- Ballard, W.B., Ayres, L.A., Krausman, P.R., Reed, D.J. y Fancy, S.G. (1997). Ecology of wolves in relation to a migratory caribou herd in northwest Alaska. *Wild. Monogr.* 135, 47 pp.
- Bárcena, F. (1990). El lobo en Galicia. Pp. 11-18. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds). *El lobo (*Canis lupus*) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid. 118 pp.
- Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.) (1990). *El lobo (*Canis lupus*) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid. 118 pp.
- Blanco, J.C., Reig, S. y Cuesta, L. (1992). Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation*, 60: 73-80.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2007). Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitats in Spain. *Journal of Zoology*, 273: 114-124.
- Caughley, G. y Sinclair, A.R.E. (1994). *Wildlife ecology and management*. Blackwell Science, Cambridge, USA.

- Ciucci, P., Chapron, G., Guberti, V. y Boitani, L. (2007). Estimation of mortality parameters from (biased) samples at death: are we getting the basics right in wildlife field studies? A response to Lovari et al. (2007). *Journal of Zoology*, 273: 125-127.
- Cuesta, L., Bárcena, F., Palacios, F. y Reig, S. (1991). The trophic ecology of the Iberian Wolf (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1.907): a new analysis of stomach's data. *Mammalia*, 55 (2): 239-254.
- Fernández-Gil, A. (2004). Sobre los hábitos alimenticios en la Cordillera Cantábrica del lobo (*Canis lupus*). *Locustella* 2: 24-37.
- Fernández-Gil, A., Fernández, J.M. y Palomero, G. (1990). El lobo en Cantabria. Pp. 33-44. En: Blanco, J.C.; Cuesta, L. e Reig, S. (eds). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid. 118 pp.
- Forbes, G.J. y Theberge, J.B. (1995). Influences of a migratory deer herd on wolf movements and mortality in and near Algonquin Park, Ontario. Pp. 303-313. En: Carbyn, S.H., Fritts, L.N. y Seip, D.R. (eds). *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute y University of Alberta. Edmonton. Canada.
- Francisci, F. y Guberti, V. (1993). Recent trends of wolves in Italy as apparent from kill figures and specimens. Pp. 91-102. En: Promberger, C. y Schröder, W. (eds). *Wolves in Europe. Status and perspectives*. Munich Wildlife Society. Germany.
- Fritts, S.H. y Mech, L.D. (1981). Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. *Wildl. Monogr.*, 80, 79 pp.
- Erkovic, A. y Huber, D. (1993). Wolves in Croatia: baseline data. Pp. 67-69. En: Promberger, C. y Schröder, W. (eds). *Wolves in Europe. Status and perspectives*. Munich Wildlife Society. Germany.
- Fuller, T.K. (1989). Population dynamics of wolves in North-Central Minnesota. *Wildl. Monogr.*, 105, 41 pp.
- Fuller, T.K., Mech, L.D. y Cochrane, J.F. (2003). Wolf population dynamics. Pp. 161-191. En: Mech, L.D. y Boitani, L. (eds). *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press.
- García-Gaona, F.J., González, F., Hernández-Palacios, O., Naves, J., Palomero, G. y Solano, S. (1990). El lobo en Asturias. Pp. 19-31. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. e Reig, S. (eds). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid, 118 pp.
- García, M.M., Pimenta, C.M. y Ruas, J.P. (2003). *Contribuição para o estudo das populações actuais de Lobo ibérico (Canis lupus signatus) em Portugal através dos seus ossos: estudo de treze exemplares*. Trabalhos do Centro de Investigação em Paleoecologia Humana e Arqueociências (CIPA) do Instituto Português de Arqueologia, n.º 81 (relatório não publicado), Lisboa.
- García, M.M., Pimenta, C.M., Silva, A. y Ruas, J.P. (2005). *Contribuição para o estudo das populações actuais de Lobo ibérico (Canis lupus signatus) em Portugal através dos seus ossos: estudo de seis exemplares*. Trabalhos do Centro de Investigação em Paleoecologia Humana e Arqueociências (CIPA) do Instituto Português de Arqueologia, n.º 81 (relatório não publicado), Lisboa.
- Gese, E.M. y Mech, L.D. (1991). Dispersal of wolves (*Canis lupus*) in northeastern Minnesota, 1969-1989. *Canad. J. Zool.* 69: 2.946-2.955.

- Goodwin, E.A. y Ballard, W.B. (1985). Use of tooth cementum for age determination of gray wolves. *J. Wildl. Manag.*, 49: 313-316.
- Lincoln, R., Boxshall, G. y Clark, P. (1998). *A dictionary of ecology, evolution and systematics*. 2<sup>nd</sup> ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Llaneza, L., Álvares, F., Ordiz, A., Sierra, P. y Uzal, A. (2004). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico en la Provincia de Ourense. *Ecología*, 18: 227-238.
- Llaneza, L., Palacios, V., Uzal, A., Ordiz, A., Sazatornil, V., Sierra, P. y Álvares, F. (2005). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en las Provincias de Pontevedra y A Coruña (Galicia). *Galemys*, 17 (NE): 61-80.
- Lovari, S., Sforzi, A., Scala, C. y Fico, R. (2007). Mortality parameters of the wolf in Italy: does the wolf keep himself from the door? *Journal of Zoology*, 272: 117-124.
- Mech, L.D. (1970). *The wolf: the ecology and behavior of and endangered species*. University of Minnesota Press, Minneapolis. 384 pp.
- Mech, L.D. (1977). Productivity, mortality, and population trends of wolves in northeastern Minnesota. *J. Mammal.* 58: 559-574.
- Mech, L.D. (1988). Longevity in wild wolves. *J. Mammal.*, 69 (1): 197-198.
- Mech, L.D., Adams, L.G., Meier, T.J., Burch, J.W. y Dale, B.W. (1998). *The wolves of Denali*. University of Minnesota Press, Minneapolis. 227 pp.
- Messier, F. (1985a). Social organization, spatial distribution, and population density of wolves in relation to moose density. *Can. J. Zool.* 63: 1.068-1.077.
- Messier, F. (1985b). Solitary living and extraterritorial movements of wolves in relation to social status and prey abundance. *Can. J. Zool.* 63: 239-245.
- Mills, K.J., Patterson, B.R. y Murray, D.L. (2008). Direct estimation of early survival and movements in Eastern wolf pups. *Journal of Wildlife Management*, 72(4): 949-954.
- Person, D.K. y Russell, A.L. (2008). Correlates of Mortality in an exploited wolf population. *Journal of Wildlife Management*, 72(7): 1.540-1.549.
- Peterson, R.O., Woolington, J.D. y Bailey, T.N. (1984). Wolves of the Kenai Peninsula, Alaska. *Wildl. Monogr.* 88, 52 pp.
- Peterson, R.O. (2007). *The Wolves of Isle Royale. A Broken Balance*. The University of Michigan Press. 192 pp.
- Petrucci-Fonseca, F. (1990). *O lobo (Canis lupus signatus Cabrera, 1.907) em Portugal. Problemática da sua conservação*. Dissertação apresentada á Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa para a obtenção do grau de Doutor, Lisboa, 392 pp.
- Pimenta, V., Barroso, I., Álvares, F., Correia, J., Ferrão da Costa, G., Moreira, L., Nascimento, J., Petrucci-Fonseca, F., Roque, S. y Santos, E. (2005). *Situação Populacional do Lobo em Portugal: resultados do Censo Nacional 2002/2003*. Instituto da Conservação da Natureza/Grupo Lobo. Lisboa, 158 pp + Anexos.
- Promberger, C. y Bibikov, D. (1993). *The wolf in the Community of Independent States (former Soviet Union)*. Pp. 23-24. En: Promberger, C. y Schröder, W. (eds). *Wolves in Europe. Status and perspectives*. Munich Wildlife Society. Germany.
- Smith, D.W. y Ferguson, G. (2005). *Decade of the Wolf. Returning the wild to Yellowstone*. The Lyons Press, Guilford, Connecticut. 216 pp.
- Tellería, J.L. y Sáez-Royuela, C. (1989). Ecología de una población ibérica de lobos. *Doñana, Acta Vertebrata* 16(1): 105-122.

- Theberge, J.B. (1998). *Wolf Country. Eleven years tracking the Algonquin wolves*. McClelland & Stewart Ltd. Toronto, Canada. 306 pp.
- Vilá, C. (1993). *Aspectos morfológicos e ecológicos del lobo ibérico Canis lupus L.* Memoria presentada para optar al título de Doctor en Biología. Departamento de Biología Animal, Universitat de Barcelona.
- Vilá, C. (2000). Hibridación entre lobos y perros; revisión de estudios genéticos y análisis de la situación en la Península Ibérica. *Galemys*. 12(NE): 45-56.
- Young, S.P. (1944). *The wolves of North America: part I*. Dover Publications. New York, 385 pp.



*Un cachorro abatido junto a otros dos ejemplares en un episodio de furtivismo en Valladolid. Noviembre de 2007*  
(Foto: Luis M. Barrientos)

## ANEXO I

### A. Criterios de validación de registros de lobos muertos

Estos criterios configuran dos clases de fiabilidad atendiendo a las características de las fuentes de información y los detalles de la información proporcionada:

#### Clase 1. Seguro

- Se obtienen registros oficiales de la Administración de lobos muertos, siempre que impliquen la observación u obtención de una prueba directa del cadáver por parte de la guardería o técnicos.
- Se obtiene una prueba directa del dato de mortalidad:
  - i) Observación del cadáver (o una parte del mismo) por parte del colector;
  - ii) Obtención de una foto o filmación del cadáver o de una parte del mismo.

NOTA: Siempre que sea posible, el cadáver o sus restos deberán ser colectados para hacer un posterior análisis de laboratorio con el fin de proceder a su correcta identificación taxonómica (análisis genéticos y/u osteológicos), clase de edad y sexo (análisis morfológicos y/o genéticos) y causa de muerte (necropsia y análisis toxicológicos).

#### Clase 2. Probable

- Se obtiene una prueba indirecta de mortalidad:
  - i) Testimonio o comunicación directa al colector de alguien que ha visto el cadáver o parte del mismo y aporta detalles concretos (fecha, localidad sexo, causa de muerte).
  - ii) Obtención de varios testimonios independientes indirectos (comunicadores que no han visto los restos del ejemplar) aportando detalles concretos (fecha, localidad sexo, causa de muerte).
  - iii) Informaciones aparecidas en medios de comunicación, siempre que aporten algunos detalles concretos (fecha, localidad sexo, causa de muerte).

NOTA: Cuando se conozca un caso de mortalidad probable, se procurará la observación del cadáver u otra prueba directa, con el objetivo de poder elevar la validación a Seguro.

## **B. Datos a recoger en lobos muertos**

Para estandarizar todo el proceso de toma de datos, se propone que se tome la siguiente información de los lobos muertos (Seguro y Probable):

*Fecha de muerte del ejemplar:* exacta o aproximada (al mes o a la estación del año).

*Fecha de recogida:* es la fecha en la que se obtiene la información.

*Localización:*

Coordenadas: Punto GPS o UTM de 1x1km, y en su defecto UTM de 10x10km.

Lugar: nombre del monte o del paraje.

Referente geográfico: localidad, municipio y provincia.

*Sexo.*

*Edad:* Se propone: *Cachorro* (hasta 6 meses); *Juvenil* (6 meses a 1 año); *Subadulto* (1 a 2 años) *Adulto* (más de 2 años); *Adulto viejo* (más de 5-6 años).

NOTA: Se deberá especificar cuales fueron los criterios (morfología, dientes, esqueleto, etc.) en los que se basó la atribución de la edad.

*Peso.*

*Causa de muerte:* Caza autorizada\*, caza furtiva\*, lazo, veneno, atropello, captura de camada, otros (especificar cuales), desconocida.

NOTA: Se deberá especificar cuales fueron los criterios y análisis realizados para la atribución de la causa de muerte. Siempre que sea posible, se deberán realizar necropsias y análisis toxicológicos para determinar la causa de muerte (p.e. casos de sospecha de envenenamiento o causas indeterminadas).

\* En caso de que haya sido cazado, es interesante reseñar si ha sido en batida o aguar-do autorizados, en partida de caza de jabalí o zorro o en otras circunstancias (espera, azar).

*Colector:* persona que recoge el testimonio, la evidencia (foto, filmación o restos) o el cadáver

*Informador:* persona que aporta el testimonio.

*Observaciones:* tomar nota si i) ha sido denunciada la caza en caso de ilegal, ii) si se han observado más ejemplares muertos en el mismo local (p.e. en batidas, episodios de envenenamiento, accidentes).



*Una hembra adulta muerta en un episodio de furtivismo junto a otros dos ejemplares (incluido uno de sus cachorros) en Valladolid, Noviembre de 2007  
(Foto: Luis M. Barrientos)*



*Los atropellos se han convertido en una causa importante de mortalidad de la especie.  
En la imagen, cachorro atropellado en el occidente de Asturias, Septiembre de 2007  
(Foto: Pablo Fernández)*



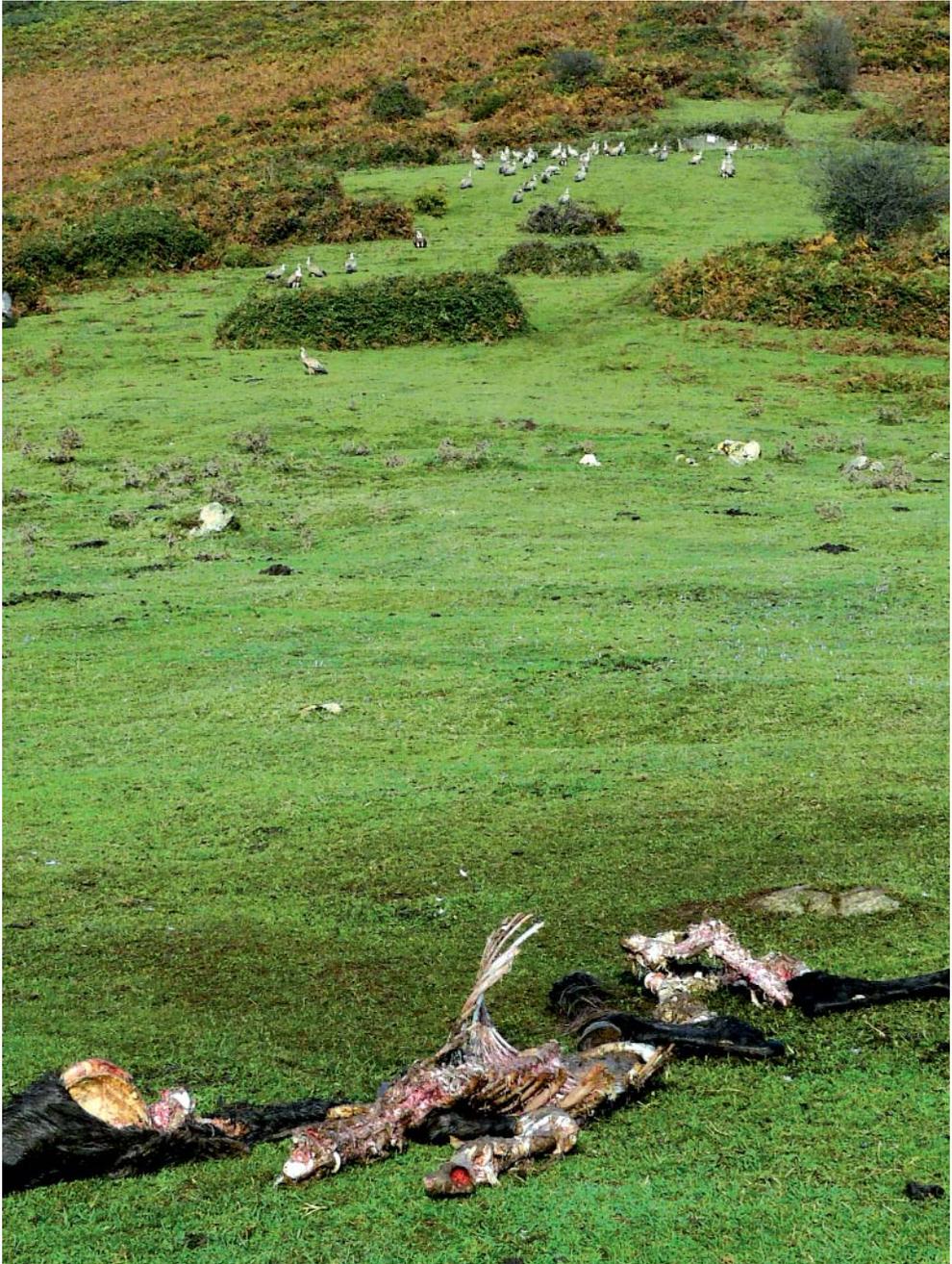
*Las tasas de mortalidad de cachorros son mal conocidas en casi todas las poblaciones de lobos. En la imagen, un naturalista contempla un cachorro muerto a golpes al ser sorprendido en una zona abierta. Valladolid, Octubre de 2003  
(Foto: Pablo Perucha)*



*Los disparos, ya sean legales (controles y caza deportiva) o ilegales, son la causa más importante de mortalidad conocida de la especie en la Península Ibérica. En la imagen, un cachorro abatido por controles en Picos de Europa, Noviembre de 2003  
(Foto: Rubén Portas)*



*La más perversa modalidad de furtivismo es el uso de venenos, que en los últimos años alcanza en España una intensidad comparable a la de mediados del siglo pasado. En la imagen, una loba envenenada con carbamatos. Zamora, 2005 (Foto: Javier Talegón)*



*La presencia a veces casi inmediata de necrófagos (en la imagen, un grupo de buitres Gyps fulvus que se ha alimentado en el cadáver de una yegua probablemente depredada por lobos), suele dificultar enormemente la inspección y el diagnóstico de las causas de muerte. Asturias, Octubre de 2008  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*

# EL USO DE ESTADÍSTICAS DE PREDACIÓN SOBRE GANADO EN LA GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DEL LOBO EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

JAVIER TALEGÓN<sup>1</sup> Y XURDE GAYOL<sup>2</sup>

1. Judería, 33 - 49800 Toro (Zamora)

E-mail: jtalegon@hotmail.com

2. A Cabana, s/n. - 33716 Ortigueira - Coaña (Asturias)

E-mail: xurde55@wanadoo.es

## RESUMEN

Conocer la incidencia real de los daños del lobo en la ganadería es uno de los aspectos clave a tener en cuenta para diseñar las medidas de gestión de la especie, valorar la eficacia del control de ejemplares y abordar la implantación de sistemas de prevención, e incluso como ayuda para su estudio y seguimiento. En la actualidad no se dispone de un conocimiento global y preciso de las pérdidas generadas por los daños atribuidos al lobo en la cabaña ganadera de la Península Ibérica, aunque en los últimos años algunas regiones, como Asturias, disponen de estadísticas detalladas sobre porcentajes de cabaña afectada por daños atribuidos a los lobos (habitualmente menos del 1% anual de la cabaña en extensivo), explotaciones afectadas y proporción de compensaciones pagadas sobre el nivel de subsidios y de renta. El uso de diferentes metodologías o el desigual conocimiento de las problemáticas regionales, aconseja una interpretación cautelosa de la incidencia real de los daños atribuidos a los lobos en la cabaña ganadera y de la “conflictividad” generada. Parece pertinente unificar y mejorar los procedimientos de recogida de información, para lo que se propone discutir y elaborar un protocolo estandarizado de inspección de los daños de lobo en la Península Ibérica basado en un seguimiento de las reclamaciones continuado espacial y temporalmente y realizado por equipos de especialistas. Se sugiere además el uso generalizado de índices (básicamente, porcentajes de cabezas afectadas, de ganaderos afectados, de expedientes positivos y tramitados, de la evaluación económica de daños sobre subsidios y renta ganadera, y también sobre los efectos de las medidas preventivas) que permitan conocer y comparar la incidencia real del lobo en la ganadería desde un punto de vista biológico, económico, geográfico, social y temporal.

Palabras clave: Expedientes, ganado, incidencia real, índices, inspección, lobos, predación.

## **ABSTRACT**

*Use of data on livestock predation for the management and conservation of wolves in the Iberian Peninsula.*

Gathering information on the levels of wolf predation on livestock is a key issue to draw management rules, to evaluate the need for culling wolves and to plan prevention methods. It can also be useful for monitoring wolves. There is no global and detailed information on the losses induced by wolves on the Iberian livestock, but lately some regions, e.g. Asturias (Northwest Spain), have assembled detailed information on the percentage of livestock attacked, on the affected farms and on the costs of compensation compared to subsidies and the annual income of livestock owners. However, the application of different methods to gather this information or the different levels of information available from different regions demand a cautious interpretation of the damages by wolves to livestock and the “conflict” that this issue provokes. It seems necessary to improve the methods to gather information, thus we suggest a discussion and elaboration of a standardized protocol to apply at the inspection of wolf damages in the Iberian Peninsula, which should be performed by specialized staff. We also suggest using indexes, e.g. percentage of affected livestock and percentage of confirmed cases, economic evaluation of damages compared to subsidies and income, and the evaluation of prevention methods. This information would help evaluate the actual impact of wolves on livestock, from biological, economic, geographic, social and temporal points of view.

Key words: Actual incidence, predation, files, inspection, indexes, livestock, wolf.

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

Las pérdidas económicas generadas por los daños atribuidos al lobo en la cabaña ganadera generan conflictividad social y rechazo hacia la especie, avivando su persecución indiscriminada y constituyendo la principal justificación de su control legal (López 1978, Delibes 1990, Petrucci-Fonseca 1990, Boitani 1995, Fritts et al. 2003). La indemnización de los animales afectados es un sistema empleado en ciertas áreas (Boitani 2003) y se considera uno de los pilares de la conservación del lobo (Boitani 2000). Por sí sola es una alternativa pasiva, pues no plantea la solución definitiva al problema (Wagner et al. 1997, Llana et al. 2000); además puede generar dependencia y efectos adversos en la vida

silvestre (Bulte y Rondeau 2005) y en ocasiones no consigue aumentar los niveles de tolerancia hacia el depredador (Blanco y Cortés 2002, Montag 2003, Naughton-Treves et al. 2003). Para la gestión del lobo, una herramienta imprescindible es conocer la depredación real que ejerce en la cabaña ganadera (Kumar y Rahmani 2000). La adopción de medidas de manejo adecuadas, así como la valoración de la eficacia de los sistemas de prevención de los daños y del control o la traslocación de los depredadores (Fritts 1982, Bjorge y Gunson 1985, Bangs et al. 1995) dependen de ello. Difícilmente se puede justificar una extracción de ejemplares sin disponer de argumentos rigurosos de la problemática real.

En la actualidad y tal como ocurre en el resto de Europa (Fourly 1999, Breitenmoser y Angst 2001), en la Península Ibérica no se dispone de un conocimiento completo y preciso de la incidencia real generada por los daños atribuidos al lobo en la ganadería. Cada administración difiere del resto en cuanto a los métodos de compensación y de estimación de los daños y también en lo referente a las valoraciones disponibles, de ahí que existan diferentes necesidades y posibilidades para obtener estadísticas sólidas y comparables. El seguimiento espacio-temporal de los ataques es desigual geográficamente y en la mayoría de las áreas ha sido tradicionalmente, o es aún, muy escaso. En España, el primer cómputo económico que valoró globalmente el impacto de los daños atribuidos al lobo en la ganadería estimó pérdidas en torno al millón de dólares anuales (Blanco et al. 1990a) y el 80% de los daños fueron generados por el 20% de los lobos. En 2000, las pérdidas generadas por los lobos españoles se estimaron en 1-2 millones de dólares (Blanco 2000). En Portugal esos valores sobrepasan actualmente los 700.000 € (ICN 2005).

Para algunas otras aplicaciones, como por ejemplo, conocer el área de distribución de la especie, la confirmación de un daño se considera un dato puntual de presencia, útil también para valorar la existencia de individuos dispersantes, o la aparición y el asentamiento del lobo en nuevas zonas (Uzal y Llaneza, en este volumen, aunque estos autores señalan que el uso de los datos de daños para tal fin ha de hacerse con la máxima cautela). En Portugal la distribución de los ataques de lobo se corresponde, en gran medida, con las áreas de presencia confirmada por la especie (Pimenta et al. 2005). Disponer de estadísticas fiables de los daños de lobo en un área determinada puede suponer además un valioso instrumento para la localización e individualización de unidades reproductoras (Barrientos 1993, Alexandre et al. 2000, Alonso et al. 2001, Llaneza y Blanco 2001, U.S. Fish and Wildlife Service et al. 2006), e incluso como aproximación a sus desplazamientos (Dos Santos Reis y Lopez 1997) y a sus territorios (Moreira et al. 1997). Por otro lado las estadísticas de daños pueden ser útiles en trabajos de alimentación, comparándolas con los datos aportados por métodos como el análisis de excrementos o de contenidos estomacales, entre otros (ver Urios et al. 2000).

Por otro lado, la escasa unanimidad en los criterios y en los métodos de peritación de los daños, así como la insuficiente y desigual formación del personal encargado de realizar las labores de peritaje, son algunos problemas aún pendientes de resolver, en relación con la recogida de información. La compensación de reclamaciones debidas a otras causas –a veces con picaresca– puede también agravar el problema (Boitani 2000, Vicente 2001, Montag 2003, Talegón 2009a), que puede llegar a enquistarse en forma de solicitudes y compensaciones reiteradas y falsas.

Asturias es la región con mejores estadísticas de daños en las zonas loberas de España. Desde 1986 se dispone de información sobre niveles de afección por daños atribuidos al lobo sobre la cabaña ganadera (García-Gaona et al. 1990, Solano et al. 1993, Del Campo y Hernández 2003). En el marco del Plan de Gestión del Lobo en Asturias existen informes muy detallados (ver p.e. Solano y Silva 2006) sobre estadísticas de expedientes de daños. Nos vamos a basar en parte en la experiencia asturiana para definir los objetivos de este trabajo y en la experiencia de los autores en dos áreas de estudio: unos 12.000 km<sup>2</sup> de la provincia de Zamora (y zonas limítrofes de Salamanca y Valladolid) y unos 2.000 km<sup>2</sup> del occidente de Asturias.

Con estos antecedentes, los objetivos de este trabajo son 1) discutir y proponer un protocolo estandarizado de peritaje que minimice numerosos problemas metodológicos y que permita obtener estadísticas sólidas y comparables y 2) definir y proponer el uso de índices apropiados que permitan conocer y comparar espacio-temporalmente la incidencia real del lobo en la ganadería desde un punto de vista biológico, económico, geográfico, temporal y social.

Por último, señalar que en este trabajo no se discuten los diferentes procedimientos de compensaciones por daños (pagos directos, subsidios a medidas preventivas u otros, seguros ganaderos), ni tampoco se entra a valorar la idoneidad o no de aplicar tales medidas y sus consecuencias sobre la conservación de la especie, por quedar fuera del alcance y las discusiones objeto de esta propuesta (ver sin embargo Bulte y Rondeau 2005).

## **ANTECEDENTES Y MATERIALES**

### ***Trabajos que analizan la incidencia de los daños del lobo en la Península Ibérica***

Se han utilizado diferentes procedimientos para tratar de conocer la incidencia del lobo en la cabaña ganadera. Por ejemplo, en Blanco et al. (1990a y 1990b), la información sobre los daños a la ganadería se obtiene por medio de

entrevistas personales y también mediante la revisión de expedientes oficiales; se advierte que hay que tomar los datos con cautela y rechazar los casos dudosos, pues se reconoce que muchas valoraciones aceptadas podrían no corresponder a daños reales ocasionados por lobos. En García-Gaona et al. (1990) se estiman los daños en Asturias usando entrevistas personales en algunas áreas y también con la revisión de expedientes oficiales. De igual modo en Solano et al. (1993) se revisa la base de datos de los expedientes de daños atribuidos al lobo en Asturias; Llana (1995) al examinar la fuente anterior, descarta los datos de algunas áreas, por considerar baja la probabilidad de que los daños sean allí realmente causados por lobos. Barrientos y Rico (1993) y Barrientos et al. (1995) utilizan un método mixto de consulta de expedientes oficiales y entrevistas personales en diferentes áreas de Zamora y Valladolid, advirtiendo de la cautela necesaria en su interpretación. Martins de Acevedo (1993) para el Parque Natural de Montesino (Portugal), utiliza los datos recopilados por el personal del espacio protegido. Blanco y Cortés (1999) en la llanura agrícola de Castilla y León emplean también las entrevistas personales para su área de estudio (aprox. 1500 km<sup>2</sup>), siempre formuladas por la misma persona, con los mismos criterios de selección y teniendo en cuenta la subjetividad de los entrevistados. Urios et al. (2000) comparan el análisis de excrementos y las entrevistas personales en un área concreta y con lobos radio-marcados, situada entre las provincias de León y Zamora. El método empleado para obtener estadísticas en Sáenz de Buruaga et al. (2000 y 2003) y en Talegón (2003a y 2003b) es un seguimiento de la totalidad de las reclamaciones de daños a largo plazo, con los mismos criterios y por el mismo equipo de especialistas. Fernández-Gil et al. (1988 y 1990) analizaron los expedientes de daños solicitados en Cantabria en 1987 (uno de los primeros trabajos en revisar expedientes y elaborar estadísticas de daños) y evaluaron la incidencia de los daños atribuidos al lobo en la cabaña ganadera y el porcentaje de expedientes rechazados. Una relación de trabajos que evalúan la incidencia de los daños de lobo sobre la ganadería en la Península Ibérica, aparecen en la Tabla 1.

### ***El uso de índices para conocer la incidencia real de los daños sobre el ganado***

Al realizar comparaciones geográficas y temporales de la evolución de los daños y de la dimensión del problema (Breitenmoser y Angst 2001), el uso de índices comunes y estandarizados es aún escaso. El conocimiento de estos valores puede evitar además valoraciones sobredimensionadas e irreales como las aportadas, por ejemplo, por algunos medios de comunicación, que pueden generar una polémica y supuesta conflictividad no relacionada con la dimensión real de los daños, lo cual puede dificultar la conservación de la especie (Talegón 2004).

Tabla 1.-Trabajos que analizan la incidencia de la predación del lobo sobre la ganadería en la Península Ibérica.

Table 1.-Studies that analyze the incidence of wolf predation on livestock in the Iberian Peninsula.

Área de estudio	Fuente	Procedimiento
Álava	Fernández (1993)	Revisión estadísticas oficiales
Álava	D. F. de Álava (2005)	Seguimiento espacio-temporal <i>in situ</i> de las reclamaciones realizado por especialistas
Asturias	García-Gaona et al. (1990)	Revisión estadísticas oficiales y entrevistas personales
Asturias	Llaneza (1995)	Revisión estadísticas oficiales
Asturias	Solano et al. (1993)	Revisión estadísticas oficiales
Asturias	Solano y Silva (2006)	Revisión estadísticas oficiales
Cantabria	Fernández-Gil et al. (1988)	Revisión estadísticas oficiales
Castilla y León	Blanco et al. (1990 b)	Revisión estadísticas oficiales y entrevistas personales
Castilla y León	Barrientos y Rico (1993)	Revisión estadísticas oficiales y entrevistas personales
Castilla y León	Barrientos et al. (1995)	Revisión estadísticas oficiales y entrevistas personales
Castilla y León (Llanura cerealista)	Blanco y Cortés (1999)	Entrevistas personales
Castilla-La Mancha	Ruiz López de la Cova (2003)	Seguimiento espacio-temporal <i>in situ</i> de las reclamaciones realizado por especialistas
Galicia	Bárcena (1990)	Entrevistas personales y visitas <i>in situ</i>
La Rioja	Ceña (2000)	Entrevistas personales
La Rioja	Ceña (2004)	Entrevistas personales
Norte y Centro de Portugal	Vos (2000)	Entrevistas personales, análisis de excrementos y revisión estadísticas oficiales
P.N. Montaña de Covadonga (Asturias)	Llaneza et al. (2000)	Revisión estadísticas oficiales
P.N. Montesinho (Portugal)	Martins de Acevedo (1993)	Revisión estadísticas oficiales
P.N. Peneda Gerés (Portugal)	Guerra et al. (2005)	Revisión estadísticas oficiales
País Vasco	Sáenz de Buruaga et al. (2003)	Seguimiento espacio-temporal <i>in situ</i> de las reclamaciones realizado por especialistas
País Vasco y Navarra	Sáenz de Buruaga et al. (2000)	Seguimiento espacio-temporal <i>in situ</i> de las reclamaciones realizado por especialistas
Portugal	ICN (2005)	Revisión estadísticas oficiales
Portugal	Pimenta et al. (2005)	Revisión estadísticas oficiales
Salamanca	España y España (1997)	Entrevistas personales
Sierra de la Culebra (Zamora)	Vicente et al. (2000)	Revisión estadísticas oficiales
Sistema Ibérico Septentrional	Tellería y Royuela (1989)	Revisión estadísticas oficiales
Zamora	Talegón (2003a)	Seguimiento espacio-temporal <i>in situ</i> de las reclamaciones realizado por especialistas
Zamora	Talegón (2003b)	Seguimiento espacio-temporal <i>in situ</i> de las reclamaciones realizado por especialistas
Zamora-León	Urios et al. (2000)	Entrevistas personales, análisis de excrementos y radioseguimiento

Nota: Las estadísticas oficiales pueden existir para toda el área de estudio o sólo para algunas áreas, generalmente Reservas de caza y cotos.

Como ejemplo de uso y disponibilidad de índices para tratar de conocer la dimensión real de los daños adjudicados al lobo sobre la cabaña ganadera, destacan las estadísticas generadas desde 2003 en el marco del Plan de Gestión del lobo de Asturias (aprobado en 2002). Se han empleado índices comparables temporalmente (por ejemplo, los expedientes de daños según las unidades territoriales, los expedientes/km<sup>2</sup>, los ejemplares afectados/km<sup>2</sup>, los €/km<sup>2</sup>, el porcentaje de población humana afectada o el porcentaje de ganaderos afectados, entre otros). Permiten un acercamiento a la dimensión real de la incidencia del lobo en la ganadería desde un punto de vista económico, geográfico y social (Solano y Silva 2006). En esta región –sin incluir el Parque Nacional de Picos de Europa–, se pagaron 1405 daños de lobo durante el año 2005; estas pérdidas habían afectado a 2124 ejemplares (el 0,74% del censo conjunto de vacuno no de leche, ovino y caprino). El importe económico ascendió a 468958 € y se indemnizaron pérdidas en el 4,13% del total de explotaciones agrarias existentes en el área ocupada por el lobo; del mismo modo –para la temporada 2004–, el importe de las indemnizaciones por ataques de lobo, frente al total de las subvenciones en la renta agraria asturiana, fue del 0,96% (Solano y Silva 2006). Sin embargo, tales estadísticas detalladas han dejado de estar disponibles desde 2007, rompiendo de forma inexplicable una serie de datos, hasta el momento única en España, clave para la gestión de la especie y la comprensión de la evolución espacio-temporal de los daños. La Tabla 2 recoge algunos trabajos realizados en la Península Ibérica que utilizan diferentes índices para evaluar la incidencia del lobo en la ganadería.

### ***Las estadísticas de daños por regiones***

Como se ha comentado, se han detectado grandes diferencias en cuanto a la recogida y consecuente disponibilidad espacio-temporal de información, dependiendo fundamentalmente de los sistemas de compensación implantados por las diferentes administraciones. En este contexto, aparecen grandes dificultades para conocer las tendencias de la incidencia del lobo en la ganadería, pues son muy escasas las series continuas y largas de datos que permitan realizar un análisis de su evolución.

En las Reservas Regionales de Caza de Castilla y León se indemnizan los daños de lobo desde 1986 (Vicente et al. 2000). En Octubre del 2000 se puso en marcha el proyecto “*Asistencia a los ganaderos afectados por lobos y perros errantes en la provincia de Zamora y zonas limítrofes*”, que hasta Febrero de 2003 funcionó como plan piloto; la asistencia se ha ampliado posteriormente a toda la región al sur del Duero en Castilla y León. En el norte y fuera de las Reservas de Caza, la información recogida y disponible es menos uniforme y

Tabla 2.-Trabajos que incorporan índices para evaluar la incidencia real del lobo en la ganadería.  
 Table 2.-Studies that incorporate indices to evaluate the actual incidence of wolves on livestock.

Área de estudio	Fuente	Índice utilizado
Álava	Fernández (1993)	% ganado afectado/censo ganadero
Asturias	García-Gaona et al. (1990)	% ganado afectado/censo ganadero Pérdidas económicas generadas por cada lobo Ejemplares afectados/km <sup>2</sup> Importe de los daños/ganadero Número de lobos/km <sup>2</sup>
Asturias	Solano y Silva (2006)	N.º expedientes/km <sup>2</sup> /año/zona €/km <sup>2</sup> /año/zona Superficie y n.º unidades territoriales afectadas % indemnizaciones daños/total subvenciones % ganaderos afectados/total explotaciones % ganaderos a título principal afectados % población afectada/total población % explotaciones afectadas % ganado afectado/censo ganadero Ejemplares afectados/km <sup>2</sup>
Cantabria	Fernández-Gil et al. (1988 y1990)	% ganado afectado/censo ganadero
Castilla y León	Barrientos y Rico (1993)	% ganado afectado/censo ganadero Pérdidas económicas generadas por cada lobo
Castilla y León	Blanco et al. (1990 b)	% ganado afectado/censo ganadero Pérdidas económicas generadas por cada lobo
Castilla y León (llanura cerealista)	Blanco y Cortés (1999)	% ganado afectado/censo ganadero Pérdidas económicas generadas por cada lobo % ganaderos afectados/total explotaciones
Galicia	Bárcena (1990)	% ganado afectado/censo ganadero
La Rioja	Ceña (2000)	% ganado afectado/censo ganadero
Norte y Centro de Portugal	Vos (2000)	% ganado afectado/censo ganadero
P.N. Montesinho (Portugal)	Martíns de Acevedo (1993)	% ganado afectado/censo ganadero N.º de ataques/unidad territorial
Sierra de la Culebra (Zamora)	Vicente et al. (2000)	% ganado afectado/censo ganadero
Sistema Ibérico Septentrional	Tellería y Royuela (1989)	% ganado afectado/censo ganadero

sólo se dispone de datos anecdóticos, pero nunca globales. En Asturias se compensan los daños de lobo en todo el territorio desde el año 1991, aunque en numerosas áreas de cuya gestión era responsable la administración, éstos se abonan ya desde 1986 (Solano et al. 1993). En este territorio se dispone de las más completas series de estadísticas sobre daños de toda la Península Ibérica (ver Solano y Silva 2006). En Galicia hasta tiempos recientes solo se compensaban los daños de los espacios protegidos con presencia de lobo. El resto se reclamaba a los cotos de caza, aunque la demanda era escasa e irregular (P. Alonso, comunicación personal). Desde mayo de 2003 los agentes forestales visitan las reclamaciones de daños en todo el territorio gallego aunque las indemnizaciones son exclusivas para el ganado en régimen semi-extensivo y no existen estadísticas de daños disponibles (P. Sierra, comunicación personal). En la Rioja se indemnizan los daños desde 1986 (A. Ceña, comunicación personal) y desde 1999 en los territorios del País Vasco (Sáenz de Buruaga et al. 2003). En Castilla la Mancha se establece un régimen de ayudas para la indemnización de los daños de cánidos silvestres desde 2001 (Ruiz López de Cova 2003) y desde 1996 también en Andalucía (Franco 2003). En Cantabria no se han conseguido (a pesar de haber sido solicitados) los datos referentes al conocimiento y gestión de los ataques del lobo a la ganadería. En esta comunidad se comienza a indemnizar los daños en 1987; de hecho están disponibles las estadísticas de ese año (Fernández-Gil et al. 1988 y 1990), pero no conocemos detalles posteriores. En Portugal se sufragan los daños tras la entrada en vigor de la Ley 90/88 (Lei de Protecção ao Lobo-ibérico), excepto en el interior del Parque Nacional de Peneda-Gerês, donde las indemnizaciones son efectuadas desde 1971 (Pimenta et al. 2005). El personal del Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ICN) visita desde 1990 las reclamaciones en todo el área de distribución del lobo, e indemniza los daños en explotaciones que hayan cumplido los criterios de prevención exigidos (Pimenta et al. 2005). En Portugal, existen estadísticas oficiales de daños de lobos disponibles en el ICN, aunque son escasas las referencias sobre este aspecto (ICN 2005).

### ***Problemas de aplicación y estandarización de los protocolos de peritaje***

Valorar una reclamación atribuida a un ataque de lobo o esclarecer si son lobos o perros los causantes de un daño es una tarea ardua pero muy importante para conocer la dimensión real del impacto del lobo en la ganadería (Boitani 2000). En la Península Ibérica no se dispone de protocolos comunes de peritaje de los daños de lobo y se plantean numerosos problemas metodológicos. En Llaneza (1997), Alonso (2001), Gayol (2002), Sáenz de Buruaga et al. (2003), Llaneza et al. (2005a, 2005b) y Talegón (2005, 2009b) se proponen y discuten

algunos aspectos prácticos relacionados con las inspecciones y peritaciones de los daños atribuidos al lobo. El tamaño de las áreas geográficas a estudiar varía enormemente, pudiendo ser excesivamente extensas y manifestando entonces problemas metodológicos como desconocimiento del terreno, de la población lobuna o de los ganaderos afectados). Con áreas de unos 600 km<sup>2</sup> para un técnico (caso de Asturias) o 1400 km<sup>2</sup> para dos técnicos como en el País Vasco, algunos de estos problemas se pueden aminorar.

Para alcanzar un conocimiento real de la dimensión del problema de los daños, es necesario disponer de mecanismos rápidos y cómodos donde los afectados puedan realizar la reclamación fácilmente. Aunque en algunas áreas los ganaderos disponen de numerosa información en este sentido y disponen de números de teléfono con contestador revisados diariamente (Vicente et al. 2000, Talegón 2003b), en numerosas ocasiones hay un gran desconocimiento del proceso de reclamación (datos propios).

Tampoco existe uniformidad en los periodos permitidos para reclamar un ataque. En el País Vasco, el plazo máximo permitido para la reclamación desde el momento del suceso es de veinticuatro horas y cuarenta y ocho para Castilla y León y Portugal. En cualquier caso, los periodos superiores a 96 horas desde la ocurrencia del daño pueden abrir el abanico de posibilidades de manipulación, degradación, consumo por carroñeros, etc. Es importante que las visitas a las reclamaciones sean lo más rápido posible; en Portugal, los equipos encargados de la peritación visitan el siniestro en un plazo máximo de cinco días y en el País Vasco las inspecciones se hacen habitualmente transcurridas sólo algunas horas.

Por otro lado, no son uniformes los criterios para indemnizar animales reclamados en una explotación pero no encontrados. En este sentido, Linnell y Broseth (2003) proponen el cumplimiento de los siguientes requisitos para poder indemnizar en este contexto: deben existir pérdidas documentadas por lobos en la zona, pérdidas crónicas en la explotación y además presencia permanente de lobos. Nosotros añadiríamos además que debe garantizarse la aplicación de medidas preventivas por parte del ganadero que reclama los daños.

Los criterios para comunicar al ganadero el resultado de la peritación no son uniformes; este aspecto es importante pues si el personal encargado de las peritaciones informa del resultado de la inspección en el momento de la visita (como en Castilla y León), pueden surgir conflictos y presiones innecesarias que se evitan con una notificación posterior, caso de Asturias por ejemplo (Gayol 2002).

Por otro lado, es deseable disponer de técnicas genéticas como método para obtener información sólida de la autoría de un daño, discriminando así entre

lobos y perros. Mediante la obtención de muestras de ADN (bien de las lesiones en los animales atacados o de los restos biológicos encontrados), se puede determinar la especie causante e individualizar cada individuo (Ernest y Boyce 2000, Williams et al. 2003, Echegaray et al. 2005, Blejwas et al. 2006, Onorato et al. 2006, Rio-Maior et al. 2008, Sundqvist et al. 2008).

Por último, una carencia importante es la escasez de equipos de trabajo especializados; lo habitual es que el agente de la zona (rural, forestal, celador, etc.) visite el daño aplicando su criterio particular. El uso de equipos reducidos permite alcanzar mayor experiencia (Levin 2000), evita dispersión de la información y falta de coordinación (Fritts et al. 1992, Solano et al. 1993). En la provincia de Ávila el equipo de seguimiento de los daños está constituido por un técnico coordinador y 2-3 agentes medioambientales (S. Losada, comunicación personal). En Cataluña, donde existe una pequeña población de *Canis lupus italicus*, el Departamento de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat creó en 2005 la Unidad de Seguimiento de Grandes Carnívoros, que acude al lugar del daño acompañada siempre que es posible por guardas forestales o por los guardas de las Reservas Nacionales de Caza (Joan Alas, comunicación personal). De igual modo, en la toma de datos para la obtención de modelos predictivos en Asturias (Llaneza et al. 2005a y 2005b), se usa el criterio de un reducido grupo de especialistas; a pesar de que este protocolo se comenzó a aplicar en dicha región en 2006, en la actualidad se ha abandonado por razones que desconocemos.

De cara a obtener estadísticas fiables, es importante que el personal encargado de la inspección de los daños, disponga de formación sobre el tema, experiencia, disponibilidad de tiempo suficiente para cada inspección, conocimiento del terreno, de aspectos veterinarios de la mortalidad del ganado y de las actitudes de los ganaderos afectados (Petrucci-Fonseca 1990, Menéndez de la Hoz 1997, Genovesi 2002). En España la formación del personal encargado de las peritaciones es escasa y desigual, aunque se han realizado algunos cursos específicos sobre el tema. El personal encargado de visitar los ataques en el País Vasco o Navarra (Sáenz de Buruaga et al. 2000), Castilla la Mancha (Ruiz López de la Cova 2003), Asturias (L. Llaneza com pers.) ha recibido cursos de formación o especialización. Sin embargo la guardería de otras comunidades como Galicia, Castilla y León y Madrid (Talegón 2005) ha recibido formación mucho más puntual. En otros países, como Suecia, existe el Wildlife Damage Center, organismo que imparte cursos de tres días para formación de inspectores en las tareas de peritación de daños (Levin 2000), en los que se ofrece información relacionada con las reclamaciones (ecología de los depredadores, conocimientos de veterinaria, etc.) y se realizan exámenes de animales atacados.

### ***Las reclamaciones falsas***

El ganado muere por numerosas causas naturales, pero con regularidad y con el interés de ser indemnizado, se reclama como atacado por lobos, a veces con sorprendente inventiva. Es preciso hacer un esfuerzo para excluir estos valores de distorsión de los expedientes reales y de las bases de datos sobre daños, tomando precauciones a la hora de aceptar un daño como positivo (Boitani 2000). Este tipo de manifestaciones puede sobredimensionar la problemática del lobo en la opinión pública, en las propias administraciones y entre los colectivos de ganaderos. No se ha cuantificado el alcance real de la picaresca en la Península Ibérica, aunque en la provincia de Zamora durante la temporada 2002 se estimó que al menos el 10% del total de reclamaciones eran falsas (Talegón 2009a). En el área de trabajo del suroccidente de Asturias estimamos que los valores de fraude son mayores que en Zamora, del orden de un 20-30% del total de reclamaciones anuales.

## **PROPUESTA METODOLÓGICA**

Con el objetivo de evitar este tipo de manifestaciones se considera necesaria una estandarización del peritaje y exigir en las reclamaciones la aplicación y cumplimiento de algunos requisitos. Con el objetivo de detectar y cuantificar las reclamaciones falsas es necesario formar al personal encargado de visitar las reclamaciones, así como la creación de comisiones técnicas que evalúen las posibles reclamaciones falsas. Se detallan a continuación algunas propuestas para estandarizar los protocolos de peritaje y otras para utilizar índices adecuados, que permitan evaluar la incidencia real del lobo en la ganadería.

### ***Estandarización de los protocolos de reclamación e inspección de daños***

- a. Disponibilidad de mecanismos rápidos donde los afectados puedan hacer la reclamación (número de teléfono dotado de contestador y/o dirección de correo electrónico y revisión diaria de los mismos).
- b. Unificar en 24 horas el tiempo máximo permitido para realizar la reclamación del daño desde que éste se produzca.
- c. Limitar a 24 horas el tiempo máximo para visitar una reclamación desde el momento del aviso.
- d. Visitar siempre *in situ* la zona del siniestro para buscar indicios directos que permitan evaluar la reclamación. Revisión minuciosa de todos los animales afectados en cada reclamación.

- e. Establecer un tiempo medio de una semana para valorar la evolución definitiva de las reses afectadas (segunda visita).
- f. Se propone que el resultado de la peritación no sea comunicado durante la visita.
- g. Unificar las variables recogidas en fichas tipo (ver por ejemplo, Llana et al. 2005 a y b) y a la vez incluir estas en bases de datos para su posterior consulta y análisis, incluyendo valores comunes para todas ellas. Los campos deben poseer valores predeterminados para evitar errores al insertar manualmente los datos.

Por último, como recomendaciones generales, se sugieren los siguientes puntos:

- a. Para evaluar los siniestros con mayor propiedad, conocer el estatus de la población lobuna en la zona de trabajo.
- b. Áreas geográficas reducidas en lo posible para evitar numerosos problemas metodológicos.
- c. El personal de los grupos de trabajo debe ser reducido (2-3 personas) para alcanzar mayor experiencia, evitar dispersión de la información y falta de coordinación.
- d. Se propone la creación de comisiones técnicas para solventar decisiones complicadas de reclamaciones puntuales.
- e. Se propone el uso de métodos genéticos como sistema discriminatorio para la obtención de información sólida de la autoría de lobos y perros.

### ***Propuesta de índices para evaluar la incidencia real del lobo en la ganadería***

- a. Número y porcentaje de ganado afectado según el censo ganadero y por tipos.
- b. Cuantía económica de los daños.
- c. Expedientes de daños según las unidades territoriales (municipio, provincia...).
- d. Expedientes/km<sup>2</sup>, ejemplares/km<sup>2</sup> y €/km<sup>2</sup>.
- e. Porcentaje de ganaderos afectados en relación al total de ganaderos y en relación al total de la población.
- f. Porcentaje de ganaderos afectados/ explotaciones afectadas.
- g. Porcentaje de ganaderos a título principal afectados.

- h. Cuantía económica de los daños del lobo en relación al volumen de renta y de subvenciones.
- i. Porcentaje de daños sobre ganaderos que aplican medidas preventivas.

Se considera de interés incluir además, en todas las valoraciones:

- a. Todos los apartados anteriores para los daños atribuidos a ataques de perros.
- b. Porcentaje de reclamaciones denegadas por diferentes razones del total de solicitudes.

## **AGRADECIMIENTOS**

A Joan Alas, Pedro Alonso, Francisco Álvares, Enrique Arberas, Luís Mariano Barrientos, Inés Barroso, Miguel Ángel Campos, José Carral, Alfonso Ceña, Juan Carlos Ceña, Jorge Echegaray, Cesar Ferrero, Fernando Hurtado, Luís Llana, Miguel Ángel López, Sofía Losada, Vicente Palacios, Virginia Pimenta, Francisco J. Purroy, Mario Sáenz de Buruaga y Alberto Talegón. A todos ellos, agradecer sus diferentes y valiosas aportaciones. A Alberto Fernández-Gil, por sus consejos y por embarcarse en la laboriosa tarea de coeditar esta monografía.

## **BIBLIOGRAFÍA CITADA**

- Alexandre, A.S., Candido, A.T. y Petrucci-Fonseca, F. (2000). A população lupina portuguesa a sul do Rio Douro. *Galemys*, 12 (NE): 113-122.
- Alonso, P. (2001). Alimentación y daños a la ganadería. Pp. 41-72. En: *I Curso formativo sobre la situación y gestión del lobo ibérico en Castilla y León*. ASCEL. Fuentes de Nava, Palencia.
- Alonso, P., Talegón, J., Vicente, J.L. y Yanes, T. (2001). Evaluación de los efectivos demográficos de lobo (*Canis lupus*) en el centro-oeste de la provincia de Zamora en 2001. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 66 pp.
- Bangs, E.E., Fritts, S.H., Harms, D.R., Fontaine, J.A., Jimenez, M.D., Brewster, W.G. y Niemeyer, C.C. (1995). Control of endangered gray wolves in Montana. Pp. 127-134. En Carbyn, L.N., Fritts, S.H. y Seip, D.R. (eds). *Wolves in a Changing World*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication. No 35.
- Bárcena, F. (1990). El lobo en Galicia. Pp. 11-18. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. Colección técnica. I.C.O.NA. Madrid.

- Barrientos, L.M. (1993). *Evolución del lobo ibérico (Canis lupus signatus) en la provincia de Valladolid y sus áreas limítrofes*. Sección de Vida Silvestre. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 203 pp.
- Barrientos, L.M. y Rico, M. (1993). *Situación del lobo y las especies de caza mayor en la Alta Carballada*. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 182 pp.
- Barrientos, L.M., Del Riego, J. y Del Riego, L. (1995). *Situación del lobo en Castilla y León. Sección de Vida Silvestre*. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 272 pp.
- Blanco, J.C. (2000). Large Carnivore Damage in Spain. *Carnivore Damage Prevention News*, 1: 5-6.
- Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds) (1990a). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. Colección técnica. I.C.O.N.A. Madrid. 118 pp.
- Blanco, J.C., Reig, S., Cuesta, L., Barrientos, L.M., Seijas, J., Barrios, L. y Grande Del Brio, R. (1990b). El lobo en Castilla y León. Pp. 45-56. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. Colección técnica. I.C.O.N.A. Madrid.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (1999). *Estudios para la gestión del lobo en hábitats fragmentados por autovías*. Servicio de Vida Silvestre. Junta de Castilla y León. Informe inédito. 247 pp.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2002). *Ecología, Censos, Percepción y Evolución del lobo en España. Análisis de un conflicto*. SECEM. Málaga. 176 pp.
- Blejwas, K.M., Williams, C.L., Shin, G.T., Mcclough, D.R. y Jaeger, M.M. (2006). Salivary DNA evidence convicts breeding male coyotes of killing sheep. *Journal of Wildlife Management*, 70: 1087-1093.
- Boitani, L. (1995). Ecological and cultural diversities in the evolution of wolf-human relationships. Pp. 3-11. En: Carbyn, L.N.; Fritts, S.H. y Seip, D.R. (eds). *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication n°. 35.
- Boitani, L. (2000). *Action plan for the conservation of wolves (Canis lupus) in Europe*. Consejo de Europa. Estrasburgo. 86 pp.
- Boitani, L. (2003). Wolf Conservation and Recovery. Pp. 317-340. En: Mech, L.D. y Boitani, L. (eds). *Wolves. Behavior, Ecology and Conservation*. University of Chicago Press.
- Bjorge, R.R. y Gunson, J.R. (1985). Evaluation of wolf control to reduce cattle predation in Alberta. *Journal of Range Management*, 38 (6): 483-487.
- Breitenmoser, U. y Angst, C. (2001). Statistics of damage caused by large carnivores in Europa. *Carnivore Damage Prevention News*, 4: 11-13.
- Bulte, E. H. y D. Rondeau (2005). Why compensating wildlife damages may be bad for conservation. *Journal of Wildlife Management*, 69 (1): 14-19.
- Ceña, A. (2000). Estudio del lobo (*Canis lupus*) en la Rioja mediante entrevistas (años 1983-1994). Pp. En: Llaneza, L. (ed). *Situación y Conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. *Galemys*, 12 (NE): 201-208.
- Ceña, A. (2004). El lobo ibérico en la Rioja mediante indicios de presencia. *Zubia*, 22: 131-142.
- Del Campo, J. C. y Hernández, O. (2003). La gestión del lobo en el principado de Asturias. Pp. 26-35. En: *Resúmenes Seminario Internacional sobre la gestión y conservación del lobo "Conviviendo con el lobo"*. Junta de Castilla y León. Segovia.

- Delibes, M. (1990). *Status and conservation needs of the wolf in the Council of Europe member states*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Strasbourg. 46 pp.
- Diputación Foral de Álava (2005). *Informe estadístico de la incidencia del lobo en el Territorio Histórico de Álava (Periodo 2000-2004)*. Informe inédito. 23 pp.
- Dos Santos Reis, M.L. y López, M.C. (1997). Predação de lobo ibérico (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907) sobre gado doméstico no Maciço da Gralheira, entre 1992-1997. Pp. 59. En: *Resúmenes Situación y Conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. SECEM, GRUPO LOBO, ASDEN. Soria.
- Echegaray, J.A., Illana, A., Hernando, A., Martínez de Lecea, F., Bayona, J.A., De La Torre, D., Paniagua y Vilá, C. (2005). *El lobo (Canis lupus L, 1758) en la comunidad autónoma del País Vasco. Uso del ADN fecal para el seguimiento de sus poblaciones*. Dirección de Biodiversidad del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito. 252 pp.
- Ernest, H.B. y Boyce, W.M. (2000). DNA identification of mountain lions involved in livestock depredation and public safety incident and investigation. Pp. 290-294. En: *19th Proceedings of the Vertebrate Pest Conference*. Salmon, T.P. y Crabb, A.C. (Eds). University of California, Davis, USA.
- España, J. y España, A.J. (1997). Datos sobre la presencia del lobo (*Canis lupus signatus*, Cabrera 1907) en la provincia de Salamanca, en base a ataques al ganado. Pp. 30. En: *Resúmenes Situación y Conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. SECEM, GRUPO LOBO, ASDEN. Soria.
- Fernández, J.M. (1993). Daños del lobo y política de compensaciones en Álava. *Otaka*, 17-18.
- Fernández-Gil, A., Fernández, J.M. y Palomero, G. (1988). *El lobo ibérico en Cantabria*. Diputación Regional de Cantabria, Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca. Informe inédito, 63 pp.
- Fernández-Gil, A., Fernández, J.M. y Palomero, G. (1990). El lobo en Cantabria. Pp. 33-44. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. Colección técnica. I.C.O.NA. Madrid.
- Fourli, M. (1999). *Compensation for damage caused by bears and wolves in the European Union*. Life. Experiences from LIFE-Nature projects. Luxembourg. 68 pp.
- Franco, A. (2003). La conservación del lobo en Andalucía. Pp. 42. En: *Resúmenes Seminario Internacional sobre la gestión y conservación del lobo "Conviviendo con el lobo"*. Junta de Castilla y León. Segovia.
- Fritts, S.H. (1982). Wolf depredation on livestock in Minnesota. U.S. Fish and Wildlife Service. *Resource Publication* 145. 11 pp.
- Fritts, S.H., Paul, W.J., Mech, L.D. y Scott, D.P. (1992). Trends and management of wolf-livestock conflicts in Minnesota. U.S. Department of the Interior. Fish and Wildlife Service. *Resource Publication* 181. 27 pp.
- Fritts, S.H., Stephenson, R.O., Hayes, R.D. y Boitani, L. (2003). Wolves and humans. Pp. 289-316. En: Mech, L.D. y Boitani, L. (eds). *Wolves. Behavior, Ecology and Conservation*. University of Chicago Press.
- García-Gaona, F., Gonzalez, F., Hernández-Palacios, O., Naves, J., Palomero, G. y Solano, S. (1990). El lobo en Asturias. Pp. 19-31. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds).

- El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología.* Colección técnica. I.C.O.N.A. Madrid.
- Gayol, X. (2002). Inspección de daños y seguimiento de poblaciones de lobo. *Guardabosques*, 18: 18-25.
- Genovesi, P. (2002). *Piano d'azione nazionale per la conservazione del lupo (Canis lupus).* Quaderni di Conservazione Della Natura, 13. Ministero dell'Ambiente-Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. 94 pp.
- Guerra, A., Rio-Mayor, H., Duarte, G., Álvares, F. y Petrucci-Fonseca, F. (2005). Predação do lobo nos bovinos e nos equinos no Alto Minho, Portugal. Pp. 60. En: *Resúmenes II Congreso Luso-Español sobre o Lobo Ibérico.* Castelo Branco.
- ICN (2005). Prejuízos atribuídos ao lobo sobre efectivos pecuários em Portugal. Pp. 76. En: *Resúmenes II Congreso Luso-Español sobre o Lobo Ibérico.* Castelo Branco.
- Kumar, S. y Rahmani, A.R. (2000). Livestock depredation by wolves in the Great Indian Bustard Sanctuary, Nannaj (Maharashtra), India. *Bombay Natural History Society Journal*, 97 (3): 340-348.
- Levin, M. (2000). Education of wildlife damage inspectors in Sweden. *Carnivore Damage Prevention News*, 1: 2-3.
- Linnell, J.D.C. y Broseth, H. (2003). Compensation for Large Carnivore Depredation of Domestic Sheep 1994-2001. *Carnivore Damage Prevention News*, 6: 11-13.
- Llaneza, L. (1995). *Análisis de los expedientes de daños en Asturias, 1991-94.* INDUROT-Consejería de Medio Ambiente y Urbanismo del Principado de Asturias. Informe inédito. 20 pp.
- Llaneza, L. (1997). Aproximación a la problemática de los daños atribuidos al lobo. Pp. 55-79. En: Colegio oficial de veterinarios de Zamora (ed). *Veterinaria y Fauna Salvaje. Tomo II.* Zamora.
- Llaneza, L., Rico, M. y Iglesias, J. (2000). El lobo ibérico en el antiguo Parque Nacional de la montaña de Covadonga: situación, daños y problemática social. *Galemys*, 12 (NE): 79-92.
- Llaneza, L. y Blanco, J.C. (Coords.) (2001). *Diagnóstico de las poblaciones de lobo ibérico en Castilla y León.* Junta de Castilla y León. Informe inédito. 285 pp.
- Llaneza, L., Palacios, V., García, E.J. y Hernández-Palacios, O. (2005a). Aplicación de modelos predictivos en las decisiones de gestión de los daños a la ganadería atribuidos al lobo en Asturias. Pp. 22. En: *Resúmenes II Congreso Luso-Español sobre o Lobo Ibérico.* Castelo Branco.
- Llaneza, L., Palacios, V. y García, E.J. (2005b). Applying predictive models to management decisions regarding livestock damages attributed to wolves in Asturias (n. Spain)". Pp. 80. En: *Abstracts Frontiers of wolf recovery: Southwestern U.S. and the World.* Colorado.
- Lopez, B.H. (1978). *Of Wolves and Men.* Charles Scribner's Sons. New York. 323 pp.
- Martins De Acevedo, J.C. (1993). *Ataques do lobo no distrito de Bragança 1989-1991.* Parque Natural de Montesinho. Relatório interno. 38 pp.
- Menéndez De La Hoz, M. (1997). Incidencia del lobo en la cabaña ganadera. Pp. 79-93. En: Palacios, B. y Llaneza, L. (eds). *Primer Seminario sobre el lobo en los Picos de Europa.* SECER-Grupo Lobo.
- Montag, J. (2003). Compensation and predator conservation; limitations of compensation. *Carnivore Damage Prevention News*, 6: 2-6.

- Moreira, L., Rosa, J.L., Lourenço, J., Barroso, I. y Pimenta, V. (1997). *Projecto Lobo. Relatório de Progressão 1996* (Cofinanciado pela U.E. – Programa LIFE). Parque Natural de Montesinho, Bragança. 61 pp.
- Naughton-Treves, L., Grossberg, R. y Treves, A. (2003). Paying for Tolerance: Rural citizens' Attitudes toward Wolf Depredation and Compensation. *Conservation Biology*, 17 (6): 1500-1511.
- Onorato, D., White, C., Zager, P. y Waits, L.P. (2006). Detection of Predator Presence at Elk Mortality Sites Using mtADN Analysis of Hair and Scat Samples. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (3): 815-820.
- Petrucci-Fonseca, F. (1990). *O lobo (Canis lupus signatus Cabrera, 1907) em Portugal. Problemática da sua conservação*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa. 332 pp.
- Pimenta, V., Barroso, I., Álvares, F., Correia, J., Ferrão Da Costa, G., Moreira, L., Nascimento, J., Petrucci-Fonseca, F., Roque, S. y Santos, E. (2005). *Situação Populacional do lobo em Portugal: resultados do Censo Nacional 2002/2003*. Instituto da Conservação da Natureza/Grupo Lobo. Lisboa 158 pp. + Anexos.
- Rio-Maior, H., Godinho, R. y Álvares, F. (2008). *Projecto de Investigação e Conservação do lobo no Noroeste de Portugal - Ano I*. Informe inédito. VERANDA/CIBIO. 95 pp.
- Ruiz López De La Cova, R. (2003). Situación actual de las poblaciones de lobo ibérico en Castilla-La Mancha y medidas de conservación adoptadas. Pp. 36-41. En: *Resúmenes Seminario Internacional sobre la gestión y conservación del lobo "Conviviendo con el lobo"*. Junta de Castilla y León. Segovia.
- Sáenz De Buruaga, M., Campos, M.A., Arberas, E. y Onrubia, A. (2000). Últimos datos sobre el lobo (*Canis lupus*) en el País Vasco y Navarra. Pp. En: Llana, L. (ed.). Situación y Conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica. *Galemys*, 12 (NE): 149-162.
- Sáenz De Buruaga, M., Campos, M.A., Arberas, E., Aguirrezábal, J.R. y Onrubia, A. (2003). Sistema de asistencia y peritación de daños de lobo en el País Vasco. Pp. 13. En: *Resúmenes Seminario Internacional sobre la gestión y conservación del lobo "Conviviendo con el lobo"*. Junta de Castilla y León.
- Solano, S., Silva, P. y Llana, L. (1993). *El lobo en Asturias, 1993. Censo de camadas, análisis de daños y propuesta de manejo de la población*. GEA. Consejería de Medio Ambiente y Urbanismo del Principado de Asturias. Informe inédito. 53 pp.
- Solano, S. y Silva, P. (2006). *Propuesta de programa anual de actuaciones de control del lobo 2006-2007 y análisis del programa 2005-2006*. Viceconsejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno del Principado de Asturias. Informe inédito. 50 pp.
- Sundqvist, A., Ellegren, H. y Vilà, C. (2008). Wolf or dog? Genetic identification of predators from saliva collected around bite wounds on prey. *Conservation Genetics*, 9: 1275-1279.
- Talegón, J. (2003a). *Introducción a las relaciones entre el lobo y la ganadería en la provincia de Zamora*. Seminario de Investigación I. Departamento de Biología Animal. Universidad de Salamanca. Inédito. 14 pp.
- Talegón, J. (2003b). Daños de lobos y perros en dos áreas de la provincia de Zamora con diferente manejo ovino. Pp. 174. En: *Resúmenes VI Congreso SECEM*. Ciudad Real.
- Talegón, J. (2004). La conservación del lobo en la provincia de Zamora. *Quercus*, 222: 20-28.

- Talegón, J. (2005). *Alimentación y daños a la ganadería del lobo en España*. Curso formativo sobre el lobo. CC.OO. Madrid. 20 pp.
- Talegón, J. (2009a). Descripción de casos de fraude en supuestos daños de lobo al ganado. Problemática y soluciones. P. 212. En *Libro de resúmenes IX Jornadas SECEM*. Bilbao.
- Talegón, J. (2009b). *Daños a la ganadería y alimentación del lobo en España*. Curso formativo sobre el lobo. CC.OO. Madrid. 20 pp.
- Tellería, J.C. y Sáez-Royuela, C. (1989). Ecología de una población ibérica de lobos. *Doñana Acta Vertebrata*, 16 (1): 105-122.
- Urios, V., Vilá, C. y Castroviejo, J. (2000). Estudio de la incidencia real de la depredación del lobo en la cabaña ganadera comparando dos métodos distintos. *Galemys*, 12 (NE): 241-248.
- U.S. Fish and Wildlife Service, Nez Perce Tribe, National Park Service, Montana Fish, Wildlife & Parks, Idaho Fish and Game y USDA Wildlife Services (2006). *Rocky Mountain Wolf Recovery. 2005 Annual Report*. Sime, C.A. y Bangs, E.E. (eds). USFWS. 130 pp.
- Vicente, J.L., Rodríguez, M. y Palacios, J. (2000). Gestión del lobo Ibérico (*Canis lupus signatus* Cabrera, 1907) en la Reserva Regional de Caza "Sierra de la Culebra" (Zamora). Pp. En: Llana, L. (ed). *Situación y Conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. *Galemys*, 12 (NE): 181-199.
- Vicente, J.L. (2001). *El lobo en Zamora. Propuestas de Gestión para una especie de elevada conflictividad social*. Gestión y Conservación de la Fauna Silvestre Euro Mediterránea. Modelo III. Master Universitario, Waves.
- Vos, J. (2000). Food habits and livestock depredation of two Iberian wolf packs (*Canis lupus signatus*) in the north of Portugal. *Journal of Zoology*, 252: 457-462.
- Wagner, K.; Schmidt, R. y Conover, M. (1997). Compensation programs for wildlife damage in North America. *Wildlife Society Bulletin*, 25 (2): 312-319.
- Williams, C.L., Blejwas, K., Johnston, J.J. y Jaeger, M.M. (2003). A coyote in sheep's clothing: predator identification from saliva. *Wildlife Society Bulletin*, 31 (4): 926-932.



*Burro depredado y parcialmente devorado por los lobos,  
Moveros (Zamora) 2002  
(Foto: Javier Talegón)*



*Potro herido por el ataque de un grupo de perros.  
Zamora, 2003  
(Foto: Javier Talegón)*



*Inspección de un ternero muerto probablemente depredado por lobos en una explotación de ganado bravo en una dehesa en Valdelosa (Salamanca), 2005  
(Foto: Javier Talegón)*



*Ternero muerto justo tras el parto por causas ajenas a un ataque y carroñeo por zorros, pero reclamado por daño de lobos.  
Mayalde (Zamora), 2003  
(Foto: Javier Talegón)*



*Necropsia de un lobo y recogida de muestras bacterianas y de tejidos,  
en LNIV / SMLM (Portugal)  
(Foto: Helena Rio-Maior).*

# RECOGIDA DE MUESTRAS BIOLÓGICAS PARA EL ESTUDIO DE LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE LOBOS

JUAN J. RODRÍGUEZ<sup>1</sup>, TOMÁS YANES<sup>2</sup> Y JOSÉ L. VICENTE<sup>3</sup>

1. C/ Casimiro Junco, 15 - 34002 Palencia.

E-mail: juanjorod@colvet.es

2. Consultora de Estudios Medioambientales ILEX C.B.

Jardines de Eduardo Barrón, 1 - 49016 Zamora

E-mail: ilex@telefonica.net

3. C/ Benavente, 4 - Milles de la Polvorosa, 49699 Zamora

E-mail: joseluis@jlvq.es

## RESUMEN

Las muestras provenientes de pelo, excrementos o animales muertos permiten obtener una valiosa información de cara a un mejor conocimiento sobre distintos aspectos de la biología del lobo. Sin embargo, la metodología de recogida, conservación y envío de las muestras difiere en función del tipo de análisis que se pretenda realizar con ellas. En función de tales análisis, las muestras se pueden agrupar en tres grupos: muestras para estudios patológicos, toxicológicos y genéticos.

El objetivo de este trabajo es describir la manera adecuada de recoger y enviar muestras biológicas de lobos a los laboratorios de destino en función de los análisis a realizar de forma que se maximice la información que encierran las muestras obtenidas esencialmente a partir de cadáveres, excrementos y pelo de lobo. Se propone un modelo de ficha que incluya detalles de las muestras recogidas y contemple los aspectos tratados en este trabajo.

Palabras clave: estudios genéticos, estudios patológicos, estudios toxicológicos, ficha, muestras biológicas, protocolo, recogida.

## ABSTRACT

*Collection of biological samples for the study of Iberian wolf populations.*

Hair, scats or dead animals provide samples that are useful to improve our knowledge on wolf biology. However, the methods to collect, preserve and

send the samples is different depending on the type of analyses to be developed. Thus, samples can be grouped in order to do pathologic, toxicological and genetic studies.

The goal of this study is to describe a protocol for collecting and deliver wolf samples to the laboratories, in order to maximize the information available in different types of samples, i.e. carcasses, scats and hairs of wolves. We include a proposal of datasheet to describe details of the samples gathered, as discussed in this protocol.

Key words: biological samples, collection, datasheet, genetic studies, pathological studies, protocol, toxicological studies.

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

Muchos aspectos de la biología del lobo ibérico (*Canis lupus*) son aún poco conocidos, dado que el estudio de este carnívoro conlleva una serie de dificultades, como la que supone su observación directa en el medio natural. Por esa razón, con frecuencia el material de estudio son restos biológicos tales como pelo y excrementos o animales muertos en accidentes, en cacerías o intoxicados. Sin embargo, las muestras provenientes de estos materiales permiten obtener una valiosa información de cara a un mejor conocimiento de distintos aspectos de la biología del lobo.

La metodología de recogida, conservación y envío de las muestras es distinta en función del tipo de análisis que se pretenda realizar con ellas. En función de tales análisis, las muestras de lobo se pueden agrupar en tres grupos: muestras para estudios patológicos, toxicológicos y genéticos.

Las muestras para estudios patológicos, que pueden a su vez ser objeto de distintos análisis (anatomopatológicos, microbiológicos, hematológicos, serológicos, bioquímicos, toxicológicos, etc.), permiten conocer el estado sanitario de los animales, el posible contacto con agentes patógenos o la causa de la muerte, además de otros aspectos relativos a su fisiología reproductiva o alimentaria, entre otros (Kreeger 2003). El caso concreto de los análisis toxicológicos, sobre todo intoxicaciones y envenenamientos, merece una consideración especial debido a la elevada mortalidad que sufre el lobo por esta causa (Álvares 2003, Álvarez et al. en este volumen). Para finalizar, las muestras para estudios genéticos permiten obtener información diversa, como confirmación de pertenencia de las muestras a una especie concreta, grado de diversidad genética entre individuos, estimas poblacionales, etc. (Piggott y Taylor 2003, Waits y Paetkau 2005) En efecto, debido a su elevada potencialidad, los estudios genéticos se pueden convertir en una pieza imprescindible en el estudio y la conservación del lobo ibérico.

Los objetivos de este trabajo son: 1) hacer una breve revisión bibliográfica de los tipos, formas de recogida y preparación de muestras para la realización de distintos análisis; 2) proponer un protocolo para la recogida y envío de muestras de acuerdo con el tipo de análisis (patológicos, toxicológicos o genéticos) que se pretenda realizar con ellas y que permitan maximizar la información que encierran las muestras obtenidas esencialmente a partir de cadáveres, excrementos y pelo; y 3) proponer un modelo de ficha donde concretar la recogida de datos y detalles sobre el envío de las muestras a los laboratorios de destino.

Por último, es necesario recordar que muchos de los detalles sobre recogida y manipulación de muestras biológicas contenidos en esta propuesta han de ser desarrollados por profesionales (principalmente veterinarios), ya que frecuentemente tales trabajos se hayan bajo condicionantes legales (salud humana y animal). Esto es especialmente significativo en el caso de muestras o ejemplares supuestamente envenenados, dado que su recogida y manipulación sólo debe hacerla personal autorizado.

## **ANTECEDENTES Y MATERIALES**

A continuación exponemos, basados en una revisión bibliográfica, algunos aspectos concretos a tener en cuenta en función del tipo de análisis pretendido, ya que éste puede condicionar la manera de recoger, almacenar y enviar las muestras a los laboratorios de destino. Sin embargo, la recogida de muestras a partir de cadáveres, principalmente destinada a estudios patológicos, deberá tener en cuenta que tras más de 6 horas sin refrigerar desde la muerte del animal (obviamente, este tiempo será mayor cuanto menor sea la temperatura ambiente) pueden aparecer procesos de autólisis que produzcan alteraciones morfológicas y estructurales que dificulten el reconocimiento de las lesiones macroscópicas, impidan el procesado histopatológico de los órganos y desvirtúen los resultados de los análisis microbiológicos (Fadurdo y Ruiz 1998).

### *Análisis patológicos*

Se describen en este apartado diferentes procedimientos de recogida de muestras incluidas en el epígrafe general de análisis patológicos, pero detallados en función de análisis más específicos en cada caso.

### *Análisis anatomopatológicos*

Siempre que sea posible se deberá enviar a analizar el órgano completo; si eso no es posible, se deberá recoger parte del límite de la lesión junto con una

zona adyacente aparentemente sana. El grosor de la muestra será de aproximadamente 1 cm, ya que tamaños superiores dificultan la entrada del fijador en el tejido y si son excesivamente pequeñas no permiten la realización de determinaciones anatomopatológicas. Si el análisis se debe realizar a partir de tracto digestivo, se deberá retirar el contenido de su luz recortando una superficie aproximada de 1 cm<sup>2</sup> (Jakob et al. 1997, Fernández et al. 2005). En las muestras de piel se deberán recoger las zonas con lesiones primarias, no las ulceradas o contaminadas (Rubio 1996). Las muestras destinadas a los análisis anatomopatológicos se deberán introducir en formalina al 10% (9 ml de agua con 1 ml de formaldehído al 40%) en un volumen 10 veces superior a la muestra y no deberán transcurrir más de 24 horas para evitar el inicio de los procesos autolíticos. Las muestras destinadas a este tipo de análisis no se deben congelar (Fadurdo y Ruiz 1999).

#### *Análisis microbiológicos*

Los órganos, la sangre heparinizada (heparina de sodio) o los exudados a partir de los cuales se realizarán determinaciones microbiológicas, se deberán introducir en recipientes estériles trabajando en todo momento con la máxima asepsia para evitar cualquier contaminación, tanto desde el ambiente hacia la muestra como desde ésta al ambiente. El material a partir del cual pretendamos realizar análisis microbiológicos se debe refrigerar y analizar con la mayor rapidez posible, si bien algunas bacterias pueden mantenerse congeladas (Reviriego et al. 2000); en el caso de los estudios víricos, si se prevé que el tiempo transcurrido superará las 6 horas, es preferible congelar la muestra (Martínez 2002). Los exudados se recogerán con la ayuda de un hisopo, previa limpieza y desinfección de la piel que rodea el orificio natural o la superficie del órgano a muestrear, introduciendo profundamente el hisopo con su cánula protectora para evitar contaminaciones; los hisopos incorporan diversos medios de transporte, dependiendo del microorganismo que se pretenda analizar, que permiten la viabilidad de las bacterias durante periodos de 24 a 48 horas. Los órganos a enviar para análisis dependerán de los hallazgos de necropsia, pero si éstos no son claros o se duda de los órganos diana en una determinada enfermedad, se deberá enviar pulmón (al menos lóbulos apical y medio), tráquea, corazón entero, hígado (varias porciones con la vesícula biliar), riñón, bazo (la mitad si no es posible enviarlo entero), encéfalo entero, intestino y ganglios linfáticos de las zonas afectadas; en el caso del intestino, se debe enviar un tramo de yeyuno, íleon y colon ligados por sus extremos; los líquidos corporales se pueden recoger con la ayuda de jeringas estériles (Martínez 2002, Gracia et al. 2005). En las afecciones de la piel sospechosas de estar causadas por hongos, se deben recoger trozos de piel

o realizar raspados profundos e incluirlos en hidróxido de potasio al 10% (Bagnall 1986). En la especie que nos ocupa rara vez tendremos acceso a abortos, pero si fuese posible su estudio, se deberá recoger el feto completo con la placenta, o, en su defecto, contenido estomacal, vísceras y piel del mismo; en el caso de muestrear a la madre, podremos recoger una muestra de exudados vaginales con ayuda de un hisopo (Martínez 2002).

### *Análisis hematológicos*

Frecuentemente se trabaja con animales que lleven algún tiempo muertos, por lo que la recogida de sangre en condiciones aptas para su análisis hematológico no siempre es posible. Tales circunstancias sólo se darán cuando tengamos acceso a lobos capturados vivos o muertos muy recientemente, como sucede en las cacerías, en cuyo caso, debido al estrés provocado, los resultados deberán interpretarse con cautela. En los animales vivos el punto de elección para la extracción de sangre es la vena cefálica (pata anterior), entre otras cuya extracción no es tan sencilla (safena, yugular), mientras que en el cadáver se deberá intentar punzando directamente en la cavidad cardíaca. La muestra se recogerá con anticoagulante, siendo los más utilizados la heparina, el EDTA, el citrato sódico y la mezcla de oxalato amónico y oxalato potásico. Se refrigerará a 4°C y no deberán transcurrir más de 24 horas hasta su llegada al laboratorio (Morales 2005).

### *Análisis serológicos*

El suero es la porción líquida de la sangre que queda tras retirar el coágulo. Para obtenerlo, la muestra de sangre se recoge en un tubo sin anticoagulante dejándolo reposar a temperatura ambiente. En ocasiones la muestra estará hemolizada, por lo que será preciso centrifugarla para poder separar el suero de las partículas sólidas. Si se prevé que transcurrirán menos de 7 días hasta la realización de las determinaciones serológicas, se puede mantener en refrigeración, pero si se pretende almacenar durante un periodo de tiempo superior se deberá congelar (Fadurdo y Ruiz 1999, Zarnke et al. 2000, 2004).

### *Análisis parasitológicos*

La presencia de parásitos en el lobo es habitual aunque no todos tienen significación patológica y aún cuando la tengan, un número bajo no siempre implica la existencia de enfermedad, por lo que la interpretación de estos resultados requiere cautela. Los ectoparásitos suelen ser abundantes en la fauna silvestre (más en determinadas épocas), aunque hay que tener en cuenta que abandonan

el cadáver cuando éste pierde calor, por lo que no se debe descartar su influencia en el estado sanitario de un animal muerto aún cuando no se observen en gran número. En el caso concreto de parásitos cutáneos, como los ácaros causantes de sarna, se deberá recoger un trozo de piel o bien realizar un raspado profundo; se puede incluir en KOH al 5% para permitir clarificar la muestra e identificar a los ácaros (Bagnal 1986). El método más frecuente de detección de endoparásitos es el análisis coprológico, realizado a partir de heces frescas, donde mediante diversos procedimientos se buscan los parásitos adultos o partes de los mismos, las fases larvianas o los huevos, siendo, en general, una herramienta útil para la detección de endoparásitos en el lobo (Torres et al. 2001). Se puede investigar la presencia de formas adultas de parásitos digestivos a partir de muestras de intestino completo ligado (Hirvela-Koski et al. 2003, Segovia et al. 2003) o a partir de heces frescas recogidas en el campo. En el caso concreto de la triquinosis, los análisis se efectúan sobre muestras de músculos con mucha actividad y fibras paralelas, tales como los pilares del diafragma o los maseteros (Borchert 1981a, Pozio et al. 2001). Los órganos internos pueden albergar parásitos adultos o fases larvianas de los mismos, tales como el aparato respiratorio, el corazón, el hígado, los riñones y las serosas, pudiéndose recoger directamente de los mismos para su posterior identificación en el laboratorio (Beresford-Jones y Jacobs 1986). Estas muestras se pueden refrigerar, aunque no congelar (Balmorí et al. 2000, Gracia et al. 2005). Tanto los parásitos internos como los externos se pueden conservar en recipientes con alcohol al 70%. Para el diagnóstico de hemoparásitos en animales vivos, conviene recoger la sangre de una vena marginal (Gracia et al. 2005), cuya presencia se puede investigar realizando una extensión de sangre fijada con metanol (Borchert 1981b) o a partir de una muestra de sangre con anticoagulante (Rubio 1996).

### *Análisis bioquímicos*

Las determinaciones bioquímicas pueden verse modificadas por el estrés provocado durante la captura o la caza del animal, así como por el tiempo transcurrido desde la muerte hasta la obtención de la muestra, por lo que no siempre será posible analizar estos parámetros. No obstante, algunos valores no se ven afectados por el estrés, pudiendo ser utilizados para conocer aspectos relevantes sobre el estado sanitario y fisiológico del animal (Pérez et al. 2006).

### *Análisis toxicológicos*

Las muestras recogidas y enviadas para realizar análisis toxicológicos (destinadas a determinar intoxicaciones y envenenamientos), suelen ser a menudo,

cebos presuntamente envenenados, restos de comida, contenido de la cavidad bucal, gástrica o intestinal, vísceras (hígado y riñones principalmente), sangre completa, orina, tejido nervioso, grasa o pelo (Martínez 2002). Conviene recoger una muestra de la tierra sobre la que se localizó el cadáver, ya que en ocasiones puede contener restos del veneno (Hernández 2002). Estas muestras se pueden conservar congeladas (Fadurdo y Ruiz 1999).

### ***Análisis genéticos***

Cualquier tejido o resto de un animal, como sangre, músculo o piel, puede proporcionar el ADN necesario para realizar análisis genéticos, e incluso en muestras que estén muy deterioradas es posible obtener ADN de una calidad razonablemente buena. La humedad es el principal peligro para la conservación de los diferentes tipos de muestras para análisis genéticos, dado que produce hidrólisis de las cadenas de ADN, por lo que la conservación de muestras deberá evitar la humedad. Así, y siempre que sea posible, para su conservación se deberá intentar secar previamente el tejido, y después poner un fragmento de 1 cm<sup>3</sup> en un recipiente con varios cm<sup>3</sup> de etanol al 96% y/o congelar las muestras (a -20° C por ejemplo) (C. Vilá, comunicación personal). Es importante señalar que no se puede extraer ADN de muestras conservadas en formol.

Las técnicas actuales permiten la realización de análisis genéticos sin necesidad de capturar al animal o de disponer de un cadáver (muestras no invasivas), lo que supone una ventaja esencial con respecto a otros análisis en que es preciso disponer de una muestra de sangre o una biopsia tisular (muestras invasivas) (Piggott y Taylor 2003, Bosch et al. 2005, Waits y Paetkau 2005). En el caso del lobo, las muestras no invasivas más sencillas y frecuentes de obtener son el pelo y, sobre todo, las heces, relativamente fáciles de localizar, aunque se pueda también utilizar la orina y la saliva (Lucchini et al. 2002, Onorato et al. 2006, Hausknecht et al. 2007, Rio-Maior et al. 2008, Sundqvist et al. 2008). Conviene señalar que los análisis genéticos en muestras de saliva retiradas de puntos de mordedura, asociadas o no a otros tipos de muestras no invasivas, tiene un enorme potencial en los análisis forenses de daños al ganado, posibilitando la correcta identificación de la especie de predador (Blejwas et al. 2006, Onorato et al. 2006, Rio-Maior et al. 2008, Sundqvist et al. 2008).

La recogida de pelo se puede facilitar con ayuda de trampas de pelos, que son dispositivos que se colocan en zonas de paso de los animales que pretendemos muestrear de manera que los pelos quedan enganchados en los mismos; las células localizadas alrededor del folículo son las que mayor cantidad de ADN permiten obtener (Hukkelhoven et al. 1981). Los pelos obtenidos se deberán introducir en sobres de papel evitando la contaminación de los mismos con ADN

externo, para lo que se recomienda usar guantes de látex de un solo uso, mascarillas y pinzas estériles (García et al. 2003).

Las heces deberán ser recogidas lo más frescas posible, guardando unas medidas de seguridad por parte del colector para impedir la transmisión de enfermedades, así como para evitar la contaminación de la muestra, para lo que se deberán emplear guantes de látex desechables, bolsas de congelar desechables y mascarillas, pudiéndose conservar en etanol al 96% hasta su procesamiento en el laboratorio, donde se almacenará congelado a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  (Frantzen et al. 1998, Nsubuga et al. 2004, Roeder et al. 2004, Echegaray et al. 2005, Santini et al. 2007); el ADN se obtiene a partir de las células epiteliales que quedan adheridas a las heces en su tránsito a través del intestino del animal. Para el transporte es recomendable introducir las bolsas en recipientes rígidos e irrompibles.

Por fin, la conservación de muestras de orina (recogida sobre nieve o vegetación) y de saliva (recogida en pelos u otros tejidos alrededor de puntos de mordedura) podrá efectuarse en recipientes con etanol al 96% en el caso concreto de orina en vegetación, y de pelo con saliva, simplemente en un recipiente con silica-gel para absorber el exceso de humedad (Hausknecht et al. 2007, Rio-Maior et al. 2008, Sundqvist et al. 2008).

## **PROPUESTA METODOLÓGICA**

A continuación se propone un protocolo para recoger y preparar diferentes tipos de muestras para la realización de los análisis que más frecuentemente se solicitan (patológicas, toxicológicas y genéticas). Se aportan una serie de orientaciones generales, teniendo en cuenta que la mayoría de los laboratorios cuentan con protocolos propios en función de las técnicas analíticas empleadas, por lo que resulta conveniente ponerse en contacto previamente con el laboratorio receptor y ajustarse a sus indicaciones.

En un primer apartado citaremos el material necesario para la recogida y el envío de muestras a los laboratorios de destino; el segundo, hará referencia a aspectos generales sobre la recogida y envío de muestras para estudios patológicos y genéticos; en el tercero expondremos el caso concreto de las intoxicaciones y envenenamientos; y finalizaremos con la propuesta de un modelo de ficha que reúna los aspectos citados.

### *Material utilizado para la recogida y el envío de muestras*

El material utilizado para la recogida y el envío de muestras deberá estar compuesto, al menos, por guantes de látex desechables, mascarillas, jeringuillas

y agujas de un solo uso de diferentes calibres, tubos de extracción de sangre al vacío con y sin anticoagulante, hisopos para la recogida de exudados, frascos estériles y no estériles de distinto volumen, bolsas de congelación de varios tamaños con cierre hermético, herramientas de corte (bisturí, cuchillo, tijeras, sierras, etc.), pinzas estériles, neveras portátiles o contenedores isoterms con condensadores de frío, portas para realizar extensiones de sangre (cuando no sea posible enviar muestras de sangre completa) y soluciones conservantes y fijadores (algunos de los más utilizados se indicaron en el apartado anterior).

### ***Muestras para análisis patológicos y genéticos***

Las muestras destinadas al estudio de posibles enfermedades (patologías), procederán habitualmente de lobos muertos, en cuyo caso, siempre que sea posible sería recomendable el envío del cadáver completo para que el propio laboratorio se encargue de realizar la necropsia y la toma de muestras. Cuando esto no sea factible, deberíamos intentar la realización de una necropsia lo más detallada posible (pero ver restricciones y detalles comentados antes sobre autorizaciones y cobertura legal a la hora manipular muestras).

El tiempo transcurrido desde la muerte del animal hasta la recogida de las muestras para estudios patológicos debe ser el mínimo posible (idealmente hasta 6 horas). En caso de que no sea así, se deberá refrigerar el cadáver lo más rápidamente posible. Sin embargo, y dado que la congelación del cadáver puede perjudicar algunos análisis anatomopatológicos (como se ha comentado en el apartado anterior), es preferible congelar el cadáver si no se puede refrigerarlo o realizar la necropsia en pocas horas (situaciones muy frecuentes).

Durante la toma de muestras, al igual que durante la realización de la necropsia, se ha de trabajar con guantes desechables y mascarilla para prevenir posibles zoonosis (enfermedades transmisibles desde los animales al hombre), así como contemplar unas medidas de higiene personal mínimas tras la manipulación de las mismas. Principalmente en el caso de las muestras para estudios genéticos, se deberá también evitar la contaminación de la muestra. Los residuos producidos se deberán eliminar de manera que no supongan riesgo sanitario (por ejemplo esterilización mediante calor y/o con ayuda de productos químicos).

El envío de muestras patológicas debe realizarse siguiendo unas normas mínimas para prevenir posibles contagios a los manipuladores, evitar la diseminación en el ambiente de sustancias potencialmente contaminadas y asegurarnos de que llegan a su destino en condiciones óptimas.

Cada muestra, aún perteneciendo al mismo animal, se introducirá en recipientes individuales, irrompibles y perfectamente identificados, tanto en cuanto a su contenido como al ejemplar al que pertenece. Dado que de un mismo ani-

mal habitualmente serán enviadas múltiples muestras con destino a diversos laboratorios, se deberá indicar un único número de referencia para todas las muestras de un mismo ejemplar, independientemente de su destino. Un ejemplo de codificación para la correcta identificación de las muestras es escribir la fecha, las iniciales del colector y un número correlativo de ese ejemplar, por ejemplo, “2009 10 15 JJR-1”. Conviene emplear dobles contenedores de plástico resistente con cierre hermético, materiales que amortigüen golpes, tales como papel y polímeros plásticos, y partículas absorbentes para evitar que, a pesar de las precauciones tomadas, tuviera lugar algún escape de material. En el caso de enviar el cadáver completo, éste se introducirá en bolsas resistentes de cierre hermético y refrigerado, no congelado.

El transporte de las muestras se realizará en el interior de cajas rígidas y aislantes o de neveras portátiles selladas, con condensadores de frío o hielo introducido en bolsas, nunca hielo suelto. Se enviará con la mayor premura posible, a fin de que las muestras lleguen refrigeradas o congeladas, en función de las determinaciones solicitadas. En una zona visible deberemos rotular las palabras “Muestra Patológica” cuando el material que contengan pueda suponer riesgo de contaminación.

El envío de muestras para estudios patológicos debe incluir un informe clínico donde se indicarán los hallazgos de necropsia, si se ha realizado, así como las muestras que se envían y los análisis solicitados; un informe bien elaborado puede orientar enormemente el trabajo de laboratorio. Además deberemos adjuntar datos relativos al lugar de recogida del animal, el hábitat donde se localizó, observación en las inmediaciones de otros animales enfermos o muertos y sus síntomas o lesiones, repoblaciones de fauna recientes indicando su procedencia y su estado sanitario, así como todos aquellos datos que pudieran resultar de interés. En el Anexo I se incluye un modelo de ficha donde reflejar estas y otras consideraciones.

### ***Muestras para análisis toxicológicos: intoxicaciones y envenenamientos***

Se trata de muestras destinadas a estudios patológicos, aunque debido a ciertas consideraciones especiales (por ejemplo, aspectos legales para manipular animales supuestamente envenenados) y a que la especie se ve muy a menudo afectada por la lacra de los venenos, hemos preferido ubicarlas en un apartado independiente.

En el caso de sospecha de envenenamiento, es importante tener en cuenta que las muestras (cadáveres y/o cebos supuestamente envenenados) no se deben manipular, debiéndonos poner en contacto con la autoridad pertinente (SEPRONA de la Guardia Civil o guardería forestal en España y el SEPNA de la Guarda

Nacional Republicana en Portugal) que deberán levantar acta y proceder a la recogida y el envío de las muestras sospechosas según protocolos de actuación establecidos. Una manipulación inadecuada de las muestras puede anular la validez de los hallazgos (y además puede ser constitutivo de delito) y por tanto invalidar todo el procedimiento penal que pueda proceder. A este respecto, se creó en el año 1998 en España y en 2004 en Portugal, un plan nacional de actuación frente a los envenenamientos de fauna silvestre conocido como Programa Antídoto, quienes recomiendan, además de lo dicho anteriormente, realizar fotografías de los cebos y/o animales muertos, así como revisar la zona en busca de más cebos o de otros animales afectados en las inmediaciones; este programa dispone de un teléfono gratuito (900 713 182 en España y 808 200 520 en Portugal) donde se pueden denunciar casos o sospechas de envenenamientos en la naturaleza.

Las muestras para este tipo de análisis se pueden conservar congeladas, y su recogida y envío se realizan de modo similar al expuesto para el resto de las muestras destinadas a estudios patológicos.

### ***Ficha de recogida y envío de muestras***

Por último, se propone un modelo de ficha que pretende reunir de manera sencilla y de fácil consulta los datos referentes a la recogida y el envío de muestras biológicas en el lobo ibérico, así como los resultados obtenidos a partir de ellas (Anexo I). Su objetivo es estandarizar estos aspectos entre los grupos de profesionales e investigadores que trabajan con la especie en la Península Ibérica. Se ha pretendido unificar en un sólo modelo de ficha todo tipo de muestras biológicas, incluyendo en ella diversos apartados que, dependiendo de la muestra y de los objetivos perseguidos, no siempre será preciso rellenar en su totalidad.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradecemos a Francisco Álvares, Nuno Santos, Carles Vilá, Andrés Odiz y Alberto Fernández su ayuda y sugerencias, y a Gerardo Domínguez y Luis Llana que revisaron críticamente una versión anterior del manuscrito.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Álvares, F. (2003). *A Problemática dos Venenos na Conservação do Lobo e o seu Impacto na Biodiversidade dos Ecossistemas*. GRUPO LOBO/Programa Antídoto - Portugal. Relatório Técnico. Lisboa. 17 pp.
- Bagnall, B.G. (1986). Piel y formaciones afines. Pp. 255-282. En: Chandler, E.A.; Sutton, J.B. y Thompson, D.J.(eds). *Medicina y terapéutica caninas*. Editorial Acribia, Zaragoza.
- Balmorí, A., Rico, M., Naves, J. y Llamazares, E. (2000). Contribución al estudio de los endoparásitos del lobo en la Península Ibérica: una investigación coprológica. *Galemys*, 12 (NE): 13-26.
- Beresford-Jones, W.P. y Jacobs, D.E. (1986). Endoparásitos. Pp. 484-503. En: Chandler, E.A.; Sutton, J.B. y Thompson, D.J. (eds). *Medicina y Terapéutica caninas*. Editorial Acribia, Zaragoza.
- Blejwas, K.M., Williams, C.L., Shin, G.T., McCullough, D.R. y Jaeger, M.M. (2006). Salivary DNA evidence convicts breeding male coyotes of killing sheep. *Journal of Wildlife Management*, 70: 1087-1093.
- Borchert, A. (1981a). *Parasitología veterinaria*, pp. 401-414. Ed. Acribia, Zaragoza.
- Borchert, A. (1981b). *Parasitología veterinaria*, pp. 678-679. Ed. Acribia, Zaragoza.
- Bosch, M., Marmi, J., Ferrando, A., López-Giráldez, F., Andrés, O., García-Franquesa, E., Ponsà, M., Kellermann, T., Guallar, B., Bisbal, F. y Domingo-Roura, X. (2005). Genotipar sin capturar. *Galemys* 17 (NE): 81-102.
- Echegaray, J., Illana, A., Hernando, A., Martínez de Lecea, F., Bayona, J., De la Torre, J.A., Paniagua, D. y Vilà, C. (2005). *El lobo (Canis lupus L. 1758) en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Uso del ADN fecal para el seguimiento de sus poblaciones*. Dirección de Biodiversidad del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito. 252 pp.
- Fadurdo, E. y Ruiz, J.M. (1998). Cómo realizar correctamente un envío de muestras (I). *Albéitar*, 19: 4-6.
- Fadurdo, E. y Ruiz, J.M. (1999). Cómo realizar correctamente un envío de muestras (III). *Albéitar*, 23: 10-11.
- Fernández, A., Gracia, E., Moreno, B., Chacón, G., Albizu, I. y Baselga, R. (2005). Toma de muestras de digestivo. *Albéitar*, 88: 36-37.
- Frantzen, M.A.J., Silk, J.B., Ferguson, J.W.H., Wayne, R.K. y Kohn, M.H. (1998). Empirical evaluation of preservation methods for faecal DNA *Molecular Ecology*, 7: 1423-1428.
- García, J.L., Rey, I. y Doadrio, I. (2003). *Estudio genético del oso pardo cantábrico en Asturias*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Principado de Asturias. Informe inédito. 60 pp.
- Gracia, E., Chacón, G., Moreno, B., Fernández, A., Albizu, I. y Baselga, R. (2005). Toma de muestras en ruminantes. *Albéitar*, 87: 26-27.
- Hausknecht, R., Gula, R., Pirga, B. y Kuehn, R. (2007). Urine - a source for noninvasive genetic monitoring in wildlife. *Molecular Ecology Notes*, 7: 208-212.
- Hernández, M. (2002). Peritajes en casos de envenenamientos. Curso “Control Epidemiológico en la Fauna Silvestre”. Colegio Oficial de Veterinarios de Palencia. Documentación inédita.

- Hirvela-Koski, V.; Haukisalmi, V., Kilpela, S.S., Nylund, M. y Koski, P. (2003). *Echinococcus granulosus* in Finland. *Veterinary Parasitology*, 13,111(2-3): 175-192.
- Hukkelhoven, M., Vromans, E., Markslag, A., Vermorken, A. (1981). A simple fluorimetric microassay for DNA in hair follicles or fractions of hair follicles. *Anticancer Research*, 1:341-344.
- Jakob, W., Stolte, M., Valentin, A., Schroder, H.D. (1997). Demonstration of *Helicobacter pilori*-like organisms in the gastric mucosa of captive exotic carnivores. *Journal of Comparative Pathology*, 116(1): 21-33.
- Kreeger, T. (2003). The internal wolf: physiology, pathology and pharmacology. Pp. 192-217. En: Mech, D. y Boitani, L. (eds). *Wolves, behavior, ecology and conservation*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Lucchini, V., Fabbri, E., Marucco, F., Ricci, S., Boitani, L. y Randi, E. (2002). Noninvasive molecular tracking of colonizing wolf (*Canis lupus*) packs in the western Italian Alps. *Molecular Ecology*, 11: 857-868.
- Martínez, J.J. (2002). Toma de muestras para su envío al laboratorio en especies silvestres. Curso “Control Epidemiológico en la Fauna Silvestre”. Colegio Oficial de Veterinarios de Palencia. Documentación inédita.
- Morales, M. (2005). Hemocitología clínica canina y felina. *Argos* 72: 36-42.
- Nsubuga, A.M., Robbins, M.M., Roeder, A.D., Morin, P.A., Boesch, C. y Vigilant, L. (2004). Factors affecting the amount of genomic DNA extracted from ape faeces and the identification of an improved sample storage method. *Molecular Ecology*, 13: 2089-2094.
- Onorato, D., White, C., Zager, P. y Waits, L.P. (2006). Detection of predator presence at elk mortality sites using mtDNA analysis of hair and scat samples. *Wildlife Society Bulletin*, 34(3): 815-820.
- Pérez, J.M., González, F.J., Serrano, E., Granados, J.E., Fandos, P., Carro, F. y Soriguer, R.C. (2006). Is blood collected from shot Iberian ibex (*Capra pyrenaica*) useful for monitoring their physiological status? *European Journal of Wildlife Research*, 52: 125-131.
- Piggott, M.P. y Taylor, A.C. (2003). Remote collection of animal DNA and its applications in conservation management and understanding the population biology of rare and cryptic species. *Wildlife Research*, 30: 1-13.
- Pozio, E., Casulli, A., Bologov, V., Marucci, G. y La Rosa, G. (2001). Hunting practices increase the prevalence of *Trichinella* infection in wolves from European Russia. *Journal of Parasitology*, 87(6): 1498-1501.
- Reviriego, F.J., Reques, F., Álvarez, F.J., Galve, C. y Fernández, F. (2000). *Tularemia en Castilla y León, Estudio Epidemiológico*. Junta de Castilla y León (Consejería de Agricultura y Ganadería).
- Rio-Maior, H., Godinho, R. y Álvares, F. (2008). *Projecto de Investigação e Conservação do lobo no Noroeste de Portugal - Ano I*. Informe inédito. VERANDA/CIBIO. 95 pp.
- Roeder, A.D., Archer, F.I., Poinar, H.N. y Morin, P.A. (2004). A novel method for collection and preservation of faeces for genetic studies. *Molecular Ecology Notes*, 4: 761-764.
- Rubio, C. (1996). Protocolo de recogida de muestras para su envío al laboratorio, en *Máster en Veterinaria y Fauna Salvaje, Módulo III (Aspectos clínicos)*, pp. 27/1-27/9. Colegio Oficial de Veterinarios de Zamora - I.C.E. Universidad de León. Documentación inédita.

- Santini, A., Lucchini, V., Fabbri, H. y Randi, E. (2007). Ageing and environmental factors affect PCR success in wolf (*Canis lupus*) excremental DNA samples. *Molecular Ecology Notes*, 7: 955-961.
- Segovia, J.M., Guerrero, R., Torres, J., Miquel, J. y Feliú, C. (2003). Ecological analyses of the intestinal helminth communities of the wolf (*Canis lupus*) in Spain. *Folia Parasitologica*, 50 (3): 231-236.
- Sundqvist, A., Ellegren, H. y Vilà, C. (2008). Wolf or dog? Genetic identification of predators from saliva collected around bite wounds on prey. *Conservation Genetics*, 9: 1275-1279.
- Torres, J., Pérez, M.J., Segovia, J.M. y Miquel, J. (2001). Utilidad de la coprología parasitaria en la detección de helmintos parásitos en los cánidos silvestres ibéricos. *Galemys*, 13 (NE): 75-83.
- Waits, L.P. y Paetkau, D. (2005). Noninvasive genetic sampling tools for wildlife biologists: a review of applications and recommendations for accurate data collection. *Journal of Wildlife Management*, 69: 1419-1433.
- Zarnke, R.L., Dubey, J.P., Kwok, O.C. y Ver Hoef, J.M. (2000). Serologic survey for *Toxoplasma gondii* in selected wildlife species from Alaska. *Journal of Wildlife Diseases*, 36(2): 219-224.
- Zarnke, R.L., Ver Hoef, J.M. y De Long, R.A. (2004). Serologic survey for selected disease agents in wolves (*Canis lupus*) from Alaska and the Yukon Territory, 1984-2000. *Journal of Wildlife Diseases*, 40(4): 632-638.

## Anexo I

### FICHA DE RECOGIDA Y ENVÍO DE MUESTRAS

#### Datos del colector:

Nombre: \_\_\_\_\_

Dirección: \_\_\_\_\_ Tfno.: \_\_\_\_\_

Correo electrónico: \_\_\_\_\_

#### RECOGIDA DE MUESTRAS

Fecha de recogida: \_\_\_\_\_ Especie (Lobo/ Indeterminado (*Canis sp.*))

Sexo: \_\_\_\_\_ Peso: \_\_\_\_\_ Edad: \_\_\_\_\_ Condición corporal (de 1 a 5): \_\_\_\_\_

Lugar de recogida: \_\_\_\_\_

Coordenadas: \_\_\_\_\_

Hábitat: \_\_\_\_\_

Observaciones \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

Muestra(s) recogida(s): \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

Hallazgos de necropsia: \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

Observaciones: \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

#### ENVÍO DE MUESTRAS

ID Muestra(s): \_\_\_\_\_

Laboratorio receptor: \_\_\_\_\_

Fecha de envío: \_\_\_\_\_

Sistema de conservación: \_\_\_\_\_

Tratamiento de la muestra: \_\_\_\_\_

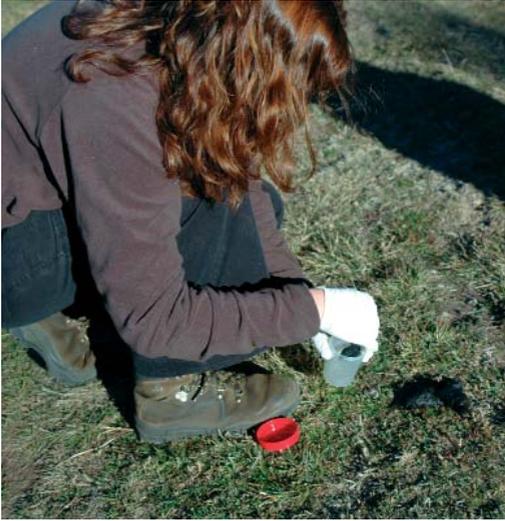
Análisis solicitado(s): \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_

Observaciones: \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_



*Recogida de muestras en un excremento de lobo en Alto Minho (Portugal)  
(Foto: Ricardo Brandão)*



*Las necropsias facilitan conocer la causa de la muerte (aunque no en este caso; lobo abatido por controles en el Parque Nacional de Picos de Europa, Diciembre de 2003), al tiempo que permiten acceder a muestras biológicas  
(Foto: Rubén Portas)*



*Toma de muestras biológicas (sangre, parásitos externos, pelo) en un ejemplar capturado para su radio-marcaje, Alto Minho (Portugal)  
(Foto: Mónia Nakamura)*



*Las grandes obras e infraestructuras de transporte suponen riesgos de mortalidad, pérdida de hábitat, efecto barrera y fragmentación, factores que condicionan seriamente la viabilidad de las poblaciones a medio y largo plazo.*

*En la imagen, obras de la autovía A3 durante 1996 en hábitat de reproducción en Alto Minho (Portugal)*

*(Foto: Francisco Álvares)*

# VIABILIDAD DE LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE LOBOS

## ENSEÑANZAS DE LA GENÉTICA PARA LA CONSERVACIÓN

CARLES VILÀ<sup>1</sup>

1. Estación Biológica de Doñana (CSIC), Avenida Américo Vespucio, s/n.  
Isla La Cartuja, E-41092 Sevilla - España  
E-mail: carles.vila@ebd.csic.es

### RESUMEN

El análisis de la viabilidad de poblaciones se ha convertido en una herramienta fundamental para el desarrollo de planes de gestión de especies silvestres. En condiciones ideales, estos análisis se basan en un conocimiento detallado de la dinámica poblacional, parámetros reproductivos y medidas de la diversidad genética. Sin embargo, la información disponible es a menudo escasa para poblaciones que precisan un esfuerzo de conservación especial. Esto impide que se puedan hacer análisis detallados sobre la probabilidad de supervivencia bajo diferentes condiciones. En estos casos es común utilizar otro tipo de reglas simplificadas que han mostrado ser útiles para otras especies y/o poblaciones. Una de estas reglas consiste en asumir que la conservación de poblaciones a corto plazo requiere la existencia de al menos 50 individuos, mientras que la conservación a largo plazo requiere poblaciones de más de 500. A la vista de estos números parece que la población noroccidental ibérica de lobos (*Canis lupus*), compartida por España y Portugal, está fuera de peligro. La meridional en Sierra Morena, compuesta en el mejor de los casos por unas pocas decenas de individuos, se encuentra en peligro crítico. Sin embargo, estos números se refieren al tamaño de población efectiva, la cual representa una población idealizada en la que todos los individuos tienen la misma probabilidad de reproducirse. En muchos casos se ha estimado que la población efectiva es sólo alrededor del 11% de la población real. Una reinterpretación del significado de estos números nos lleva a deducir que la variabilidad genética se está

perdiendo de la población ibérica de lobos a un ritmo que puede dificultar su supervivencia a largo plazo.

Palabras clave: deriva genética, diversidad genética, endogamia, fragmentación, población efectiva, viabilidad.

## **ABSTRACT**

*Viability of the Iberian wolf populations. Conservation genetics lessons.*

Population Viability Analyses (PVA) are becoming an important tool for the development of wildlife management and conservation plans. Ideally, such analyses are based on a detailed knowledge of the population dynamics, reproductive parameters and genetic diversity. However, this information is often missing for the populations in urgent need of conservation programs. This prevents detailed PVA analyses. In these cases, it is common to use simplified rules to assess the long-term viability of populations. One of these is the 50/500 rule, which suggests that populations over 50 individuals are required to avoid short-term deleterious effects due to inbreeding and over 500 are needed for the long-term survival. These numbers seem to imply that the northwestern Iberian wolf (*Canis lupus*) population, shared by Spain and Portugal, is out of danger. The southern population in Sierra Morena, at best with a few dozens of individuals, is critically endangered. However, these numbers refer to the effective population size. This represents an idealized population where all individuals have the same chances of reproducing. A meta-analysis has shown that the effective population size across a widespread range of organisms is, on average, about 11% of the census size. A careful examination of the situation of the Iberian wolf population leads to think, instead, that the genetic diversity is currently being lost, impairing its long-term survival.

Key words: effective population size, fragmentation, genetic diversity, genetic drift, inbreeding, viability.

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

Durante las últimas décadas la biología de la conservación se está convirtiendo, cada vez más, en una disciplina científica. Programas de gestión y conservación ya no se basan sólo en opiniones y tendencias, sino que se fundamentan en modelos rigurosos con los que se intenta evaluar el impacto de diferentes factores ambientales sobre la supervivencia y estrategias de gestión de las poblaciones. Estas aproximaciones permiten predecir qué acciones pueden ser más efectivas para mejorar la tasa de supervivencia. Se intenta cuantificar la probabilidad de extinción de las poblaciones bajo diferentes condiciones, medir el

riesgo que implican ciertas actuaciones, inferir el efecto que pueden tener sobre los parámetros poblacionales (mortalidad, densidad poblacional), para lo que se desarrollan Análisis de Viabilidad de Poblaciones (PVA).

Como la interacción de todos estos factores es compleja, los análisis de la viabilidad de poblaciones se tienen que hacer mediante complejas simulaciones de ordenador en las que se consideran tanto procesos deterministas (de efectos predecibles, como la caza legal) como estocásticos (no predecibles, como incendios o el riesgo de enfermedades infecciosas) para predecir los cambios que pueden acontecer en la población en el futuro. Las previsiones resultantes de estos análisis han mostrado ser una herramienta tremendamente útil en el diseño de estrategias efectivas para la conservación (Brook et al. 2000). Sin embargo, simulaciones fiables dependen de una gran cantidad de parámetros demográficos que deberían calcularse a partir de la población que nos interesa. Desafortunadamente, a menudo se carece de esta información o de estimaciones aproximadas (pocas veces tenemos información referente a, por ejemplo, las tasas de mortalidad para cada una de las clases de edad).

Dada la falta de información existente para la mayoría de las poblaciones amenazadas, resulta imposible hacer análisis de viabilidad de poblaciones que sean realistas. En estos casos, se han intentado buscar “recetas de cocina” que resuman las condiciones necesarias para asegurar la supervivencia de la población. Con este fin se ha acuñado el término *Población Mínima Viable* (Shaffer 1981). Éste es el tamaño poblacional mínimo para el que el riesgo de extinción no supera un cierto valor (por ejemplo 5%) en un periodo de tiempo determinado (por ejemplo 100 años). Aunque ésta parece una definición aséptica, no influenciable por la opinión de los diferentes gestores de fauna, tiene un problema fundamental: ¿Qué periodo de tiempo se debe considerar? Muchos gestores tienden a pensar en términos de unos 20-30 años, un periodo de tiempo moderado y que muchas veces se ajusta a la memoria individual sobre la calidad del medio. Para políticos y cargos electos, éste puede ser un periodo de tiempo demasiado largo. A menudo es más importante satisfacer necesidades inmediatas sin preocuparse por las consecuencias a medio o largo plazo. ¿Cuál es el periodo de tiempo considerado por biólogos de la conservación? Se busca la conservación a largo plazo, por tanto, con objeto de estandarizar los criterios utilizados para diferentes especies y evitar subjetividades asociadas a las preferencias de cada sector de la sociedad, se buscan las condiciones que “garantizan” que la probabilidad de supervivencia de la población por un periodo de 100 años (por ejemplo) sea de un 95% o más (Beissinger y McCullough 2002).

Sin embargo, para la biología de la conservación la meta final no debería ser la conservación de especies. Para esto los jardines zoológicos pueden ser más

eficientes. La meta es la conservación de los procesos naturales. Se intentan conservar ecosistemas funcionales.

Con el desarrollo de técnicas genéticas que permiten estudiar la diversidad de poblaciones naturales ha aparecido una nueva disciplina científica, la *genética de la conservación*. Su meta va aún más allá. Se busca la *conservación de las especies como entidades dinámicas capaces de evolucionar para adaptarse a los cambios ambientales y minimizar su riesgo de extinción* (Frankham et al. 2002). Esta meta incluye un nuevo concepto, la conservación de la variabilidad genética para incrementar las probabilidades de supervivencia mediante un proceso de continua adaptación a cambios y perturbaciones ambientales.

El objetivo de este trabajo es presentar una introducción a conceptos básicos en genética de poblaciones y discutir las implicaciones para la situación de las poblaciones ibéricas de lobos ¿Está asegurada su supervivencia a largo plazo? Es decir: ¿Está garantizada su capacidad de respuesta ante cambios ambientales que pudieran tener lugar en el futuro?

## **VARIABILIDAD GENÉTICA**

La UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) ha indicado que la biodiversidad debe conservarse a tres niveles: ecosistemas, especies y diversidad genética dentro de las especies. El hecho de que incluso la UICN exprese la importancia de la conservación de la diversidad genética, a pesar de que su estudio era muy difícil hasta mediados de la década de 1990, es un reflejo de la importancia de esta diversidad para garantizar la supervivencia de las poblaciones.

La conservación de la diversidad genética es importante tanto a corto como a medio o largo plazo. Es esta diversidad genética la que permitirá a las poblaciones y especies sobrevivir a los cambios ambientales.

### ***Importancia de la variabilidad genética a corto plazo***

En general, las probabilidades de supervivencia son menores en individuos con menor variabilidad genética (Frankham et al. 2002). Por ejemplo, un estudio sobre leones marinos de California (Acevedo-Whitehouse et al. 2003) ha mostrado que la incidencia de enfermedades infecciosas y la susceptibilidad a toxinas de algas es mayor en los individuos con menor variabilidad.

El apareamiento entre individuos emparentados (endogamia) es uno de los mecanismos que puede llevar a la pérdida de diversidad genética a nivel individual. Este tipo de apareamiento implica una reducción en la diversidad genética

de la descendencia ya que la composición genética de los progenitores es más similar que la que se espera en dos individuos de la población tomados al azar. Este tipo de apareamiento a menudo lleva a la expresión de enfermedades de origen genético (depresión endogámica). Esto es bien conocido en humanos y gran cantidad de estudios han mostrado los mismos efectos en otras especies.

Los apareamientos endogámicos también pueden reducir las posibilidades de supervivencia en lobos. Un ejemplo bien documentado de esto lo proporciona la población de lobos cautiva en zoológicos suecos. Esta población proviene de un total de 6 individuos. Los cruces endogámicos forzados han llevado a una reducción del peso juvenil, de la tasa de reproducción y de la longevidad. Además, una buena parte de los animales desarrollan una forma de ceguera de origen genético (Laikre y Ryman 1991, Laikre et al. 1993).

Por otro lado, la población escandinava salvaje de lobos muestra que la depresión por endogamia también puede afectar a poblaciones naturales. La presión de caza llevó al exterminio de esta población a mediados del siglo XX. Sin embargo, a inicios de la década de 1980, un grupo familiar apareció en el sur de Suecia, formado a partir de dos individuos que migraron desde Finlandia (Vilà et al. 2003). Desde 1983 hasta 1990 el grupo se reprodujo casi cada año, pero nunca se formó un segundo grupo y el tamaño de la población se mantuvo por debajo de 10 ejemplares. Probablemente los individuos se reconocían mudamente como hermanos y la tendencia a intentar evitar la endogamia impidió el crecimiento poblacional durante más de una década. En 1991 la llegada de un nuevo individuo desde Finlandia permitió la formación del segundo grupo reproductor e introdujo variabilidad genética. A partir de entonces y a pesar de que la presión cinegética se incrementó, la población creció a una tasa del 29% anual durante unos 10 años y en la actualidad la población cuenta con unos 200 ejemplares (Wabakken et al. 2001, Vilà et al. 2003). Aunque la conectividad con la población de lobos finlandesa permitió la recuperación de la población de lobos en la península escandinava, la población todavía está muy amenazada por problemas genéticos ya que toda ella proviene de tres individuos y todos los cruces que se observan son, forzosamente, endogámicos (entre individuos que están emparentados en cierto grado). Estudios de campo y la comparación de esqueletos de ejemplares de esta población con lobos de las poblaciones vecinas de Finlandia y Rusia han mostrado que a pesar del aumento del tamaño poblacional, la depresión por endogamia está afectando a esta población: sobreviven menos cachorros por camada y aumenta la proporción de lobos con malformaciones esqueléticas (Liberg et al. 2005, Rääkkönen et al. 2006). Durante los últimos años no se ha observado un crecimiento significativo en esta población.

### ***Importancia de la variabilidad genética a largo plazo***

Las diferencias genéticas entre individuos suponen distinta capacidad de respuesta ante cambios ambientales. Esto se traduce en diferentes probabilidades de supervivencia, por lo que en una población diversa será más probable que existan algunos capaces de sobreponerse a una cierta perturbación (por ejemplo, la llegada de una enfermedad infecciosa). Esto implica que poblaciones diversas tienen mayores probabilidades de supervivencia en ambientes cambiantes. Por ejemplo, los guepardos se caracterizan, en general, por una muy baja diversidad genética (O'Brien et al. 1996). Cuando una infección vírica procedente de gatos domésticos llegó a un centro de cría en cautividad de félidos en Texas, se produjo la muerte de algunos de los leones, linces, pumas, ... pero ningún guepardo sobrevivió (C. Walker, comunicación personal).

Tanto estudios de laboratorio como el análisis de poblaciones naturales indica que poblaciones más diversas son las que poseen mayores probabilidades de supervivencia frente a cambios ambientales (Frankham et al. 2002). Un estudio de poblaciones de mariposas *Melitaea cinxia* en una isla del mar Báltico ha mostrado que las poblaciones que tienen menor variabilidad genética tienen probabilidades de extinción más altas (Saccheri et al. 1998). En general la diversidad genética de una población viene determinada por el tamaño de la población a lo largo del tiempo (Frankham et al. 2002): poblaciones grandes suelen mantener niveles de diversidad genética más alta que poblaciones pequeñas (ver más abajo).

En parte como respuesta a la necesidad de conservación de la variabilidad genética, y basándose en estimaciones genéticas, hay dos números que se utilizan habitualmente como medidas de la Población Mínima Viable: 50 y 500 (Franklin 1980). El primero de los números, 50, se considera el tamaño mínimo poblacional si se quieren evitar los efectos deletéreos de la depresión endogámica a corto plazo (así como otros problemas aleatorios que amenazan de manera especial a poblaciones pequeñas). En segundo de los números, 500, representa el tamaño mínimo poblacional que aseguraría la supervivencia de la población a largo plazo, reduciendo la pérdida de variabilidad asociada a poblaciones pequeñas, lo que facilitaría la capacidad de adaptación a condiciones ambientales variables.

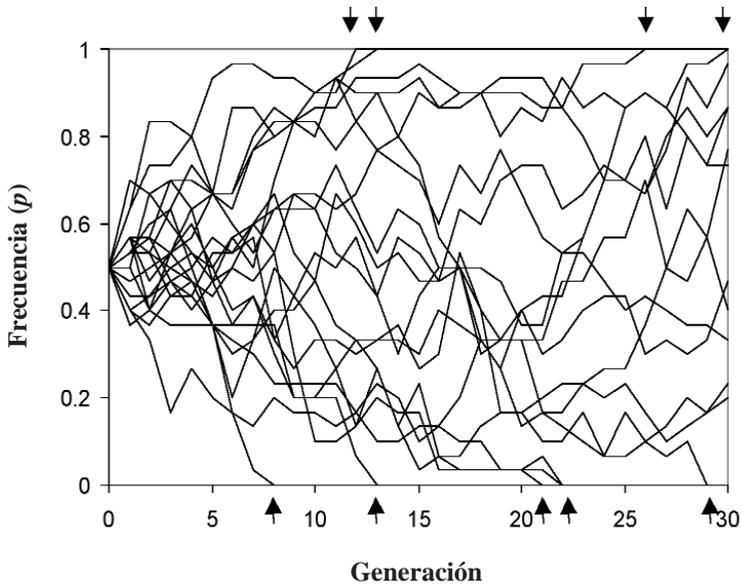
Aunque estos valores representan una idealización y una generalización que no tiene porqué servir para una especie concreta (Templeton 1994), se siguen mencionando en muchos programas destinados a la gestión y conservación de especies salvajes. Estos valores se basan en el concepto de deriva genética.

## DERIVA GENÉTICA

En organismos diploides, como lobos y hombres, cada individuo tiene dos dotaciones de cromosomas, una procedente del padre y otra de la madre (en el caso del hombre hay 23 pares de cromosomas). Generación tras generación, cuando se aparean dos individuos, se transfiere a la descendencia una de las copias de un cromosoma del padre y otra de la madre. Esto implica que en cada generación los hijos son portadores de una muestra tomada al azar de los cromosomas de los padres. Este proceso de selección de cromosomas al azar hace que cuando sólo se transfieren unos pocos cromosomas. Cuando la población es pequeña existe un elevado riesgo de que un cromosoma portador de una cierta característica no se transmita a la siguiente generación. Esto implica la pérdida de esa parte de la variabilidad genética. Este proceso se denomina *deriva genética*. Las simulaciones de ordenador de la Figura 1 representan los cambios en la frecuencia de un alelo (cada una de las diferentes versiones de un cierto gen) en una población donde los individuos se aparean al azar. Aunque la frecuencia inicial es la misma (0,5) en todas las simulaciones, cuando la población es pequeña se observan variaciones muy fuertes en la frecuencia del alelo a medida que pasa el tiempo (Figura 1A). Tanto es así, que en 10 de las 20 simulaciones (50%) la frecuencia llega a 0 (el alelo desaparece de la población) o a 1 (es el otro alelo del mismo gen el que desaparece de la población), lo que indica que un alelo se “extingue” por azar y la diversidad genética de la población disminuye: todos los individuos son idénticos a partir de ese punto (marcado con pequeñas flechas en la Figura 1A). Cuando la población es más grande (Figura 1B), en ninguna de las simulaciones se llega a la desaparición de alelos. Es decir, en poblaciones pequeñas es muy fácil que se pierda parte de la variabilidad genética.

Aunque la pérdida de alelos representada en la Figura 1 tiene lugar al azar y no se puede predecir lo que sucederá para un específico gen en una población aislada, lo que sí que se puede predecir es la pérdida global de variabilidad genética para toda la población y todo el genoma. Si tomamos  $N$  como el número de individuos reproduciéndose en una población, es fácil demostrar que si la población está aislada, en cada generación se pierde una proporción de la diversidad genética (medida como heterocigosidad) equivalente a  $1/(2N)$ . Es decir, en una población de 10 individuos se perdería  $1/20 = 0,05$  de la variabilidad cada generación, o lo que es lo mismo, un 5%. En la Figura 2 se indica la relación entre el tamaño de la población y la pérdida de variabilidad genética. Poblaciones pequeñas pierden, por azar, más variabilidad genética que las grandes. Además, esta pérdida de variabilidad genética es mayor a medida que pasa el tiempo (Figura 2).

**A.**



**B.**

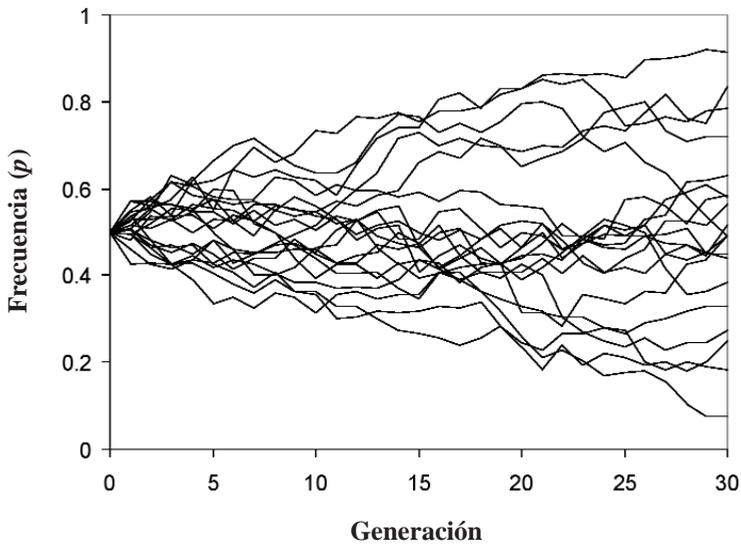


Figura 1.-Ejemplos de deriva genética. Cambios en la frecuencia de un alelo en una población de 15 (A) y 100 (B) individuos. Cuando la frecuencia alcanza el valor de 0 ó 1 implica la extinción de uno de los alelos (marcado con una flecha).

Figure 1.-Examples of genetic drift. Changes in the frequency of an allele in a population of 15 (A) and 100 (B) individuals. When the frequency reaches 0 or 1 (marked with an arrow), one of the alleles disappears.

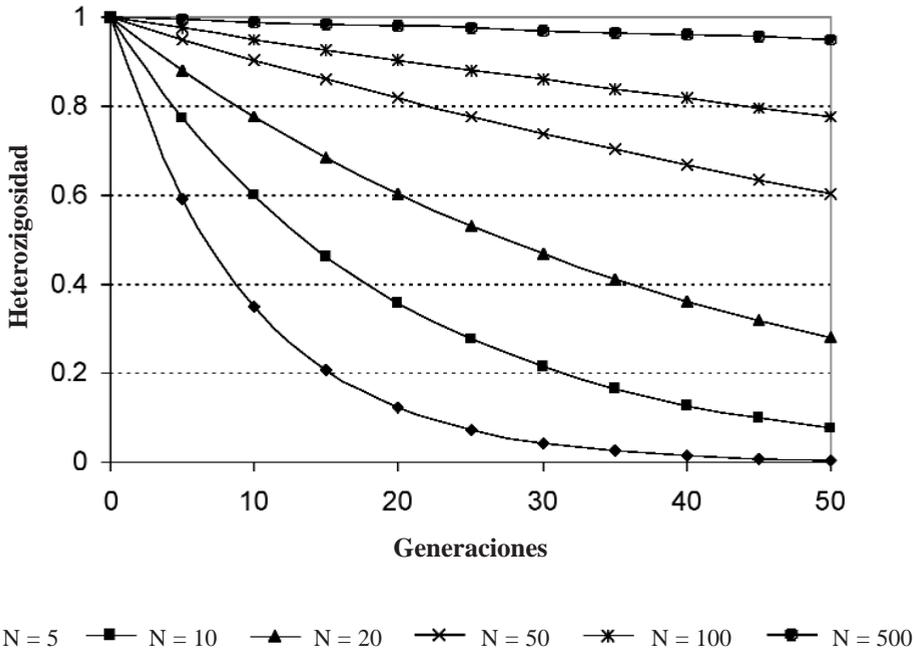


Figura 2.-Pérdida de variabilidad genética (heterocigosidad: proporción de alelos presentes en heterocigosis) como consecuencia de la deriva genética en poblaciones de diferentes tamaños (N, tamaño de población efectivo).

*Figure 2.-Loss of genetic diversity (heterozygosity: proportion of heterozygous loci) as a consequence of genetic drift in populations of different size (N, effective population size).*

Por otro lado, la pérdida de variabilidad genética por deriva es aleatoria. Se pierden tanto alelos “beneficiosos” como “perjudiciales” (por ejemplo, alelos que debido a una mutación dejan de funcionar de manera eficiente y llevan a la aparición de problemas fisiológicos y enfermedades). En poblaciones pequeñas la fuerza con la que actúa la deriva genética es mayor que la selección natural, y mutaciones que en condiciones normales (en poblaciones mayores) serían eliminadas de la población, persisten en poblaciones pequeñas y pueden afectar a todos los individuos.

Una población de 50 individuos reproductores implica una pérdida de variabilidad genética de  $1/(2 \times 50) = 0,01$ , es decir 1%, cada generación. Ésta es la pérdida de variabilidad genética máxima que se considera asumible. Estudios con animales domésticos han mostrado que una pérdida del 1% de la diversidad cada generación lleva rápidamente a la aparición de problemas genéticos por

depresión endogámica. Esta tasa de pérdida de diversidad implicaría una rápida acumulación de problemas genéticos y por tanto, se considera que 50 representa el tamaño mínimo poblacional para asegurar la supervivencia a corto plazo. Para una población de 500 individuos la pérdida sería de 0,1% por generación.

## **PROBLEMAS ASOCIADOS A POBLACIONES PEQUEÑAS**

Se ha estimado que cada ser humano posee varios miles de alelos en su genoma que pueden tener mutaciones de carácter deletéreo y que, por consiguiente, podrían reducir sus posibilidades de supervivencia. Sin embargo, casi ninguno de estos alelos se expresa en la mayor parte de los individuos porque para producir los efectos perjudiciales precisan estar presentes en dos copias (en homocigosis), una procedente del padre y otra de la madre (son recesivos). Como estos alelos suelen estar en frecuencias muy bajas en la población, cuando son transmitidos a la descendencia se suelen encontrar con alelos “buenos” que suplen la deficiencia. Un alelo deletéreo presente en un 1% de la población sólo expresará su deficiencia en, aproximadamente, una de cada 10.000 personas.

En poblaciones pequeñas, como hay pocos cromosomas en la población, la frecuencia de muchos de estos alelos perjudiciales se incrementa. Si la población incluye sólo 10 individuos, la frecuencia de cada una de los alelos deletéreos presentes en un solo individuo será de  $1/(2 \times 10) = 0,05$ , o lo que es lo mismo 5%, con lo que el riesgo de enfermedades genéticas aumenta significativamente para cada uno de estos alelos (25 de cada 10.000 personas).

Estos problemas genéticos son análogos a los resultantes de los apareamientos entre individuos emparentados (endogamia): se incrementa la frecuencia de enfermedades de origen genético. Además, si la población es muy reducida todos los individuos pueden estar emparentados y la endogamia se hace obligatoria. A esto hay que añadir el efecto de la deriva genética. La selección natural deja de ser eficaz para eliminar los alelos dañinos y la progresiva pérdida de diversidad genética al azar hará que muchos de estos alelos sean cada vez más frecuentes en la población.

Estos problemas de carácter genético se sumarán a los problemas ecológicos y demográficos que afectan a las poblaciones pequeñas y que pueden llevar a su extinción. Perturbaciones locales como una sequía, envenenamiento, construcción de infraestructuras, etc. representan procesos estocásticos que pueden llevar a la desaparición de los últimos individuos de una población cuando ésta es pequeña.

## ¿PUEDEN LOS PROBLEMAS GENÉTICOS AFECTAR A LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE LOBOS? PROPUESTA DE MEDIDAS PARA SU CONSERVACIÓN

Los problemas para la supervivencia por la pérdida de variabilidad genética afectan a poblaciones pequeñas. En todos los ejemplos hablamos de poblaciones de pocos ejemplares, a menudo menos de 100. De hecho, se considera que una población de más de 500 individuos pierde la diversidad genética a un ritmo despreciable, lo que sugiere altas probabilidades de supervivencia durante un periodo de tiempo largo. Dado que la población de lobos del noroeste de la Península Ibérica se estimó que era de alrededor de 1500-2000 individuos a inicios de la década de 1990 (Blanco et al. 1990) y que posteriormente su área de distribución se expandió (Blanco y Cortés 2002), parece lógico asumir que la población está exenta de riesgo a largo plazo. Sin embargo, esta impresión representa una simplificación excesiva (en este capítulo nos referiremos sobre todo a la población noroccidental; la de Sierra Morena, con apenas unas decenas e individuos en el mejor de los casos, se encuentra críticamente amenazada).

Cuando los genéticos desarrollan fórmulas que incluyen el tamaño de la población se refieren siempre a una población que posee unas características específicas: todos los individuos pueden reproducirse, se aparean al azar, todos ellos pueden aparearse con la misma probabilidad, el éxito reproductivo es constante, ... (¡Se llega a asumir que los individuos son hermafroditas!). Es decir, se trata de una población idealizada, no de una población real. Es una simplificación de la realidad, muy útil para el desarrollo matemático, pero alejada de la realidad.

Para el estudio de poblaciones reales se define el término de *tamaño de población efectiva*. Este es el tamaño de una población idealizada que pierde la variabilidad genética con la misma velocidad que la población real. Todas las fórmulas utilizadas en genética de poblaciones se refieren a la población efectiva, no a la población real. Cuando se dice que una población de 500 es suficiente para asegurar el potencial evolutivo de una población se refiere a una población efectiva de 500 individuos. De la misma manera, cuando se dice que el tamaño poblacional mínimo es de 50 individuos, se está hablando del tamaño de la población efectiva.

¿Cuál es la relación entre el tamaño de población real y el tamaño de población efectiva? Esta relación es muy variable dependiendo de la biología de la especie a la que se refiere. No es lo mismo si se habla de lobos, robles o calamares. Algunos investigadores han estudiado esta relación en una gran diversidad de organismos y sugieren que el tamaño de población efectiva es tan sólo alrededor del 11% del tamaño de población estimado en censos (Frankham 1995).

Esto se corresponde, aproximadamente, a la población reproductora y excluye juveniles, viejos que han sobrepasado su periodo reproductivo, divagantes, individuos que no se consiguen reproducir, etc. Aspi et al. (2006) calcularon la relación para la población de lobos de Finlandia y obtuvieron que la población efectiva era alrededor del 42% de la población censada (promedio sobre un total de 8 años). Sin embargo, la población finlandesa de lobos está en contacto con la mucho mayor población rusa, por lo que tienen una diversidad genética mayor que la que le correspondería para un tamaño poblacional de menos de 200 individuos. En una población de lobos como la ibérica, aislada, se espera que la población efectiva sea menos del 42% del censo, probablemente cerca del 11% estimado por Frankham et al. (1995). Para una población de lobos de 1500 individuos antes de la reproducción (los censos en los que se basan estas estimas se suelen hacer siempre antes del periodo de cría), el tamaño de la población efectiva sería unos 165 lobos, claramente por debajo del número de 500.

Por otro lado, los modelos genéticos implican que todos los individuos de la población se pueden aparear al azar. Esto implica que la población no está fragmentada. Éste no es el caso de la población ibérica de lobos. Ésta está fragmentada por zonas desarrolladas, infraestructuras, etcétera. Cierta fragmentación puede ser resultado de la adaptación a vivir en ambientes humanizados (quizás los animales evitan movimientos de dispersión muy extensos en zonas con gran presencia humana). La diferenciación genética existente entre algunas poblaciones loberas contiguas en el norte peninsular, que no están separadas por ninguna barrera aparente, muestran flujo genético menor que el observado entre poblaciones del norte de Canadá separadas por más de 1000 km (Vilà y Llaneza, información no publicada). Además, resulta obvio que los apareamientos se tienen que restringir a individuos residentes en las cercanías. Por consiguiente, la población ibérica no puede considerarse como una única población de tamaño efectivo entre 165 y 200, sino que está compuesta por unidades menores de tamaño variable.

Si tomamos como válida la estimación de que la población efectiva es alrededor de un 11% de la población real, todos los núcleos de población aislados que posean menos de unos 500 lobos tendrán una población efectiva por debajo de 50 y pueden estar perdiendo variabilidad genética a un ritmo del 1% por generación o incluso mayor. Dadas las características de las zonas loberas en la Península, muchos núcleos poblacionales pueden estar por debajo de este umbral, aunque quizás no estén completamente aislados. Si el intercambio genético es escaso, y especialmente en núcleos pequeños, esto puede llevar a problemas de endogamia a corto plazo y a un fuerte descenso de la capacidad de supervivencia de la población a largo plazo.

Afortunadamente, el tiempo de generación de los lobos no es muy corto (probablemente alrededor de 3-4 años), lo que implica que este descenso de la diversidad genética requiere cierto tiempo, especialmente si los núcleos poblacionales no son de un tamaño extraordinariamente pequeño (Nagelkerke et al. 2002). Un incremento del tamaño poblacional podría reducir la tasa de pérdida de la variabilidad genética incluso antes de que sus efectos perniciosos se manifiesten claramente. Como esta pérdida de diversidad es lenta, es posible que parte de la variabilidad que existía cuando la población ibérica era mucho más grande todavía no se haya perdido, y un incremento poblacional rápido podría hacer que no se llegue a perder. Por otro lado, un aumento en la tasa de migración entre los núcleos poblacionales de manera que intercambien varios individuos reproductores cada generación, puede detener la pérdida de diversidad por deriva genética.

En resumen, el tamaño de la población noroccidental ibérica de lobos (recordar que la meridional se encuentra en una situación incomparablemente peor) y su grado de fragmentación hace que la diversidad genética se siga perdiendo, disminuyendo las probabilidades de supervivencia a largo plazo e incrementando notablemente el riesgo de degeneración genética por endogamia. Para reducir la velocidad de pérdida de variabilidad genética sería necesario permitir el continuado crecimiento de la población así como la eliminación de potenciales barreras que incrementen la fragmentación. Solo así, la población ibérica de lobos retendrá el potencial adaptativo que le permite sobrevivir en un ambiente cambiante.

Este texto se refiere sólo al efecto de la diversidad genética sobre la probabilidad de supervivencia a largo plazo de la población ibérica de lobos. Desde el punto de vista de la genética para la conservación, esta supervivencia a largo plazo exige poblaciones grandes y continuas. Sin embargo, esto será imposible si no se busca la conservación y gestión integradas de las poblaciones de lobos y de los hábitats que ocupan, evitando poblaciones pequeñas donde procesos ecológicos y demográficos de carácter estocástico (aleatorio) pueden llevar a su desaparición antes de que factores genéticos tengan un efecto significativo.

## AGRADECIMIENTOS

Este texto ha sido muy mejorado por los comentarios de Alberto Fernández-Gil, Javier Naves y Mario Quevedo.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Acevedo-Whitehouse, K., Gulland, F., Greig, D. y Amos, W. (2003). Disease susceptibility in California sea lions. *Nature* 422: 35.
- Aspi, J., Roininen, E., Ruokonen, M., Kojola, I. y Vilà, C. (2006). Genetic diversity, population structure, effective population size and demographic history of the Finnish wolf population. *Molecular Ecology* 15: 1561-1576.
- Beissinger, S.R. y McCullough, D.R. (2002). *Population Viability Analysis*. University of Chicago Press, Chicago.
- Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). (1990). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA. Madrid, 118 pp.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM, Málaga, 176 pp.
- Brook, B.W., O'Grady, J.J., Chapman, A.P., Burgman, M.A., Akcakaya, H.R. y Frankham, R. (2000). Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature* 404: 385-387.
- Frankham, R. (1995). Effective population size/adult population size in wildlife: a review. *Genet. Res.* 66: 95-107.
- Frankham, R., Ballou, J.D. y Briscoe, D.A. (2002). *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido, 617 pp.
- Franklin, I.R. (1980). Evolutionary Change in small populations. Pp. 135-148 in: Soulé, M.E. y Wilcox, B.A. (eds.). *Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Laikre, L. y Ryman, N. (1991). Inbreeding depression in a captive wolf (*Canis lupus*) population. *Conservation Biology* 5: 33-40.
- Laikre, L., Ryman, N. y Thompson, E.A. (1993). Hereditary blindness in a captive wolf (*Canis lupus*) population: frequency reduction of a deleterious allele in relation to gene conservation. *Conservation Biology* 7: 592-601.
- Liberg, O., Andren, H., Pedersen, H.C., Sand, H., Sejberg, D., Wabakken, P., Kesson, M. y Bensch, S. (2005). Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. *Biol. Lett.* 1: 17-20.
- Nagelkerke, K.C.J., Verboom, J., Van Den Bosch, F. y Van De Wolfshaar, K. (2002). Time lags in metapopulation responses to landscape change. Pp. 330-354 in: Gutzwiller, K.J. (ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer-Verlag, New York.
- O'Brien, S.J., Martenson, J.S., Miththapala, S., Janczewski, D., Pecon-Slattery, J., Johnson, W., Gilbert, D.A., Roelke, M., Packer, C., Bush, M. y Wildt, D.E. (1996). Conservation Genetics of the Felidae. Pp. 50-74. In: Avise, J.C. y Hamrick, J.L. (eds.). *Conservation*

- Genetics. Case histories from nature.* Chapman & Hall. Nueva York, Estados Unidos, 512 pp.
- Räikkönen, J., Bignert, A., Mortensen, P. y Fernholm, B. (2006). Congenital defects in a highly inbred wild wolf population (*Canis lupus*). *Mamm. Biol.* 71: 65-73.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. y Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392: 491-494.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131-134.
- Templeton, A.R. 1994. Biodiversity at the molecular genetic level: experiences from disparate macroorganisms. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 345: 59-64.
- Vilà, C., Sundqvist, A.-K., Flagstad, Ø., Seddon, J., Björnerfeldt, S., Kojola, I., Casulli, A., Sand, H., Wabakken, P. y Ellegren, H. (2003). Rescue of a severely bottlenecked wolf (*Canis lupus*) population by a single immigrant. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 270: 91-97.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. y Bjärvall, A. (2001). The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Can. J. Zool.* 79: 710-725.



*El riesgo de mortalidad es sólo uno de los muchos efectos, aunque el más visible, de las infraestructuras en el hábitat que afectan a la viabilidad.  
Loba lactante atropellada en Zamora, Junio de 1996  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*La genética permite además confirmar la presencia de híbridos en una población y valorar el riesgo que supone para su conservación y viabilidad. En la imagen, un híbrido de primera generación abatido en el Suevo (Asturias) en Octubre de 1994 en un control por daños (Foto: Luis Llana)*



*Acumulación de infraestructuras (parques eólicos, autovía AP 68) en Álava en el límite oriental de la población noroccidental ibérica de lobos (Foto: Diana Paniagua)*



*Un lobo joven cruza una carretera en Tierra de Campos, Noviembre de 2009  
(Foto: Jorge Echegaray)*



*Algunos de los índices propuestos para conocer la densidad y el tamaño de la población, de cara a analizar tendencias, son el número de grupos y el tamaño medio de grupo en invierno. Un grupo de lobos negocia una ladera de pendiente muy fuerte cubierta de nieve en polvo. Asturias, 2009  
(Foto: Damián Ramos)*

# **PROPUESTAS PARA EL MONITOREO DE LAS POBLACIONES DE LOBOS EN LA PENÍNSULA IBÉRICA**

JAVIER NAVES<sup>1,2</sup>

1. Estación Biológica de Doñana (CSIC), Avenida Américo Vespucio s/n.  
Isla La Cartuja, E-41092 Sevilla, España  
E-mail: jnaves.uo@uniovi.es
2. Instituto Cantábrico de Biodiversidad  
(Principado de Asturias / CSIC / Universidad de Oviedo),  
E-33006 Oviedo, España

## **RESUMEN**

Cualquier propuesta de gestión, investigación o seguimiento de poblaciones amenazadas debe de tener como referencia el objetivo de conservación y manejo al que aspira. Se propone que el monitoreo de la población ibérica noroccidental de lobos se base, fundamentalmente, en el conteo y distribución del número de grupos reproductores y la estimación del tamaño de grupo en invierno. Esta propuesta se apoya en las siguientes consideraciones:

1) Un sistema de monitoreo ha de estar basado en el uso de múltiples índices de abundancia. Los diagnósticos sobre la población ibérica de lobos parecen más ajustados cuando se observan simultáneamente varios indicadores y parámetros y parecen ser confusos cuando el número de índices utilizados es reducido. El número de grupos de lobos, parámetro usado habitualmente en la Península Ibérica, parece ser un indicador poco sensible al tamaño del conjunto de la población. El tamaño de grupo en invierno puede ser un parámetro complementario y aportar la sensibilidad adecuada para estimar oscilaciones demográficas.

2) Estos índices han de utilizarse sobre unidades territoriales de unos miles de km<sup>2</sup> (5000-10000 km<sup>2</sup>) y sobre periodos de tiempo de al menos 1-2 generaciones de lobos (>3-6 años). Marcos espaciales y temporales reducidos pueden carecer de sentido biológico y demográfico para una especie como el lobo. Las dificultades en la gestión de los lobos en áreas reducidas, por

ejemplo en el Parque Nacional de Picos de Europa o el País Vasco, puede ser un ejemplo de ello. La gestión de los grupos de lobos de los bordes de las unidades territoriales u otras unidades de gestión debe dotarse de mecanismos de coordinación específicos.

3) Un sistema de monitoreo con vocación de mantenerse a lo largo de varias generaciones de lobos va a sufrir cambios en el personal, esfuerzo y metodologías. Los sesgos producidos por dichos cambios, por otra parte inevitables en ciertos casos, pueden provocar interpretaciones erróneas, y deben ser evaluados y minimizados mediante un sistema de monitoreo riguroso en el diseño metodológico y en el registro de los datos.

Evidentemente esta es una propuesta general y global y factores metodológicos, administrativos o de otro tipo pueden requerir sistemas de monitoreo locales y puntuales adaptados a esas situaciones. Es necesario entender esta propuesta junto al monitoreo de otros parámetros y al desarrollo de otras investigaciones (tróficas y hábitat, distribución, daños, registros de mortalidad, dispersión y áreas de campeo, estructura genética, condiciones fisiológicas y de salud). El monitoreo de la población de lobos no puede responder por sí sólo a preguntas sobre su papel en el funcionamiento de los procesos ecológicos, a posibles respuestas de la especie a escenarios ambientales y de gestión a largo plazo y, en definitiva, a sus posibilidades de persistencia en el futuro. Estas cuestiones requieren de un análisis de viabilidad de la población (AVP) ibérica de lobos, análisis inexistentes a día de hoy. Los AVPs son los instrumentos adecuados para definir los objetivos de conservación y manejo a largo plazo y elaborar los diagnósticos adecuados sobre la situación de la población. Se propone llevar a cabo un AVP de la población ibérica de lobos cada diez años (dos-tres generaciones de lobos) que analice la tendencia y evalúe su estatus.

Palabras clave: monitoreo, índices de abundancia, escalas espaciales y temporales, grupos, tamaño y tendencias de la población, análisis de viabilidad (AVP)

## **ABSTRACT**

### *Proposals for monitoring wolf populations in the Iberian Peninsula.*

Every proposal for the management, research or monitoring of endangered populations must have the desired goal of conservation and management as a reference. This chapter suggests a monitoring proposal for the Iberian northwestern wolf population based on, basically, the distribution and number of packs and pack size in winter. This proposal is based on the following considerations:

1) A monitoring system should be based on multiple abundance indices. Estimations of the Iberian wolf population appear to be more accurate when several indices and parameters are attended, and appear more equivocal when the number of indices applied is small. The number of packs, a parameter

commonly used in the Iberian Peninsula, does not appear to be a sensitive index regarding population size. Pack size in winter may be a complementary parameter, providing proper sensitiveness to estimate demographic oscillations.

2) These indices should be applied on territorial units of several thousand km<sup>2</sup> (5000-10000 km<sup>2</sup>), and run along time enough to include 1-2 wolf generations (>3-6 years). Small spatio-temporal frames may lack biological meaning for a species such as wolves, which can increase management problems in small areas. Wolf management in Picos de Europa National Park or in the Basque Country may reflect this problem. Also, management of packs at borders of these territorial units or other management areas must be carried out with specific mechanisms of coordination.

3) A monitoring system meant to last along several wolf generations will imply changes in personnel, effort and methodology. Such changes induce biases that, although somehow difficult to avoid, may induce erroneous interpretations. This should be accounted for and reduced by applying rigorous methodological design and data collection.

Obviously this is a general, global proposal and methodological, administrative or other type of factors may require local management systems, adapted to specific situations. It is necessary to understand this proposal together with other studies (e.g. on diet, habitat use, distribution, mortality data, dispersion and home ranges, genetics, health). Monitoring wolf populations is not enough to evaluate ecological functioning, potential response to environmental and management scenarios on the long run, and, ultimately, survival possibilities. These questions require a population viability analyses (PVA), which are not available nowadays. PVAs are the tool to define conservation and management goals on the long run, and to elaborate proper estimations on the status of the northwestern Iberian wolf population. I propose to carry out a PVA every 10 years (2-3 wolf generations) to analyze wolves trends and status.

Key words: monitoring, abundance indices, spatio-temporal scales, packs, population size and trend, population viability analyses (PVA).

## **INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**

Los patrones de abundancia en poblaciones animales son un aspecto central en ecología y biología de la conservación. ¿Cuál ha sido la tendencia o evolución de la población de lobos en España? ¿Y en la Península Ibérica? ¿Y en Zamora o Valladolid? ¿Cuál ha sido la tendencia en las últimas décadas? ¿Y en los últimos años? El seguimiento de la población de lobos, su abundancia, su evolución, sus tendencias, ha sido motivo de controversias entre investigadores y conservacionistas (Blanco y Cortés 2002). En el caso de los carnívoros el

acceso a esta información es particularmente difícil por su carácter esquivo, sus extensas áreas de campeo y sus bajas densidades. En el caso del lobo, la complejidad de su estructura social y las oscilaciones estacionales de abundancia se añaden a estas dificultades. En palabras del Plan de Acción para el Lobo en Europa (Boitani 2000) el monitoreo es esencial para evaluar tendencias, ajustar y corregir errores en las acciones de gestión y para sugerir nuevas acciones.

El objetivo de este trabajo es aportar algunas ideas que permitan monitorizar la población noroccidental ibérica de lobos (o un segmento de la misma), que puedan ser aplicables en áreas más o menos reducidas y que permitan valorar la situación (número de lobos y tendencia) de una manera sencilla. Se pretende relacionar la propuesta de monitoreo con la posibilidad de evaluar la respuesta de las poblaciones de lobos a acciones de gestión concretas o con problemas de carácter inmediato (caza o control, impacto de infraestructuras, evolución de poblaciones de potenciales presas silvestres u otros recursos, etc.) y que pueda ser útil además para comparar diferentes zonas. De todas maneras no se trata aquí de evaluar la viabilidad de la población de lobos o su grado de amenaza, como tampoco discutir sobre cuál es la manera más adecuada de obtener diferentes índices de abundancia o parámetros demográficos (véanse los diferentes capítulos de este libro), aunque se discuta sobre la idoneidad de unos índices respecto a otros con relación al objetivo propuesto.

La metodología utilizada se fundamentará en una revisión de algunas propuestas para el monitoreo de la población ibérica de lobos realizada por investigadores, así como otras recogidas en diferentes documentos técnicos y legales. Por otro lado se hará una revisión de los diferentes indicadores del número y abundancia de lobos utilizados por técnicos y especialistas en diferentes trabajos de la Península Ibérica, de las dificultades que los investigadores y técnicos han encontrado en su desarrollo, en cómo han sido interpretados y en algunos de los debates que se han producido al respecto.

Este trabajo no pretende hacer un diagnóstico de cuáles han sido las tendencias de las poblaciones de lobos en la Península Ibérica, pero sí un examen de las propuestas hechas, los análisis e interpretaciones realizados e intentar extraer algunas enseñanzas de ellos, para finalmente aportar propuestas que ayuden en el diseño de métodos de muestreo y el monitoreo de las poblaciones ibéricas de lobos.

## ANTECEDENTES Y MATERIALES

### *Propuestas y procedimientos de monitoreo recogidos en documentos técnicos y legales*

Desde investigadores especialistas en el trabajo con lobos la única propuesta disponible de cómo realizar el seguimiento de la población de lobos en España, es la realizada por Blanco y Cortés (2002, páginas 69-71). Estos autores opinan que “los cambios de los límites del área de distribución nos aportarán los mejores indicios sobre la evolución de las poblaciones”. Más adelante aportan detalles y ofrecen algunas sugerencias de interés. Así, proponen el monitoreo de áreas periféricas o de baja densidad mediante conteos de grupos, daños y lobos muertos y, en determinadas áreas interiores, mediante el radiomarcaje masivo u “otros métodos intensivos”. Finalmente sugieren evaluar la posibilidad de utilizar métodos baratos (encuestas principalmente) así como localizar zonas piloto donde estudiar daños al ganado, número de lobos muertos y “otros parámetros” indicativos de las tendencias.

Más recientemente, diferentes documentos técnicos y legales hablan sobre las metodología propuestas o utilizadas para el monitoreo de los lobos. La Estrategia para la Conservación y la Gestión del Lobo en España (2005) hace una propuesta de seguimiento y los Planes de Gestión de la especie en Asturias (2002), Castilla y León (2008) y Galicia (2008) describen los métodos de monitoreo de las poblaciones de lobos que tales comunidades autónomas desarrollan o pretenden desarrollar (Anexo I).

Si bien el conteo de grupos o manadas de lobos parece ocupar una posición central (en el caso de Asturias es el único índice que se propone), otras propuestas y procedimientos mencionados en los diferentes documentos son relativamente dispares, vagos y genéricos en muchos de los términos utilizados. Se menciona la necesidad de seguimiento de la distribución y el tamaño de grupo (en Galicia concretamente, aunque no se dice en qué momento del ciclo anual) y se habla, genéricamente, de “parámetros poblacionales globales”, “estado de la población”, “aspectos poblacionales”, “tasas de natalidad y mortalidad”, etc.

### *Índices de abundancia de lobos utilizados en España. Una revisión bibliográfica*

A pesar de que la evolución de las poblaciones de lobos en España en las últimas décadas ha sido motivo de interpretaciones y discusiones (ver, por ejemplo, Blanco y Cortés 2002), las fuentes bibliográficas que hacen referencia

a estos debates no es frecuente. Quizás los artículos de Alonso et al. (1999), Arberas et al. (1999) y el mencionado libro de Blanco y Cortés (2002) son los más llamativos, con cierto carácter técnico, en los que se discute públicamente sobre estos temas. Más recientemente son de interés las discusiones de Echegaray et al. (2008) y Blanco (2008).

Las valoraciones señaladas en estos trabajos oscilan entre las que consideran que falta información para establecer un diagnóstico (Alonso et al. 1999) y las que indican que las poblaciones de lobos están inmersas en un proceso de expansión y crecimiento (Arberas et al. 1999, Blanco y Cortés 2002, Blanco et al. 2007). Ninguna de las fuentes consultadas considera que haya existido una regresión generalizada de las poblaciones de lobos en España (aunque se reconoce que la situación en el sur de Salamanca, Extremadura y Sierra Morena es, cuando menos, “crítica”).

Dichas fuentes pretenden describir y ponen de manifiesto las principales carencias y limitaciones de los diferentes índices de abundancia de lobos desarrollados en España, y en cómo se han confeccionado e interpretado. Procedemos a continuación a recopilar y analizar esos problemas metodológicos, errores y sesgos en la interpretación de los datos y series temporales obtenidas.

### ***Sobre los periodos de tiempo considerados***

Las referencias bibliográficas sobre las tendencias de las poblaciones de lobos suelen mezclar diferentes escalas temporales en la interpretación y discusión de los datos, lo que introduce una importante fuente de confusión. Una evaluación de la tendencia de las poblaciones de lobos debe de referirse a un periodo de tiempo claramente establecido. Si consideramos, por ejemplo, periodos de tiempo históricos, del orden de centenares de años, las tendencias de las poblaciones de lobos en España han sido regresivas (ver por ejemplo, Rico y Torrente 2000). Si consideramos las tendencias de las últimas décadas (por ejemplo, desde los años 70), éstas han sido crecientes (Blanco et al. 1990 y 2007). Echegaray et al. (2007) recopila la información disponible sobre la distribución del lobo en el País Vasco desde 1850 hasta el 2004. El autor interpreta la evolución de la especie en dicha comunidad autónoma recurriendo a tres procesos demográficos diferentes. Por un lado, un proceso de extinción que culmina a mediados del siglo XX; por otro, un aumento del área de distribución en las décadas de 1980 y 1990 y finalmente un relativo estancamiento desde los años finales de la década de 1990.

Evidentemente todas estas interpretaciones, aunque aparentemente contradictorias, pueden ser igualmente ciertas y la explicación hay que buscarla en las diferentes escalas temporales elegidas.

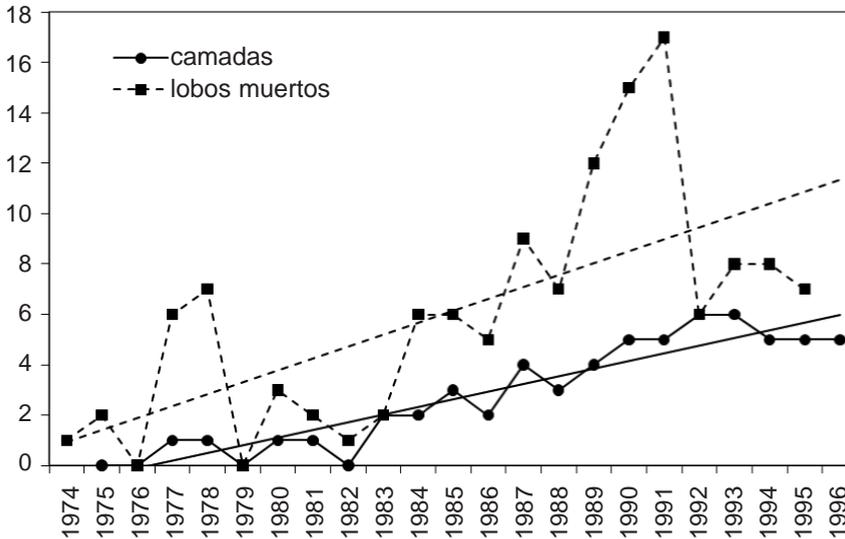


Figura 1.-Número conocido de lobos muertos en Valladolid y alrededores para el periodo 1974-1995 y número de camadas en Valladolid y alrededores para el periodo 1975-1996. Fuente: Barrientos en Blanco y Cortés (2002). Se ilustran las rectas de regresión tal como las representan los autores.

*Figure 1.-Known number of dead wolves in Valladolid and surroundings in 1974-1995, and number of packs in Valladolid and surroundings in 1975-1996. From Barrientos in Blanco and Cortés (2002). Regression lines are shown as represented by the authors. Camada = pack. Lobos muertos = dead wolves.*

Blanco y Cortés (2002), al valorar la evolución de las poblaciones loberas españolas en la década de los 90, hacen referencia a la situación en Valladolid (páginas 134-136) y utilizan datos aportados por Barrientos correspondientes al periodo 1974-96 para ilustrar el incremento de ejemplares en esta provincia (Figura 1). Los autores apoyan esta conclusión sobre la elevada significación estadística de la correlación entre las series de datos del número de lobos muertos, y el número de camada con los años, representando además rectas de regresión en las figuras que acompañan la discusión.

Sin embargo, si nos referimos exclusivamente a la década de los 90 e hiciéramos el mismo análisis de correlación, ésta no sería significativa ( $r_s = -0,16$ ;  $p = 0,73$ ;  $n = 7$ ; 1990-96), ni siquiera incluyendo los datos de 1998 (8 camadas) mencionados en el texto ( $r_s = 0,29$ ;  $p = 0,49$ ,  $n = 8$ ). Tampoco la correlación en el número de lobos muertos y la serie de años muestra significación para el periodo 1990-1995 ( $r_s = -0,58$ ;  $p = 0,23$ ,  $n = 6$ ). La interpretación, por un lado, de

un incremento de los índices de abundancia en la segunda mitad de los años 70 y 80 y un estancamiento en la primera mitad de los años 90 y, por otro, la dada por Blanco y Cortés (2002) son igualmente válidas (con los datos dados; ver sin embargo Tabla 2).

Se podrían extraer similares conclusiones al valorar la evolución del número de grupos reproductores de lobos en Asturias para el periodo del que se disponen datos (1986-2008; ver Anexo II) donde el conjunto del periodo ofrecería una tendencia positiva (GLM función *poisson*, enlace *log*; para grupos seguros;  $p = 0,000$ ; 3,8% tasa de incremento exponencial) en comparación con el periodo 1999-2008 donde no existiría una tendencia significativa en ningún sentido (GLM función *poisson*, enlace *log*;  $p = 0,11$ ; sin tendencia significativa).

No se pretende aquí evaluar o caracterizar la situación de los lobos en Valladolid o en Asturias, ni si es más cierto hablar de incremento o estabilización demográfica. Esa discusión solo puede hacerse en el marco de una interpretación sobre causas. Sin una interpretación ecológica y demográfica ambas valoraciones son igualmente válidas. Lo que puede resultar significativo o evidente para un periodo de tiempo dado puede no serlo para otro (incluso las tendencias pueden ser contrarias). La selección de una u otra escala, a falta de hipótesis explicativas de las dinámicas demográficas, es arbitraria.

### ***Sobre las áreas y escalas espaciales consideradas***

De la misma manera que para el marco temporal, es preciso definir el marco o escala espacial de los estudios y discusiones. Lo que puede ocurrir en una zona no tiene porqué ocurrir en otras.

Arberas et al. (1999) y, especialmente, Blanco y Cortés (2002), han puesto de manifiesto que la presencia cada vez más constante en los últimos años de ejemplares o grupos reproductores en Valladolid, Soria, Segovia, Ávila, País Vasco, La Rioja, Cantabria, ... respondería a una tendencia expansiva y creciente de las poblaciones de lobos en España. Según estos autores esta situación hay que interpretarla en el contexto de unas poblaciones “saturadas” en el interior y Norte de España y en una extensión de la distribución en el Este y Sur, donde además la densidad se ha incrementado de manera significativa.

Los datos sobre el número de grupos reproductores o camadas de algunas de las provincias loberas de la Península Ibérica (ver Tablas 1 y 2) para dos momentos diferentes de los últimos años (1988 y primeros años de la década de los 2000) pueden ayudar a entender algunos debates y cómo se han utilizado los diferentes índices de abundancia disponibles sobre la situación y evolución de las poblaciones de lobos.

Tabla 1.-Número de grupos reproductores de lobos en las provincias de Galicia para los dos periodos de tiempo considerados. Fuentes: (a) Bárcena (1990); (b) Llaneza y Ordiz (2003); (c) Llaneza et al. (2004); (d) Llaneza et al. (2005). (e) 30-50% añadido por Bárcena (1990) por falta de cobertura en el muestreo (las correcciones por provincias han sido calculadas en este trabajo).

*Table 1.-Number of packs of wolves in Galicia for two different periods. From: (a) Bárcena (1990); (b) Llaneza and Ordiz (2003); (c) Llaneza et al. (2002); (d) Llaneza et al. (2005); (e) 30-50% added by Bárcena (1990) to cover sampling deficiencies. Provincias = provinces. Localizadas = localized. Estimadas = estimated.*

Provincias	1988 (a)		2000-2003
	Localizadas	Estimadas (e)	
Lugo	25	33-37	21 (b)
Orense	28	37-42	25 (c)
Pontevedra	8	10-12	15 (d)
A Coruña	10	13-15	14 (d)
<b>Total</b>	71	93-106	75

Tabla 2.-Número de grupos reproductores de lobos en las provincias de Castilla y León para los dos periodos de tiempo considerados. Fuentes: (a) Blanco et al. (1990); (b) Llaneza y Blanco (2001); (c) 26,4% añadido por los autores para comparar con 1988 (las correcciones por provincias han sido calculadas en este trabajo).

*Table 2.-Number of packs of wolves in Castilla and León for two different periods. From: (a) Blanco et al. (1990); (b) Llaneza and Blanco (2001); (c) 26.4% added by the authors to compare with 1998.*

Provincias	1988 (a)	2000-2001 (b)	
		Localizadas	Estimadas (c)
León	50	44	55
Palencia	26	24	30
Burgos	27	21	26
Zamora	45	37	47
Salamanca	5	1	1
Valladolid	4	12	15
Soria	1	4	5
Segovia	0	5	6
Avila	0	1	1
<b>Total</b>	158	149	188

Las magnitudes observadas en las Tablas 1 y 2 en el número de grupos de lobos parecen mantenerse en las mismas dimensiones. Sin considerar las correcciones propuestas en 1988 (30-50% de incremento sobre las localizadas por falta de cobertura en el muestreo, Bárcena 1990), globalmente, las estimas de Galicia de lobos realizadas en 2000-2003 y las de 1988 son similares (75 y 71 respectivamente). Solamente después de considerar esta corrección se podría pensar en una disminución de los grupos de lobos en el conjunto de la región. En el caso de Castilla y León los conteos de grupos arrojan similares números, incluso después de las “correcciones”. Solamente la zona sur de Castilla y León (Valladolid, Soria, Segovia y Ávila) parece ser una clara excepción a esta situación. Sin considerar el incremento del 26% de los grupos de lobos en Castilla y León propuesto por los autores en sus estimas del 2000-01 para poder compararla con los resultados de 1988, se observa un incremento significativo de los grupos de lobos en las mencionadas provincias (de 5 grupos en 1988 a los 22 en 2000-2001; 28 después de corrección). En el resto de las provincias se pasaría de los 153 grupos en 1988 a los 161 –después de corrección– en 2000-2001 (127 grupos si no se aplicara dicha corrección).

Parece necesario definir adecuadamente el marco o escala espacial de un análisis e interpretación de índices de abundancia. No es lo mismo valorar el incremento del número de grupos de lobos en una zona (por ejemplo, Valladolid) en el contexto de una discusión provincial o regional que en una valoración a escala del conjunto de las poblaciones ibéricas. En este sentido, y de acuerdo con Alonso et al. (1999), no podemos inferir conclusiones para el conjunto de las poblaciones de lobos observando algunas zonas obviando lo que ocurre en otras. A nuestro entender, hay dos objeciones a las argumentaciones de Arberas et al. (1999) y Blanco y Cortés (2002) que tienen interés a la hora de valorar los procedimientos de monitoreo.

La primera se refiere, en el contexto de la discusión sobre la situación del conjunto de la población de lobos de la Península, a la nula o escasa consideración sobre la situación de las poblaciones portuguesas (el borde occidental de la población ibérica, unos 63 grupos; Pimenta et al. 2005). Estas poblaciones, que son continuas con las españolas, han sufrido un proceso de regresión desde los años 40, que no se detuvo ni en las décadas de los años 70 y 80, años de “bonanza” para las poblaciones españolas (Candido y Petrucci-Fonseca 2000, Álvares et al. 2000). De esta manera, al hablar del conjunto de la población ibérica de lobos (NW), la “impresión” que puede entenderse de la Figura 2 debe completarse con la evolución mostrada en la Figura 3 para las décadas de los años 80 y 90.

La segunda objeción se refiere a las referencias a zonas “saturadas” (áreas centrales o interiores de las poblaciones). Parece que el uso de dicho concepto ha reducido la atención sobre los fenómenos demográficos en las zonas “centrales”.

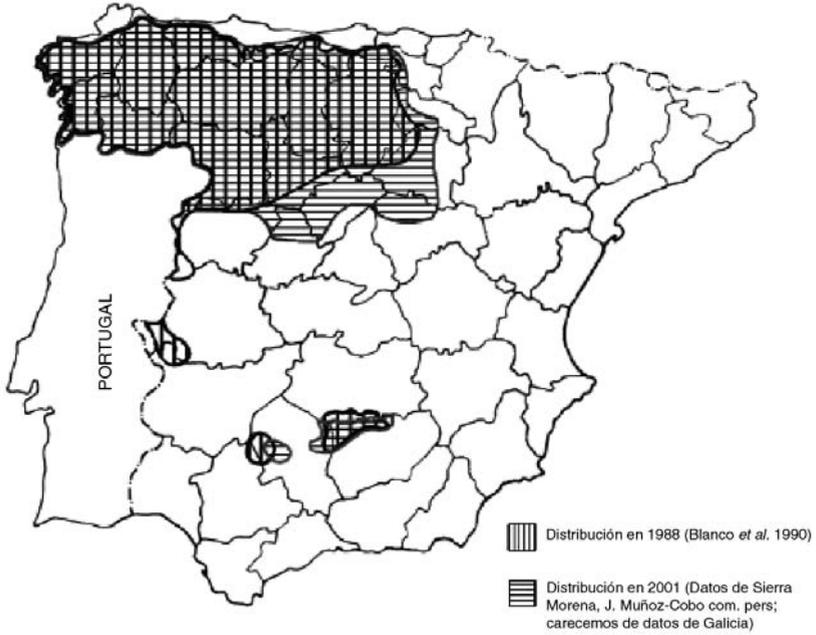


Figura 2.-Distribución del lobo en España en 1988 y en 2001. Fuente: Blanco y Cortés (2002).

Figure 2.-Wolf distribution in Spain in 1988 and 2001. From: Blanco and Cortés (2002).

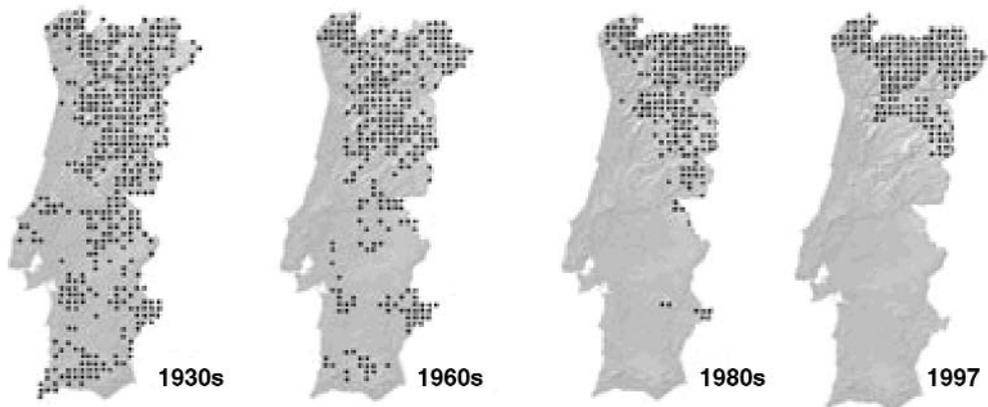


Figura 3.-Distribución del lobo en Portugal (1930-1997). Fuente: Álvares (2004).

Figure 3.-Wolf distribution in Portugal (1930-1997). From: Álvares (2004).

Sin embargo, a modo de ejemplo, la distribución de los grupos reproductores en Castilla y León que se muestra más adelante (Figura 5) parece poner de manifiesto amplias zonas “centrales” (p.e. en León o Burgos) no ocupada por grupos. La simple referencia a “capacidades de carga” saturadas no puede impedir monitorizar el número y tendencias de las poblaciones de lobos en cualquier situación (globales y locales, centros y periferias) y comprender por tanto cuáles son los factores que impiden alcanzar las capacidades de carga. El caso de Asturias puede ilustrar otro ejemplo. El número de grupos de lobos estimados en 1988 y en 2001 (20 vs 23 grupos de lobos) es similar pero la situación es diferente en cuanto a la distribución espacial de los grupos: no podríamos mencionar el incremento de grupos de lobos en el oriente de Asturias (del que tantas veces se ha hablado) sin observar la desaparición de grupos en otras áreas del centro y occidente (hecho éste del que se habla menos, ver García-Gaona et al. 1990, Llana et al. 2002).

No parece, en contraposición a lo opinado por Blanco y Cortés (2002, pag. 69), que los cambios de los límites del área de distribución aporten los mejores indicios sobre la evolución de las poblaciones. Algunos fenómenos periféricos no tienen porqué ser una manifestación de lo que ocurre en todas las zonas periféricas y, mucho menos, tienen porqué reflejar lo que ocurre en el conjunto de la población. La delimitación del marco geográfico de análisis al que estamos haciendo referencia en cada caso podría evitar numerosas confusiones. Las poblaciones de lobos “centrales” de Zamora, León, Palencia, Burgos (y también de Asturias, Pontevedra, Lugo, Orense, etc.) merecen un análisis detallado sobre su situación, las tendencias en los últimos años (distribución espacial de los grupos de lobos, otros índices,...) y qué razones pueden explicarlas (por ejemplo, envenenamientos recurrentes en ciertas zonas).

Un aspecto diferente relacionado con las escalas espaciales se refiere a la selección de áreas de estudio excesivamente pequeñas con objetivos demográficos y ecológicos. Llana et al. (2009) estiman el número de grupos y el número de lobos en áreas de estudio en Lugo de 100-368 km<sup>2</sup> y obtiene estimas que, en algunos casos, arrojan más lobos durante el invierno que en el previo máximo post-parto estival. Probablemente todas las camadas contadas en dicho trabajo pueden tener territorio fuera de las áreas de estudio (ver más adelante Figura 6). Los fenómenos demográficos y ecológicos que puedan ayudar a interpretar esos datos se sitúan en una escala espacial claramente superior.

### *¿Uno o varios índices de abundancia?*

Uno de los argumentos más significativos utilizados por Arberas et al. (1999) en su réplica a Alonso et al. (1999) se refiere a la utilización del número de

grupos de lobos como único índice de la población. Así, Arberas et al. (1999) hacen uso de estadísticas de lobos muertos, daños, etc. para ilustrar que la abundancia de lobos ha variado. Los autores ponen así de manifiesto que los diferentes índices, por separado, tienen carencias importantes y que la observación simultánea de varios índices puede ofrecer mayor confianza en las interpretaciones. De esta manera, índices demográficos observados conjuntamente pueden poner de manifiesto más claramente fenómenos relacionados con las tendencias de la población que si se observaran por separado. Por ejemplo en la Figura 1, referida a la provincia de Valladolid, parecen observarse descensos (o estabilizaciones) en el número de grupos de lobos en momentos posteriores a los máximos en el registro de lobos muertos (1989-1990).

El Principado de Asturias dispone de unas de las mejores series de datos de índices de abundancia de lobos en un territorio concreto de la Península Ibérica (Anexo II). Estas series incluyen, entre otros, datos sobre conteos de grupos reproductores (junto a datos sobre esfuerzo aplicado desde 1999) y expedientes de daños atribuidos a la especie (ver en este libro el capítulo de Talegón y Gayol), además de algunos registros de lobos muertos conocidos. Sin embargo estas series de datos son motivo de numerosas objeciones debidas a posibles diferencias en el esfuerzo de muestreo y al uso de diferentes criterios de conteo de grupos (Anexo II). Todo ello ha provocado que en algunos de los años existan varios datos, ciertos años no se consideren en algunas de las series construidas, que se incluyan, en ocasiones, grupos de lobos “cercanos a los límites” de la región, a veces se cuenten (otras no) los grupos de híbridos lobo-perro, se incluyan en ocasiones los grupos de Asturias incluidos en el Parque Nacional de los Picos de Europa, etc. Por tanto la serie de datos presentada en el Anexo II debería ser “corregida” intentando utilizar similares criterios en el conjunto de los años e incorporando información sobre el esfuerzo de muestreo en el análisis e interpretación de los datos. Pero mientras se aborda esa tarea, ¿el incremento en los conteos de grupos de lobos en la década de los años 2000 en comparación a los anteriores datos es “real”? Una aproximación a la respuesta a esa pregunta puede venir del análisis de otros índices.

Como se puede observar en la figura 4 y Anexo II otros índices parecen señalar que efectivamente en la década de los años 2000 los expedientes de daños atribuidos a los lobos en la región se incrementaron en un 30% respecto a los años previos y los registros de mortalidad entre un 48% y un 76% (dependiendo de la serie utilizada).

Sin embargo, aún contando con varios posibles índices de abundancia hay que ser prudentes en las conclusiones. Diferentes índices de abundancia pueden poner de manifiesto fenómenos biológicos diferentes, relacionados con diferentes aspectos de la demografía de la especie (lobos no integrados en grupos,

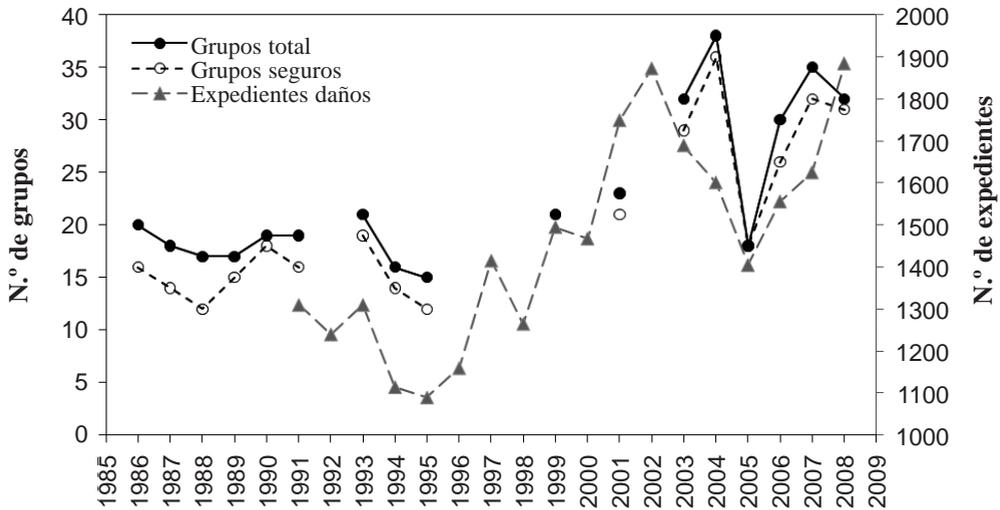


Figura 4.-Número de grupos reproductores de lobos (seguros y total) en Asturias para el periodo 1986-2008 y evolución del número de expedientes de daños atribuidos a la especie para el periodo 1991-2008. Fuentes: Anexo II.

Figure 4.-Number of packs of wolves (known and probable) in Asturias in 1986-2008, and evolution of the number of damages attributed to the species in 1991-2008. From: Appendix II. Grupos = packs. Seguros = known. Expedientes daños = damages.

dispersión, etc.) y, por tanto, manifestar cambios no proporcionales en sus magnitudes (a veces incluso contradictorias; ver revisión de Blanco y Cortés 2002).

Por ejemplo, en los índices anteriormente utilizados (grupo de lobos, daños y mortalidad) referentes al Principado de Asturias, la mortalidad conocida de lobos ofrecía una magnitud de cambio entre los periodos comparados similar a la tasa de incremento en el número de grupos (un 65% más grupos en el periodo 2001-2008 respecto a anteriores datos), pero en el caso de los daños este incremento fue, como veíamos antes, de un 30% en ese mismo periodo.

Otro ejemplo es el que se ilustra en la Figura 5 y que además afecta a una amplia zona del área meridional de distribución de la población NW ibérica. Se puede observar como el importante incremento del 35 % “detectado” en el área de distribución de las poblaciones lóberas de Castilla y León (según Llanea y Blanco 2005) supone sólo un incremento del 9 % del número de grupos de lobos de la zona (ver Tabla 2). La diferencia de magnitud entre estos dos índices de abundancia es muy destacable.



Figura 5.-Izquierda: distribución de los grupos reproductores de lobos en Castilla y León 2000-2001 (delimitando dos zonas de máxima densidad). Círculos negros: seguros; círculos blancos: probables. Derecha: Mapa de evolución de las diferentes densidades de lobo desde 1988 hasta 2001 en Castilla y León, La Rioja y Álava; (1) estable; (2) incremento; (3) zona de expansión; (4) extinción. Fuente: Llaneza y Blanco (2005).

*Figure 5.-Left: Distribution of wolves packs in Castilla and León 2000-2001, drawing two areas with maximum density. Black circles: known packs; white circles: probable packs. Right: evolution of wolf density from 1998 to 2001 in Castilla and León, Rioja and Álava; (1) stable; (2) increasing; (3) expanding area; (4) extinction. From: Llaneza and Blanco (2005).*

Al margen de la discusión en relación con los métodos de delimitación y compactación del área de distribución en los ejemplos anteriores (ver Uzal y Llaneza, en este libro), es evidente la necesidad de ser prudentes en las interpretaciones de las magnitudes de los diferentes índices y sus traducción en tamaño de población.

## PROPUESTA METODOLÓGICA

### *Índices de abundancia para el monitoreo de las poblaciones ibéricas de lobos*

El número de grupos reproductores (tengan o no éxito en la reproducción) es el índice más frecuentemente utilizado por técnicos e investigadores para el monitoreo de las poblaciones ibéricas de lobos y sobre éste (y derivados, como su distribución y tendencias) se han fundamentado los principales diagnósticos de la población de lobos. De acuerdo con ello, esta propuesta de monitoreo se fundamenta parcialmente en el uso de este parámetro. Este índice puede obtenerse mediante el uso de diferentes técnicas de trabajo de campo entre las que se

encuentran los índices de abundancia de indicios (IKAs) y otras complementarias (observación directa, escuchas, etc. ver por ejemplo, García y Llaneza 2009). Sin embargo el uso de conteos de grupos reproductores ha estado sujeto a problemas asociados a las metodologías y coberturas del muestreo (“factores de corrección”, eliminación de años para análisis de series, cambios en los criterios,...), muchas veces deficientemente descritos, lo que ha hecho muy difícil la interpretación de los datos obtenidos en numerosos trabajos (ver antes el caso de Asturias; Anexo II y Figura 4). Un sistema de monitoreo con vocación de mantenerse a lo largo de varias generaciones de lobos va a sufrir cambios en el personal, esfuerzo y metodologías. Los sesgos producidos por dichos cambios, por otra parte inevitables en ciertos casos, pueden provocar interpretaciones erróneas y deben ser evaluados y minimizados mediante un sistema de monitoreo riguroso en el diseño metodológico y en el registro de los datos. En este sentido las propuestas de registro de esfuerzo realizadas por algunos autores (García y Llaneza 2009) deben de ser consideradas seriamente (ver Anexo II) y mejoradas introduciendo, por ejemplo, indicadores de distribución espacial de dicho esfuerzo.

Por otro lado, el sistema de monitoreo ha de estar basado en el uso de múltiples índices de abundancia. Los diagnósticos sobre la población ibérica de lobos parecen equívocos cuando el número de índices utilizados es reducido. Diferentes índices pueden variar en magnitudes muy diferentes (distribución vs número de grupos de lobos en Castilla y León o número de grupos vs daños en Asturias p.e.). Así el número de grupos de lobos, puede ser un indicador relativamente poco sensible al tamaño del conjunto de la población mientras que otros parámetros como el tamaño del grupo puede ser el principal mecanismo de cambio en el tamaño de la población (Rausch en Fuller et al. 2003). Fuller et al. (2003) comparan diferentes poblaciones de lobos y encuentran que mientras el 33% de la variación en el tamaño de los territorios se debe a la densidad de presas el 64% de la variación de densidad total de lobos (estimada en invierno) se debe a ese factor trófico. El parámetro que relaciona ambos porcentajes sería principalmente la mortalidad de las crías. Estos datos podrían soportar la idea expresada de que es el tamaño de los grupos el principal mecanismo de cambio en el tamaño de la población. El tamaño del grupo en invierno, aunque no ha sido un parámetro incorporado a las técnicas de seguimiento de los lobos en la Península Ibérica puede ser un parámetro complementario (ver Fernández-Gil et al., en este libro), ha estado en el centro de los debates sobre el tamaño de la población en España (por ejemplo Echegaray et al. 2008 y Blanco 2008) y aportaría la sensibilidad adecuada para estimar oscilaciones demográficas. Este parámetro, junto al anterior (número de grupos reproductores) principalmente, permitiría estimas de densidades relativas y serían los principales índices en el sistema de monitoreo propuesto.

La distribución de los grupos de lobos, usando para ello procedimientos estandarizados de compactación de áreas y de agrupación podría ser útil en el manejo de los dos anteriores índices propuestos. Se trata de utilizar los conteos de grupos pero proyectándolos espacialmente, mediante, eso sí, técnicas similares a las descritas por Uzal y Llaneza (en este libro). Esto minimizaría algunos problemas que se han derivado de las delimitaciones de áreas de distribución que han resultado en magnitudes de cambio que han provocado importantes confusiones en la interpretación de los cambios poblacionales (ver Figura 5 por ejemplo).

### *¿Cuál es la escala temporal y espacial adecuada?*

Decíamos que la propuesta debería ser útil para el estudio de las tendencias de la población en una zona, en un marco espacial reducido, posibilitando la comparación de diferentes áreas. Y que igualmente los métodos deben ser lo suficientemente sencillos como para ser aplicables dentro de unas perspectivas temporales de corto-medio plazo, permitiendo evaluar la respuesta de las poblaciones a acciones de gestión concretas o a problemas de carácter inmediato (caza o control, impacto de infraestructuras,...).

Sin embargo, existen unos umbrales mínimos (espaciales y temporales) que deben establecerse en función de criterios biológicos y metodológicos. En este sentido el tiempo generacional (3-4 años) debería ser la unidad mínima de análisis. Y dicho período podría ser el requerido para plantear la periodicidad mínima en la toma de los datos necesarios para la construcción de diferentes índices.

De la misma manera, cuestiones de orden demográfico, aconsejan seleccionar marcos espaciales de estudio de al menos varios miles de kilómetros cuadrados. Un sencillo modelo de distribución de grupos de lobos cada 100 y cada 400 km<sup>2</sup> ofrece estimas de densidad dependiendo del tamaño del área de estudio seleccionada que varía dependiendo fundamentalmente del número de grupos instalados en la periferia de esas áreas (Figura 6). Se han seleccionados esos valores de referencia (1 grupo/100 km<sup>2</sup> y 0,25 grupos/100 km<sup>2</sup>) teniendo en cuenta que las densidades dadas por diferentes autores oscilan entre los 0,2 grupos/100 km<sup>2</sup> de Llaneza y Blanco (2005) para Castilla y León y los 0,3 grupos/100 km<sup>2</sup> para algunas provincias de Galicia, según Llaneza et al. (2005). Los máximos se alcanzarían, para zonas relevantes, en torno a los 0,4 grupos/100 km<sup>2</sup> en el Norte de León y Palencia y en el Noroeste de Zamora, según Llaneza y Blanco (2005).

Podemos ver como a medida que se incrementa el tamaño del área de estudio las densidades obtenidas se acercan al planteamiento teórico (1 grupo/100 km<sup>2</sup> y 0,25 grupos/100 km<sup>2</sup>), reduciéndose a su vez el número de grupos que viven en los bordes de esa teórica área de estudio. Podemos observar en esa Figura como

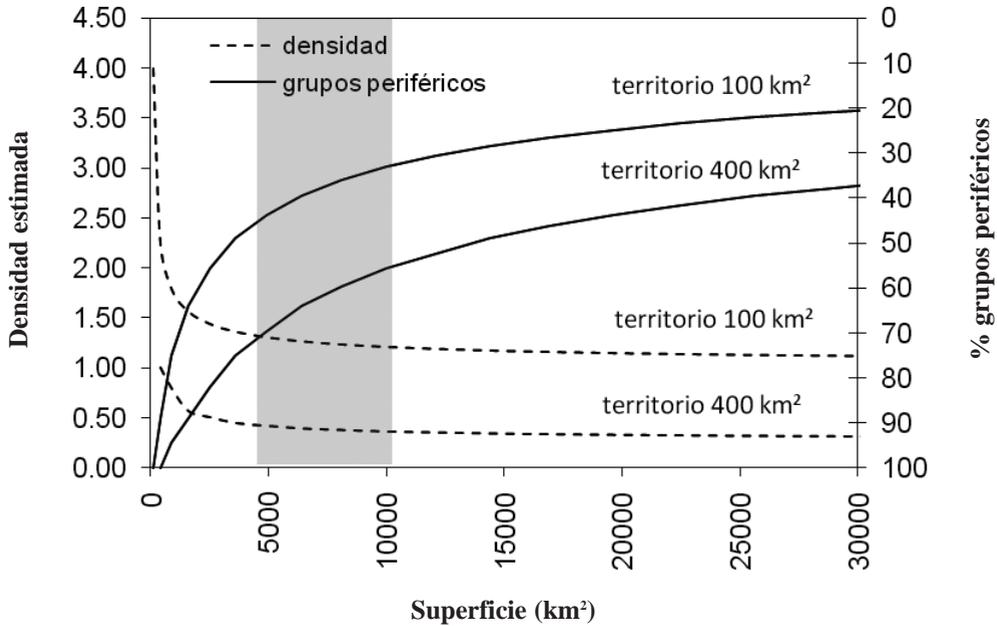


Figura 6.-Modelo teórico de densidad estimada y porcentaje de grupos de lobos periféricos para áreas de estudio de diferente tamaño. El modelo asume una distribución homogénea de los grupos de lobos. En gris se señala el tamaño de área propuesto en este trabajo para el monitoreo.

Figure 6.-Theoretic model of estimated density and percentage of periphery packs of wolves for study areas of different size. The model assumes a scattered distribution of wolves. The size of the study areas proposed here are shown in grey color. Densidad estimada = Estimated density. Territorio = territory. Superficie = surface. Grupos periféricos = Periphery packs.

entre los 5000 y los 10000 km<sup>2</sup> las densidades de lobos estimadas estarían relativamente cercanas a los valores teóricos y el número de grupos dentro del área de estudio (entre el 60 y 70 % para 1 grupo cada 100 km<sup>2</sup> y un 30 y un 45% para 1 grupo cada 400 km<sup>2</sup>) permitiría que los procesos demográficos detectados no dependieran excesivamente de zonas externas; (hay que recordar que el modelo presentado en la Figura es una simplificación construida sobre una distribución teórica y uniforme de grupos de lobos).

### Monitoreo y análisis de viabilidad de poblaciones (AVP)

La selección de escalas de análisis demográfico del orden de 5000-10000 km<sup>2</sup> y marcos temporales mínimos de 1-2 generaciones es una propuesta general de monitoreo para el conjunto de la población ibérica de lobos. Eviden-

temente existen otras cuestiones de orden práctico relacionadas con la gestión de la especie, los marcos administrativos (comunidades autónomas, Espacios Protegidos y de gestión cinegética,...) que deben coordinarse con esta propuesta. Una Comunidad Autónoma situada en la periferia del área de distribución de la especie (La Rioja, País Vasco, etc.) con responsabilidades de gestión puede dotarse de sus propios sistemas de monitoreo de los ejemplares, que pueden no ser iguales a los aplicados en las comunidades donde si existen núcleos de lobos más numerosos (Asturias, Galicia, Castilla y León). Otros índices pueden tener interés (distribución de ejemplares, mortalidad, daños,..) para el monitoreo de las poblaciones en estas zonas. Ello no debe impedir sin embargo resolver los problemas de coordinación en la gestión de los grupos limítrofes entre CCAA u otras áreas de gestión (lo que sigue siendo asignatura pendiente). De la misma manera las dificultades para estimar el tamaño de grupo en invierno en algunas zonas (ver Fernández-Gil et al., en este libro) también puede hacer aconsejable acometer el uso de otros índices complementarios.

No se han considerado algunos índices de monitoreo que parecen importantes (los registros de mortalidad por ejemplo). Evidentemente estos registros son primordiales desde otras perspectivas de gestión de la especie, e incluso desde otras perspectivas de análisis demográfico. Conocer las causas de mortalidad de la especie en diferentes áreas puede ser importante en un análisis de viabilidad de las poblaciones, donde distintos escenarios de “presión” humana afectan a las tasas de mortalidad. De todas maneras, en esta propuesta, la selección del tamaño invernal de los grupos de lobos incorpora de manera indirecta información sobre los efectos de la mortalidad. Hay que considerar que el tamaño de camada es un parámetro relativamente estable (Mech 1970; Fuller et al. 2003) por lo que el tamaño de grupo invernal, junto al éxito reproductor, ambos más variables que el tamaño de camada, podrían ser un indicador, al menos parcialmente, de tasas de mortalidad anuales.

Se desecha la utilidad de las estadísticas de daños, ya que a pesar de que pueden ser importantes en los planes de gestión, se ven afectados por factores ajenos a la densidad de lobos (manejo y tipo de ganado, daños de perros, sociales,...). TALEGÓN Y GAYOL (en este libro) mencionan el hecho de que el 20% de los lobos pueden ocasionar el 80% de los daños atribuidos a la especie en España. En el caso de Asturias la aparente correlación entre el número de grupos y el número de expedientes de daños podrían aconsejar su uso como índice poblacional, pero la diferencia entre las magnitudes de ambos índices (de más del doble) podría señalar que los daños pueden estar reflejando más el comportamiento de algunos grupos concretos que del conjunto de la población. La corrección de la serie de datos de grupos reproductores podría además poner en evidencia este hecho con mayor relevancia.

Por otro lado parece conveniente, de acuerdo con Blanco y Cortés (2002), disponer de zonas pilotos donde se realice el radiomarcaje de un número importante de lobos y donde se estudien aspectos fundamentales de la ecología de la especie así como poder calibrar diferentes índices estimando los sesgos que pueden detectarse.

Para terminar, señalar que ni el número ni la tendencia de una población definen por sí misma sus posibilidades de persistencia en un futuro (ver por ejemplo Dunn 2002, Seavy y Reynolds 2007). Esta propuesta pretende servir para monitorizar el conjunto de la población ibérica de lobos. Pero los resultados del monitoreo no pueden responder a otras preguntas que vayan más allá de una aproximación a la abundancia de lobos y su tendencia demográfica. No nos informa sobre los procesos demográficos y ecológicos (incluyendo los humanos) que provocan y conducen la dinámica demográfica (ver por ejemplo Pyare y Berger 2003). El monitoreo de la población de lobos no puede responder por sí solo a preguntas sobre el papel de la población en el funcionamiento de los procesos ecológicos, a posibles respuestas de la especie a escenarios ambientales y de gestión a largo plazo y, en definitiva, a sus posibilidades de persistencia en el futuro. Estas cuestiones requieren de un análisis de viabilidad de la población (AVP) ibérica de lobos, análisis inexistentes a día de hoy. Es cierto que si bien reglas sencillas nos dicen que la población ibérica de lobos se encuentra lejos de tener garantizada su persistencia futura (Vilá, en este libro; Reed et al. 2003), los AVPs son los instrumentos adecuados para definir los objetivos de conservación y manejo a largo plazo y elaborar los diagnósticos adecuados sobre la situación de la población ibérica noroccidental de lobos (Reed et al. 2003; Traill et al. 2009). Y para ello el monitoreo de otros parámetros y el desarrollo de otras investigaciones (tróficas y hábitat, distribución, daños, registros de mortalidad, dispersión y áreas de campeo, estructura genética, condiciones fisiológicas y de salud) son esenciales. Se propone llevar a cabo un AVP de la población ibérica de lobos cada diez años (dos-tres generaciones de lobos; ver, por ejemplo, los criterios de número de generaciones para la evaluación de grado de amenaza de la IUCN 2001) que analice la tendencia y evalúe su estatus.

## AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer las discusiones y las aportaciones al texto de Sergio Solano, Félix Álvarez y, muy especialmente, de Carles Vilà, Andrés Ordiz y Alberto Fernández-Gil. Este último hizo sugerencias fundamentales a la propuesta final de monitoreo que aquí se recoge. A Jorge Echegaray por su ayuda y comentarios sobre distribución del lobo en el País Vasco.

## BIBLIOGRAFIA CITADA

- Alonso, P., Barrientos, L.M., Fernández-Gil, A., Llana, L., Rico, M., De la Torre, J.A. y Vilà, C. (1999). Situación actual del lobo en España. *Quercus*, 157: 24-25.
- Álvares, F. (2004). Status and Conservation of the Iberian Wolf in Portugal. *Wolf Print*, 20: 4-6.
- Álvares, F., Pereira, E. y Petrucci-Fonseca, F. (2000). O lobo no Parque Internacional Gerês-Xurés. Situação populacional, aspectos ecológicos e perspectivas de conservação. *Galemys*, 12 (NE): 223-239.
- Arberas, E., Blanco, J.C., Campos, M.A., Cortés, Y., Gortazar, C., Herrero, J., Onrubia, A., Palacios, B., Palomero, G. y Saénz de Buruaga, M. (1999). Situación del lobo en España: una réplica. *Quercus*, 160: 62-64.
- Bárcena, F. (1990). El lobo en Galicia. Pp. 11-18. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.
- Barrientos, L.M. (1997). El lobo en la llanura cerealista castellana. *Quercus*, 139: 14-17.
- Blanco, J.C. (2008). ¿Cuántos lobos hay en España? *Quercus*, 267: 80-81.
- Blanco, J.C. y Cortés, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM, Málaga.
- Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.) (1990). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.
- Blanco, J.C., Sáenz de Buruaga, M. y Llana, L. (2007). *Canis lupus* Linnaeus, 1758. Pp. 272-276. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. (Eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- SECEM- SECEMU, Madrid. 588 pp.
- Blanco, J.C., Reig, S., Cuesta, L., Barrientos, L.M., Seijas, J., Barrios, L. y Grande, R. (1990). El lobo en Castilla y León. Pp. 59-72. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.
- Boitani, L. (2000). Action plan for the conservation of wolves (*Canis lupus*) in Europe. *Nature and Environment*, 113, 86 pp. Consejo de Europa, Estrasburgo.
- Cándido, A.T. y Petrucci-Fonseca, F. (2000). O lobo da Serra da Estrela: pasado, presente e futuro. *Galemys*, 12 (NE), 209-222.
- Dunn, E.H. (2002). Using decline in bird population to identify needs for conservation action. *Conservation Biology*, 16: 1632-1637.

- Echegaray, J., Illana, A., Hernando, A., Martínez de Lecea, F., Bayona, J., Covela, I., De la Torre, J.A., Paniagua, D., Vilà, C. (2007). Uso de técnicas genéticas no invasivas para estimar el tamaño de la población de lobo (*Canis lupus* L., 1758) en el País Vasco (N. España). *Galemys*, 19 (2): 3-18.
- Echegaray, J., Leonard, J. y Vilà, C. (2008). ¿Está asegurada la conservación del lobo ibérico a largo plazo? *Quercus*, 256: 14-23.
- Fuller, T.K., Mech, L.D. y Cochrane, J.F. (2003). Wolf Population Dynamics (Chapter 6, pp. 161-191). En: Mech, L.D. y Boitani, L. (eds.). *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. 448 pp. The University of Chicago Press.
- García, E.J. y Llaneza, L. (2009). *Situación del lobo en Asturias, 2008*. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Principado de Asturias. Informe Inédito. 106 pp.
- García-Gaona, J.F., González, F., Hernández-Palacios, O., Naves, J., Palomero, G. y Solano, S. (1990). El lobo en Asturias. Pp. 19-31. En: Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (eds.). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid.
- IUCN (2001). *Categorías y criterios de la Lista Roja de la IUCN. Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Llaneza, L. (1997). Evolución y situación del lobo en Asturias. Pp. 29-42. En: Palacios, B. y Llaneza, L. (eds.): *I Seminario sobre el Lobo en los Picos de Europa*. Grupo Lobo y SECEM. Oviedo.
- Llaneza, L. y Ordiz, A. (2003). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en la provincia de Lugo. *Galemys*, 15 (NE): 55-66.
- Llaneza, L. y García, E.J. (2008). *Situación del lobo en Asturias, 2007*. Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras del Principado de Asturias. Informe Inédito. 84 pp.
- Llaneza, L. y Blanco, J.C. (coord.) (2001). *Diagnóstico de las poblaciones de Lobo Ibérico en Castilla y León*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Castilla y León. 2001. Informe inédito. 285 pp.
- Llaneza, L., Ordiz, A. y Vilà, C. (2001). *Distribución, aspectos poblacionales y genéticos del lobo ibérico en la provincia de Lugo*, informe final. Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia. 2001. Informe inédito. 141 pp. y anexos.
- Llaneza, L., Alvares, F., Ordiz, A., Sierra, P. y Uzal, A. (2004). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico en la Provincia de Ourense. *Ecología*, 18: 227-238.
- Llaneza, L., Palacios, V., Uzal, A., Ordiz, A., Sazatornil, V., Sierra, P. y Alvares, F. (2005). Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en las provincias de Pontevedra y A Coruña (Galicia). *Galemys*, 17 (NE): 61-80.
- Llaneza, L., Herrador, R., García, V.M. y Callejo, A. (2009). Seguimiento estival e invernal de lobos en los Ancares Lucenses. *Galemys*, 21 (NE): 217-231.
- Llaneza, L.R. y Blanco, J.C. (2005). Situación del lobo (*Canis lupus* L.) en Castilla y León. Evolución de sus poblaciones. *Galemys*, 17: 15-28.
- Llaneza, L.R., Ordiz, A., Uzal, A., Palacios, V., Fernández-Gil, A. y Naves, J. (2002). *Situación del lobo en Asturias, 2001*. ARENA-Principado de Asturias. Informe inédito.
- Mech, L.D. (1970). *The Wolf. The Ecology and Behavior of an Endangered Species*. University of Minnesota Press.

- Pimenta V., Barroso, I., Álvares, F., Correia, J., Ferrão da Costa, G., Moreira, L., Nascimento, J., Petrucci-Fonseca, F., Roque, S. y Santos, E. (2005). *Situação Populacional do Lobo em Portugal: resultados do Censo Nacional 2002/2003*. Instituto da Conservação da Natureza/Grupo Lobo. Lisboa, 158 pp. + anexos.
- Principado de Asturias (2008). *Propuesta. Programa Anual de control de la población de lobo en el Principado de Asturias. Febrero 2008-Diciembre 2009*. Informe inédito 60 pp.
- Principado de Asturias (2009). *Programa Anual de control de la población de lobo en el Principado de Asturias. 2009-2010*. Informe inédito 22 pp.
- Pyare, S. y Berger, J. (2003). Beyond demography and delisting: ecological recovery for Yellowstone's grizzly bears and wolves. *Biological Conservation*, 113: 63-73.
- Reed, D.H., O'Grady, J.J., Brook, B.W., Ballou, J.D. y Frankham, R. (2003). Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation*, 113: 23-34.
- Rico, M. y Torrente, J.P. (2000). Caza y rarificación del lobo en España: investigación histórica y conclusiones biológicas. *Galemys*, 12 (NE): 163-179.
- Seavy, N.E. y Reynolds, M.H. (2007). Is statistical power to detect trends a good assessment of population monitoring? *Biological Conservation*, 140: 187-191.
- Traill, L.W., Brook, W.B., Frankham, R.R. y Bradshaw, C.J.A. (2010). Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation*, 143: 28-34.

Anexo I.-Procedimientos de monitoreo de las poblaciones de lobos mencionados en documentos técnicos y legales (Planes de Gestión) en España

*Appendix I.-Monitoring procedures for wolf populations in technical and legal documents (Action Plans) in Spain.*

<b>Documento</b>	<b>Procedimientos de monitoreo de las poblaciones de lobos</b>
Estrategia para la Conservación y la Gestión del Lobo ( <i>Canis lupus</i> ) en España. Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza. Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. 2005.	“Sin radioseguimiento masivo, no existe ningún método que permita determinar con precisión el tamaño de una población en grandes áreas, pero existen técnicas para obtener cifras aproximadas y determinar si la población aumenta o disminuye. Los mejores métodos incluyen: –La estimación del número aproximado de manadas. –Determinar la evolución de los bordes del área de distribución. –Determinar la evolución de la densidad en zonas de reciente recolonización”.
Decreto 155/2002, de 5 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de Gestión del Lobo en el Principado de Asturias.	“Establecer un programa de monitorización de la especie basado en el registro anual de camadas y/o grupos familiares en todo el territorio asturiano, tal y como se viene realizando desde hace años por parte de la Administración del Principado de Asturias”.
Decreto 297/2008, de 30 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de gestión del lobo en Galicia.	“Se realizarán programas de seguimiento periódicos de la población del lobo en Galicia. Su finalidad será obtener información de la distribución, aspectos poblacionales y, en la medida del posible, tasas de natalidad y mortalidad y tamaño de grupo. El seguimiento se realizará entre el mes de abril y octubre, prestando especial atención a la tendencia poblacional y a la evolución de la conectividad de las zonas donde la población corre riesgo de verse fragmentada (como es el caso de la Costa da Morte), así como el estado poblacional en las zonas donde se apliquen planes de control de la especie”.
Decreto 28/2008, de 3 de abril, por el que se aprueba el Plan de conservación y gestión del lobo en Castilla y León.	“La Consejería de Medio Ambiente realizará las siguientes actuaciones en relación con el seguimiento de la población de lobo de la Comunidad Autónoma: –Seguimiento anual del estado de las poblaciones ubicadas al sur del río Duero, y en especial en las áreas de nueva colonización. –Prospecciones anuales comarcales con el ánimo de determinar la estabilidad, incremento, decremento o desaparición de las manadas conocidas. –Censos regionales cada diez años, con la finalidad de realizar una revisión global de las poblaciones castellano y leonesas de lobo, así como para revisar sus parámetros poblacionales globales”.

Anexo II.-Principales índices de abundancia y series de datos disponibles en Asturias.

Appendix II.-Main abundance indices and available series of data in Asturias. Año = year. Grupos = packs. Seguros = known. Número = number. Esfuerzo de muestreo = sampling effort. Recorridos = transects. Estaciones de escucha = howling sessions. Estaciones de espera = sitting and waiting sessions. Daños atribuidos a los lobos = damages attributed to wolves. Lobos muertos = dead wolves.

Año	Grupos reproductores de lobos							Lobos muertos (c)
	Número		Esfuerzo de muestreo			Expedientes de daños atribuidos a los lobos n.º (g)		
	Grupos total	Grupos seguros	Recorridos n.º	Recorridos km	Estaciones escucha		Estaciones de espera	
1986 (a)	20 (18)	16 (16)					↑	
1987 (a)	18	14					48	
1988 (a)	17	12					↓	
1989 (a)	17	15					↑	
1990 (a)	19	18					44	
1991 (a)	19 (16)	16 (11)					↓	
1992 (a)						1310		
1993 (a)	21	19				1240		
1994 (a)	16	14				1310	↑	
1995 (a)	15 (11)	12 (7)				1115	63	
1996						1090	↓	
1997						1160		
1998						1415		
1999 (b)	21	21	99			1265		
2000						1495		
2001	23	21	213	1168	314	1468	1749	
2002						1872	79	
2003 (b, e)	32	29	173	713	533	1689	88	
2004 (b, e)	38	36	175	683	400	1601	41 / 38	
2005 (b, f)	18	18	491	1982	227	1405	43 / 42	
2006 (b, e)	30	26	379	1494	454	1556	20 / 17	
2007 (b, e)	35	32	315	1185	384	1625	40 / 21	
2008 (b, e)	32	31	350	1398	298	1884	10 / 22	

(a) Serie recopilada por Llanea (1997), entre paréntesis otros datos aportados. (b) Serie recopilada por García y Llanea (2009) para el número de grupos y datos de esfuerzo. (c) Fuentes: serie 1986-1995 -mortalidad total para periodos de tres años- recopilada por Llanea (1997); serie 2003-2008 -izquierda- recopilada por Fernández-Gil (2009, com. pers.); serie 2001-2008 -derecha- recopilada por el Principado de Asturias (2009; estimada de ilustración 5). (e) En García y Llanea (2009) se dice: "Se incluyen los grupos de Asturias ubicados en el Parque Nacional de Picos de Europa según información dada por la Dirección del P.N.". (f) En García y Llanea (2009) no se incluye los datos de este año en la tabla de síntesis de resultados por "deficiencias de muestreo", sin embargo si se incluye, por ejemplo, en Llanea y García (2008). (g) Fuente: Principado de Asturias (2008, 2009).

(a) Data compiled by Llanea (1997), with other data added in brackets. (b) Data compiled by García y Llanea (2009) for the number of packs and effort. (c) From: data 1986-1995 compiled by Llanea (1997), total mortality for 3-years periods; data 2003-2008- left- compiled by Fernández-Gil (com. pers.); data 2001-2008 -right- compiled by Principado de Asturias (2009; estimated from Figure 5). (e), García and Llanea (2009); "include packs within Picos de Europa National Park, according to information provided by the Park managers". (f) García and Llanea (2009) do not include this year data when summarizing results due to "sampling deficiencies". However, that information is included in Llanea and García (2008) (g) Data compiled by Principado de Asturias (2008, 2009).



*Un grupo de lobos socializa activamente al amanecer.  
Asturias, Diciembre de 2009  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



*Las mismas sendas para diferentes especies: un pequeño carnívoro, probablemente una Marta (*Martes martes*), ha caminado paralelo al rastro de un grupo de lobos. Asturias, Marzo de 2005  
(Foto: Alberto Fernández-Gil)*



### *Listado de participantes: Autores*

Francisco Álvares  
Centro de Investigação em Biodiversidade e  
Recursos Genéticos  
da Universidade do Porto  
(CIBIO-UP), Campus Agrário de Vairão,  
Rua Padre Armando Quintas – Crasto  
4485-661 Vairão, Portugal  
E-mail: [falvares@mail.icav.up.pt](mailto:falvares@mail.icav.up.pt)

Pedro Alonso  
Augapesada s/n  
15229 Ames, A Coruña  
E-mail: [pedroai@msn.com](mailto:pedroai@msn.com)

Luis M. Barrientos  
Trébol, 15  
47193 La Cistérniga (Valladolid)  
E-mail: [lmbarrientos@teleline.es](mailto:lmbarrientos@teleline.es)

Alberto Fernández-Gil  
Estación Biológica de Doñana –CSIC  
Avenida Américo Vespucio s/n,  
Isla La Cartuja  
E-41092 Sevilla  
E-mail: [albertofg.uo@uniovi.es](mailto:albertofg.uo@uniovi.es)

Xurde Gayol  
A Cabana s/n  
33716.Ortigueira, Coaña (Asturias)  
E-mail: [xurde55@wanadoo.es](mailto:xurde55@wanadoo.es)

Luis Llana  
A.RE.NA. Asesores en Recursos Naturales  
S.L.  
C/ Perpetuo Socorro, nº 12 Entresuelo 2-B  
27003 Lugo  
E-mail: [llana@arenatural.com](mailto:llana@arenatural.com)

Javier Naves  
Estación Biológica de Doñana –CSIC  
Avenida Américo Vespucio s/n, Isla La  
Cartuja  
E-41092 Sevilla  
E-mail: [jnaves.uo@uniovi.es](mailto:jnaves.uo@uniovi.es)

Ángel Nuño  
Coronel Baeza 10, 2º  
33100 Trubia, Oviedo (Asturias)  
E-mail: [angelnuño14@hotmail.com](mailto:angelnuño14@hotmail.com)

Andrés Ordiz  
Department of Ecology and Natural  
Resource Management  
Norwegian University of Life Sciences  
Pb. 5003 NO-1432, Ås, Noruega  
E-mail: [andresordiz@terra.es](mailto:andresordiz@terra.es)

Juan J. Rodríguez  
C/ Casimiro Junco, 15  
34002 Palencia  
E-mail: [juanjorod@colvet.es](mailto:juanjorod@colvet.es)

Pablo Sierra  
A Cancela-Chaín 77  
36826-Ponte Caldelas (Pontevedra)  
E-mail: [harborea@gmail.com](mailto:harborea@gmail.com)

Javier Talegón  
Judería 33  
49800 Toro (Zamora)  
E-mail: [jtalegon@hotmail.com](mailto:jtalegon@hotmail.com)

Antonio Uzal  
Centre for Conservation Ecology &  
Environmental Change  
School of Conservation Sciences,  
Bournemouth University  
Fern Barrow, Poole (Dorset)  
BH12 5BB, UK  
E-mail: [antoniouzal@hotmail.com](mailto:antoniouzal@hotmail.com)

José L. Vicente  
C/ Benavente, 4  
Milles de la Polvorosa  
49699 Zamora  
E-mail: [joseluis@jlvq.es](mailto:joseluis@jlvq.es)

Carles Vilá  
Estación Biológica de Doñana –CSIC  
Avenida Américo Vespucio s/n,  
Isla La Cartuja  
E-41092 Sevilla  
E-mail: [carles.vila@ebd.csic.es](mailto:carles.vila@ebd.csic.es)

Tomás Yanes  
Consultora de Estudios Medioambientales  
ILEX C.B.  
Jardines de Eduardo Barrón, 1  
49016. Zamora  
E-mail: [ilex@telefonica.net](mailto:ilex@telefonica.net)

### *Listado de participantes: Revisores*

Félix Álvarez  
Consultora Ambiental ECOPLAN  
Calle Carrión, 14-3º H  
33424 Posada de Llanera, Asturias  
E-mail: [fei2@ctv.es](mailto:fei2@ctv.es)

Isabel Barja  
Departamento Biología, Unidad Zoología  
Universidad Autónoma de Madrid  
28049 Madrid  
E-mail: [isabel.barja@uam.es](mailto:isabel.barja@uam.es)

Javier Calzada  
Departamento de Biología Ambiental y  
Salud Pública  
Campus de El Carmen, Universidad de  
Huelva  
Avda. Fuerzas Armadas s/n  
21071, Huelva  
E-mail: [javier.calzada@dbasp.uhu.es](mailto:javier.calzada@dbasp.uhu.es)

Gerardo Domínguez  
Servicios Veterinarios de Salud Pública  
Centro de Salud de Valdebezana  
09572 Burgos  
E-mail: [phetin@telefonica.net](mailto:phetin@telefonica.net)

Aitor Galarza  
Diputación Foral de Vizcaya  
Servicio de Conservación y Espacios  
Naturales Protegidos  
Avda. Madariaga 1  
48014 Bilbao  
E-mail: [agalarza@telefonica.net](mailto:agalarza@telefonica.net)

Luis Llana  
A.RE.NA. Asesores en Recursos  
Naturales S.L.  
C/ Perpetuo Socorro, nº 12 Entresuelo 2-B  
27003 Lugo  
E-mail: [llaneza@arenatural.com](mailto:llaneza@arenatural.com)

Javier Naves  
Estación Biológica de Doñana –CSIC  
Avenida Américo Vespucio s/n,  
Isla La Cartuja  
E-41092 Sevilla  
E-mail: [jnaves.uo@uniovi.es](mailto:jnaves.uo@uniovi.es)

Mario Quevedo  
Dpto. BOS, Área de Ecología  
Universidad de Oviedo  
Catedrático Rodrigo Uría s/n  
E- 33006 Oviedo  
E-mail: [quevedomario@uniovi.es](mailto:quevedomario@uniovi.es)

Pilar Rodríguez  
Dpto. de Zoología y Biología Celular Animal  
Universidad del País Vasco  
Apdo. 644, 48080 Bilbao  
E-mail: [pilar.rodriguez@ehu.es](mailto:pilar.rodriguez@ehu.es)

Mario Sáenz de Buruaga  
Consultora de Recursos Naturales S.L.  
Castillo de Quejana 9  
01007 Vitoria  
E-mail: [msburuaga@crn.euskalnet.net](mailto:msburuaga@crn.euskalnet.net)

Sergio Solano  
Gabinete de Estudios Ambientales G.E.A.  
Belerda nº 24  
33996 Caso, Asturias  
E-mail: [geasc@arrakis.es](mailto:geasc@arrakis.es)

Francisco Suárez  
Facultad de Ciencias, Dpto. de Ecología  
Universidad Autónoma de Madrid  
28049 Madrid  
E-mail: [francisco.suarez@uam.es](mailto:francisco.suarez@uam.es)

### *Listado de participantes: Editores*

Alberto Fernández-Gil  
Estación Biológica de Doñana –CSIC  
Avenida Américo Vespucio s/n, Isla La  
Cartuja  
E-41092 Sevilla  
E-mail: [albertofg.uo@uniovi.es](mailto:albertofg.uo@uniovi.es)

Francisco Álvares  
Centro de Investigação em Biodiversidade e  
Recursos Genéticos  
da Universidade do Porto  
(CIBIO-UP), Campus Agrário de Vairão, Rua  
Padre Armando Quintas – Crasto  
4485-661 Vairão, Portugal  
E-mail: [falvares@mail.icav.up.pt](mailto:falvares@mail.icav.up.pt)

Carles Vilá  
Estación Biológica de Doñana –CSIC  
Avenida Américo Vespucio s/n, Isla La  
Cartuja  
E-41092 Sevilla  
E-mail: [carles.vila@ebd.csic.es](mailto:carles.vila@ebd.csic.es)

Andrés Ordiz  
Department of Ecology and Natural  
Resource Management  
Norwegian University of Life Sciences  
Pb. 5003 NO-1432, Ås, Noruega  
E-mail: [andresordiz@terra.es](mailto:andresordiz@terra.es)



*Un grupo de lobos asciende por un crestón calizo en la Cordillera Cantábrica oriental, invierno de 2007  
(Foto: Tino García)*



*El carácter elusivo de la especie, más aún en ambientes humanizados como los de la Península Ibérica, dificulta enormemente las posibilidades de observación y estudio. En la imagen un lobo se esfuma entre la vegetación de un bosque del norte de Palencia.*

*Noviembre de 2006  
(Foto: Tino García)*







Asociación para la Conservación  
y Estudio del Lobo ibérico

Los objetivos de ASCEL son:

- Promover la generación de conocimientos sobre el lobo.
- Difundir y divulgar tales conocimientos para facilitar la coexistencia entre humanos y lobos.
- Promover la viabilidad y conservación de las poblaciones de lobos a largo plazo en la Península Ibérica.

Todo ello desde el convencimiento de que sólo la conservación de ecosistemas completos y funcionales puede garantizar nuestra propia supervivencia.

  
Caja de **Burgos**  
Obra Social

  
Aula  
medio ambiente  
Caja de Burgos