

**ECOLOGÍA, CENSOS, PERCEPCIÓN
Y EVOLUCIÓN DEL LOBO EN ESPAÑA:
ANÁLISIS DE UN CONFLICTO**

Juan Carlos Blanco y Yolanda Cortés

Sociedad Española para la Conservación y
Estudio de los Mamíferos (SECEM)

Málaga, 2001

AGRADECIMIENTOS

Gran parte de los conocimientos para elaborar este libro los hemos obtenido durante un proyecto de radioseguimiento de lobos financiado por el Ministerio de Medio Ambiente y la Junta de Castilla y León. Además, esta edición ha sido financiada por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (Ministerio de Medio Ambiente).

El capítulo tercero incluye un sondeo de actitudes realizado en 1997 en Cantabria. Dicho estudio forma parte de un proyecto más amplio sobre el lobo financiado por la Diputación Provincial de Cantabria en un convenio con la Universidad de Cantabria. Gran parte de las entrevistas en el campo las realizaron alumnos en prácticas del Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio en un convenio entre éste y la Fundación Oso Pardo. Juan Carlos García Codrón, Antonio J. Lucio, Guillermo Palomero y Joaquín Rasines fueron los artífices de esta colaboración. Alicia Agüero, M^a del Mar Solana, Yolanda Ruiz y Miguel Ángel Rodríguez realizaron la mayoría de las entrevistas. La Federación de Caza de Cantabria nos facilitó las gestiones para entrevistar a cazadores.

Este libro ha sido posible gracias al apoyo y al trabajo de varios miembros de la SECEM, entre ellos, Miguel Delibes, Mari Carmen Fernández, L. Javier Palomo, Mario Sáenz de Buruaga y Mario Vargas. Otros biólogos nos han facilitado datos inéditos, como Joaquín Muñoz-Cobo y Borja Palacios.

PRESENTACIÓN

Dicen las buenas gentes de campo, y dicen con harta razón, que una golondrina no hace verano. Bien mirado, tampoco dos lo hacen, siquiera un par de ellas revoloteando ante un alero se antojen, ya, como algo más que mera casualidad. ¿Y acaso tienen algo que ver los libros con las golondrinas?, se preguntarán. Reconozco que no lo sé. Supongo que más bien poco. Pero aceptarán conmigo que si un volumen no hace una colección, dos libros similares, con idéntico formato y parecida estética son, de hecho, algo más que una pareja. Permiten soñar con una serie de monografías en marcha.

Hace pocos años la SECEM publicó un primer libro sobre la situación de la nutria en España. Se trataba, entonces, de sacar a la luz los resultados de un importante trabajo colectivo, en el que habíamos participado decenas de socios y mediante el que se puso al día la información sobre la distribución y las tendencias poblacionales del mustélido en nuestro país. Las cosas podrían haber quedado ahí, y aquella obra (cuya publicación fue financiada por la empresa Ferrovial) hubiera constituido un hito, destacado, sin duda, pero aislado, en la vida de nuestra Sociedad. Todos juntos pensamos, sin embargo, que una colección de monografías sobre nuestra fauna de mamíferos era posible, y así quedó reflejado en alguna de nuestras reuniones.

No teníamos en aquel momento, es cierto, ni buenos originales que publicar (lo más importante), ni medios económicos para hacerlo. En esas situaciones se genera una especie de círculo vicioso. Los potenciales autores inquietan “mientras no sepa si puede publicarse, ¿cómo voy a dedicar mi tiempo a preparar un libro?”, mientras que los editores (si así puede llamársenos) respondemos “sólo con el manuscrito en la mano conseguiremos financiación; lo seguro es que, si no lo escribes, no se publicará”. Salir de ese atolladero requiere importantes dosis de confianza mutua, que en este caso se han dado. Aún sin tener todas las garantías, Juan Carlos Blanco y Yolanda Cortés han escrito su libro confiando en que la SECEM encontraría la manera de publicarlo. Sin disponer del manuscrito

completo, la SECEM ha buscado los fondos para publicarlo, pues ha confiado en que los autores lo terminarían. Además, y no es ni mucho menos baladí, el Ministerio de Medio Ambiente ha confiado en los autores y en la Sociedad, subvencionando la publicación aún antes de conocerla con detalle. El resultado de todo ello está entre sus manos. Es el segundo libro de la colección de monografías de la SECEM y está dedicado al lobo.

Para nadie es un secreto, y menos para la Junta Directiva de la Sociedad, que el asunto del lobo es cuando menos complicado. Ningún otro tema nos ha dado tantos quebraderos de cabeza en los diez años que llevamos de existencia. Por esa razón, vacilamos unos instantes (pocos, para ser sinceros) cuando se nos propuso la publicación de esta monografía. ¿No sería como echar gasolina al fuego? ¿Acaso no nos habíamos propuesto poner sordina a las actividades relacionadas con el lobo, a fin de evitar lo que parecían tensiones extremas, capaces de fragmentar a nuestra Sociedad? Enseguida, sin embargo, se impuso la cordura. La SECEM no puede, de ningún modo, renunciar a tratar los temas importantes (y el lobo lo es) por el único motivo de que sean difíciles. Todo lo contrario. Ha de ocuparse de ellos y, sobre todo, ha de informar a sus socios sobre los conflictos, facilitándoles vías de conocimiento que les ayuden a tomar postura. Y ha de hacerlo apoyándose firmemente en la doble y principal singularidad de la Sociedad: la combinación de conservación y estudio. Creemos en el valor de la conservación y apoyamos y demandamos iniciativas conservacionistas. Para el lobo y para todos los restantes mamíferos ibéricos, así como para los ecosistemas de que forman parte. Pero también creemos que el mejor camino para alcanzar esa meta lo marcan la racionalidad y el estudio científico. Sabemos que los retos de la conservación son difíciles y, por eso mismo, estamos convencidos de que no pueden resolverse apelando tan sólo al corazón. Hacen falta, también, cabeza fría, cordura, diálogo y capacidad de análisis.

El libro que tienen entre sus manos responde perfectamente a esos planteamientos fundacionales de la SECEM, lo que de ningún modo quiere decir que cada uno de sus puntos de vista tenga que ser compartido o asumido por el conjunto de nuestra Sociedad. En este caso, como en otros, sólo los autores son responsables de las opiniones emitidas en el texto, que a veces coincidirán, y otras no, con las de otros miembros y la Directiva de la SECEM, que actúa como editora, y con los puntos de vista del Ministerio de Medio Ambiente, que subvenciona la publicación. Discrepar no sólo es lícito, sino que es saludable. Especialmente en temas de conservación de la naturaleza, donde nos falta tanto por saber. Pero la discrepancia debe apoyarse en información contrastada, sumar al propio otros puntos de vista, rehuir el dramatismo, evitar las descalificaciones hirientes e injustificadas...

Imagino que para muchos lectores este apasionante libro va a constituir una gran sorpresa y, quizás, un pequeño desengaño: el drama del lobo no es exclusivo de España, ni los conflictos que genera su conservación se viven sólo aquí; no somos tan diferentes, en definitiva; nuestras batallas por el lobo, contra sus detractores y contra los que pretenden conservarlo usando métodos o caminos que no nos parecen idóneos, no son sino un pequeño retazo de una guerra que se está librando, al mismo tiempo, en muchos otros rincones del mundo. Saberlo, sin duda, nos ayudará a situar los problemas en su auténtica dimensión. Así conoceremos más y ese conocimiento nos servirá para conservar mejor.

El segundo volumen de la colección de monografías de la SECEM ya está entre sus manos. ¡Que no decaiga!

Valladolid, Navidad de 2001

Miguel Delibes de Castro

INDICE

RESUMEN	1
SUMMARY	7
INTRODUCCIÓN	11
1. ECOLOGÍA DEL LOBO	15
1.1. DINÁMICA POBLACIONAL	16
1.1.1. Aspectos básicos de la dinámica poblacional	17
Natalidad	17
Mortalidad	19
Dispersión	21
1.1.2. Factores que regulan las poblaciones	23
La capacidad cultural de carga del hábitat	24
1.1.3. Aspectos relevantes en censos y problemática	25
Resistencia al control y capacidad de recuperación	25
Capacidad de recolonización	27
Fluctuación natural de las poblaciones	28
1.2. ECOLOGÍA SOCIAL Y ESPACIAL	29
1.2.1. Uso del espacio y categorías sociales	29
1.2.2. Estatus social y censos de lobos	30
Estatus social, uso del espacio y regulación de la población	32
1.2.3. Tamaño, cohesión y dinámica de las manadas. Implicaciones en los censos	33
Tamaño de manada	33
Cohesión de la manada	34
Dinámica de las manadas	34
1.2.4. Cómo aumentan las poblaciones	36
1.2.5. La expansión de las poblaciones. El efecto de las barreras	38
2. ESTIMANDO POBLACIONES DE LOBOS	41
2.1. CENSOS DE LOBOS EN NORTEAMÉRICA	42

2.2. LOS MÉTODOS EMPLEADOS EN ESPAÑA	46
2.2.1. Método de las unidades reproductoras diferentes	46
2.2.1.1. Estimación del número de manadas	47
A) Estimación por entrevistas personales y prospección de campo	47
B) Censos de aullidos	49
2.2.1.2. El número de lobos por manada	56
2.2.2. Otros métodos de estima y seguimiento	58
2.2.2.1. Estudio del rendimiento de la caza deportiva	58
2.2.2.2. Evolución del área de distribución	60
2.2.2.3. Evolución de daños a la ganadería	60
2.2.2.4. Estadísticas de caza	61
2.2.2.5. Seguimiento de huellas e indicios	62
Índices kilométricos de Abundancia (IKAs)	62
Seguimientos en nieve	63
2.2.2.6. Estaciones de olor	64
2.2.2.7. Cámaras trampa	65
2.2.2.8. El censo de lobos en baja densidad	66
2.3. CONSIDERACIONES FINALES. EL CENSO NACIONAL DEL LOBO	67
3. EL CONFLICTO SOCIAL. LAS DISTINTAS PERCEPCIONES DEL LOBO	73
3.1. EL CONFLICTO DEL LOBO: UN FENÓMENO MUNDIAL	73
3.2. LA PERCEPCIÓN DEL LOBO POR DISTINTOS GRUPOS SOCIALES. EL CASO DE CANTABRIA	77
3.2.1. Introducción	77
3.2.2. La actitud del público hacia el lobo en Cantabria	78
3.2.3. Métodos	79
3.2.4. Resultados	80
3.2.4.1. Actitud hacia el lobo de los distintos grupos sociales	80
A) Considerando el lugar de residencia	80
B) Los ganaderos	82
C) Los cazadores	85
D) Otros grupos sociales	87
3.2.4.2. El significado del lobo para distintos grupos sociales	89

3.2.4.3. Actitud hacia colectivos implicados en la conservación del lobo y hacia otras especies	92
A) Colectivos implicados en la conservación del lobo	92
B) Actitud hacia el lobo en relación con otras especies	94
3.2.5. Discusión	97
3.3. ANÁLISIS DEL CONFLICTO	99
3.3.1. Los elementos del conflicto	99
A) El conflicto ontológico o de valores	100
B) El conflicto epistemológico: la Torre de Babel	100
C) El conflicto como instrumento de poder	102
3.3.2. Los protagonistas del conflicto	105
A) El sector antilobo	105
1. Los ganaderos	105
2. Los cazadores	106
3. Los propietarios de fincas	108
B) El sector prolobo	109
1. El público urbano	109
2. El movimiento radical ultraproteccionista	111
3.4. CONCLUSIÓN	115
4. EL LOBO EN ESPAÑA. EVOLUCIÓN EN LA DÉCADA DE LOS 90	117
4.1. INTRODUCCIÓN	117
4.2. EL LOBO EN LOS 70 Y LOS 80	118
4.3. EL LOBO EN GALICIA	122
4.4. EL LOBO EN ASTURIAS	126
4.5. EL LOBO EN CANTABRIA	127
4.6. EL LOBO EN EL PAÍS VASCO, LA RIOJA Y CASTILLA Y LEÓN	130
4.6.1. Norte de Burgos y País Vasco	130
4.6.2. El lobo en La Rioja	131
4.6.3. El lobo en Soria	132
4.6.4. El lobo en Zamora	133
4.6.5. El lobo en Valladolid	134
4.6.6. La población continua del sur del Duero	138

4.6.7. Las provincias sin información	140
4.7. LAS POBLACIONES RESIDUALES DEL SUR DEL DUERO	141
4.7.1. Sierra de Gata	141
4.7.2. Sierra de San Pedro	142
4.7.3. Sierra Morena	142
4.8. PASADO, PRESENTE Y FUTURO DEL LOBO	144
BIBLIOGRAFÍA	149

RESUMEN

ECOLOGÍA, CENSOS, PERCEPCIÓN Y EVOLUCIÓN DEL LOBO EN ESPAÑA: ANÁLISIS DE UN CONFLICTO

En los últimos años, el lobo ha sido objeto de polémicas en nuestro país. Algunos sectores afirman que la población del norte de España se encuentra en franca regresión y que las poblaciones del sur están extinguidas. En enero de 1999, la directiva de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM) pidió datos para valorar la situación real del lobo en España. Este libro responde a dicho llamamiento y consta de cuatro capítulos, que revisan la información científica disponible sobre la evolución del lobo y otras cuestiones relacionados con la polémica suscitada por la especie.

El primer capítulo trata los aspectos de la dinámica de poblaciones y la ecología espacial y social que son útiles para planificar e interpretar los censos y comprender el conflicto del lobo; el segundo describe las posibilidades y limitaciones de los métodos de estima y seguimiento de las poblaciones de lobos; el tercero analiza la percepción del lobo por parte de distintos sectores sociales, para terminar revisando en el cuarto capítulo la evolución de las poblaciones en España en la década de los 90.

Comprender la dinámica de poblaciones y la ecología social y espacial del lobo (Capítulo 1) es indispensable para diseñar y analizar los resultados de los censos. Los lobos tienen una rápida tasa de renovación, con elevadas tasas de natalidad y mortalidad anuales. En cada manada suele criar una sola hembra, que pare una media de 5 a 6 cachorros al año. Por término medio, las poblaciones de lobos permanecen estables (crecimiento cero) con una tasa de mortalidad del 35% anual (considerando los individuos mayores de 6 meses). Los ejemplares en dispersión suelen sufrir mortalidades muy elevadas y el éxito en establecer un territorio es inversamente proporcional a la

saturación de la población. En hábitats naturales, el factor último que regula las poblaciones es la disponibilidad de alimento, que actúa sobre ciertos mecanismos sociales. En los países humanizados, el grado de tolerancia de la sociedad influye decisivamente en la regulación de las poblaciones de lobos. La tolerancia del hombre hacia el lobo suele ser inversamente proporcional a los conflictos con el ganado, aunque influyen otros factores culturales.

Como consecuencia de esta dinámica poblacional, los lobos tienen una gran resistencia al control y una elevada capacidad de recuperación. Además, los lobos pueden mostrar importantes fluctuaciones naturales como respuesta a variaciones en la disponibilidad de alimento. Discutimos las consecuencias de estas características en los censos de lobos.

Asimismo, conocer el uso del espacio y las características sociales de los lobos puede ayudar a diseñar los censos. La unidad social y demográfica del lobo es la manada, que en esencia es un grupo familiar. Los miembros de la manada tienen distintos rangos sociales y usan el espacio de forma distinta, lo cual afecta a su detectabilidad. Los individuos periféricos –que suelen evitar el núcleo de la manada– y los flotantes –solitarios, muy móviles, a la búsqueda de territorio fijo– suelen ser indetectables en estudios sin radiomarcaje. Estos individuos rellenan los huecos que se producen al morir miembros de la manada, contribuyendo a la estabilidad de la población. Además, las manadas son dinámicas: por un lado, su tamaño (el número de individuos que las integran) puede variar de forma notable. De esta forma, poblaciones con un número similar de manadas pueden tener cifras totales de lobos muy diferentes. Pero también las manadas varían sus límites, se rompen en dos, se desintegran formando otras nuevas, etc, etc, y esta inestabilidad dificulta su seguimiento a lo largo de los años.

El aumento de las poblaciones se produce generalmente en los bordes del área de distribución, en un proceso que incluye varias fases: 1) el asentamiento de las primeras manadas en una nueva zona; 2) el incremento de densidad al aumentar el número de manadas y comprimirse sus territorios; 3) la saturación, aumentando el tamaño medio de manada y el número de lobos solitarios, pero permaneciendo casi constante el número de manadas; y 4) la dispersión y colonización de nuevas áreas, un proceso que puede comenzar antes de la saturación. Cuando una población se ha saturado, la densidad de lobos ya no puede aumentar.

En el Capítulo 2 analizamos los métodos para estimar poblaciones de lobos y sus limitaciones. En los últimos años, muchas personas han exigido un censo preciso del número de lobos. Nosotros creemos que no es posible

conocer la cifra exacta de lobos que hay en España, pero tampoco la necesitamos porque sin saber precisamente cuántos lobos hay podemos conocer las tendencias de la población y las causas del aumento o la disminución.

Repasamos los métodos usados para censar lobos en Norteamérica, basados en el radiomarcaje masivo y en contar desde el aire los integrantes de las manadas durante el invierno, cuando los lobos cazan juntos para aprovechar las ventajas que les confiere la nieve. Analizamos algunos métodos frecuentemente usados en España, en especial el de las unidades reproductoras diferentes, que consiste en conocer el número de manadas (a), multiplicar esta cifra por el tamaño medio de manada (b) y añadir el número de individuos solitarios (c). La variable b) es difícil de conocer, pero la c) es casi imposible sin radiomarcaje masivo, por lo cual no es factible determinar cifras precisas de lobos. En este sentido, pocas veces podremos hablar de “censos” en el sentido estricto del término (contar todos los individuos).

Revisamos los métodos para detectar manadas de lobos, desde los basados en la detección de cachorros por medio de entrevistas a habitantes locales y prospección de campo hasta el de los aullidos simulados. Ambos métodos son complementarios, pero el primero es más adecuado cuando se muestrean extensas áreas mientras que el segundo puede ayudar a confirmar la presencia de cachorros en pequeñas áreas de estudio. Ninguno de ellos puede ofrecer una cifra exacta del número de manadas, ni mucho menos del número total de lobos.

Posteriormente revisamos otros métodos de estima y seguimiento, que en ciertos casos pueden ser útiles para establecer tendencias o determinar alguna de las variables necesarias para estimar poblaciones: entre ellos están el rendimiento de la caza deportiva, la evolución del área de distribución, los daños al ganado, las estadísticas de caza, las huellas e indicios, las estaciones de olor, las cámaras trampa, etc. Concluimos por fin que todos los métodos pueden ser útiles si el muestreo se diseña y se interpreta a la luz de los conocimientos científicos disponibles y se consideran sus limitaciones. En cualquier caso, el primer requisito para realizar un muestreo válido es la objetividad: tener como meta el conocimiento de la verdad, y no usar la metodología para justificar resultados decididos por motivos ideológicos.

En el Capítulo 3 estudiamos el conflicto social del lobo. El lobo se ha considerado como un indicador social, que saca a relucir tensiones de la sociedad actual que son comunes a otros problemas de conservación. En primer lugar, exponemos los resultados de un estudio de actitudes llevado a cabo en 1997 en

Cantabria, donde realizamos 247 entrevistas personales en tres zonas distintas. El sector favorable a los lobos está constituido por habitantes urbanos, que viven en zonas sin lobos y no son ganaderos. Además están en este grupo los que tienen mayor nivel educativo y los más jóvenes; las mujeres se mostraron más favorables a los lobos que los hombres. El sector más hostil está formado por habitantes rurales, que viven en zonas con lobos; los ganaderos son muy hostiles a la especie, sobre todo los que viven en áreas con elevados daños, los que trabajan con ganado extensivo y los ganaderos a tiempo completo. Los cazadores se repartieron entre los que estaban ligeramente en contra y ligeramente a favor de los lobos, aunque predominaron los primeros. El grupo social favorable a los lobos mostró su aprecio por sus valores simbólico, ético, científico, estético y recreativo, rechazando el cinagético y el utilitario. Sin embargo, los dos últimos aspectos fueron los más valorados por el sector hostil a los lobos, que, por el contrario, mostró poco aprecio hacia los valores más estimados por el grupo favorable. Estos resultados reflejan la percepción opuesta del lobo de dos grupos sociales diferentes: la visión romántica e idealizada de la población urbana, que usa el campo para el ocio y el recreo, y la perspectiva pragmática y utilitaria de los habitantes rurales, que dependen de los recursos naturales para vivir. Éste es el denominado *conflicto ontológico*, que está siempre presente en la gestión de la naturaleza.

Posteriormente, describimos el *conflicto epistemológico* o de conocimiento, que enfrenta a colectivos que tienen distintos niveles de información y usan diferentes sistemas de razonamiento, lo que convierte las discusiones sobre la conservación del lobo en una auténtica Torre de Babel. Ésta es quizá la principal causa de confrontación entre dos sectores de conservacionistas: los profesionales y los aficionados. Por último describimos el uso del componente simbólico y emocional del lobo y de su indudable atractivo publicitario como instrumento de poder; dicha manipulación se realiza tanto por los sectores favorables como los hostiles a la especie.

En el Capítulo 4 revisamos la evolución del lobo y concluimos que no existe ni un solo indicio objetivo que sugiera una reducción de la población continua del norte de España en la década de los 90. Por el contrario, hay claras evidencias de que las densidades han aumentado en el noreste, es decir, en Cantabria y el País Vasco. Sin embargo el incremento más importante se ha producido en el borde meridional. En la llanura cerealista castellana la densidad ha aumentado de forma significativa; además, se ha producido una evidente expansión de la población, que ha atravesado el Duero y se extiende hacia el Sistema Central, y en algunos puntos lo ha superado. De esta forma,

en la última década se han establecido las primeras manadas reproductoras en el sur de Valladolid, Burgos y Soria y en las provincias de Segovia, Guadalajara y Ávila. Por el contrario, el núcleo residual de Extremadura parece haberse extinguido, mientras que en Sierra Morena sobreviven unas pocas manadas centradas en Andalucía, a pesar de la propaganda que anuncia la extinción de esta población de lobos.

En el futuro, predecimos la recuperación del lobo en una región aparentemente óptima del centro-este de España. Esta previsible expansión generará nuevas oportunidades y retos, que deben ser abordados por los conservacionistas con espíritu racional y constructivo.

SUMMARY

WOLF ECOLOGY, SURVEYS, PERCEPTION AND TRENDS IN SPAIN: ANALYSIS OF A CONFLICT

In recent years, wolves have been the subject of controversy in Spain. Some social sectors state that the wolf population in the north of the country is clearly in decline and that the southern populations have died out. In January 1999, the management committee of the Spanish Mammal Society (SECEM) requested data in order to evaluate the real situation of the wolf in Spain. As a response to that request, this four-chapter book reviews the scientific information available on long-term wolf trends and other issues related with the controversies they cause.

The first chapter deals with the aspects of population dynamics and spatial and social ecology that are useful for planning and interpreting censuses and understanding the wolf conflict; the second describes the possibilities and limitations of the methods for estimating and monitoring wolf populations; the third analyses the way the wolf is perceived by different sectors of society, and the fourth chapter reviews wolf population trends in Spain in the nineties.

To design surveys and analyse the results, an understanding of wolf population dynamics and social and spatial ecology (Chapter 1) is essential. Wolves have a rapid turnover, with high annual birth and mortality rates. In each pack, a single female usually breeds, giving birth to an average of 5 to 6 pups per year. On average, wolf populations remain stable (zero growth), with an annual mortality rate of 35% (taking into account wolves over 6 months old). Dispersing wolves usually suffer very high mortality rates and success in establishing a territory is inversely proportional to the degree of population saturation. In natural habitats, the limiting factor that regulates populations is food availability, which acts on certain social mechanisms. In countries with

very humanised habitats, society's tolerance to wolves has a decisive influence on regulating their populations. People's tolerance is usually inversely proportional to conflicts with livestock although other cultural factors exert an influence.

As a result of these population dynamics, wolves are highly resilient to control and demonstrate a great capacity for recovery. They may also present great natural fluctuations in response to variations in food availability. We discuss the consequences these characteristics have on wolf surveys.

Likewise, knowing how they use habitat and their social characteristics may aid census design. The wolf's social and demographic unit is the pack, which is essentially a family group. Pack members have different social ranks and use the habitat in different ways, which affect the extent to which each can be detected. Peripheral wolves, which usually avoid the pack nucleus, and floaters, which are solitary, highly mobile wolves trying to establish a fixed territory, are usually impossible to detect in studies without radiotracking. They fill the gaps left when pack members die, thereby contributing to population stability. Furthermore, packs are dynamic. On the one hand, pack size (the number of individuals making up the pack) may vary considerably so populations with a similar number of packs may have very different total numbers. On the other hand, pack limits vary; they break into two or disintegrate into new packs, etc., and this instability makes monitoring them over years difficult.

Population increases generally occur on the edges of the distribution range in a process that includes several stages: 1) the establishment of the first packs in a new area; 2) an increase in density as a result of a rise in the number of packs and more compressed territories; 3) saturation, leading to an increase in average pack size and in the number of solitary wolves, but the number of packs remains almost constant; and 4) dispersion and colonisation of new areas, a process that may begin before saturation is reached. When a population becomes saturated, wolf density cannot increase any further.

In Chapter 2, we analyse the methods for estimating wolf populations and their limitations. In recent years, there has been a lot of demand for accurate censuses of wolf numbers. We believe it is not possible to know exactly how many wolves there are in Spain, but a precise figure is not necessary to be able to ascertain population trends and the reasons for increases and decreases. We review the methods used to census wolves in North America based on large-scale radiotracking and aerial counts of pack members in winter, when wolves hunt together to take advantage of the snow. We analyse some methods

commonly used in Spain, especially that involving different breeding units, which consists in finding out the number of packs (a), multiplying this figure by average pack size (b) and adding the number of solitary animals (c). Variable b) is difficult to ascertain, while c) is almost impossible without large-scale radiotracking so it is not feasible to determine wolf numbers precisely. In this regard, it is not really appropriate to refer to “censuses” in the strict sense of the word i.e. a count of all individuals.

We review the methods for locating wolf packs, ranging from those based on detecting pups by interviewing local inhabitants and through field reconnaissance to the use of simulated howling. Both methods are complementary, but the first is more suitable when sampling large areas while the second may help confirm the presence of pups in small study areas. No method can yield an exact figure for the number of packs, nor much less total wolf numbers.

We subsequently review other estimating and monitoring methods, which in some cases may be useful for establishing trends or determining some of the necessary variables for estimating populations, including sport hunting yield, long-term trends in distribution range, livestock damage statistics, hunting statistics, tracks and signs, scent stations, trip cameras, etc. Finally, we conclude that all the methods can be useful if the sampling is designed and interpreted in the light of the available scientific knowledge and if their limitations are taken into consideration. The first requirement to conduct valid sampling is objectivity: to have truth as the aim, and not to use the methodology to justify results that are determined by ideological reasons.

In Chapter 3, we study the social conflict the wolf engenders. Wolves have been regarded as a social indicator that brings to the fore tensions in today's society that are common to other conservation problems. Firstly, we present the results of an attitude study carried out in 1997 involving 247 personal interviews conducted in three different areas of Cantabria. The pro-wolf social sector consists of urban inhabitants who live in areas without wolves and who are not livestock farmers. This group also includes those with a higher educational level and younger members of society; women prove to be more pro-wolf than men are. The most anti-wolf sector is made up of rural inhabitants living in areas with wolves; livestock farmers are very hostile to them, above all, those living in areas with high levels of damage. Those working with free-ranging livestock and who work full-time in livestock husbandry are also hostile. Hunters were divided between those slightly against and those slightly in favour of wolves although they were predominantly in the former group.

The pro-wolf social group showed its appreciation for their symbolic, ethical, scientific, aesthetic and recreational values, rejecting the hunting and utilitarian values. The two last aspects were, however, the most valued by the anti-wolf sector members, who, on the contrary, showed little appreciation of the values most favoured by the pro-wolf group. These results reflect the opposing perceptions of the wolf on the part of two different social groups. On the one hand, is the romantic and idealised vision of town and city dwellers', who use the countryside for leisure and recreation, and, on the other, the pragmatic and utilitarian perspective of rural inhabitants, who depend on natural resources for their living. This is the so-called *ontological conflict*, which is ever present in natural resource management.

We then describe the "*epistemological conflict*" or "knowledge conflict", which puts groups with different levels of information and using different systems of rationalisation at odds and makes discussions about wolf conservation a veritable Tower of Babel. This may be the main reason for confrontation between the two conservationist sectors; namely, the professionals and the amateurs. Finally, we describe the use of the symbolic and emotional components of the wolf and its undoubted attractiveness in publicity terms as an instrument of power, which are manipulated by both pro- and anti-wolf sectors.

In Chapter 4, we review long-term wolf trends and conclude that there is not a single objective indication of an ongoing decline in the wolf population of northern Spain in the nineties. On the contrary, there is clear evidence that densities have increased in the north-east i.e. Cantabria and the Basque Country. However, the most growth has occurred on the southern edge. On the cereal growing plains of Castile density has increased significantly. The population has very obviously expanded across the Duero and towards the mountain chain known as the Central System, and at certain points has exceeded it. In the last ten years, the first breeding packs have established themselves south of Valladolid, Burgos and Soria and in the provinces of Segovia, Guadalajara and Ávila. On the contrary, the residual nucleus in Extremadura seems to have died out, while in the Sierra Morena region, a few packs centred on Andalusia survive even though there is propaganda to the effect that the wolf is extinct there.

We predict that wolves will recover in the future in what is apparently an optimal part of central-eastern Spain. This foreseeable expansion will give rise to new opportunities and challenges, which must be tackled by conservationists in a rational and constructive spirit.

INTRODUCCIÓN

Desde 1997, el lobo ha sido objeto de enconadas polémicas en nuestro país. Algunos sectores afirman que la población del norte de España se encuentra en franca regresión y exigen su protección absoluta. Los mismos grupos consideran que las poblaciones del sur están extinguidas y demandan su inmediata reintroducción. La publicidad que anuncia la extinción del lobo va acompañada de campañas de acoso y descrédito contra los científicos, gestores y conservacionistas que discrepan de esta visión. En algunas zonas de nuestra geografía, el conflicto ha avivado las tensiones tradicionales que enfrentan a los habitantes urbanos y rurales. Pero la polémica ha sacado también a la luz las enormes diferencias que separan a distintos sectores del conservacionismo, hasta el punto de que el principal grupo español de conservación del lobo –el Grupo Lobo, de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)- ha debido disolverse debido a la incapacidad de sus miembros para convivir.

Para los que hemos seguido con atención la problemática del lobo en el mundo durante la década de los 90, lo que está ocurriendo en España no es sino un fiel reflejo de un movimiento surgido en Norteamérica, que se extiende como un reguero de pólvora por toda Europa occidental. El desorbitado interés del público por el lobo en los Estados Unidos quedó de manifiesto en 1993, cuando el gobierno federal sacó a información pública el borrador del plan de reintroducción de la especie en el Parque Nacional de Yellowstone. Asombrosamente, el proyecto recibió 160.284 alegaciones (Phillips y Smith 1996, p. 21), un número infinitamente superior al de cualquier proyecto de ley con mayor trascendencia para los ciudadanos. En general, los autores de

las alegaciones pertenecían a dos bandos: los conservacionistas que consideraban que el plan no protegía suficientemente al lobo, y los ganaderos y habitantes locales que se oponían de forma frontal a su reintroducción. “*La notable atención que el público concede a los lobos es sorprendente, considerando la influencia mínima que éstos tienen sobre la gente moderna. El hombre siempre ha visto en el lobo el símbolo de sus valores y creencias y no pensamos que esto vaya a cambiar en un futuro próximo*”, han escrito los biólogos encargados de la reintroducción (Bangs *et al.* 1998). Las tensiones sociales causadas por el lobo en el Parque Nacional se han descrito en numerosas publicaciones (por ejemplo, Fischer 1995) pero Grooms (1999, p. 140) las resume de la siguiente manera: “*El conflicto del lobo en Yellowstone se puede considerar una de las polémicas sobre gestión de la naturaleza más espectaculares de nuestro siglo. Este debate incluyó realmente dos guerras. La primera y más conspicua fue la guerra entre los defensores del lobo y sus oponentes (...). La segunda guerra se produjo entre dos familias enfrentadas de defensores del lobo: los puristas y los pragmáticos*”.

En 1995, la prestigiosa revista científica *Conservation Biology* publica un artículo donde el presidente del Grupo de Especialistas del Lobo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) describe el movimiento radical ultraproteccionista americano que mitifica al lobo, promueve la difusión de datos falsos y acosa a los científicos y los funcionarios que no comparten su visión de la especie (Mech 1995a). El autor considera que la conflictividad causada por tales grupos es uno de los principales obstáculos para la recuperación de las poblaciones de lobos. Al conocer esta información en la reunión internacional sobre el lobo celebrada en 1995 en Neuchâtel (Suiza), algunos de los invitados europeos bromeamos en privado: “*Estas cosas sólo ocurren en los Estados Unidos, el país de los telepredicadores. En nuestra racional y culta Europa, esto no puede pasar*”. Los hechos pronto demostraron lo contrario. Igual que en Norteamérica, en los países europeos han surgido decenas de grupos que exigen el fin de las campañas de erradicación del lobo. Mientras tanto, los estudios científicos muestran que, en los últimos 30 años, las poblaciones no han cesado de crecer, ya sea en Norteamérica (Mech 1995a), en Europa (Boitani 2000) o en el resto del mundo (Route y Ayslworth 1999). Hasta tal punto es así que, en 1996, la UICN sacó al lobo de la categoría «Vulnerable» para incluirlo en la denominada «Lower risk: least concern» (Riesgo menor: mínima preocupación) (IUCN 1996, p. 241). La respuesta de los sectores más radicales es la misma en todos los países: piden que quienes niegan la extinción del lobo sean sustituidos por “científicos independientes”, que no estén vendidos a

los intereses de los *lobbies* de cazadores. Los conflictos y la confusión no tardan en adueñarse de los ámbitos relacionados con el lobo.

En enero de 1999, la directiva de la SECEM pide públicamente información para hacer una valoración científica de la situación real del lobo en España. Cuando decidimos redactar un informe sobre este aspecto, nos dimos cuenta de que la polémica actual sobre la especie va mucho más allá de un simple problema científico. Si nos limitamos a aclarar si los lobos aumentan o disminuyen en nuestro país, habremos respondido a una cuestión importante, pero no lograremos desentrañar la esencia del conflicto. Por eso, además de incluir un capítulo que revisa la situación actual del lobo en España (Capítulo 4), añadimos otros tres que consideramos de interés.

En el Capítulo 4, concluimos que no existe ni un solo indicio objetivo que sugiera una reducción de la población continua del norte de España en la década de los 90. Por el contrario, hay claras evidencias de que las densidades han aumentado en el noreste; es más, en el borde meridional se ha producido un evidente aumento de densidad y una obvia expansión del área de distribución del lobo, que ha atravesado el río Duero y se extiende hacia el Sistema central. Gran parte de la confusión se debe a la difusión masiva de información falsa por un sector dedicado a explotar el mito de la extinción del lobo (Capítulo 3). Sin embargo, los núcleos residuales del sur y el oeste de España parecen continuar su regresión, con toda clase de matices.

En el Capítulo 3 analizamos el conflicto social del lobo. El lobo se ha considerado como un indicador social, que saca a relucir tensiones de la sociedad actual que son comunes a otros problemas de conservación. En primer lugar, exponemos los resultados de un estudio de actitudes realizado en 1997 en Cantabria, que refleja la percepción opuesta del lobo de dos grupos sociales diferentes: la visión romántica e idealizada de la población urbana, que usa el campo para el ocio y el recreo, y la perspectiva pragmática y utilitaria de los habitantes rurales, que dependen de los recursos naturales para vivir. Este es el denominado *conflicto ontológico*, que está siempre presente en la gestión de la naturaleza. Posteriormente, describimos el *conflicto epistemológico* o de conocimiento, que enfrenta a colectivos que tienen distintos niveles de información y usan diferentes sistemas de razonamiento, lo que convierte las discusiones sobre la conservación del lobo en una auténtica Torre de Babel. Ésta es quizá la principal causa de confrontación entre dos sectores de conservacionistas: los profesionales y los aficionados. Por último describimos el uso del componente simbólico y emocional del lobo y de su indudable atractivo publicitario como instrumento de poder;

dicha manipulación se realiza tanto por los sectores favorables como por los hostiles a la especie.

Creemos también que parte de la confusión sobre la situación del lobo se debe a una interpretación simplista de los censos, que analizamos en profundidad en el Capítulo 2. En los últimos años, muchos ecologistas exigen un censo preciso del número de lobos. Nosotros sostenemos que conocer la cifra exacta de lobos que hay en España es ilusorio pues, con los métodos habituales, no podemos determinar los parámetros necesarios para obtener tal cifra. Sin embargo, tampoco la necesitamos, porque sin saber precisamente cuántos lobos hay podemos tener unos indicios muy claros que nos muestren si la población aumenta o disminuye, si corre el elevado riesgo que afirma la propaganda o se encuentra segura a pesar de padecer una elevada mortalidad.

Pero para interpretar de forma adecuada las estimas poblacionales, debemos conocer varios aspectos de su dinámica de poblaciones y de la ecología social y espacial del lobo descubiertos por la investigación científica en las últimas décadas: a ello dedicamos el Capítulo 1. Esta información, además de ayudarnos a planear e interpretar los censos, puede servirnos para comprender el conflicto generado por la especie: los lobos no son soltados por los ecologistas o por el ICONA, como afirman muchos ganaderos; su elevada mortalidad no es una prueba de la ferocidad humana y tampoco demuestra que la especie se esté extinguiendo, como sostienen muchos ecologistas: es sólo una consecuencia inevitable de su exitosa dinámica poblacional, que ha impedido su extinción a pesar de siglos de encarnizada persecución.

El lobo ha estado severamente amenazado a causa de la persecución del hombre, que ha intentado erradicarle para evitar los daños al ganado. En las últimas décadas, el cambio de actitud de la sociedad ha permitido su recuperación en gran parte del mundo, incluyendo la mitad septentrional de España. Como afirma Mech (1995a), el reto actual no consiste en salvar al lobo, sino en encontrar la mejor manera de gestionar sus poblaciones para potenciar su recuperación. El especialista americano sostiene que para ello es preciso promover la divulgación científica del lobo real, contrarrestando así los mitos que acompañan a la especie en todo el mundo. Este libro pretende aportar nuestro granito de arena a esta tarea.

Capítulo 1

ECOLOGÍA DEL LOBO

“Existen dos ‘lobos’, uno fantástico y otro real. El primero es la suma de una infinidad de historias, leyendas, cuentos, tradiciones, proyecciones de la fantasía (...) El segundo es Canis lupus Linnaeus, un animal de carne y hueso (...) que constituye el objeto de estudio de la biología.”

Luigi Boitani (1986).
“Dalla parte del lupo.”

En España, se publican cada año decenas de relatos sobre el lobo, pero casi todos ellos están escritos por personas sin formación técnica. Tales crónicas -junto con las narraciones de libros populares y las informaciones de ganaderos, cazadores y ecologistas- contribuyen a consolidar los mitos que caracterizan al “*primer lobo*”, el de la fantasía. Pero existen también unas 2.000 publicaciones científicas sobre la especie que recogen información descubierta durante años de observación y experimentación rigurosa, mediante el radiomarcaje de miles de lobos realizado por científicos con sólida formación teórica. Antes de ser aceptados para su publicación en las revistas científicas, la metodología de los artículos es juzgada por comités de especialistas que los rechazarán a la menor sospecha de ligereza o inexactitud. En los últimos 30 años, la suma de tales publicaciones ha aportado una cantidad ingente de información de primera calidad sobre el lobo, que se ha convertido en uno de los mamíferos mejor conocidos del mundo. No obstante, los datos científicos sobre el “*segundo lobo*”, el de carne y hueso, son desconocidos por el gran público. Lo cierto es que el retrato científico del lobo es bien distinto al dibujado por la mitología, tanto la

de origen rural -que le representa como un prototipo de perversiones- como la nueva mitología ecologista, que ha trazado una imagen del lobo opuesta a la anterior, pero igualmente ficticia desde el punto de vista zoológico.

A continuación condensamos la información científica disponible sobre la dinámica poblacional y la ecología espacial del lobo. El conocimiento de estos datos resulta imprescindible para diseñar e interpretar las estimas poblacionales de lobos, tema que trataremos en el capítulo siguiente.

1.1. DINÁMICA POBLACIONAL

La dinámica poblacional estudia el cambio de las poblaciones y los factores que lo regulan. Gran parte del conflicto social relacionado con el lobo se debe a que el público no especializado suele aplicar a las poblaciones de animales silvestres los principios demográficos que rigen las poblaciones humanas. Además, existen diferencias esenciales entre la dinámica poblacional de los lobos y la de la mayoría de las especies amenazadas. Estas últimas suelen ser -como el oso pardo (*Ursus arctos*)- estrategias de la K , animales con escasa productividad, que se recuperan muy lentamente después de haber sido explotados abusivamente por el hombre. Las osas europeas, por ejemplo, no alcanzan la madurez sexual antes de los tres años y medio, y normalmente lo hacen a los cuatro años y medio o más tarde. Suelen parir dos oseznos una vez cada tres años -cada dos, con buenas condiciones de alimento-, por lo que una ligera mortalidad causada por el hombre puede tener un gran impacto sobre sus poblaciones (Saether *et al.* 1998). En consecuencia, la única forma de evitar la extinción de los osos cantábricos es reducir al mínimo su mortalidad no natural, sobre todo en las hembras maduras (Wiegand *et al.* 1998).

Sin embargo, el lobo es un estratega de la r y muestra una rápida tasa de renovación, es decir, elevadas tasas de natalidad y mortalidad naturales. Estas características le confieren gran resistencia al control, una rápida capacidad para recuperarse de la explotación abusiva, una relativa facilidad para recolonizar terrenos perdidos y generan amplias fluctuaciones naturales. Estas diferencias en la estrategia vital y en la dinámica de poblaciones entre los lobos y otras especies amenazadas permiten explicar en gran parte por qué una población de osos o linceas estrictamente protegida -sufriendo sólo una ligera mortalidad de origen humano, debida a la caza ilegal, accidentes en

carretera, etc.- puede no aumentar o incluso seguir disminuyendo, mientras que las poblaciones de lobos españolas, que soportan una severa mortalidad causada sobre todo por la caza ilegal, pueden mantenerse o incluso experimentar un ligero aumento. No obstante, esta reciedumbre hay que considerarla en su justo término. No debemos olvidar que el lobo es un gran carnívoro, y como tal, una especie escasa y, por tanto, relativamente vulnerable.

Las tres únicas poblaciones sin apenas influencia humana estudiadas se encuentran en la Isla Royale (Michigan), en el Alto Ártico (Canadá) y en el Parque Nacional de Denali (Alaska). Las dos primeras han sido objeto de estudios a largo plazo (Peterson 1995, Mech 1997, Peterson *et al.* 1998) pero, o bien no se han radiomarcado lobos, o se ha marcado un número muy limitado. Entre 1986 y 1994 se realizó en el Parque Nacional de Denali -una extensión salvaje de Alaska de 24.000 km² surcada por una sola carretera, impracticable la mayor parte del año- un estudio en el que se radiomarcaron 147 lobos y 653 caribúes. El trabajo se ha publicado recientemente (Mech *et al.* 1998) y constituye la mayor fuente de información sobre una población "natural" de lobos. Nos referiremos a él con frecuencia en este capítulo.

Una última cuestión antes de continuar adelante. Con frecuencia, cuando hemos descrito la dinámica poblacional del lobo, nos han acusado de pretender justificar su caza o su control. Aclaremos que nuestro único objetivo es comprender el funcionamiento de las poblaciones, aplicarlo a la conservación de la especie y divulgarlo al público no especializado.

1.1.1. ASPECTOS BÁSICOS DE LA DINÁMICA POBLACIONAL

Natalidad

La unidad social del lobo es la manada, que en esencia es una familia extendida a la que se incorporan descendientes de años anteriores y algún ejemplar no relacionado (Mech 1970, Meier *et al.* 1995). Las hembras pueden parir una sola vez al año y en general son capaces de reproducirse a partir de los dos años, aunque no alcanzan la plena madurez hasta los cinco años de edad (Mech 1991, p. 85); se conocen casos excepcionales de hembras que quedaron preñadas antes de cumplir el año (Medjo y Mech 1976). Por regla general, en cada manada pare una sola hembra (Mech 1970) pero en ocasiones pueden parir

dos y hasta tres hembras por manada. Una gran disponibilidad de alimento alrededor del tiempo de la reproducción en primavera puede favorecer la cría de lobas subordinadas (Meier *et al.* 1995, Mech *et al.* 1998, p. 91).

La capacidad de las hembras para quedarse preñadas depende de su peso en primavera, que a su vez depende de la disponibilidad de alimento *per capita* (Boertje y Stephenson 1992). El tamaño de camada también parece depender de los mismos factores. En el estudio realizado en Denali (Mech *et al.* 1998), hubo una fase con escasa disponibilidad de alimento y otra con alta disponibilidad; en la primera (año 1986), el número medio de lobatos que sobrevivieron hasta los seis meses fue sólo de 0,7 por manada, mientras que en la segunda (1990), alcanzó un máximo de 5,3 por manada (p. 42). En consecuencia, el tamaño medio de manada en otoño (p. 41) varió desde 4,3 en 1986 hasta 13,3 en 1990. En el primer periodo, el peso medio de las hembras adultas fue de 32,9 kg, y en el segundo, de 37,5 kg (p. 162). En todo este periodo, la intervención del hombre sobre los lobos o sus presas fue nula. En Minnesota, se ha comprobado que la supervivencia de los cachorros es directamente proporcional al tamaño de la manada en poblaciones poco densas, e inversamente proporcional en las más saturadas (Harrington *et al.* 1983). Esto sugiere que cuando la disponibilidad de alimento es elevada los miembros de la manada cooperan para sacar adelante a los cachorros, pero en el caso opuesto compiten con ellos limitando la productividad de la manada.

La productividad de las poblaciones lobunas depende de la cantidad de alimento *per capita* (Keith 1983, Fuller 1995, Hayes 1995). Hay que resaltar que el factor determinante de la producción de las poblaciones no es la disponibilidad de alimento en si misma, sino este parámetro dividido por la densidad de lobos. Esto significa que, con la misma disponibilidad de alimento, la productividad de la población será inversamente proporcional a su densidad. En consecuencia, la explotación de una población incrementa su productividad (Keith 1983, Boitani y Ciucci 1993).

La relación inversa entre productividad y densidad es una regla general en la naturaleza, y se ha demostrado tanto en ungulados (Clutton-Brock *et al.* 1985, Skogland 1985) como en carnívoros. En el caso de los tejones (*Meles meles*), Cheeseman *et al.* (1993) comprobaron que al eliminar 11 grupos sociales en una zona de Inglaterra, se redujo la mortalidad y aumentó el peso de los supervivientes, quizás porque se redujo la competencia por el alimento. Asimismo, la relación inversa entre fecundidad y densidad se hizo obvia porque el número de cachorros capturados cada año era inversamente proporcional al de adultos (Cheeseman *et al.* 1987). Creswell *et al.* (1992) observaron un declive en la

productividad al aumentar el tamaño de grupo, y Rogers *et al.* (1997) encontraron que el número medio de hembras reproductoras por grupo disminuía al aumentar la densidad.

En poblaciones naturales de lobos, la disponibilidad de alimento no depende necesariamente de la abundancia de presas, sino de su vulnerabilidad. En Isle Royale (Michigan), el número de lobos se correlaciona con el número de alces mayores de 9 años (Peterson *et al.* 1998) pero no con el número total de alces. En otros ecosistemas boreales, la vulnerabilidad de los ungulados y, por tanto, la disponibilidad de alimento para los lobos se correlaciona con la crudeza del invierno (revisión en Mech *et al.* 1998, 165-170). En ecosistemas humanizados, gran parte del alimento puede proceder de desperdicios y muladares, como ocurre en nuestra área de estudio, situada en la Castilla agrícola.

Mortalidad

Como hemos dicho, los lobos tienen una rápida tasa de renovación natural, es decir, una elevada natalidad y una alta mortalidad. Ésta es una de las causas que explican la preocupación del público no especializado, que deduce que el lobo se está extinguiendo por el simple hecho de detectar la alta mortalidad típica de todas las poblaciones de la especie. Los nacimientos son muy difíciles de descubrir, pero no así las muertes, que suelen estar causadas por el hombre, ya sea de forma intencionada o accidental, como ocurre en los atropellos en carretera. En cualquier caso, los cadáveres de los lobos resultan muy llamativos y golpean en la conciencia del público, induciéndole a pensar que la especie se extingue.

En la mayoría de los lugares del mundo donde hay lobos -incluso donde están legalmente protegidos-, la principal causa de mortalidad es el hombre. En un estudio de dinámica de poblaciones realizado en una población protegida de Minnesota, la supervivencia anual de los lobos mayores de 5 meses fue del 64% (la mortalidad, por tanto, el 36%; es decir, de cada 100 lobos mueren 36 cada año) y la supervivencia de los lobeznos en sus 5 primeros meses, del 48%. Al menos el 80% de las muertes de los adultos fueron causadas por el hombre, y un 10% por luchas con otros lobos. La población creció un 2% anual (Fuller 1989). El mismo autor, tras revisar la dinámica de otras poblaciones de lobos estudiadas en Norteamérica y Canadá, concluyó que -por término medio- éstas permanecen estables (crecimiento cero) con una tasa de mortalidad del 35% anual, considerando el tamaño de población en invierno (Fuller 1989, 1995).

En el parque inalterado de Denali, cada año murieron el 27% de los lobos mayores de un año, una tasa “*relativamente baja*”, como afirman los autores (Mech *et al.* 1998, p. 163). Sólo el 14% de las muertes fueron causadas por el hombre cuando los lobos se dispersaban fuera del parque; esto representa una mortalidad causada por el hombre menor del 4% anual de la población de Denali. La principal causa de mortalidad -entre el 39% y el 65% del total- fue la lucha con otros lobos. Durante los 9 años del proyecto, la población creció de forma notable. Los autores afirman que este es el estudio con menos mortalidad causada por el hombre (excepto en la Isla Royale) y el que presenta una mayor tasa de mortalidad causada por otros lobos, en parte porque la mortalidad causada por el hombre es muy pequeña. Y concluyen (p. 163): “*El estado natural de una población de lobos parece incluir una alta tasa de renovación por causas naturales.*”

Igual que la productividad (es decir, la natalidad y la supervivencia de los cachorros) es inversamente proporcional a la saturación de la población, la mortalidad en condiciones naturales es directamente proporcional a esta variable. Por ejemplo, en una población saturada de Minnesota, el declive de su principal presa produjo una mortalidad del 65% anual en los lobos en 1972, pero en 1975 el cociente “densidad de ciervos/densidad de lobos” aumentó y la mortalidad de lobos se redujo al 7% anual (Mech 1977). En las poblaciones saturadas la competencia por el alimento se dispara, generando malnutrición, incrementándose los ataques entre los lobos y el porcentaje de ejemplares que se ven obligados a dispersarse a zonas sin alimento o sin refugio. En condiciones naturales, si la disponibilidad de alimento y otros factores permanecen constantes, cuanto menor sea la densidad de una población lobuna menor será su mortalidad.

En España, las tasas de mortalidad anual deben de variar entre distintas áreas y en distintos años. Gracias al radiomarcaje de 11 lobos, nosotros mismos hemos podido estimar la mortalidad de una población que vive en la llanura cerealista castellana, un medio muy humanizado y con escasa cobertura vegetal. En nuestro estudio, aplicando la fórmula descrita por Heisey y Fuller (1985) y recogida por White y Garrot (1990, pp. 230-232), la mortalidad anual hasta el 31 de diciembre de 2000 ha sido del 11,6% (11 lobos radiomarcados durante 8.885 días-lobo con tres bajas) (Cortés 2001).

Si consideramos sólo la población saturada del norte del Duero, la mortalidad fue del 16,4% anual (9 lobos marcados durante 6.131 días, con 3 bajas). Al sur del Duero no hemos tenido bajas durante 2.754 días-lobo de seguimiento.

Esta información se basa en una cantidad limitada de datos (24,4 años-lobo de seguimiento), pero la tasa de mortalidad se ha mantenido notablemente constante a lo largo del tiempo del estudio, lo que sugiere que el volumen de datos que manejamos en la actualidad es suficiente para describir la mortalidad de la población. A pesar de que nuestros lobos viven en un medio muy humanizado donde su caza es legal (9 de los 11 lobos fueron marcados al norte del Duero), su mortalidad no alcanza el 35% anual que mantiene una población estable ni el 27% de la población intocada de Denali. Y, desde luego, se aleja mucho de mortalidades superiores al 70% estimadas en algunas áreas de la llanura cerealista (Barrientos 1997a), porcentaje que sin duda generaría el declive de la población. Por lo demás, es cierto que en hábitats tan heterogéneos como los españoles y en una especie tan dinámica como el lobo, las tasas de mortalidad deben de variar muchísimo en el espacio y en el tiempo.

En España y otros medios humanizados, la principal fuente de mortalidad es el hombre. En estas áreas, la tasa de mortalidad suele ser proporcional a la magnitud de los conflictos con el ganado o con especies cinegéticas. En este sentido, las poblaciones que viven en zonas de montaña -donde los daños al ganado extensivo son unas 10 veces superiores que en áreas de llanura (Blanco *et al.* 1990a, p. 77)- deben de sufrir una mortalidad mucho más elevada.

Dispersión

Cada año, la manada produce nuevas crías y en su territorio se hacen los lobos nacidos en años anteriores. Entonces, algunos jóvenes de entre uno y tres años se dispersan, es decir, abandonan la manada para buscar un nuevo territorio. Los lobos tienden a dispersarse desde las zonas más saturadas (donde la relación “disponibilidad de recursos”/ “densidad de lobos” es menor) hacia las menos saturadas. Las características de la dispersión dependen de las circunstancias ecológicas, y han sido revisadas por Messier (1985a), Mech (1987), Fuller (1989), Gese y Mech (1991), Boyd *et al.* (1995), Hayes (1995), Waser (1996), Mech *et al.* (1998), Boyd y Pletscher (1999) y Hayes y Harestad (2000).

En los bordes del área de distribución -donde hay suficiente terreno sin lobos-, los jóvenes suelen formar un nuevo territorio sin grandes dificultades. Esto ha ocurrido con *Nelson* y *Anselma*, nuestros dos lobos radiomarcados al sur del Duero (un área con baja densidad), que a la edad aproximada de 26 y 31 meses abandonaron el territorio paterno y se integraron de inmediato en manadas aparentemente recién formadas, que criaron cachorros en la primavera

siguiente. En poblaciones en baja densidad, dos dispersantes de sexo opuesto y de manadas distintas se aparean y se establecen entre dos manadas ya establecidas, cuyos territorios acaban comprimiéndose (Fritts y Mech 1981).

En hábitats saturados, los dispersantes intentarán integrarse en una manada donde haya una vacante; hasta que lo consigan, vagarán por los bordes de los territorios de otras manadas o por áreas de baja calidad poco utilizadas: son los flotantes o transeúntes, de los que hablaremos más adelante. Cinco de los nueve lobos que hemos marcado al norte del Duero (en una zona aparentemente saturada) se han dispersado durante el estudio. Dos machos fueron flotantes durante meses: uno murió atropellado y el otro se ha establecido en una zona agrícola completamente deforestada, a unos 50 km del lugar de captura. Las dos hembras dispersantes llevaron una vida errática durante meses; una continúa sin establecerse, merodeando por su territorio natal, y la otra ha criado por primera vez en la primavera de 2000, poco antes de cumplir cuatro años, a unos 14 km del lugar más habitual de cría de la manada donde nació.

En hábitats naturales de Norteamérica, muchos flotantes morirán atacados por otros lobos (Mech *et al.* 1998). En Europa, los flotantes deambularán por los medios más humanizados hasta morir a manos del hombre o bajo las ruedas de un coche. Esto le ocurrió a *Concho*, uno de nuestros lobos flotantes, que murió atropellado el 23 de octubre de 1998, cuando salía del diminuto maizal donde estaba encamado, a 500 m de la salida de un pueblo situado en las proximidades de la ciudad de Zamora.

La elevada mortalidad de los dispersantes es una regla general en todos los animales (Waser 1996) y también en los lobos. En Quebec, los lobos que hicieron movimientos de dispersión tuvieron una tasa de mortalidad cinco veces superior a la de los residentes (Messier 1985b). En el norte de Minnesota (Fuller 1989), en Kenai (Alaska) (Peterson *et al.* 1984) y en Montana (Pletscher *et al.* 1997), los dispersantes tuvieron una mortalidad anual del 48%, 62% y 34%, muy superior a la de los residentes, que fue del 33%, 27% y 26% anual, respectivamente.

En el parque inalterado de Denali (Alaska), cada año se dispersa el 28% de los lobos de la población (Mech *et al.* 1998), aunque este factor depende de numerosas variables. En la llanura castellana, la tasa anual de dispersión en nuestra muestra radiomarcada fue del 48,6%, una cifra muy elevada que sugiere que la población se encuentra saturada (Blanco y Cortés 1999). En todos los animales, la dispersión funciona como un mecanismo muy eficaz de regulación de las poblaciones.

1.1.2. FACTORES QUE REGULAN LAS POBLACIONES

En ausencia de una notable intervención humana, el factor último que limita las poblaciones de lobo es la disponibilidad de alimento. La regulación se realiza por medio de determinados mecanismos de comportamiento que relacionan de forma inversa la nutrición con la competencia intraespecífica. Estos mecanismos -descritos con detalle por Packard y Mech (1983)- son la territorialidad y la agresión intraespecífica, la reproducción exclusiva en cada manada, la edad de la madurez sexual, la dispersión y la desproporción del *sex ratio*.

Como hemos dicho, los lobos son territoriales, y en la mayoría de los casos atacarán y matarán a lobos de otras manadas que intenten violar su territorio (revisión en Mech *et al.* 1998, pp. 81-84); la territorialidad determina la densidad máxima que puede alcanzar una población de lobos, que en grandes áreas no suele superar los 40 ejemplares/1.000 km² (Fuller y Murray 1998). El tamaño del territorio suele ser inversamente proporcional a la disponibilidad de alimento y a la densidad de lobos. Además, en poblaciones saturadas el *sex ratio* de los lobeznos se desvía hacia los machos (Mech 1975), lo que limita la productividad de la población. En estas poblaciones saturadas, la competencia entre los lobos es máxima y su productividad es mínima. En poblaciones muy por debajo de la capacidad de carga, la competencia es mínima y la productividad, máxima.

Tabla 1.1. Características de las poblaciones de lobos en función de sus densidades y del alimento disponible (según Packard y Mech 1983)

<p>Alta densidad / muchos recursos</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Población de lobos densa y estable. 2. Competencia intermedia dentro de la manada. 3. Los dispersantes difícilmente adquirirán un territorio. 4. Baja proporción de hembras reproductoras. 	<p>Alta densidad / pocos recursos</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Población en declive. 2. Elevada competencia dentro de la manada. 3. Los dispersantes difícilmente adquirirán un territorio. 4. Alta proporción de hembras reproductoras debido a la baja productividad y a la alta mortalidad de subordinados y solitarios.
<p>Baja densidad / muchos recursos</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Población en aumento. 2. Escasa competencia dentro de la manada. 3. Los dispersantes tienen mucho éxito al establecer un territorio. 4. Hembras reproductoras tienen mucho éxito. 5. Alta proporción de hembras reproductoras debido a que los dispersantes logran establecerse. 	<p>Baja densidad / pocos recursos</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Población estable y escasa. 2. Escasa competencia dentro de la manada. 3. Los dispersantes pueden establecerse en un territorio pero no sacan adelante a los cachorros por malnutrición. 4. Intermedia o baja proporción de hembras reproductoras ya que es poco probable que los dispersantescrien.

La capacidad cultural de carga del hábitat

En países muy humanizados, como España, el grado de compatibilidad con el hombre determina la mortalidad no natural de las poblaciones y constituye el principal factor de regulación. Por ejemplo, en Cantabria -donde el ganado extensivo es muy vulnerable-, los daños medios producidos por lobo y año rondan las 300.000 ptas (Blanco y Cortés 1997), mientras que en la meseta castellana quizá no superan la décima parte (Blanco *et al.* 1990a, p. 77, Blanco y Cortés 1999). En consecuencia, en Cantabria la presión humana mantiene la densidad de lobos bastante por debajo de la capacidad de carga del medio, mientras que en la llanura cerealista, las poblaciones con lobos radiomarcados parecen estar próximas al límite de la capacidad de carga gracias a que la persecución humana es relativamente baja.

La actitud del hombre hacia el lobo es tan importante para su supervivencia que se considera una variable fundamental del hábitat, al mismo nivel que la disponibilidad de alimento o de refugio. Esta constatación ha llevado a los estudiosos del lobo a acuñar el término “*capacidad cultural de carga del hábitat*” (Fuller 1995), que, de forma vaga, define el número de lobos que la sociedad estaría dispuesta a tolerar en un momento y lugar determinados. Está claro que con una actitud desfavorable por parte del hombre, el lobo necesitará amplios y solitarios bosques donde poder hacer frente a su persecución implacable, en tanto que una actitud tolerante le permitirá ocupar hábitats con escaso refugio forestal e incluso áreas bastante degradadas (Blanco 1996).

Debemos reconocer que la actitud del hombre hacia el lobo es la característica del «hábitat» más susceptible de ser modificada, tanto para bien como para mal. Los programas de Félix Rodríguez de la Fuente de los años 70, las indemnizaciones por daños al ganado y otras acciones de sensibilización aumentan la capacidad cultural de carga del hábitat. La propaganda de sectores anticonservación y las noticias sensacionalistas de los periódicos la reducen.

Los grupos conservacionistas pueden, con sus labores de sensibilización, aumentar la tolerancia general de la sociedad; pero las actitudes extremistas pueden generar el efecto contrario. En nuestra opinión, el lobo es en sí mismo una especie tan conflictiva que exige a los conservacionistas actitudes flexibles, destinadas a templar ánimos y rebajar tensiones; el radicalismo -casi siempre, bienintencionado- de quienes olvidan la sensibilidad de los habitantes rurales, exaspera a amplios sectores de la sociedad y aviva conflictos que suelen reducir la tolerancia global de la opinión pública hacia el lobo (Mech 1995a).

En las zonas de montaña, donde los daños al ganado son muy elevados, o en las áreas donde la caza mayor es un recurso económico importante, la capacidad cultural de carga -es decir la baja aceptación del lobo- será el factor que regule sus poblaciones, que raramente alcanzarán la densidad que permite la capacidad natural de carga del hábitat.

1.1.3. ASPECTOS RELEVANTES EN CENSOS Y PROBLEMÁTICA

Resistencia al control y capacidad de recuperación

El hecho de que la productividad y la supervivencia se disparen al aumentar el cociente “disponibilidad de alimento”/”densidad de lobos” significa que las poblaciones “interiores” -las que se encuentran dentro del área de distribución- muestran una gran resistencia a disminuir y tienen una elevada capacidad de recuperación tras la sobreexplotación. Esto se ha demostrado de forma empírica en dos estudios realizados en Yukon (Canadá), donde se redujo drásticamente el número de lobos para permitir el aumento de sus presas, los alces (*Alces alces*) y los caribúes (*Rangifer tarandus*); posteriormente se estudió la recuperación de la población de lobos.

El primer estudio se realizó en una superficie de 13.000 km² (casi como toda la provincia de Burgos) de Coastal Mountains, en el sur de Yukon (Hayes *et al.* 1991). En la operación de control se eliminó el 39% de la población original de lobos en el invierno de 1983, el 42% en 1984 y el 71% en 1985. La población se recuperó en el mismo año tras suprimir al 39%, mostró un ligero declive con la mortalidad del 42% y sólo cuando se eliminó el 71% de la población se produjo una severa disminución. Entonces el número de lobos pasó de 161 a 47, y la densidad y el tamaño de manada descendieron de 12,4 a 3,6 lobos /1.000 km² y de 8,6 a 3,6 lobos/manada. Sin embargo, el número de manadas apenas varió durante el estudio (18-20 manadas entre 1984 y 1988). Posteriormente se estudió la recuperación. Entre marzo de 1985 y febrero de 1988, la población pasó de 47 a 141 lobos; la densidad y el tamaño de manada aumentaron de 3,6 a 10,8 lobos/1.000 km² y de 3,6 a 5,5 lobos/manada. En cada uno de los tres años de recuperación, la población se multiplicó por 1,55, por 2,13 y por 1,64.

El mismo proceso se llevó a cabo en el Yukon centro-oriental (Hayes 1995, Hayes y Harestad 2000), en una superficie de 23.000 km², equivalente a la de

Asturias, Cantabria y Palencia juntas. Una población de 215 lobos se redujo a 29 (el 13,5%) y se estudió su recuperación. La población aumentó desde 29 lobos en marzo de 1989 hasta 245 en marzo de 1994, recuperando y superando los niveles iniciales en sólo 5 años. Las tasas de incremento fueron enormes los tres primeros años (la población se multiplicó por 2'35, 1'85 y 1'44) y moderadas los dos siguientes (por 1,12 y por 1,16). En este caso, el número de manadas (de 3 o más lobos) se multiplicó por 4 (de 7 a 28), aunque el número de lobos se multiplicó por 7,4. Los procesos implicados en la recuperación se explican más adelante.

Estos datos hacen poco creíbles las informaciones sobre la disminución del lobo en el norte de España y son útiles para diseñar e interpretar los censos.

En primer lugar parece muy difícil generar un descenso significativo y de larga duración en una próspera población "interior" de lobos, como afirman Mech *et al.* (1998, pp. 5-6). Conociendo estas cifras y las de otros estudios semejantes (Ballard *et al.* 1987, Gasaway *et al.* 1992, Boertje *et al.* 1996), la alarma que se ha generado sobre el presunto descenso de lobos en las provincias de la mitad norte de España parece poco justificada, mucho más si consideramos que dicha preocupación se ha alimentado con la difusión masiva de datos falsos (Blanco 1998). Incluso si se produjera el envenenamiento de cotos enteros de caza -lo que quizás ocurre con cierta frecuencia- y la erradicación de varias manadas contiguas, la recuperación total tardaría, a lo sumo, unos pocos años. Otra cosa muy diferente es reducir severamente una población pequeña o/y aislada -en general, menor de 3 a 5 manadas contiguas- que no pueda beneficiarse del aporte de dispersantes de áreas próximas (Fuller 1995, Fritts y Carbyn 1995). En tal caso, sí es posible eliminar la población entera de lobos, como podría ocurrir en Sierra Morena y quizás ya ha ocurrido en Extremadura.

En segundo lugar, estos estudios nos llenan de dudas sobre los censos basados en el conteo de manadas que normalmente se realizan en España, como veremos más adelante. En cuanto una manada desaparece, su espacio es ocupado de inmediato por otros lobos, que forman otra manada. Es más, en el estudio de Hayes *et al.* (1991, pp. 64-65), la población se redujo desde 124 lobos en 1985 hasta 65 en 1986, pero el número de manadas permaneció constante en 18; sólo varió el tamaño medio de manada (de 6,9 a 3,6 lobos por manada), un parámetro quizás imposible de detectar en las estimaciones de lobos realizadas sin radiomarcaje. Entre 1986 y 1988, la población casi se duplicó, pero el número de manadas sólo aumentó un 10% (de 18 a 20). La cuestión es: ¿realmente podría detectar un censo de manadas una variación

significativa en el número de lobos? Más aún, las diferencias en el número de manadas encontradas en distintos años -por ejemplo, en Asturias en la década de los 90 (Llaneza 1997a)- ¿reflejan una variación real en el número de lobos o se deben a errores inevitables en el muestreo? Volveremos sobre este tema en el capítulo dedicado a los censos (Capítulo 2).

Capacidad de recolonización

La dinámica poblacional de los lobos y su carácter oportunista les confieren una elevada capacidad de recolonización. Tras el cambio de actitud hacia la especie que comenzó en la década de los 70 y se consolidó en los 80 y los 90, los lobos están recolonizando terreno en toda su área de distribución (Mech 1995a, Boitani 2000). Los estudios con radiomarcaje han permitido cuantificar la tasa de expansión en varias poblaciones de pequeño tamaño. Así, las poblaciones recolonizadoras de Wisconsin han aumentado un 21% anual durante 1986-91 (Wydeven *et al.* 1995); en la Península Superior de Michigan, un 50% anual durante 1991-94 (Fuller 1995); en Montana, un 20% anual entre 1982-95 (Pletscher *et al.* 1997); la población de Suecia-Noruega constaba de 62-78 lobos en el invierno de 1998/99, y ha aumentado un 28% anual durante los últimos años (Wabakken *et al.* 2000). Normalmente, las elevadas tasas de incremento se mantienen hasta que la población se satura, hasta que alcanza zonas sin alimento o -lo más frecuente- áreas donde se generen grandes conflictos. Entonces, la mortalidad causada por el hombre se incrementará hasta igualar la natalidad -población estable- o superarla en áreas con grandes conflictos.

La gran capacidad de recolonización del lobo genera un problema de orden social. En los lugares donde su presencia no es deseable por causar graves daños al ganado extensivo, los lobos suelen ser eliminados en cuanto aparecen, en medio de la indignación de los ganaderos que han sufrido los daños y la de los amantes de la naturaleza disgustados por la muerte de los lobos. Si la zona en cuestión es contigua a una buena área lobera, éstos reaparecerán de forma regular y el problema se cronificará. Para algunos ganaderos, la reaparición constante de lobos es la confirmación de que los están soltando los ecologistas y de la incapacidad de la Administración para resolver sus problemas; para algunos ecologistas, la muerte constante de lobos es una prueba más de la ferocidad humana; para los científicos, la presencia -y la muerte- de los lobos en áreas desfavorables sólo es la consecuencia inevitable de tener prósperas poblaciones en zonas limítrofes.

Fluctuación natural de las poblaciones

Las poblaciones de lobos pueden mostrar importantes fluctuaciones naturales. Como casi todas las poblaciones del mundo padecen una severa persecución humana -legal o ilegal-, siempre se ha pensado que tales fluctuaciones son la consecuencia de la ruptura del equilibrio ecológico. Pero el estudio realizado entre 1986 y 1994 en el remoto e inalterado Parque Nacional de Denali (Alaska) ha demostrado lo contrario (Mech *et al.* 1998). En 1986, los lobos eran relativamente escasos en Denali y mostraban baja productividad; los ungulados silvestres se mantenían estables o aumentaban. En los inviernos de 1988-89 y 1989-90 nevó el doble que en los anteriores, lo que incrementó la vulnerabilidad de los ungulados, aumentando la disponibilidad de alimento para los lobos. Su productividad se disparó y la mortalidad y la dispersión disminuyeron, con lo que la densidad se multiplicó por 2,5 en sólo tres años: los 74 lobos presentes en Denali en la primavera de 1987 se convirtieron en 187 en la primavera de 1990. Pero la propia prosperidad de la población favoreció su declive. Como consecuencia de su elevada mortalidad invernal, la población de caribúes se redujo y también lo hizo la de lobos: su productividad disminuyó, los jóvenes se dispersaron antes y las luchas entre manadas incrementaron la mortalidad. En 1994, cuando el estudio terminó, la población de lobos estaba en un nivel intermedio.

Mech *et al.* (1998, p. 174), tras describir los factores que rigen la dinámica poblacional de los lobos, se preguntan: *“¿Dónde está el equilibrio? En los lobos y los caribúes tan dinámicos de Denali, debemos comprender que estas enormes fluctuaciones son el estado natural, el resultado natural de procesos naturales. Tanto el predador como las presas están adaptados a tales fluctuaciones y sobreviven a ellas con facilidad. Posiblemente, la única apariencia de equilibrio en un ecosistema como éste podría encontrarse en ese momento fugaz en que el sistema se vuelve desde un extremo para encaminarse hacia el otro.”*

En España y otros países humanizados, es posible que estas fluctuaciones -aunque quizá de menor magnitud- se produzcan también como consecuencia de la interacción del hombre con el lobo. A finales de los 80, imaginábamos su dinámica poblacional en nuestros montes como sigue: *“es muy posible que cuando los lobos alcanzan localmente una abundancia elevada sean controlados por medio de un mayor esfuerzo de caza, y viceversa, con lo que se produciría un proceso cíclico de ámbito reducido. Los aumentos y descensos de las densidades serían asincrónicos en diferentes lugares, por lo que este proceso no afectaría en un sentido u otro a grandes áreas”* (Blanco *et al.* 1988, pp. 156-157). Hoy, esta

apreciación nos sigue pareciendo igualmente razonable, pero tenemos tan pocos datos para confirmarla como entonces.

En cualquier caso, debemos considerar el carácter fluctuante de las poblaciones de lobo -tanto en el estado “natural” de las áreas remotas como en los ambientes humanizados- con relación al conflicto social y también para planificar e interpretar los censos. Respecto al primero, debemos insistir que -a escala local- el aumento de las poblaciones no es sino el prelude de su disminución, y viceversa. Las repercusiones en los censos son obvias: en poblaciones con esta capacidad de fluctuar, el determinar un número exacto de lobos es difícil y tiene escaso significado para su conservación.

1.2. ECOLOGÍA SOCIAL Y ESPACIAL

1.2.1. USO DEL ESPACIO Y CATEGORÍAS SOCIALES

En los lobos, existe una relación estrecha entre categoría social, uso del hábitat y tasa de mortalidad; el conocimiento de esta conexión es importante para 1) planificar e interpretar los censos, pues la detectabilidad de los lobos depende de su estatus social; y 2) para interpretar la dinámica de la especie y el significado biológico de la aparición de lobos muertos en poblaciones saturadas.

Nuestra área de estudio en la meseta cerealista castellana es muy heterogénea, y el hábitat -de forma simplificada- varía entre dos límites: 1) los espesos bosques de pinos y encinas, en general privados, muy seguros para los lobos; 2) los cultivos cerealistas en medios desarbolados y las áreas periurbanas, aparentemente poco aptas para la supervivencia de los lobos. Entre estos dos extremos existe un gradiente continuo de medios con distinta idoneidad para los lobos (Blanco y Cortés 1999). Éstos, por su parte, pueden tener estatus sociales diferentes, que evolucionan a lo largo de su vida, y que -al menos en nuestro estudio- parecen estar claramente asociados con hábitats distintos.

-*Individuos* integrados en el núcleo de la *manada*. Entre ellos están el macho y la hembra dominantes, los cachorros del año y algunos subadultos o adultos auxiliares, no dominantes (Mech 1970, p. 69). Durante el verano estos animales muestran una gran cohesión, y suelen ocupar los más espesos

bosques de su territorio, es decir, las áreas con más refugio. En general, los adultos y subadultos incluidos en el núcleo de la manada parecen tener las menores tasas de mortalidad causadas por el hombre.

- *Individuos periféricos*. Subadultos o adultos subordinados que son expulsados del núcleo de la manada cuando ésta crece y comienza a saturarse. Suelen ocupar áreas periféricas de mediana o baja calidad y tienen contacto ocasional con los miembros de la manada. Esta etapa suele preceder a la dispersión.
- *Lobos flotantes*. Ejemplares dispersantes que no logran encontrar un hueco en otra manada o un espacio adecuado para establecerse. Viven en estado de dispersión permanente y son típicos de poblaciones saturadas. Suelen ocupar los peores hábitats -en nuestra zona, las desarboladas áreas de cereal y los medios periurbanos- y sus probabilidades de morir son máximas.

1.2.2. ESTATUS SOCIAL Y CENSOS DE LOBOS

En España, muchas de las estimaciones poblacionales de lobos tratan de contar el número de manadas y, posteriormente, el número de integrantes de cada manada observándolos en verano en los lugares de reunión de los cachorros (*rendez-vous sites*) o induciéndolos a aullar. Pero la detectabilidad de los individuos depende de su estatus en la manada. Así, los individuos alfa (en general, los reproductores) y los jóvenes auxiliares pasan mucho más tiempo con los cachorros que los periféricos. Estos últimos raramente se detectarían en los censos visuales o de aullidos. Al principio de la temporada de cría (junio y julio) de 1997, estudiamos dos lobos radiomarcados de la misma manada, quizás hermanos, de poco más de dos años de edad, *Nelson* y *Anselma*. *Nelson* parecía formar parte del núcleo de la manada, y se encamó en las proximidades de los cachorros (a menos de 2 km) en 11 de los 12 días (91,7%) en que le localizamos. *Anselma* sólo lo hizo 2 de las 10 veces (el 20%) en que se localizó; en muchas ocasiones no pudimos detectarla, lo que permite descartar que estuviera en la zona de los cachorros, pues éste es el primer lugar donde buscábamos a los dos lobos marcados. A finales de agosto, *Anselma* se dispersó, abandonando el área de la manada.

Pero hay un sector poblacional mucho más discreto: el de los flotantes. En los vertebrados, los flotantes no territoriales son típicos de las poblaciones

saturadas y tienen un éxito reproductor y una supervivencia mucho menores que los individuos territoriales (Smith y Arcese 1989). Los flotantes forman una especie de colchón amortiguador de las poblaciones, parecen tener menor acceso a los recursos, son los primeros en morir cuando la población está en declive y son prácticamente indetectables en los censos que no utilizan radiomarcaje, como Rohner (1995, 1996 y 1997) ha demostrado con el búho de Virginia (*Bubo virginianus*).

En los estudios del lobo en Norteamérica, los flotantes llegan a representar hasta el 29% de la población en invierno (Fuller 1989). Dado que son extremadamente móviles y no territoriales, constituyen un sector secreto de la población. Nosotros hemos detectado a *Ernesto*, uno de nuestros machos flotantes, en una superficie de más de 1.500 km²; gran parte del tiempo estaba perdido, lo que sugiere que el área real recorrida era bastante mayor. El único modo de evaluar el porcentaje de flotantes en una población es mediante el radiomarcaje masivo. Los flotantes amortiguan las fluctuaciones de las poblaciones saturadas, rellenando de inmediato las vacantes en las manadas. Cuando una población saturada se reduce, los flotantes desaparecen mucho antes de disminuir el sector reproductor; posteriormente descenderá el número de integrantes de las manadas y, en tercer lugar, el número de manadas. Por el contrario, cuando todos los territorios están ocupados, el incremento de la población se manifiesta en el aumento de flotantes. Dada su indetectabilidad, el crecimiento o la disminución del sector flotante pasará desapercibido en los censos. De los 8 lobos que hemos seguido durante más de 6 meses en la población aparentemente saturada del norte del Duero, 5 han sido flotantes en algún momento del estudio. Admitiendo que éstos pueden formar hasta el 30% de la población, es posible que una variación de este orden pase siempre desapercibida en los censos, eso suponiendo que fuéramos capaces de conocer los restantes parámetros que determinan el tamaño de la población, lo que -como veremos más adelante- parece verdaderamente difícil.

Nuestros lobos radiomarcados en la meseta cerealista castellana han vivido como periféricos y flotantes el 40,8% del tiempo de seguimiento (Blanco y Cortés 1999); es decir, en un censo tradicional realizado en nuestra área y periodo de estudio, al menos el 40% de estos lobos solitarios serían indetectables. Ignoramos si estas cifras son extrapolables a otras situaciones, pero sirven para hacernos una idea de la imprecisión de los censos tradicionales.

Estatus social, uso del espacio y regulación de la población

En nuestra área de estudio parece existir una clara relación entre el estatus social de los lobos y el uso del hábitat (Blanco y Cortés 1999). Así, los integrantes del núcleo de la manada parecen vivir en áreas con más cobertura y más inaccesibles que los periféricos; éstos, a su vez, parecen ocupar medios más favorables que los flotantes. Nuestras tres únicas bajas corresponden a dos hembras periféricas –una murió envenenada y otra fue muerta ilegalmente– y a un macho flotante, que fue atropellado.

En nuestra área de estudio, los lobos suelen nacer en bosquetes privados con abundante cobertura y refugio, donde la mortalidad debe de ser escasa. Cada año, la pareja reproductora de cada manada suele producir una nueva camada compuesta por 5 ó 6 cachorros de media. El abundante alimento procedente de muladares quizá propicia una elevada supervivencia de los cachorros (véase 1.1.1. Natalidad), lo que permitiría a varios cachorros incorporarse a la manada todos los años. Cada año, un número de lobos jóvenes similar al de cachorros supervivientes se verá obligado a abandonar el seguro refugio de la manada y a comenzar la dispersión, que les llevará a áreas más humanizadas, con más carreteras y menos cobertura vegetal, lo que incrementará su vulnerabilidad ante los cazadores, a los atropellos y a otras causas de mortalidad. El hombre suele ser el causante directo de las muertes, pero es la competencia intraespecífica la que empuja a los lobos a zonas más peligrosas. El proceso que relaciona la competencia intraespecífica con el uso de hábitats de distinta calidad se denomina “*distribución despótica*” (Dias 1996).

Nuestros datos no permiten analizar la distribución social de la mortalidad, pero Mech (1977) descubrió que en una población saturada de lobos que disminuyó al declinar la disponibilidad de ciervos en Minnesota, la mortalidad anual de los adultos territoriales (18%) fue muy inferior a la de los solitarios periféricos y flotantes (34%) y menor a la de las parejas recién formadas (71%), que intentaban establecerse en hábitats marginales. Las investigaciones sobre el lince ibérico en Doñana han mostrado que la mortalidad de los machos adultos residentes dentro del parque es muy inferior (durante el periodo de estudio fue nula) a la de los que ocupaban territorios fuera del parque (48%) y menor que los dispersantes sin territorio (70-86% anual; Ferreras *et al.* 1992).

Por tanto, la presencia de lobos en áreas de mala calidad sugiere que los medios óptimos se encuentran saturados; en las primeras zonas, la elevada mortalidad debe considerarse como un hecho natural que no amenaza al

conjunto de la población, pues tales áreas son ocupadas por los animales que “rebotan” de los hábitats de alta calidad.

1.2.3. TAMAÑO, COHESIÓN Y DINÁMICA DE LAS MANADAS. IMPLICACIONES EN LOS CENSOS

Tamaño de manada

Tradicionalmente se ha aceptado que los lobos viven en manadas para cazar presas de gran tamaño, y que el número medio de integrantes de la manada es proporcional al tamaño de la presa principal (Mech 1991, p. 31). Esta idea y el hecho de que los lobos suelen verse en España solos o en pequeños grupos -en contraste con las fotos de grandes manadas acosando a un alce en Norteamérica- alimentó la creencia de que la especie no formaba manadas en nuestro país o que éstas eran de tamaño reducido. Sin embargo, en la última década se han observado en torno a las zonas de cría manadas muy nutridas, con más de 10 lobos, lo que no concordaba con la teoría. Por fin, Schmidt y Mech (1997) desmantelaron la hipótesis tradicional probando que no se ajusta a los datos recogidos en el campo, y propusieron que las manadas se forman cuando el exceso de alimento en el territorio de una pareja permite compartirlo con sus descendientes; la misma razón ha sido invocada para explicar la formación de grupos familiares de zorros (von Schantz 1984). En consecuencia, el tamaño de manada estaría más relacionado con la cantidad de alimento disponible que con el tamaño de la presa principal. Esta nueva interpretación sí se ajusta a las condiciones de muchos lugares de España -como nuestra área de estudio-, donde manadas de al menos 10 lobos viven en medios con abundante alimento proporcionado por muladares, aun cuando las presas naturales mayores que una liebre sean raras o inexistentes.

Otro factor que parece determinar el tamaño de la manada es el impacto de la caza; si las demás variables permanecen constantes, es previsible que en las poblaciones severamente explotadas los grupos sean menores. En poblaciones saturadas, con abundante alimento y escasa mortalidad causada por el hombre, las manadas contendrán más lobos que en las áreas con distintas características. Pero, por lo demás, está claro que el tamaño medio de manada es impredecible, lo que añade un nuevo factor de incertidumbre a los censos basados en calcular el número de manadas de una zona y multiplicarlo por el tamaño de manada.

Cohesión de la manada

Comprender los factores que determinan la cohesión de los miembros de la manada es importante para planificar e interpretar los censos. Los lobos suelen congregarse -facilitando su conteo- en dos circunstancias: 1) en verano y principios de otoño, en torno a los cachorros; y 2) en paisajes nevados, que facilitan la caza de grandes ungulados. En la temporada de cría, los miembros del núcleo de la manada se congregan en torno a los cachorros; en esta época, los niveles de prolactina -la hormona de la maternidad- aumentan en todos los lobos -incluso en los machos y en los auxiliares (Mech 1991, p. 92)- lo que facilita su cohesión en torno a los lobeznos. No obstante, la cobertura forestal suele dificultar las observaciones y los lobos atienden a los cachorros de forma irregular, por lo que estos conteos dan siempre cifras mínimas. Además, en esta época los lobos buscan alimento por separado, por lo que -fuera de los lugares de reunión con los cachorros- es raro ver grupos de lobos. En Denali (Alaska) aproximadamente el 80% de las observaciones en verano corresponden a animales solitarios, y sólo el 10% son parejas (Mech *et al.* 1998, p. 105).

La máxima cohesión entre los miembros de la manada se produce en invierno donde la nieve persiste durante varios meses al año; estas condiciones aumentan la vulnerabilidad de los ungulados a la predación, y la mayoría o todos los lobos de la manada cazan juntos para aprovechar estas grandes presas. En los medios boreales, en invierno predominan las observaciones de manadas numerosas (ver figura 2.1): éste es el momento que aprovechan los investigadores americanos para censar desde avionetas las manadas con lobos radiomarcados. No obstante, la ausencia de estas condiciones invernales en España impide utilizar esta técnica, como veremos en el próximo capítulo.

Dinámica de las manadas

Las manadas de lobos están en constante transformación, y en ellas suele variar tanto el número de ejemplares que las integran como su ubicación en el espacio, los límites y el tamaño de su territorio, etc. Incluso en poblaciones no cazadas, el número de lobos que compone una manada es muy variable. Por ejemplo, la misma manada del Alto Ártico seguida durante 8 años por Mech (1995b, 1997) contuvo 7, 7, 4, 8, 3, 3, 2 y 5 adultos desde 1986 hasta 1993. Otra manada estudiada durante 8 años en Minnesota estuvo compuesta por 2, 6, 2, 7, 6, 6, 11 y 6 lobos en invierno, desde 1973 a 1981 (Mech y Hertel 1983). Estas fluctuaciones son completamente naturales. Considerando una población más

extensa, en el Parque Nacional de Denali (Alaska), el tamaño medio en otoño de 30 manadas seguidas durante 9 años llegó a variar desde 4,3 a 13,3 lobos/manada (Mech *et al.* 1998, p. 41). En los tres casos, la mortalidad causada por el hombre fue nula.

La dinámica espacial de las manadas tiene importantes implicaciones en los censos, pues uno de los métodos más corrientes de estimar la evolución de las poblaciones de lobo en ciertas regiones de España consiste en censar las manadas año tras año induciendo a los cachorros a responder a aullidos simulados. El método asume que las manadas son estables, y por ello se busca a los cachorros en los mismos sitios cada año; cuando no se encuentran, se supone que la manada ha desaparecido.

Es cierto que la ubicación de las madrigueras y los *rendez-vous sites* puede ser muy regular a través de los años, sobre todo cuando la cobertura vegetal es un factor limitante -como en nuestra área de estudio de la meseta castellana- o cuando el suelo es poco apto para cavar madrigueras. Por ejemplo, en una de las madrigueras de la manada antes citada del Alto Ártico se encontraron dos huesos que tenían 232 y 783 años de antigüedad (datados con la técnica del radiocarbono), lo que indica que la cueva podría haber sido usada para la cría durante un periodo de casi 8 siglos (Mech 1991, p. 97).

Sin embargo, muchos estudios muestran que la estabilidad de las manadas es mucho menor de lo que muchas veces se piensa (p. ej. , Fuller 1989). La evidencia más clara de esta inestabilidad se ha recogido durante los nueve años de estudio en el Parque Nacional de Denali, donde la mortalidad causada por el hombre es casi nula. Allí se ha visto que los límites de los territorios fluctúan enormemente en el tiempo y que de continuo desaparecen manadas y se forman otras nuevas, como han descrito con detalle Meier *et al.* (1995) y Mech *et al.* (1998, pp. 74-93). Es posible que la enorme variabilidad de Denali esté en parte favorecida por las fluctuaciones de alimento en este medio boreal, pero aun así, la inestabilidad de las manadas podría constituir una regla general en todas las poblaciones de lobos. Nosotros mismos, tras radiomarcas 6 lobos capturados en un pequeño monte zamorano, hemos sido incapaces de decir dónde empieza y dónde acaba la manada. En esencia, los procesos responsables de esta inestabilidad (revisados por Meier *et al.* 1995 y Mech *et al.* 1998, que citan abundante bibliografía adicional) son los siguientes:

- a) las manadas pueden hacer incursiones extraterritoriales dentro del territorio de otras,
- b) se pueden formar nuevos grupos,

- c) una manada puede robarle el territorio a otra,
- d) las manadas pueden ajustar los límites de sus territorios de forma estacional o permanente,
- e) sus territorios pueden solaparse,
- f) los miembros pueden aprovechar parte de su antiguo territorio para formar un nuevo grupo vecino,
- g) los grupos pueden romperse por la mitad de forma permanente,
- h) las manadas pueden abandonar ciertas áreas con baja densidad de alimento, dejando huecos entre territorios,
- i) en las manadas puede haber varias camadas.

Sinceramente, creemos que la estabilidad que muchas veces se atribuye a las manadas y la consiguiente malinterpretación de los censos es en parte responsable de la actual confusión sobre la situación del lobo en España.

1.2.4. CÓMO AUMENTAN LAS POBLACIONES

¿Está aumentando la población española de lobos? Para responder a esta pregunta debemos conocer los procesos involucrados en el incremento de las poblaciones. Al menos dos importantes publicaciones pueden ayudarnos a ello.

En el noroeste de Minnesota, Fritts y Mech (1981) radiomarcaron 35 lobos de una población recién protegida cuya densidad experimentó un aumento significativo durante el estudio. En el periodo de baja densidad, los territorios eran muy grandes con amplias áreas poco o nada usadas. El proceso que llevó al aumento de la densidad fue la independización de parejas que se reproducían y formaban nuevas manadas, que consolidaban sus territorios en áreas no utilizadas de los territorios originales o en los bordes de los territorios parentales. En consecuencia, los territorios de toda la población se comprimieron, permitiendo la presencia de muchos más lobos en un área similar. Al final de este proceso, la población se saturó y aumentó el número de individuos dispersantes que abandonaban la zona para colonizar nuevas áreas. Al comenzar esta nueva etapa el estudio concluyó.

Hayes (1995) y Hayes y Harestad (2000) realizaron un proyecto en un área de 23.000 km² en Yukon donde se redujo drásticamente una población de lobos para permitir el incremento de los ungulados, y posteriormente se estudió su recuperación (véase el apartado 1.1.3.). La población aumentó desde 29 lobos en marzo de 1989 hasta 245 en marzo de 1994, recuperando los niveles iniciales en sólo 5 años. La recuperación poblacional incluyó la siguiente secuencia de procesos: una rápida dispersión de lobos jóvenes hacia las zonas vacías, seguida de una inmediata formación de parejas, establecimiento territorial y cría; las manadas vecinas ampliaron sus territorios ocupando áreas vacantes. El crecimiento se sostuvo gracias a la elevadísima tasa de supervivencia y a las bajas tasas de dispersión. Las manadas se rompían en otras menores que ocuparon todo el espacio disponible, y posteriormente el tamaño de manada aumentó gracias a que los jóvenes compartieron el territorio familiar en vez de dispersarse.

Por tanto, los procesos involucrados en el aumento de las poblaciones parecen ser los siguientes:

1. Aparición del lobo: se asientan las primeras manadas en una nueva zona.
2. Aumento de la densidad: aumenta el número de manadas y se comprimen los territorios.
3. Saturación: aumenta el tamaño medio de manada y el número de lobos solitarios, permaneciendo casi constante el número de manadas.
4. Dispersión y colonización de otras zonas; este proceso puede comenzar antes de la saturación.

En esencia, estos son los fenómenos observados desde 1970 en la meseta castellana, como comentaremos en el apartado 4.6. Los estudios realizados en Cantabria (Blanco y Cortés 1997) sugieren un proceso similar, pero con algunas diferencias debidas al severo control para limitar los elevados daños al ganado extensivo. Hablaremos de ello en el punto 4.5.

Al tratar el aumento de las poblaciones, debemos resaltar un hecho: una vez que una población se ha saturado ya no puede aumentar. Es más, aunque se incremente de forma muy notable la cantidad de alimento, a partir de cierto límite las densidades de lobos parecen estabilizarse. Messier (1994) ha analizado la respuesta numérica de 27 poblaciones de lobos que viven en medios con diferentes densidades de alces y concluye que los predadores empiezan a estabilizarse en densidades de $58,5 \pm 18,6$ lobos/1.000 km², aunque la densidad de alces se multiplique por cinco. Por tanto, el aumento indefinido de las

densidades de lobos -la pesadilla de muchos ganaderos- parece biológicamente imposible. Las poblaciones situadas en el “interior” del área de distribución del norte de España quizá se saturaron hace 10 ó 20 años, y desde entonces es probable que mantengan densidades relativamente constantes. El aumento de densidad y la posterior expansión de una población creciente se producen en los bordes del área de distribución, y es allí donde debemos estudiar los cambios en las poblaciones de lobos.

1.2.5. LA EXPANSIÓN DE LAS POBLACIONES. EL EFECTO DE LAS BARRERAS

El mecanismo habitual por el que se expande una población de lobos es la formación de nuevas manadas junto a otras ya existentes (Fritts y Mech 1981, Hayes 1995). El establecerse en el borde del territorio paterno permite a los dispersantes usar zonas conocidas y reduce el riesgo de dispersarse a tierras lejanas. El marcado carácter filopátrico de los lobos ha quedado reflejado en varios estudios genéticos (Lehman *et al.* 1992, Meier *et al.* 1995); a pesar de ello, se conoce un lobo macho radiomarcado en Minnesota que se dispersó a 880 km de su territorio natal (Fritts 1983).

Aunque no conocemos estudios que lo confirmen, parece que las hembras tienen una mayor tendencia que los machos a instalar su territorio junto a su manada natal, como ocurre con el oso pardo (Swenson *et al.* 1998) y el oso negro (Rogers 1987). En el oso pardo, el sex-ratio de los dispersantes está sesgado, de forma que los machos se dispersan lejos y las hembras establecen sus nuevas áreas de campeo dentro o cerca de las de sus madres. Las jóvenes hembras de oso pardo son tan filopátricas que su dispersión a zonas adyacentes donde no existen otras hembras es mínima (Swenson *et al.* 1998). Este modelo hace que las poblaciones reproductoras de lobos y osos se expandan como una mancha de aceite, ocupando espacios contiguos a sus anteriores áreas de distribución. Existen notables excepciones a este patrón: por ejemplo, la actual población de lobos de Suecia y Noruega se ha establecido a 800 km de la población reproductora más próxima, situada en Finlandia (Wabakken *et al.* 2000), pero tales casos son poco frecuentes. Pero, aunque las nuevas manadas suelen formarse junto a otras ya establecidas, es frecuente que aparezcan machos jóvenes dispersantes a decenas -o centenares- de kilómetros de distancia de la

población reproductora, sin que esto signifique realmente una expansión de ésta (Blanco *et al.* 1990a, p. 71).

Como consecuencia de la expansión en forma de “mancha de aceite”, la población de lobos no va a seleccionar los hábitats más favorables para su supervivencia, sino que colonizará los terrenos aledaños hasta que encuentre una barrera que frene o impida su progresión.

Las barreras son obstáculos que impiden, filtran o retardan el paso de los individuos. En animales tan adaptables como el lobo, las barreras raramente impiden por completo su paso, aunque pueden frenar seriamente la expansión de las poblaciones. Arbitrariamente podemos dividir las barreras en físicas y socioeconómicas. Las primeras pueden ser naturales -un río-, artificiales -una autovía- o una mezcla de ambas, como un paisaje agrícola poco apto para los lobos. Las barreras socioeconómicas están formadas por áreas donde el público no tolera la presencia del lobo por los conflictos que causa al ganado o a la caza mayor; estas últimas no se perciben a simple vista y se manifiestan sólo en una elevadísima mortalidad de los lobos. Hay que decir que las barreras socioeconómicas pueden presentarse bajo la apariencia de hábitats muy naturales. Por ejemplo, las zonas de montaña -aparentemente óptimas para los lobos- pueden constituir una barrera socioeconómica a causa de la ganadería extensiva, que sufre una predación elevada por los lobos.

En los últimos años ha crecido la preocupación por el efecto barrera de las autovías valladas, lo que ha constituido el principal objetivo de nuestro estudio. Durante unos 18 meses hemos detectado a cuatro de nuestros lobos radiomarcados atravesando 43 veces un tramo de la autovía de La Coruña (Tordesillas-Benavente) muy poco permeable, pues carece de grandes drenajes o pasos para ganado o fauna. En varias ocasiones, estábamos siguiendo a los animales mientras la cruzaban por la noche, y en otra ocasión uno de nuestros colaboradores observó al lobo *Yorgos* atravesando la autovía a las 4 de la tarde por un puente para vehículos. Nuestros datos sugieren que el efecto barrera de las autovías simples puede ser muy inferior al que previamente imaginamos (Blanco y Cortés 1999).

Por el contrario, hemos radiomarcado 8 lobos a menos de 5 km del río Duero (6 en la población saturada del norte y dos en la del sur), que discurre a lo largo de un corredor con varias infraestructuras menores (carreteras, ferrocarril, canales, etc). Durante más de un año (con 184 días de seguimiento) sólo detectamos un cruce, pero en los 4 meses posteriores, 3 lobos cruzaron el 42,7% de los 75 días de seguimiento. Estos resultados señalan el importante papel del

aprendizaje y sugieren que una acumulación de obstáculos puede tener un efecto barrera superior al de la suma de cada uno de ellos. Asimismo, parece claro que el río Duero y las infraestructuras que lo flanquean han podido retrasar la expansión de la población de lobos (Blanco y Cortés 1999). Es posible que el efecto sinérgico del río, las infraestructuras y las áreas humanizadas que lo flanquean, constituya una seria barrera para la población de lobos, lo que explica ciertos aspectos de la evolución de las poblaciones en Castilla en la última década.

Por último, es obvio que en el borde oriental de su área de distribución los lobos han sido frenados por varias barreras socioeconómicas, como las áreas ganaderas del País Vasco y las montañas de Burgos y La Rioja, donde la ganadería extensiva y la caza mayor chocan con la presencia de lobos. Hablaremos de este tema en el último capítulo.

Capítulo 2

ESTIMANDO POBLACIONES DE LOBOS

“Cuando nos enfrentamos con la incertidumbre de una especie, la primera pregunta que los gestores y el público plantean es ‘¿cuántos individuos hay?’ Esta cuestión parece perfectamente razonable, pero en realidad es la pregunta equivocada. Las cuestiones cruciales son: ‘¿Está la población aumentando o disminuyendo?’ y ‘¿qué parámetros son responsables de la tendencia observada?’”

L. L. Eberhardt y R.R. Knight (1996).
“How many grizzlies in Yellowstone?”

El 1 de marzo de 1997 radiomarcamos a *Nelson*, el primer lobo de nuestro proyecto. *Nelson* permaneció varios días en el monte donde lo capturamos, hasta que súbitamente desapareció. Necesitamos 10 días de búsqueda intensísima para localizarlo en otro monte donde ni siquiera sospechábamos la existencia de lobos. En las semanas siguientes constatamos la presencia regular de lobos en áreas donde habían pasado desapercibidos a pesar de un intenso trabajo de rastreo y búsqueda desarrollado en la zona durante años por experimentados naturalistas. Hemos visto a algunos de nuestros 11 lobos radiomarcados intentar integrarse hasta en 4 manadas diferentes, recorrer áreas de más 1.500 km² y visitar hasta tres provincias castellanas. Incluso usando avionetas -capaces de detectar la señal del radiocollar a decenas de kilómetros de distancia- hemos tenido serias dificultades para localizar a algunos de los lobos marcados en nuestro proyecto.

Mientras tanto, algunas personas aseguran conocer métodos para censar lobos totalmente fiables, capaces de generar cifras exactas y resultados concluyentes. ¡Todo ello sin radiomarcas ni un solo ejemplar! Este mito ha inducido a algunos sectores a exigir un censo exacto de lobos que acabe con la confusión imperante en la actualidad.

En este apartado pretendemos dismantlar esta ficción y mostrar que la pretensión de realizar censos de lobos que aporten cifras exactas es sólo una ilusión de principiantes. Para ello, haremos una introducción a la extensa bibliografía publicada sobre estimas poblacionales de grandes carnívoros en general y de lobos en particular, con el fin de subrayar la enorme complejidad que entraña su censo (Mech 1982, Boitani y Ciucci 1993; Ciucci y Boitani 1998, pp. 64-71). En primer lugar describiremos cómo se censan lobos en Norteamérica, y veremos que las condiciones naturales y económicas -nieve y mucho dinero- que allí permiten obtener cifras relativamente ajustadas faltan por completo en España.

Repasaremos los métodos utilizados en nuestro país, en especial el de la individualización de manadas, haciendo hincapié en las posibilidades y limitaciones del método de los aullidos simulados. Describiremos la complejidad de censar manadas y la dificultad para conocer el tamaño de manada y el porcentaje de lobos solitarios. A continuación analizamos otras técnicas de estimación y seguimiento de poblaciones, y sugerimos que todos los métodos pueden aportar información útil si se conocen sus limitaciones y se interpretan los resultados bajo la perspectiva de la dinámica poblacional y la ecología socioespacial del lobo (capítulo 1).

Para terminar, indicamos que no podemos saber cuántos lobos hay exactamente en España, pero tampoco lo necesitamos. Desde el punto de vista de la conservación, conocer las tendencias de las poblaciones y los factores que influyen en su aumento o su disminución es muchísimo más importante que determinar el número de ejemplares.

2.1. CENSOS DE LOBOS EN NORTEAMÉRICA

Existen numerosos estudios realizados en Norteamérica que aportan densidades absolutas de lobos, estudiando su variación a lo largo de los años (revisión en Fuller y Murray 1998). En esencia los métodos empleados por los

investigadores americanos se basan en un muestreo estratificado en el que, gracias al radioseguimiento masivo, se determinan los siguientes parámetros en distintas áreas (por ejemplo Mech 1982, Fuller y Snow 1988):

1. Tamaño medio del territorio de las manadas en hábitats diferentes. Esto permite conocer el número aproximado de manadas en el área a censar.
2. Número de lobos por manada y porcentaje de lobos solitarios.

Por ejemplo, en el estado de Minnesota, donde en 1988 los lobos ocupaban un área mínima de 53.000 km² (similar al área de distribución del lobo en Castilla y León), se han realizado varios conteos de lobos cuyo método ha sido descrito en Fuller *et al.* (1992). Este método consta de los siguientes pasos:

- 1º Estimación del número de lobos en «pequeñas» áreas de estudio. Diez estudios diferentes con lobos radiomarcados en 108 manadas aportaron cifras aproximadas sobre el número medio de lobos por manada, del tamaño del territorio, del territorio no ocupado por manadas y del porcentaje de lobos solitarios, que en zonas saturadas pueden alcanzar hasta el 29% de la población (Fuller 1989, p. 19).
- 2º Estimación del área de distribución del lobo. Para ello, 362 personas del Servicio de Recursos Naturales ayudaron a recoger indicios de lobos durante el invierno de 1988-89. En total se mapearon 1.244 observaciones, con las que se dibujó el área de distribución de la especie en Minnesota. Además, con ayuda de un SIG en el que se introdujeron datos de densidades de ungulados, densidad de carreteras y densidad de población humana, se realizó una valoración de la potencialidad del hábitat para albergar lobos en distintas densidades.
- 3º Multiplicando la densidad media de lobos en diferentes áreas de estudio por la superficie de los diferentes hábitats, se obtuvieron varias estimaciones del tamaño de la población, que se consideró que constaba de unas 233 manadas distribuidas por unos 53.100 km², con un total de 1.500 a 1.750 lobos en invierno.

Este método da resultados muy precisos pero exige las siguientes condiciones, que son raras o faltan por completo en España:

- 1º Radiomarcaje simultáneo de cientos de lobos en decenas de manadas. Sólo en el noreste de Minnesota el equipo de David Mech (com. pers.) ha radiomarcado unos 1.000 lobos en los últimos 35 años. En Alaska y la

parte fronteriza de Yukon, entre 1981 y 1992 se han marcado lobos en unas 200 manadas diferentes en proyectos que han durado entre 2 y 8 años (Stephenson *et al.* 1995). En un estudio realizado en el Parque Nacional Denali, Alaska (24.000 km²), entre 1986 y 1994, se radiomarcaron 147 lobos y 653 caribúes (Mech *et al.* 1998). Hasta el momento, en España se han radiomarcado lobos en tres proyectos, 6 en la Cabrera y la Carballeda (León y Zamora) (Vilà *et al.* 1990), 11 en el que realizamos los dos autores de este libro (Blanco y Cortés 1999) y 2 desde marzo de 1999 en la sierra de la Culebra.

2º Un paisaje nevado durante varios meses al año. Los miembros de las manadas de lobos suelen buscar alimento por separado o en pequeños grupos durante el verano, cuando predominan en su dieta presas de pequeño tamaño. En esta época suelen reunirse -aunque no necesariamente de forma simultánea- en los *rendez-vous sites*, donde es difícil contar el número de lobos de cada manada ya que raramente coinciden todos juntos.

Por el contrario, cuando la nieve persiste durante varios meses en invierno, los grandes ungulados se vuelven más vulnerables a la predación de los lobos, y la mayoría o todos los miembros de las manadas cazan juntos para aprovechar estas grandes presas. Este es el momento en el que los investigadores norteamericanos cuentan los lobos para conocer el tamaño de la manada (Mech 1970, Peterson *et al.* 1984 y Messier 1985 a y b).

Para ilustrar las diferencias entre el tamaño de grupo en verano y en invierno, podemos usar la figura 2.1, tomada de Mech *et al.* (1998). En verano, casi todas las observaciones de lobos en el Parque Nacional de Denali, Alaska, corresponden a un solo ejemplar, mientras que en invierno se observan con frecuencia grupos muy numerosos.

3º En medios boscosos, los investigadores cuentan los lobos desde avionetas cuando se reúnen en los lagos helados o en las zonas despejadas, que prefieren para descansar. Para ello, es preciso que los miembros de las manadas se acostumbren al ruido de las avionetas, lo que ocurre sólo después de un cierto periodo. Cuantas más veces se vuela, más probabilidades habrá de localizar a las manadas en áreas despejadas y de encontrar a la mayoría de sus miembros reunidos. En la mayoría de los proyectos, los investigadores vuelan un mínimo de dos veces a la semana entre noviembre y abril. En el proyecto dirigido por L. D. Mech

en Minnesota, los investigadores vuelan durante los meses con nieve (noviembre-mayo) una media de 5 horas diarias durante 5 días a la semana cuando el tiempo lo permite (M. Nelson com. pers.). Este proyecto se ha estado realizando ininterrumpidamente durante más de 30 años. En uno de los primeros trabajos publicados sobre dinámica de poblaciones de lobos, las manadas estudiadas fueron observadas 3.800 veces desde el aire entre diciembre y abril de 1966 y 1976 (Mech 1977).

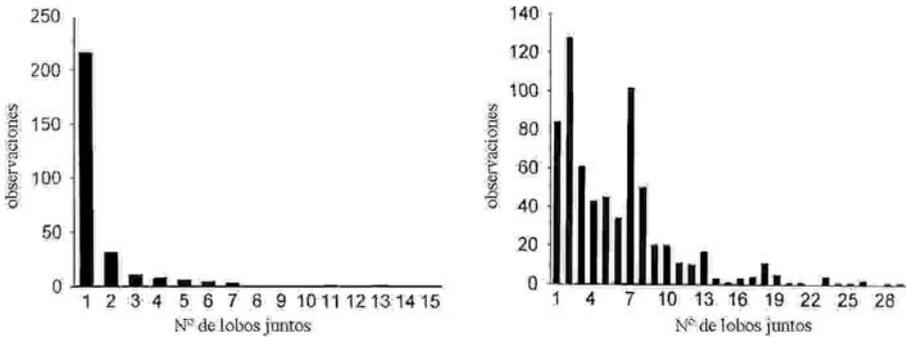


Figura 2.1. Número de lobos viajando solos o en grupo en verano y en invierno en Denali, Alaska (según Mech *et al.* 1998)

Estos requerimientos son, por el momento, inasumibles en investigaciones en España y han hecho a Crête y Messier (1987) concluir: «*Parece que no existe un método barato para evaluar densidades absolutas de lobos en extensas áreas boscosas*». Esto es cierto, incluso aceptando que el término «barato» puede tener un significado muy diferente para los investigadores americanos y los españoles.

El hecho de que en otras partes del mundo sea posible estimar densidades absolutas de lobos y su variación en años consecutivos ha alimentado el mito de que en España también lo es, incluso sin radiomarcas ni un solo animal. Sin embargo, en la mayor parte de nuestro país faltan los elementos que hacen posible estas estimaciones: nieve en invierno durante varios meses al año, que cohesionan las manadas durante la caza y permite contar a sus miembros; y las enormes cantidades de dinero para radiomarcas simultáneamente decenas o centenares de lobos y seguirlos con medios eficaces.

2.2. LOS MÉTODOS EMPLEADOS EN ESPAÑA

2.2.1. MÉTODO DE LAS UNIDADES REPRODUCTORAS DIFERENTES

Uno de los métodos más utilizados para estimar número de carnívoros es el conteo de unidades reproductoras diferentes (Linnell *et al.* 1998, pp. 13-14). Esta técnica se utiliza para estimar el número de osos, contando las osas con crías del año (Palomero *et al.* 1993, Knight *et al.* 1995) y se ha usado también para estimar el tamaño de la población de lince europeo en Escandinavia (Linnell *et al.* 1998).

Ya que la unidad social en el lobo es la manada, el recuento de: a el número de manadas, multiplicado por b el número medio de individuos en cada manada y añadiendo c la proporción de lobos solitarios, nos dará el tamaño total de la población. Este es el método utilizado en Norteamérica (véase 2.1), donde los parámetros a , b y c se calculan con ayuda del radioseguimiento masivo.

En España, donde el radioseguimiento se ha utilizado muy poco, hay que buscar otros métodos para estimar estos parámetros. Si aceptamos que cada manada suele tener una sola hembra reproductora, el número de camadas de lobeznos coincidirá con el número de manadas. El primer censo parcial de camadas publicado se realizó por Bárcena (1976) en una parte de la provincia de Lugo. En 1986 se llevó a cabo en Asturias el primer cálculo de lobos a escala regional estimando el número de camadas (González *et al.* 1987, García-Gaona *et al.* 1990). En 1987 y 1988 se llevó a cabo la evaluación nacional de lobos en España basada en esta técnica (Blanco *et al.* 1990a y 1992). Desde entonces éste es el método más usado para estimar el número de lobos a escala local, provincial o regional.

Nadie ha dudado del valor del método, pero existe una enorme polémica sobre cómo contar las manadas y el número medio de lobos que debe asignarse a cada manada. Sorprendentemente no se ha planteado la contribución de los lobos solitarios al tamaño total de la población. Asimismo, se olvida que el método para abordar un sondeo de lobos depende fundamentalmente de la escala. No es lo mismo censar la población de un parque nacional o de una provincia que hacerlo en toda España.

2.2.1.1. ESTIMACIÓN DEL NÚMERO DE MANADAS

A) Estimación por entrevistas personales y prospección de campo

En la evaluación nacional de lobos realizada en 1987-88 se estimó el número de manadas por medio de entrevistas personales a gente de campo, que eran interrogados sobre los cachorros vistos, atropellados o cazados antes del mes de noviembre. En amplias zonas con presencia estable de lobos donde no se detectaron cachorros (sobre todo en zonas de montaña casi deshabitadas) se calculó conservativamente el número de grupos familiares existentes. Del total de manadas estimadas para todo el país, en el 79,3% de los casos se consideró que la presencia de los cachorros se había constatado con razonable seguridad y en el 20,7% restante, los cachorros no fueron observados. El trabajo fue realizado por 18 biólogos y naturalistas que recorrieron unos 1.430 términos municipales distintos (Blanco *et al.* 1990a, pp. 69-70 y Blanco *et al.* 1992).

En el estudio se estimó la presencia de unas 294 manadas en unos 100.000 km², lo que representa casi 3 manadas/1.000 km². Los resultados se valoraron cuantitativamente (Blanco *et al.* 1990a, pp. 74-75, Blanco *et al.* 1992) comparando, por un lado, los datos de densidades de regiones similares recogidos por equipos de campo distintos. Por otro, las densidades obtenidas con este método se compararon con las calculadas por otros equipos utilizando el método del rendimiento de la caza deportiva descrito en 2.2.2.1. Las notables coincidencias en los resultados obtenidos por equipos y métodos diferentes respaldan la información de aquel proyecto. Que sepamos, éste es el único estudio donde se ha realizado una valoración cuantitativa de los resultados de una estima poblacional.

En años recientes se ha efectuado diferentes estudios en la península Ibérica utilizando radiotelemetría. Nosotros mismos hemos radiomarcado 11 lobos entre 1997 y 1999. En el norte del Duero, en agosto de 2000 teníamos 5 lobos marcados en 5 manadas distintas en un área de unos 2.000 km²; además, conocemos otra manada segura y no descartamos la presencia de alguna más. Esto supone una densidad de 3 manadas/1.000 km² (6 manadas en 2.000 km²), exactamente igual a la obtenida por Blanco *et al.* (1990a, 1992). En Portugal, se ha estudiado en los últimos años la situación del lobo utilizando radiomarcaje y estimando el número de manadas con métodos tradicionales. En este país hay dos zonas bien definidas, de superficie similar: una al norte del Duero, de alta densidad, con unas 45-50 manadas; y otra al sur, con densidad muy baja, que alberga unas 10 manadas. En total, las 55-60 manadas de lobo se extienden por unos 20.000 km², (ICN 1997, Moreira 1998, p. 14), lo que supone una

densidad de 2,75-3 manadas/1.000 km², casi exactamente igual que la estimada por Blanco *et al.* (1990a, 1992). En Bragança -límitrofe con la sierra de la Culebra (Zamora)-, un estudio que combina la radiotelemetría con el censo tradicional de manadas ha estimado la presencia de 17-20 manadas en 4.900 km², es decir, 3,77 manadas/1000 km² (Moreira *et al.* 1997, p. 57). En Minnesota, en 1988 había 4,4 manadas/1000 km² (233 manadas en 53.100 km², Fuller *et al.* 1992, p. 50) y en 1997-98, se detectaron 385 manadas en 73.738 km², lo que supone 5,2 manadas/ 1.000 km² (Berg y Benson 1999). Dado que allí el lobo se distribuye en zonas casi vírgenes, es lógico que la densidad sea superior a la de la península Ibérica.

¿Son válidas las entrevistas personales para detectar manadas de lobos?

En los últimos tres años, se ha extendido la idea de que las entrevistas personales no pueden dar información sobre el número de lobos en una zona. Tal afirmación no está basada en datos, pero se encuentra ampliamente difundida en muchos círculos. Linnell *et al.* (1998, p. 7) evalúan métodos basados en observaciones del público y advierten sobre los problemas que pueden conllevar: confusión de huellas, falsa estimación de números, respuestas falsas, informantes que sobrevaloran o infravaloran la presencia de la especie. Los autores afirman que algunos de estos errores se pueden reducir, y aceptan con determinadas condiciones que el método puede dar una visión muy aproximada de la situación general de una especie. En cualquier caso, en grandes áreas donde no existe información previa, esta puede ser la única forma de tener una visión de la situación de una población.

Otros autores han investigado también métodos basados en respuestas del público. Crête y Messier (1987), evaluando índices de densidad de lobo en áreas forestales de Quebec (Canadá), comparan sus datos -obtenidos con radiomarcaje intensivo- con índices recogidos con otros métodos. Concluyen que varios índices de presencia de lobos (observaciones de lobos, de huellas, de excrementos) recogidos por cazadores se correlacionan mejor con la densidad real de lobos que la respuesta a aullidos simulados, que además consideran un método caro y trabajoso.

Gros *et al.* (1996) estudiaron distintos métodos indirectos para estimar las densidades de carnívoros en África con propósitos de conservación, y dedujeron que las entrevistas a la gente local constituyó el método indirecto más adecuado. Gros (1998) estudió la situación del guepardo (*Acinonyx jubatus*) en Kenia entrevistando personalmente a gente de campo sobre la presencia de

grupos familiares, usando un método idéntico al de Blanco *et al.* (1990 y 1992) con el lobo. La autora obtiene una visión muy clara de la situación y la problemática de la especie en el país y concluye que “*a pesar de sus limitaciones, las estimaciones basadas en entrevistas personales pueden generar resultados válidos para carnívoros emblemáticos y esquivos.*”

Como ocurre con todos los métodos, el determinar el número de manadas por medio de entrevistas personales puede ser válido o no dependiendo del tamaño del área a muestrear, del diseño del estudio, de la interpretación de los resultados, del reconocimiento de sus limitaciones y de las alternativas posibles.

B) Censos de aullidos

Aspectos teóricos

Algunos naturalistas no aceptan la incertidumbre derivada de las entrevistas personales y sólo consideran como válidas las manadas donde comprueban personalmente la presencia de cachorros, lo que implica su observación directa o la escucha de sus aullidos.

Fue D. H. Pimlott quien, en 1960, comunicó al mundo científico que los lobos pueden responder a aullidos simulados (Fuller y Sampson 1988), un hecho conocido tradicionalmente por cazadores de todo el mundo. En las décadas de los 70 y los 80, F. Harrington y L. D. Mech estudiaron en Minnesota la comunicación de los lobos por medio de aullidos. Los autores analizaron sus vocalizaciones (Harrington y Mech 1978a), el uso de los aullidos para la comunicación entre los miembros de la manada (Harrington y Mech 1978b), su función en el mantenimiento de los territorios (Harrington y Mech 1979) y describieron los aullidos de agresión (Harrington 1987). En otro artículo, analizaron los parámetros útiles para censar manadas (Harrington y Mech 1982a) y dieron recomendaciones sobre la hora, los meses del año, las condiciones meteorológicas, la forma de simular aullidos y otros aspectos para obtener el máximo rendimiento. Propusieron dos métodos de censo: el censo de saturación y el censo de muestreo. El primero pretende localizar todas las camadas en un área relativamente reducida, y el segundo intenta determinar el número de camadas en un área extensa.

Crête y Messier (1987) evaluaron por primera vez este método en el campo, obteniendo respuesta sólo en el 3% de sus sesiones de aullidos simulados.

La escasez de respuestas planteaba por un lado problemas estadísticos y por otro exigía un trabajo excesivo. Los autores afirman (p. 154): «*considerando estas dificultades y otras discutidas por Harrington y Mech (1982a), nos inclinamos a no recomendar esta técnica. Como mucho podría aportar un índice de abundancia de lobos pero requerirá sin duda una considerable cantidad de trabajo y dinero*».

Fuller y Sampson (1988) hicieron una excelente evaluación del método en el campo. Para ello, utilizaron 6 manadas contiguas en 1.400 km² a las que el primer autor había seguido con radiotelemetría durante años (Fuller 1989), mientras que el segundo -que desconocía la situación de las manadas- realizó las sesiones de aullidos. En primer lugar, constataron que sólo el 60% de las personas oyen a lobos aullando entre 1,5 y 2,5 km de distancia, y ninguno de los observadores oyó los aullidos a más de 2,5 km. En 20 de 45 noches entre julio y agosto no se pudieron realizar las pruebas por tiempo desfavorable. Cada noche con tiempo favorable aullaron en 7,5 lugares diferentes de media. Los lobos respondieron 11 veces a 165 sesiones de aullidos (6,7%). En tres casos fueron lobos solitarios y en 8 fueron manadas con cachorros. A cada una de estas manadas se le aulló en tres noches diferentes: una respondió las tres noches, y las 4 restantes, sólo una noche; otra manada más presente en la zona no respondió nunca. Utilizando el censo de saturación, los autores encontraron 5 de las 6 manadas presentes; con el método de censo de muestreo, la densidad de manadas se sobrestimó en un 70%.

Los autores concluyen que para detectar un cambio del 25% en 200 manadas haría falta realizar sesiones de aullidos en más de 3.000 puntos diferentes. Si el experimento realizado en 55 puntos precisó de 45 personas-noche, los más de 3.000 puntos exigirían más de 2.455 personas-noche. Los autores concluyen que los problemas estadísticos y logísticos impiden el uso de este método para estimar poblaciones en amplias áreas, pero confirmaron que la técnica puede ayudar a localizar manadas de lobos en áreas relativamente pequeñas.

Linnell *et al.* (1998, p. 12) concluyen de esta técnica que «*en el mejor de los casos, el método quizás da sólo una estima fiable en una reducida área de muestreo para los lobos europeos*». Ballard *et al.* (1995, p. 469) afirman: «*Los censos de aullidos requieren mucho tiempo y acceso rodado, son caros, deben limitarse a áreas relativamente pequeñas y son imprecisos*». Ciucci y Boitani (1998, pp. 70-71) revisan el método y afirman: «*Aunque produzca datos poco precisos, la técnica puede resultar de utilidad en determinadas circunstancias (...) A pesar de sus limitaciones como técnica de censo, las sesiones de aullidos constituyen un instrumento útil para valorar*

la presencia y el número de manadas en un área restringida (p. ej., un parque o una reserva natural). (...) Además, el método puede resultar particularmente indicado como soporte de diversas técnicas de investigación, sobre todo, para integrar y confirmar indicios recogidos por otros métodos».

Posteriormente, ambos autores utilizaron aullidos grabados para localizar manadas de lobos como parte de un proyecto más amplio en una extensión de 1.320 km² del Parque Nacional Pollino (sur de Italia) y estudiaron los costes del proyecto. Desde el 28 de julio al 16 de septiembre de 1999, seis personas divididas en tres equipos trabajaron un total de 33 días por persona, a razón de 8-9 horas y 115 km recorridos por equipo cada noche de trabajo. En total, trabajaron 198 jornadas (33 días x 6 personas), pasaron 294 horas en el campo y recorrieron 4.400 km. Los lobos respondieron 14 veces a los aullidos grabados y los autores detectaron las zonas de reunión de 5 manadas diferentes (Ciucci y Boitani 2000).

Su aplicación en España

Cada vez más la técnica de respuesta a aullidos simulados se utiliza para detectar camadas de lobos y seguir su evolución a lo largo de los años, aunque sin aplicar la metodología estadística citada por Harrington y Mech (1982a) y por Fuller y Sampson (1988). En los últimos años, se han cometido excesos de interpretación que han llegado a desvirtuar la validez de esta técnica para estimar el número de manadas de lobos.

El primero consiste en olvidar las limitaciones del método y suponer que permite encontrar todas las manadas de lobos de una región y que es el único que genera resultados «totalmente fiables», lo que induce a despreciar cualquier otro tipo de información. Este dogma podría enunciarse mediante la afirmación «*los lobos que yo no oigo, o no veo, no existen*». El hecho de no detectar a los cachorros de una manada se ha considerado prueba suficiente de su desaparición, y los otros indicios de su presencia -aunque sean abrumadores- se han juzgado como poco fiables. Algunos autores no contabilizan ciertas manadas cuya presencia está suficientemente probada mediante numerosos avistamientos sólo porque ellos no han visto u oído a los cachorros personalmente, y no tienen un 100% de seguridad de que los lobos observados constituyan una manada de cría. Pero incluso un grupo familiar que no cría o que pierde todos sus cachorros sigue siendo una manada cohesionada, capaz de criar al año próximo, aunque sus miembros no se concentrarán alrededor de los *rendez-vous sites* en verano (Mech 1995b).

El dogmatismo metodológico que ha acompañado a esta técnica ha sido muy aplaudido en ciertos círculos porque combina la apariencia de rigor científico con unos resultados muy inferiores a los reales, que -al compararse con estimaciones anteriores- generan la sensación de que el número de lobos se reduce, respaldando las tesis de quienes piden su protección absoluta.

Como hemos dicho más arriba, en la evaluación nacional de Blanco *et al.* (1990a, 1992), se estimó el número de manadas suponiendo que los grupos familiares detectados constituían sólo una parte de los que en realidad existían. Como es previsible, el número mínimo de manadas comprobado con certeza con el método más restrictivo de los aullidos -utilizado con frecuencia en la actualidad- siempre es menor que el número estimado de manadas. La comparación de ambas cifras se está utilizando para «demostrar» la reducción de la población de la mitad norte. Es obvio que la comparación de métodos distintos debe hacerse con mucho sentido común y, sobre todo, con el ánimo de conocer la verdad, no con el propósito de apoyar conclusiones decididas de antemano.

Para interpretar de forma adecuada esta técnica debemos considerar las siguientes restricciones:

Limitaciones del método

1. La posibilidad de no encontrar las manadas

Es obvio que el método de censo de camadas por aullidos da resultados mínimos. En primer lugar, es muy fácil que el investigador no encuentre la zona donde están los cachorros o que éstos no respondan a sus estímulos.

La captura y el radiomarcaje de lobos exigen una exhaustiva labor previa de prospección usando técnicas naturalistas; los lobos radiomarcados pronto aportan datos que desbaratan las conclusiones obtenidas usando sólo estas técnicas. Nuestra principal conclusión tras cuatro años de radiomarcaje es que las manadas con cachorros son mucho más difíciles de encontrar de lo que parece.

A finales de verano de 1997, comenzamos la prospección y la captura en un monte lobero de la provincia de Valladolid. Durante agosto y parte de septiembre fuimos incapaces de detectar a los cachorros en los lugares señalados por guardas y naturalistas; cada noche aullábamos en 3 ó 4 puntos diferentes sin éxito. Por fin, el 23 de septiembre capturamos y radiomarcamos a dos miembros de la manada -incluyendo a la hembra alfa-, que nos llevaron hasta los

cachorros; en los días siguientes, observamos y oímos aullar a menudo a la manada, compuesta por un mínimo de 9 ejemplares. Éstos se reunían en un monte que distaba 3 y 6 km de los dos lugares donde supuestamente debían estar. En el verano de 1998, coincidiendo con la ampliación de una carretera y el desbroce del matorral en sus orillas, la manada se reunía habitualmente en un monte situado a 4-5 km del lugar usado el año anterior y a 3 y 5 km de los lugares considerados habituales; en el verano de 2000, han criado en otro lugar distinto, que no hubiéramos localizado de no estar radiomarcada la hembra alfa. Además, entre agosto y octubre las manadas cambian con cierta frecuencia los lugares de reunión, haciendo más difícil su detección. En resumen, las probabilidades de no encontrar a los lobeznos son enormes.

Los cachorros pueden estar presentes y no responder por estar demasiado cerca del emisor de aullidos simulados, por la existencia de viento o lluvia, o por otras razones descritas por Harrington y Mech (1982a). Los cachorros de una de las tres manadas silvestres estudiadas por estos autores sólo respondieron en el 30% de las pruebas. En el experimento de Fuller y Sampson (1988), una manada respondió en las 3 sesiones de aullidos, cuatro manadas respondieron en una prueba de cada 3 y otra manada no respondió nunca. Asimismo, es posible que el observador no oiga a los cachorros que aúllan a más de 1,5 km. Nuestros datos -aún sin cuantificar- parecen ir por el mismo camino.

Además, de acuerdo con Harrington y Mech (1982a), los lobos no suelen responder fuera de las temporadas de cría y celo, ni cuando los cachorros están ausentes; las manadas pequeñas responden con menor frecuencia que las grandes, responden menos cuando están fuera del *rendez-vous site* y los lobos solitarios casi nunca responden. El conteo del número de ejemplares de la manada tiene también numerosas restricciones descritas por estos autores.

2. La dinámica de las manadas

La detección de manadas por aullidos se usa para seguir su evolución a lo largo de los años. Quienes realizan los censos vuelven cada año a los mismos lugares esperando encontrar a la manada del año anterior. Cuando los cachorros no responden, se suele decir que «falta una manada» que estaba presente hace tantos años. Esta conclusión responde a un concepto erróneo sobre el espaciamiento de los lobos; la suposición de que las manadas son inamovibles, con rígidos límites territoriales que recuerdan los cuadros de un tablero de ajedrez, choca frontalmente con los datos sobre la dinámica de las manadas expuestos en apartado 1.2.3.

Cuando estudiamos la evolución de las poblaciones, debemos distinguir dos situaciones muy diferentes: 1) la que afecta al interior del área de distribución de poblaciones continuas; 2) la que se presenta en el borde del área de distribución o en poblaciones pequeñas y/o aisladas.

En el interior de un área continua, si uno o varios miembros de la manada mueren, serán sustituidos por flotantes o miembros de otras manadas. Las manadas «interiores» se reorganizan constantemente siguiendo el principio de la ósmosis: los ejemplares de las zonas más saturadas tenderán a ocupar las zonas menos saturadas casi de inmediato, y cualquier vacío temporal de lobos no tardará en llenarse. Como afirman Haight y Mech (1997, p. 1.030), “*estas poblaciones contienen un amplio reservorio de dispersantes y flotantes que facilitan el relevo de los reproductores*”. En resumen, cuando no se encuentra a los cachorros de una manada localizada en años anteriores, es mucho más probable que se haya producido un error de muestreo a que la población haya descendido tanto como para que el espacio dejado por la manada supuestamente desaparecida no se haya rellenado con lobos recolonizadores (ver apartados 1.1.3. y 1.2.4).

No obstante, en los bordes del área de distribución -donde los lobos suelen hallarse en baja densidad- o en las poblaciones pequeñas y aisladas, la incapacidad de localizar una manada presente en otros años es probable que indique una ausencia real de la manada.

3. La experiencia del observador

La experiencia del observador puede determinar los resultados de un censo de animales; por tal motivo, este aspecto ha recibido mucha atención en la bibliografía científica (p. ej., Freilich y La Rue 1998). Los censos de aves realizados por voluntarios bajo la dirección de especialistas tiene ya una larga tradición en España. Desde hace décadas, la Sociedad Española de Ornitología (SEO-Birdlife) coordina voluntarios para censar aves migradoras, acuáticas o cigüeñas. La gran detectabilidad de estas aves permite que casi todos los aficionados resulten aptos para censarlas, por lo que la experiencia del observador no es un factor limitante.

Pero los lobos no son cigüeñas, y su detección sistemática exige mucha experiencia, tesón y un profundo conocimiento de la zona. En este caso, la experiencia del observador es un factor limitante. Esto hace que los datos sobre la evolución del número de manadas a lo largo del tiempo sólo sean

comparables cuando los recoge la misma persona, pues los datos aportados por distintos observadores quizá reflejen más las diferencias de su experiencia, dedicación y conocimiento del terreno que la evolución real de la población de lobos. Tal circunstancia hace que los censos de camadas realizados mediante detección de indicios y aullidos simulados deban considerarse en la práctica como «no repetibles», pues es difícil encontrar observadores con el mismo grado de experiencia que recojan datos comparables.

De hecho, la confusión actual sobre la situación del lobo en España se relaciona en parte con este tema. En Asturias, se han realizado estimaciones anuales del número de manadas desde finales de los 80 hasta mediados de los 90 (Llaneza 1997a), en las que han participado diferentes grupos. Uno de ellos ha considerado que el área total de distribución del lobo en Asturias es un 30% menor que la obtenida por otros grupos (Llaneza 1997a, tabla 1 en p. 31). En 1995, uno de estos grupos encontró un 40% menos de manadas de lo habitual (tabla 2, p. 32); en el mismo año, otro grupo de trabajo, prospectando el área de distribución de manera parcial, encontró 5 manadas más (p. 33), lo que indica las enormes diferencias de los datos recogidos por distintos observadores. Hay que resaltar que el supuesto descenso del 40% en Asturias en 1995 se ha utilizado de forma propagandística para alimentar en la sociedad la alarma sobre la situación del lobo.

Conclusiones sobre el censo de aullidos simulados

Casi todos los autores arriba citados concluyen que la detección de camadas mediante aullidos simulados es de gran utilidad como apoyo a otros métodos de investigación y puede ser muy útil para estimar el número de manadas en áreas reducidas bien conocidas por los investigadores. Sin embargo, hay que considerar sus limitaciones para estimar densidades en grandes poblaciones. La pretensión de algunos autores de conocer el número exacto de manadas en toda España realizando un censo nacional simultáneo con este método nos parece completamente irreal.

La utilidad de éste método -como la de cualquier otro- depende de su planificación y de su interpretación. Si no interpretamos los datos con un espíritu crítico y no consideramos el conocimiento existente sobre el lobo, los censos mediante aullidos pierden todo su valor. En los últimos años, el uso de esta técnica ha generado información de una calidad hasta el momento desconocida en España. Pero también es verdad que la interpretación incorrecta o sesgada de tales datos ha sido responsable de gran parte de la confusión que padecemos sobre la situación del lobo en España.

2.2.1.2. EL NÚMERO DE LOBOS POR MANADA

Hasta aquí hemos comentado las dificultades que plantea determinar cuántas manadas hay en una zona y la prudencia necesaria para interpretar las cifras obtenidas. Pero una vez que contamos con un número mínimo o estimado de grupos reproductores, todavía debemos conocer los otros dos parámetros de la ecuación: el tamaño medio de manada y el porcentaje de individuos solitarios.

Como apuntamos en el apartado 1.2.3, el número medio de ejemplares por grupo (el tamaño de manada) en las poblaciones establecidas depende de la abundancia de alimento y de la presión cinegética. Pero además, resulta extremadamente difícil contar con exactitud los lobos del grupo, porque no todos usan el territorio comunal de la misma forma y al mismo tiempo, y su detectabilidad depende de su estatus social. Durante la época de cría, los lobos del núcleo de la manada -la pareja dominante, los cachorros del año anterior y los individuos auxiliares- pasan un porcentaje de tiempo variable en compañía de los cachorros. Según Harrington y Mech (1982b), el tiempo que permaneció la hembra alfa de dos manadas de Minnesota en la madriguera o en el *rendez-vous site* (el hogar) durante la temporada de cría pasó del 88% en la época del parto y la lactancia, al 30% del día después del destete. El patrón de presencia del macho alfa era muy similar, pero sólo estaba presente la mitad del tiempo que su compañera. Desde que los cachorros comienzan a comer alimentos sólidos (con unas 4-6 semanas), el macho y la hembra dominantes pasan entre el 60 y el 90% de su tiempo lejos de ellos. El resto de los individuos del núcleo de la manada invirtieron en el hogar el 50% del tiempo, sin variaciones significativas durante la temporada de cría.

En España, el tamaño de manada se suele determinar observando a los lobos en el hogar, tarea verdaderamente compleja por la dificultad de localizarlos y observarlos en medios forestales. Además, la irregularidad en la atención a los cachorros por los lobos del núcleo de la manada hace muy difícil determinar el tamaño medio de manada durante un censo visual o de aullidos, pues nunca habrá seguridad de haber visto u oído al mismo tiempo a todos los animales. Ni que decir tiene que contabilizar a los esquivos lobos periféricos -que suelen rehuir al resto del grupo- resulta muchísimo más complejo o imposible.

Por último, debemos añadir a la ecuación el porcentaje de lobos no integrados en ninguna manada. Estos individuos que vagan en busca de un territorio donde establecerse resultan prácticamente indetectables. Dado que pueden llegar a representar hasta el 30% de los lobos en poblaciones americanas

(Fuller 1989), podemos hacernos una idea de la magnitud del error que cometemos al no incluirlos en el cómputo del número de animales de una zona.

¿Censar manadas es censar lobos?

En la mayoría de las estimas de la evolución de las poblaciones, se acepta que si el número de manadas no ha cambiado tampoco lo ha hecho el número total de lobos. Pero ¿es esto siempre cierto? Dicho de otro modo: si el número de lobos de una población disminuye o aumenta, ¿disminuirá o aumentará el número de manadas de forma proporcional?

Los recientes estudios publicados en Norteamérica sugieren que no. La variación en el número de lobos se refleja en principio en una variación en el tamaño medio de manada, y sólo cuando esta variación es muy grande afecta al número de manadas. Así, en Denali, en un periodo de 4 años en que aumentó la disponibilidad de alimento, el número de lobos se multiplicó por 2,5, pero el número de manadas sólo se multiplicó por 1,7 y el tamaño de manada se multiplicó por 1,5 (Mech *et al.* 1998) (tabla 2.1). En Yukon, después de un severo control, la población disminuyó el 52%, pero el número de manadas no cambió: sólo lo hizo el tamaño de manada. Tras dos años de recuperación, el número de lobos aumentó el 72%, pero el número de manadas lo hizo sólo un 10%; el resto de la variación se manifestó en un aumento del tamaño de manada (Hayes *et al.* 1991; véase 1.1.3.). En los tejones, las variaciones en el tamaño y densidad de la población también se reflejan en primer lugar en cambios en el tamaño de grupo antes de variar el número de grupos (Rogers *et al.* 1997).

En poblaciones continuas, interiores y con hábitat homogéneo, variaciones relativamente importantes (hasta del 50%, quizás) en el número de lobos quizá no se manifiestan en un cambio en el número de manadas, sino en variaciones en el tamaño de manada y en el número de individuos periféricos y flotantes, lo que resultaría casi imposible de detectar en estudios que no incluyan el radiomarcaje masivo. Por el contrario, en los bordes del área de distribución sí puede cambiar el número de manadas, y su conteo parece la mejor forma de estimar la tendencia de la población.

Por otra parte, cuando los bordes del área de distribución son muy conflictivos (p. ej., en las zonas próximas a la costa de la cornisa Cantábrica, o en el País Vasco), los lobos que rebosan de las zonas favorables intentarán colonizar zonas ganaderas desfavorables. En cuanto se establezcan serán eliminados, con

lo que habrá una dinámica de colonización-extinción similar al flujo-reflujo de las olas en la playa, con una significación ecológica puramente anecdótica.

En medios muy heterogéneos -la llanura cerealista castellana-, con gran porcentaje de hábitat de mala calidad poco frecuentado por lobos, es posible que el aumento de la población se refleje en la aparición de manadas en medios muy desfavorables. Estas manadas asentadas en zonas pésimas serían efímeras y tendrían menos valor demográfico que las que ocupan hábitats favorables.

Tabla 2.1. La evolución del número de manadas no suele ser proporcional a la evolución del número de lobos. La tabla muestra cómo se refleja la variación del número de lobos en el tamaño de manada y en el número de manadas en dos estudios realizados en Norteamérica.

	Nº lobos % variación	Tamaño manada % variación	Nº manadas % variación
Denali 1987-91	74-187¹ +150%	5,0-7,3² +46%	15-26⁴ +60%
Yukon 1985-86	124-65² -52%	6,89-3,61² -52%	18-18² 0%
Yukon 1986-88	65-112² +72%	3,61-5,60² +55%	18-20² 10%

1. Deducido de las densidades de Mech *et al.* (1998, p. 21)

2. Hayes *et al.* (1991, pp. 64-65)

3. Mech *et al.* (1998, p. 44)

4. Deducido de 1 y 3

2.2.2. OTROS MÉTODOS DE ESTIMA Y SEGUIMIENTO

2.2.2.1 ESTUDIO DEL RENDIMIENTO DE LA CAZA DEPORTIVA

Este método, basado en el método de Petersen (véase Tellería 1986, pp. 219-223) se ha utilizado, que nosotros sepamos, en una parte de la provincia de Burgos por Tellería y Sáez-Royuela (1984, 1986, 1987 y 1989) y también en la antigua reserva de caza de Riaño por Purroy *et al.* (1988). En esencia se trata de encontrar la proporción entre el número de lobos cazados/ número de lobos vistos durante las batidas de caza en las zonas de muestreo. Posteriormente, conociendo el número de lobos cazados en amplias áreas, se puede estimar el

tamaño total de la población. De esta forma, Tellería y Sáez Royuela (1987 y 1989) encontraron que en una zona de Burgos, en el periodo de caza 1984-85, se abatió el 19% de los lobos que se veían en las batidas; encuestando a las sociedades de cazadores, conocieron que se habían matado 32 lobos en la provincia de Burgos, donde estimaron la presencia de unos 168 ejemplares (32 / 0,19).

Las ventajas que presenta este método son evidentes, ya que se trata de una forma barata y rápida de obtener información. Presenta, sin embargo, algunos inconvenientes:

- 1º Los pequeños tamaños de muestra que suelen manejarse hacen que el intervalo de confianza (CI) al 95% sea bastante amplio. Por ejemplo, a la cifra de 168 lobos estimados por Tellería y Sáez-Royuela en Burgos (1987 y 1989) le corresponde un CI de 128-246 individuos. Purroy *et al.* (1988), en los 715 km² de su área de estudio de la reserva de Riaño, estiman cifras de 13 a 22 lobos. Si además hacemos un muestreo estratificado -considerando que en diferentes hábitats hay distintas densidades de lobos y varía la proporción «lobos cazados/lobos vistos»- los procedimientos estadísticos pueden ser inaplicables, como los mismos Tellería y Saéz-Royuela (1986) explican en uno de sus artículos.
- 2º Como afirman Tellería y Sáez-Royuela (1986, p. 73) este método no debe utilizarse «*ni como estimador de la densidad ni como índice de su abundancia en especies que presentan altos índices de agregación [por vivir en piaras o manadas], como el jabalí*». En nuestra opinión, el lobo presenta también una distribución agregada, con lo que los planteamientos realizados para el jabalí son aplicables parcial o totalmente para el lobo.
- 3º El método asume que todos los animales existentes en el área son observados por los cazadores. Nosotros mismos hemos tenido lobos marcados con collares bien visibles dentro del espacio de batidas de caza; sin embargo no han sido vistos por ningún cazador, lo que indica que no todos los lobos de la zona son detectados. Asimismo, es posible que el mismo ejemplar sea observado por distintos cazadores, siendo imposible la diferenciación individual.
- 4º El método se propuso hace más de 10 años, cuando la caza en batida del lobo estaba generalizada y era aceptada por la sociedad. En la actualidad, la fuerte oposición contra la caza hace que las batidas se concedan de forma puntual y con cupos muy estrictos -que no siempre se cumplen-, por lo que resulta muy difícil obtener los datos reales sobre el número de lobos

muertos.

Como afirman Tellería y Sáez-Royuela (1986, p. 74), el método «*en razón de sus evidentes limitaciones, no ha de considerarse como una panacea y, en consecuencia, ha de valorarse como un instrumento más cuya utilidad dependerá de las circunstancias y objetivos en cada estudio concreto*». Veremos que esta recomendación será válida para casi los restantes métodos de estimar poblaciones de lobos.

2.2.2.2. EVOLUCIÓN DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN

En general, la expansión del área ocupada por la población reproductora refleja un aumento de la población de lobos, y viceversa. Esta noción, que resulta obvia para cualquier profesional, se ha puesto en duda en los últimos años por ecologistas que sostienen que la aparición de lobos en nuevas áreas es una consecuencia de la destrucción generalizada del hábitat en otras zonas. Esta tesis es científicamente absurda, pero su continua repetición ha causado mucha confusión.

Al hablar del área de distribución debemos referirnos al de la población reproductora, pues en cualquier momento pueden aparecer jóvenes dispersantes -en general, machos- a decenas o centenares de kilómetros del área de presencia estable (véase Blanco *et al.* 1990a, p. 71 para el lobo en España; Swenson *et al.* 1994 y 1998 para el oso en Escandinavia). Este hecho tiene escaso significado, pues es posible que los lobos no se asienten nunca en las áreas adonde llegan dispersantes aislados. El seguimiento de la expansión de la población reproductora de lobos en los Picos de Europa realizado por Borja Palacios (1997 y com. pers. 1999) y nuestro seguimiento de la expansión con lobos radiomarcados en la parte castellano-leonesa del sur del Duero reflejan sin lugar a dudas un aumento de la población en ambas áreas.

2.2.2.3. EVOLUCIÓN DE DAÑOS A LA GANADERÍA

En los lugares donde se pagan los daños atribuidos al lobo (Asturias, Cantabria, reservas de caza de Castilla y León, entre otros), suelen existir estadísticas sobre número de ataques, número de cabezas afectadas y dinero pagado en diferentes años. Estos datos, interpretados con prudencia, pueden ayudarnos a tener una idea de la evolución de la población. Sin embargo, debe-

mos considerar varios factores.

1. La magnitud de los daños depende fundamentalmente de los métodos de gestión de ganado, mucho más que del número de lobos o de la disponibilidad de ungulados silvestres. Así, los daños provocados por lobo/año son unas diez veces superiores en la cordillera Cantábrica que en las áreas castellanas donde el ganado está custodiado por pastores (Blanco *et al.* 1990a, pp. 76-78). Por tanto, la evolución de los daños, en el mejor de los casos, nos permite intuir la evolución de las poblaciones dentro de la misma área, pero no es posible comparar poblaciones de distintas áreas con este método.
2. La reclamación y el pago de daños dependen de muchos factores ajenos a la predación por los lobos. En algunos sitios la picaresca es tan grande que desfigura por completo el significado de las estadísticas. El aumento del ganado -como consecuencia de las subvenciones-, su disminución -como consecuencia del éxodo rural-, o los cambios en la política de indemnización de daños -como consecuencia de la alternancia en los gobiernos regionales, de la disponibilidad de fondos, etc.- son factores que distorsionan las estadísticas, dificultando su interpretación.

En resumen, las estadísticas de daños en conjunción con otros datos pueden darnos una idea de la evolución de las poblaciones a escala local. La interpretación ciega o dogmática de estas estadísticas puede producir enormes errores.

2.2.2.4. ESTADÍSTICAS DE CAZA

Las estadísticas de caza se utilizan con frecuencia para evaluar el tamaño y las tendencias de las poblaciones de carnívoros (Linnell *et al.* 1998). Para ser moderadamente útiles, deben cumplir al menos dos condiciones: que el esfuerzo de caza permanezca más o menos constante y que sea posible obtener datos relativamente fiables sobre el número de lobos muertos.

Comparando datos de lobos cazados en Cantabria, Blanco y Cortés (1997) estimaron un aumento de la población de esta provincia y de otras vecinas entre 1987 y 1997. Sáenz de Buruaga *et al.* (1994 y com. pers.), recogiendo las estadísticas de lobos muertos en el País Vasco en el periodo 1988-1997, dedujeron un aumento significativo de la vecina población de Burgos (véase 4.5. y

4.6.). En ambos casos, el esfuerzo de caza fue similar y las oportunidades de conseguir datos fiables permanecieron razonablemente constantes durante el periodo de estudio.

En los últimos diez años las actitudes del público y la presión de los conservacionistas han inducido a las administraciones a reducir los permisos para la caza legal del lobo; asimismo, los cazadores y los ganaderos son cada vez más remisos a proporcionar datos sobre los lobos que se ha matado. Estas restricciones dificultan cada vez más la interpretación de las estadísticas de caza para evaluar la evolución de las poblaciones de lobos.

2.2.2.5. SEGUIMIENTO DE HUELLAS E INDICIOS

Índices kilométricos de Abundancia (IKAs)

Recientemente se han utilizado los IKAs en las investigaciones sobre el estatus del lobo, aunque los documentos en que se utilizan no explican con qué objeto concreto lo hacen. Los IKAs sólo ofrecen densidades relativas y pueden tener un valor comparativo; en el mejor de los casos, estos datos, recogidos durante un periodo largo de tiempo o en medios similares de áreas distintas, nos pueden dar una idea de la evolución de las poblaciones o una comparación de su uso por los lobos.

Crête y Messier (1987) concluyeron que el porcentaje de cazadores de alce que observaban huellas o excrementos de lobo en Quebec se relacionaba con las densidades de estos animales estimadas con radiomarcaje masivo. En el puma, se ha descrito una técnica que permite identificar individuos por sus huellas (Smallwood y Fitzhugh 1993; Grigione *et al.* 1999), lo que ha permitido diseñar métodos para conocer tendencias e incluso densidades absolutas de pumas (Smallwood y Fitzhugh 1995). Pero éste es un caso excepcional. Lo normal es que el estudio de las huellas o los excrementos aporte resultados difíciles de interpretar (Clevenger y Purroy 1996). En el caso de los lobos, existen varios problemas añadidos:

1º Las huellas de lobo no se pueden diferenciar con certeza de las de perro. Es verdad que los lobos suelen dejar huellas proporcionalmente más alargadas y con la almohadilla más grande que los perros del mismo tamaño; estos rasgos y otros datos de campo nos pueden orientar sobre el autor de las hue-

llas pero la diferenciación segura es imposible, como Harris y Ream (1983) han demostrado analizando matemáticamente las medidas de 35 huellas de lobo y 72 de varias razas de perros.

La diferenciación de las huellas es mucho más difícil cuando los lobos se hallan en bajas densidades o en zonas particularmente humanizadas, donde hay muchos perros. Boitani (1983), en una investigación sobre la competencia entre perros y lobos en Italia, encontró que en zonas con densidades de 1 lobo/100 km² existen entre 150 y 310 perros divagantes y entre 54 y 82 perros asilvestrados/ 100 km²; a estas cifras, debemos añadir los perros domésticos. En estas condiciones, encontrar y distinguir huellas de lobos es una pura lotería, como indica también nuestra experiencia personal trabajando en áreas humanizadas.

2º Los lobos, al vivir en manadas, tienen una distribución contagiosa, es decir, los miembros de la manada tienen más probabilidades de estar juntos que de distribuirse al azar o de forma homogénea por su territorio. Este tipo de distribución es *«la que menos nos conviene desde el punto de vista de la representatividad de los resultados obtenidos mediante un muestreo, dado que la varianza resultante es máxima»* (Tellería 1986, p. 14). En cualquier caso, existen procedimientos estadísticos para paliar este problema (Smallwood y Fitzhugh 1995).

3º Los lobos se mueven por grandes territorios y viven en bajas densidades, lo que dificulta el tratamiento estadístico de los datos obtenidos. Clevenger y Purroy (1996) analizaron los datos de IKAs de excrementos y huellas de oso (inconfundibles) en la cordillera Cantábrica. Los autores cubrieron 1.500 km anuales durante 3 años y dedujeron que sus datos eran insuficientes para detectar una variación estadísticamente significativa en el nivel de la población. En éste y otros trabajos (Linnell *et al.* 1998, pp. 10-11) se discuten las dificultades de usar indicios de presencia para monitorear las tendencias de poblaciones que viven en bajas densidades.

Seguimientos en nieve

El rastreo en la nieve puede darnos información muy útil para estimar cifras de lobos. Los resultados pueden ser excelentes cuando el área de estudio es de tamaño reducido, hay ejemplares radiomarcados en las manadas y -por supuesto- cuando la nieve se mantiene durante semanas o meses cada año. Sin embargo, no siempre se dan estas condiciones.

En Suecia y Noruega, la población ha pasado de tres lobos en 1982 a 62-78 ejemplares en el invierno de 1998/99. Hasta 1998 no se radiomarcaron lobos en Escandinavia (Sand *et al.* 2000). Para estimar el tamaño de la población, cada año se organiza un censo simultáneo (en un solo día de invierno) en el que intervienen hasta varios miles de esquiadores voluntarios perfectamente coordinados (Wabakken *et al.* 2000).

Existen varios métodos para estimar densidades de lobos no radiomarcados interceptando sus huellas desde avionetas en paisajes nevados (revisión en Ballard *et al.* 1995). La escasez de nieve y la proliferación de huellas de perros, personas, ganado, etc., hace imposible aplicar estos métodos en nuestro país, pues desde el aire es imposible reconocer al autor de las huellas.

En España, el seguimiento de huellas en la nieve puede ayudar a obtener estimaciones mínimas, pues no se puede saber cuántos lobos escapan al conteo. En el antiguo Parque Nacional de Covadonga (140 km²), los rastreos en nieve ayudaron a Llaneza *et al.* (1998) a estimar el número mínimo de individuos presentes en la única manada del Parque. Nosotros mismos, el único día con nieve en la zona de una manada radiomarcada, observamos rastros de 7 lobos juntos en un centro de reunión habitual, pero los dos individuos radiomarcados del grupo se encontraban al menos a 3 km de distancia. Sin embargo, la escasez de nieve en la mayor parte de España impide aplicar esta técnica, que puede dar información muy interesante aunque tampoco genera datos absolutos.

2.2.2.6. ESTACIONES DE OLOR

En el estudio de los lobos en la cordillera Cantábrica se ha utilizado el método de las estaciones de olor -aunque sin especificar el objeto concreto que perseguían- y se ha propuesto esta técnica para censar lobos en España (Llaneza 1997b). Este método usa un atractivo de olor para conducir a los animales hacia un sustrato arenoso donde marcan su huella, y asume que el número de visitas es proporcional a la densidad relativa de la especie en el medio. Linnell *et al.* (1998) revisan el método y deciden que, aunque varios estudios han encontrado que las tasas de visitas reflejan a grandes rasgos diferencias en la densidad de carnívoros, existen graves problemas para detectar

pequeños cambios en la densidad de población. Se necesitan muchas estaciones y prospecciones replicadas para tener alguna oportunidad de detectar cambios en tamaños del orden del 10 al 20% en el tamaño de la población (Difenchbach *et al.* 1994). Este problema es especialmente grave cuando estudiamos especies que viven en bajas densidades.

Sargeant *et al.* (1998), tras analizar datos sobre varias especies de carnívoros (incluyendo lobos) recogidos en Minnesota entre 1986 y 1993, han hecho la revisión más profunda de este método, concluyendo que las tendencias en las tasas de visita a largo plazo probablemente reflejan cambios reales en las poblaciones, pero la resolución temporal y espacial es muy pobre y confusa, y el bajo poder estadístico limita la utilidad de este método. Afirman que son completamente inadecuadas para carnívoros con extensas áreas de campeo, para los cuales se precisarían cientos de líneas de estaciones, lo que haría los costos inasumibles.

Aparte del estudio experimental de Sargeant *et al.* (1998), no conocemos ninguna investigación realizada fuera de España que haya usado las estaciones de olor para estimar abundancias de lobos, quizá porque la distribución contagiosa de la especie y las restricciones del método impiden obtener conclusiones válidas.

2.2.2.7. CÁMARAS TRAMPA

En los últimos años, el uso de cámaras trampa ha tenido un enorme auge en España, aunque en pocos casos se ha especificado el objetivo concreto de su utilización. Aplicando los modelos de captura-recaptura (Tellería 1986, pp. 198-240), las cámaras trampa permiten estimar el tamaño de población de especies con individuos reconocibles, ya sea por tener manchas, rayas o marcas naturales o artificiales. Por ejemplo, Karanth (1995) usa este método para estimar el número de tigres del Parque Nacional Nagarhole, en La India, y Mace *et al.* (1994), para censar una población de osos grizzly con ejemplares marcados con radiocollares visibles en las fotografías. Posteriormente, Karanth y Nichols (1998) evalúan la técnica para estimar poblaciones de tigres en La India y concluyen que no es rentable con densidades menores de 4,1 tigres/100 km². Por lo demás, el método no tiene ninguna utilidad para estimar poblaciones de lobos u osos sin ningún tipo de marca.

2.2.2.8. EL CENSO DE LOBOS EN BAJA DENSIDAD

En el sur de España, en los bordes del área de distribución y en muchas zonas de su interior, los lobos se encuentran en densidades muy pequeñas, lo que dificulta su detección. En los últimos años, se han «censado» zonas de baja densidad buscando huellas, excrementos o con sesiones de aullidos simulados, y despreciando cualquier tipo de información indirecta. Como era previsible, el resultado de utilizar estos métodos de búsqueda siempre ha sido el mismo: se ha certificado la extinción del lobo.

La detección de carnívoros en baja densidad es muy difícil, en primer lugar por una sencilla cuestión de azar, pero también porque los carnívoros territoriales en baja densidad dejan proporcionalmente menos indicios que los que viven en densidades normales o elevadas. La razón es muy simple: los lobos usan las rascaduras, los excrementos y los aullidos para advertir a los vecinos de que no traspasen los límites de su territorio. Cuando los vecinos son escasos o no existen, las áreas de campeo son desproporcionadamente grandes y el marcaje territorial es menos necesario. Se ha comprobado que las marcas (rascaduras, excrementos, orina) de lobos extraños inducen a las manadas a marcar (Peters y Mech 1975). Por el contrario, los lobos solitarios estudiados por Rothman y Mech (1979) no marcaron cuando descubrieron marcas de otros lobos ($n=14$), ni siquiera en los sitios con presas muertas ($n=14$); además, los solitarios depositaban sus excrementos fuera de los caminos con una frecuencia significativamente mayor que las parejas o los miembros de las manadas. Asimismo, las manadas pequeñas responden con menor frecuencia a los aullidos simulados que las grandes, y los lobos solitarios no responden casi nunca (Harrington y Mech 1979, 1982a).

La conclusión es que los lobos en baja densidad son proporcionalmente menos detectables por sus indicios que los que viven en densidades normales o elevadas. En estos casos, se debe recoger toda la información indirecta posible y tratar los datos con la máxima cautela. De esta forma, algunos investigadores podrán ahorrarse la vergüenza de que las poblaciones que han dado por extinguidas les “resuciten” cuando otros científicos utilizan la metodología con más sentido común.

2.3. CONSIDERACIONES FINALES. EL CENSO NACIONAL DEL LOBO

Como hemos dicho, cada vez son más los que exigen la realización de censos que obtengan números exactos de lobos. En realidad, la expectativa de un censo exacto deriva de las propiedades mágicas que suelen atribuir al método científico quienes nunca lo han utilizado. En un país donde el radioseguimiento se usa de forma excepcional y donde la nieve es efímera o falta por completo, no parece posible obtener cifras exactas de lobos.

La obsesión por las cifras exactas no es exclusiva de España: es universal cuando tratamos con animales muy populares, pues en estos casos la opinión del público no formado tiene una enorme influencia política. Eberhardt y Knight (1996) abordan este problema en relación a la popularísima población de osos grizzly de Yellowstone, y comienzan su artículo de la siguiente forma: «*Cuando nos enfrentamos con la incertidumbre de una especie, la primera cuestión que los gestores y el público plantean es ‘¿cuántos individuos hay?’ Esta pregunta parece completamente razonable, pero en general es la pregunta equivocada. Las preguntas cruciales son: ‘¿Está la población aumentando o disminuyendo?’ y ‘¿qué parámetros son responsables de la tendencia observada?’*» Karanth (1999) comienza su artículo sobre estimas poblacionales de tigres afirmando que “*existen tantos métodos para censar tigres como gente en el campo contando animales*”, y subraya la necesidad de olvidar la obsesión por contar cada ejemplar para centrarse en el problema más importante de la gestión: si la población aumenta, disminuye o se encuentra estable. Linnell *et al.* (1998) introducen su revisión sobre los métodos de censo y seguimiento de los carnívoros de una forma similar (p. 5): «*Los políticos, el público y los gestores constantemente quieren saber ‘¿cuántos lobos (o tigres o pandas, etc.) hay?’ (...) Sin embargo, como quedará claro a lo largo de esta revisión, estimar las densidades y seguir las tendencias de las poblaciones de grandes carnívoros no es fácil: ¡de hecho, es una de las tareas más difíciles que un biólogo de vida silvestre o un gestor pueden abordar! En algunos casos, no es posible obtener estimaciones más aproximadas que un orden de magnitud. En otros casos, existen métodos bastante exactos pero exigen muchísimo trabajo de campo y métodos invasivos, como radiomarcas animales (...) Antes de diseñar un programa de seguimiento para una especie concreta, debemos responder a una cuestión: ¿cuál es la finalidad o el objetivo del programa de seguimiento? Una pregunta relacionada es: ¿qué grado de exactitud y precisión necesitamos? Sin saber para qué abordamos las estimaciones y con qué objeto se va a utilizar la información, no tiene ningún sentido realizar el estudio.*»

Boitani y Ciucci (1993) revisan las estimas poblacionales de lobos en Italia concluyendo que “*las estimaciones actuales y las publicadas deben interpretarse como órdenes de magnitud de la situación de la población y sus tendencias, y no como cifras que puedan sustentar inferencias estadísticas*”, y añaden que lo importante es interpretar adecuadamente “*el significado biológico y de conservación de estas cifras*”. A pesar de que la población italiana (400-500 lobos) es muy inferior a la española y que el nivel de investigación en aquel país es más elevado que el nuestro, los autores concluyen: “*dadas las dificultades para censar poblaciones de lobos (...) parece improbable que se pueda realizar a corto plazo en Italia un censo de lobos auténtico y preciso*”. Sin embargo, consideran muy útiles las estimaciones tradicionales para conocer tendencias y obtener la información necesaria para la conservación.

Nosotros pensamos que es imposible realizar un censo exacto de lobos en España, aunque es posible obtener cifras aproximadas y diagnósticos muy válidos para orientar adecuadamente su conservación y su gestión. Para ello, más que contar lobos, necesitamos saber cómo funcionan las poblaciones, si éstas aumentan o disminuyen, qué factores determinan estos procesos y cómo podemos modificarlos. Para obtener tal información, no hay recetas de cocina ni métodos mágicos; no existen técnicas que puedan aplicarse a todo el país, pues la diversidad de medios, el nivel de conocimiento previo, la disponibilidad de fondos, de personal entrenado, de guardería de apoyo, de nieve, de estadísticas de caza o de daños al ganado, etc., etc., etc., determinarán que un método adecuado para una zona sea inviable para otra. En cualquier caso, el factor crucial es analizar los datos a la luz del conocimiento científico disponible, rechazando los mitos, la pseudociencia y las interpretaciones interesadas de uno y otro bando.

Por este motivo, el censo nacional del lobo, tal como se ha planteado en varias ocasiones -un censo simultáneo en todo el país, desarrollado por voluntarios recorriendo zonas que desconocen en busca de huellas y realizando recorridos de aullidos simulados-, sólo conseguiría unos datos nada fiables con un coste desorbitado. Los lobos no son cigüeñas, y los métodos adecuados para el censo de éstas no valen para aquéllos. Nosotros proponemos sustituir ese improbable censo nacional por una estrategia coordinada de recogida de datos en áreas clave, quizá con métodos distintos en cada lugar, pero dando absoluta prioridad a los bordes del área de distribución, pues su evolución constituye el mejor indicador de la tendencia de las poblaciones. Las sugerencias que ofrecemos a continuación deben considerarse como ideas para el debate científico, y no como recetas de cocina.

Propuestas para el debate científico

Para conocer la situación y las tendencias del lobo es necesario querer conocer la situación y las tendencias del lobo. Esta aparente perogrullada merece ser destacada, pues muchas personas relacionadas con esta especie visten simultáneamente el uniforme de científico y de ecologista, usando uno u otro de acuerdo con sus conveniencias. Muchos de los que exigen un censo nacional para acabar con la confusión existente han contribuido a crearla publicando consciente y repetidamente datos falsos. Otros han maquillado o sesgado información, y algunos de los que reconocen en privado la expansión del lobo publican artículos sugiriendo lo contrario, movidos por pretendidos motivos conservacionistas. Todos podemos tener visiones distintas de la gestión del lobo, pero a la hora de abordar estudios científicos no caben intenciones ambiguas: la búsqueda de la verdad y la máxima objetividad son cuestiones innegociables. Cualquier persona que falsee, maquille o manipule datos debería ser excluida de los círculos científicos de conservación. Del mismo modo, las campañas de información falsa deben denunciarse de inmediato ante la opinión pública.

Todos los métodos de estima y seguimiento pueden dar información útil si consideramos sus limitaciones e interpretamos los datos a la luz del conocimiento científico. Cualquier método es malo si se aplica de forma dogmática o se usa para obtener datos que respalden resultados decididos de antemano. Por tal motivo, las estimas poblacionales deben ser diseñadas e interpretadas por científicos cualificados. El debate científico resulta imposible si se mantienen las actitudes totalitarias que han envenenado el ambiente en los últimos años. La restauración del clima de mutuo respeto y crítica constructiva son indispensables para avanzar en el conocimiento del lobo.

Los métodos a emplear dependen en gran medida de la escala considerada (para una revisión, véase Smallwood y Schonewald 1998). No es lo mismo estudiar la población del Parque Nacional de Covadonga, donde apenas cabe una manada de lobos (Llaneza *et al.* 1998) que estudiar la situación en España, donde puede haber unas 300 manadas (Blanco *et al.* 1990a, 1992). Las diferencias en objetivos y recursos disponibles determinan en gran medida la metodología a seguir.

Los cambios de los límites del área de distribución nos aportarán los mejores indicios sobre la evolución de las poblaciones. No obstante, debemos considerar que, tras colonizar toda el área razonablemente adecuada (como quizás ya ha ocurrido en Galicia, Asturias y Cantabria), los lobos que intenten asentarse en zonas muy desfavorables serán eliminados de forma legal o

ilegal; estos pequeños avances y retrocesos del borde del área de distribución no tienen ningún significado ecológico.

En áreas recién recolonizadas donde los lobos están en baja densidad, es conveniente recoger estadísticas anuales sobre el número de manadas conocidas, daños al ganado y lobos muertos. La evolución de estos parámetros probablemente reflejará la evolución de las poblaciones de lobo.

En el interior del área de distribución de poblaciones continuas, sobre todo si están saturadas, los cambios poblacionales parecen muy difíciles de detectar sin usar radiomarcaje masivo. Tales variaciones quizás afectarán al tamaño de manada y al porcentaje de flotantes, lo que las haría indetectables en la práctica. Estas poblaciones interiores muestran eficacísimos mecanismos para compensar la mortalidad, y la probabilidad de que manifiesten descensos duraderos debidos a la caza o al control -tal como se suelen realizar en España- es mínima. Si las condiciones ecológicas (disponibilidad de alimento, refugio y conectividad) y socioeconómicas (conflictos con ganaderos o cazadores, aceptación por la sociedad) permanecen constantes, es previsible que también lo hagan estas poblaciones de lobos. En ellas, las variaciones en los resultados de los censos es más probable que reflejen inevitables errores de muestreo que cambios numéricos reales.

En poblaciones muy pequeñas (Sierra Morena, bordes del área de distribución), los lobos son muy difíciles de detectar. Algunos de los métodos aplicados en los últimos años parecen inadecuados para localizar los escasos individuos de estas áreas.

Para estimar el número de lobos de España, se podría usar un muestreo estratificado, intentando determinar densidades aproximadas en distintas áreas por medio de radioseguimiento o de otros métodos intensivos, extrapolando luego los resultados a zonas homogéneas. Las cifras así obtenidas darían un orden de magnitud, pero en ningún caso un número exacto de lobos.

El conocimiento sobre aspectos fundamentales de la ecología y la dinámica poblacional -que, en definitiva, nos mostrarán el funcionamiento de las poblaciones- sólo aumentará usando la radiotelemetría. Esta técnica es cara y exige una gran dedicación, pero no hay alternativas para conseguir los datos que aporta. Obviamente, ello no significa que deba ser la única técnica utilizada.

Parece conveniente evaluar métodos baratos (quizás basados en entrevistas personales o encuestas) para obtener estimas aproximadas o determinar tendencias poblacionales, valorando su fiabilidad con ayuda de otros más

precisos y caros (radioseguimiento); los métodos baratos deberían usarse para muestrear áreas muy grandes donde sea imposible aplicar técnicas más precisas.

Conviene localizar el máximo número de zonas piloto que aporten estadísticas continuas sobre daños al ganado, número de lobos muertos y otros parámetros indicativos de las tendencias poblacionales.

EL CONFLICTO SOCIAL. LAS DISTINTAS PERCEPCIONES DEL LOBO

“Los biólogos deben pedir ayuda a profesionales de otras disciplinas, como filósofos, antropólogos, sociólogos y expertos en desarrollo rural. De lo contrario, nuestras soluciones serán muy sólidas desde el punto de vista teórico, pero ingenuas desde una perspectiva social y política.”

Michael E. Soulé (1986)
“Conservation Biology and the ‘Real World’”.

3.1. EL CONFLICTO DEL LOBO: UN FENÓMENO MUNDIAL

El lobo siempre ha sido una especie problemática, pero en los últimos años los conflictos se han disparado en España generando niveles de crispación desconocidos hasta el momento. Las fricciones están presentes en ciertas zonas rurales, donde parece haberse desatado una guerra entre habitantes del campo y la ciudad. El lobo se ha convertido en carnaza informativa de algunos medios de comunicación, que rivalizan en presentar las noticias de la forma más sensacionalista posible. Uno de los principales grupos de conservación

del lobo ha debido disolverse ante la imposibilidad de sus miembros de convivir. Los insultos y las amenazas son ya habituales en los congresos sobre el lobo, y las últimas reuniones civilizadas sólo han sido posibles gracias al estricto control de sus participantes.

Cuando nos enfrentamos al conflicto social del lobo, podemos pensar que nuestros problemas son singulares, la consecuencia irrepetible de una conjunción de factores desfavorables. *“Esto sólo puede ocurrir en España”*, oímos decir con frecuencia. Sin embargo, la experiencia de otros países y la bibliografía científica nos muestran que el problema social del lobo es sorprendentemente igual en todo el mundo occidental. La escritora y realizadora británica de programas de naturaleza Liz Bomford fue una de las primeras personas que describió el conflicto social del lobo en Norteamérica a principios de la década de los 90. Bomford (1993, p. 104) relata de esta forma la polémica en Columbia Británica (Canadá).

“En Columbia Británica, donde el conflicto comenzó [en 1984], se constituyeron grupos de trabajo para dar al público la oportunidad de comentar el plan de gestión del lobo en la provincia canadiense. La idea era incorporar las sugerencias de todos los sectores de la comunidad en la estrategia provincial. Por desgracia, las opiniones estaban demasiado polarizadas. Algunos querían que todos los lobos estuvieran protegidos, mientras los cazadores del norte se quejaban de que toda la caza se extinguiría, e insistían en la necesidad de controlar a los lobos. Nadie pudo alcanzar un acuerdo sobre nada y las reuniones se estancaron. Columbia Británica [en 1993] todavía no ha alcanzado un acuerdo o publicado un plan de gestión.”

Posteriormente, la escritora británica narra el conflicto de Alaska; su descripción resultará familiar a quienes en los últimos años hayan debido enfrentarse a la gestión del lobo en ciertas áreas de nuestro país.

“Consciente de las profundas divisiones en la comunidad, el Alaska Board of Game (...) consultó a los ciudadanos en una serie de reuniones públicas (...). Se propuso un mapa que designaba seis áreas con diferentes intensidades de gestión del lobo. Aunque había sido diseñado con esmero en cooperación con expertos en lobos, proteccionistas y cazadores, el Plan de Gestión del Lobo en Alaska no agradó a nadie (...).

Acompañada por una fanfarria de publicidad engañosa en los periódicos sensacionalistas, se desató una guerra mediática entre el público. Mientras los cazadores pedían que se volviera a legalizar la caza deportiva desde el aire, los proteccionistas anunciaron que Alaska intentaba destruir su “vulnerable”

población de lobos [7.000-10.000 ejemplares] por medio de la caza aérea masiva, y lograron convencer a unas 40.000 personas de otros estados para que escribieran o telefonaran al gobernador, Walter J. Hickel, anunciándole la cancelación de sus vacaciones en Alaska. Cuando se calculó que el estado perdería unos 85 millones de dólares a causa de esta campaña, el gobernador organizó una reunión en Fairbanks en enero de 1993.

Todos estaban allí: conocidísimos expertos en lobos, cazadores de osos grizzly, fervientes proteccionistas y activistas de los derechos de los animales.

Se les dividió en nueve grupos de trabajo para discutir (una vez más) las cuestiones planteadas. Dos días más tarde, no habían logrado alcanzar un consenso...” (Bomford 1993, pp. 107-108).

Aparte del debate de Yellowstone, que hemos esbozado en la Introducción del libro, el conflicto más visible de los últimos años se ha centrado en Minnesota, el estado norteamericano donde surgieron las primeras iniciativas de conservación del lobo a finales de los 60 y donde se ha obtenido la mayor parte del conocimiento científico sobre la especie. Grooms (1999) ha descrito recientemente la evolución de las poblaciones lobunas y el conflicto de la descatalogación. En 1962 sólo había entre 350 y 700 lobos en Minnesota y unos 20 en Isle Royale, una isla del Lago Superior junto a Canadá: ésa era toda la población de los Estados Unidos (excluyendo Alaska). El plan de recuperación del lobo en Minnesota, aprobado en 1970, preveía su descatalogación cuando la población llegara a tener entre 1.250 y 1.400 ejemplares. Estas cifras se alcanzaron en 1980, y el *Fish and Wildlife Service* -dependiente del gobierno federal- pidió al estado de Minnesota que aprobara un plan de gestión antes de transferirle las competencias. El gobierno de Minnesota creyó adecuado consultar al público, para lo cual constituyó la llamada “Mesa Redonda”, formada por 34 representantes de distintos sectores sociales: devotos de los lobos, ecologistas, ganaderos, cazadores, gestores y escritores de naturaleza. Pero pasaban los años y no se alcanzaba ningún acuerdo; mientras tanto, la población de lobos del Medio Oeste no dejaba de crecer. En 1999, había ya más de 2.500 lobos en Minnesota, unos 25 en Isle Royal, 200 en Wisconsin y 190 en Michigan. Entre 1999 y los primeros meses de 2000, todas las propuestas de gestión del Departamento de Recursos Naturales de Minnesota fueron rechazadas por la legislatura. El 13 de julio de 2000, 20 años después de alcanzar los objetivos de la descatalogación, el *Fish and Wildlife Service*, en un documento de reclasificación de las distintas poblaciones de lobo en los Estados Unidos, reconoce la incapacidad del estado de Minnesota de aprobar su plan de gestión del lobo y renuncia a su intento de traspasarle las competencias y de descatalogar esta población.

La decisión del *Fish and Wildlife Service* certifica uno de los fracasos más estrepitosos para alcanzar un acuerdo entre los ciudadanos sobre la gestión del lobo y da una idea clara de la gravedad de las fricciones sociales que desata la especie. La socióloga Kimberly L. Byrd (2000) describe así el conflicto de Minnesota: “*Las actitudes hacia el lobo se han convertido en el santo y seña que separa amigos y enemigos en esta batalla cultural y económica de larga duración*”. Tras narrar las disputas que rodean al lobo en Norteamérica, Liz Bomford concluye: “*Es fácil admirar a los lobos desde lejos, desde las páginas de un libro de fotos, detrás de la cámara o de los prismáticos. Pero en los países donde los lobos son abundantes, su gestión es una pesadilla*” (Bomford 1993, p. 113).

El objeto de este capítulo es subrayar que el conflicto del lobo -lejos de ser exclusivo de España- acompaña a la especie en toda su área de distribución y, en esencia, es idéntico en todo el mundo: los daños al ganado originan las protestas de los sectores rurales, pero el control de las poblaciones provoca las iras de los ecologistas más combativos. Sin embargo, lo que hace peculiar a este conflicto, lo que convierte la gestión del lobo en una pesadilla, es el carácter simbólico de la especie, que desata tensiones ocultas en la sociedad y saca a la luz emociones larvadas que confieren al problema un elevado grado de irracionalidad.

A continuación describimos en profundidad un sondeo realizado en Cantabria sobre las actitudes hacia el lobo y el significado de la especie para distintos grupos sociales. Los resultados nos ayudan a comprender las tensiones entre el mundo rural y el urbano, generadas por la distinta percepción de la naturaleza. La visión romántica e idealizada de la población urbana, que usa el campo para el ocio y el recreo, choca con la perspectiva pragmática y utilitaria de los habitantes rurales que dependen de los recursos naturales para vivir. Este es el denominado *conflicto ontológico*, que está siempre presente en la conservación y gestión de la naturaleza. Posteriormente analizamos otros componentes del problema: el *conflicto epistemológico*, que dificulta el entendimiento entre personas que se nutren de distintas fuentes de información y usan diferentes sistemas de razonamiento; y por supuesto, la utilización por ambos bandos del componente simbólico del lobo y de su indudable gancho publicitario como instrumento de poder. Finalmente, revisamos la información disponible sobre las actitudes y los valores que definen a los grupos sociales implicados en el conflicto del lobo en el mundo: los ganaderos, los cazadores, el público urbano y los nuevos grupos radicales ultraproteccionistas. Estos últimos son los responsables de la difusión masiva de información falsa desde 1997 y han generado una enorme confusión en el público sobre la situación del lobo en nuestro país.

3.2. LA PERCEPCIÓN DEL LOBO POR DISTINTOS GRUPOS SOCIALES. EL CASO DE CANTABRIA

3.2.1. INTRODUCCIÓN

“Los conflictos entre hombres y lobos son en esencia conflictos entre hombres y hombres”. Bajo esta perspectiva, los sociólogos de vida silvestre -que recientemente desarrollan una nueva especialidad científica, denominada “dimensión humana”- analizan los problemas de conservación de la naturaleza considerándolos como conflictos de intereses, de valores, de percepciones y de actitudes entre diferentes grupos sociales. Tal perspectiva nos ayuda a ver los problemas desde un punto de vista más objetivo y racional y menos emocional. En la actualidad, la mayoría de los programas de conservación o restauración de especies conflictivas tienen en cuenta la dimensión humana. Una visión general de esta disciplina se puede consultar en Kellert (1994) y Reading y Clark (1996).

Los primeros estudios sociales sobre lobos los realizó Stephen Kellert, que ha trabajado sobre todo en Minnesota y ha establecido muchas de las bases de la “dimensión humana” aplicada a la fauna (Kellert 1980, 1985a, 1985b, 1985c, 1986, 1991, 1994 y 1999). Alistair Bath ha trabajado sobre todo en el proyecto de reintroducción del lobo en Yellowstone (Bath 1989, 1991, 1992, Bath y Buchanan 1989). En los últimos años, estos estudios se han generalizado y muchos de ellos se publican en la revista americana *Wildlife Society Bulletin*.

Estos estudios han puesto de manifiesto que la antipatía hacia el lobo era un sentimiento característico de los ganaderos, las personas mayores, los habitantes rurales y los de más bajo nivel educativo. Por el contrario, las actitudes más positivas aparecían entre los jóvenes, los universitarios, los residentes urbanos y los miembros de asociaciones conservacionistas (Kellert 1985c, 1986, 1991, 1994). En los años 70, un intento de reintroducción del lobo en Michigan -en una región donde el lobo estuvo ausente durante décadas- fracasó sobre todo por la mortalidad causada por el hombre. Un sondeo posterior descubrió un sentimiento muy contrario a los predadores entre la población rural y una fuerte hostilidad hacia los programas del gobierno dictados por autoridades consideradas lejanas (Kellert 1991).

Estos estudios indican también que, al contrario de la creencia generalmente aceptada, la actitud positiva hacia una especie no está relacionada con su grado de conocimiento, de forma que los sectores favorables y los contrarios al lobo no muestran diferencias significativas en su conocimiento del animal. De hecho, la gente suele utilizar sus nuevos conocimientos para racionalizar y reforzar sus actitudes previas –sean positivas o negativas– más que para modificarlas (Kellert 1994).

Centrándonos en Europa, en Croacia se ha estudiado el cambio de actitudes de la población tras la reducción del número de lobos (Huber *et al.* 1993). Históricamente los lobos ocupaban todo el país, pero a mediados de los 90 sólo quedaba un pequeño reducto en las montañas. El estudio mostró que se había producido un cambio positivo de actitud hacia el lobo entre 1983 y 1993. Así, el porcentaje de personas que consideraba al lobo como una especie dañina bajó del 42% en 1983 al 25% en 1993. También se redujo de forma muy significativa el porcentaje de personas que expresó su deseo de exterminar al lobo y de volver a introducir recompensas por matar ejemplares. Por último, menos encuestados estaban de acuerdo en volver a introducir veneno para controlar los lobos. Los autores concluyen que la causa del cambio de actitud de la población local hacia el lobo es el menor número de animales y la consiguiente reducción de los daños.

Recientemente, la Iniciativa de Grandes Carnívoros para Europa (WWF) ha promovido un amplio estudio sobre la percepción de los grandes carnívoros en el continente –incluyendo España–, dirigido por Alistair Bath, pero el proyecto aún no ha concluido.

3.2.2. LA ACTITUD DEL PÚBLICO HACIA EL LOBO EN CANTABRIA

En 1997, realizamos un sondeo sobre la percepción del lobo por distintos sectores sociales en Cantabria. Pronto comprobamos que nuestros resultados eran casi idénticos a los de otros estudios realizados en lugares muy distintos del mundo. Con todas las reservas y matizaciones aplicables a cualquier generalización, creemos que los datos que exponemos a continuación reflejan la percepción del lobo de la mayoría de las sociedades occidentales, y pueden sernos muy útiles para comprender el componente social del conflicto del lobo en España.

Nuestro estudio tiene tres objetivos:

A) Comparar la actitud hacia el lobo de distintos grupos sociales. Las actitudes expresan afinidades o aversiones hacia objetos, seres o situaciones, y son consecuencia de los sentimientos, las formas de pensar y actuar y las interacciones con otras personas (Kellert 1980, Reading y Clark 1996). Hemos definido cinco clases de actitudes: muy positiva, positiva, neutra, negativa y muy negativa. En adelante, consideramos favorables al lobo a los entrevistados con actitud muy positiva y positiva; los hostiles son los que muestran actitud negativa y muy negativa.

Hemos comparado la actitud hacia el lobo de distintos grupos sociales considerando cuatro criterios: 1) su procedencia (urbano/ rural); 2) la profesión (los ganaderos); 3) las aficiones (los cazadores); 4) otras características (educación, edad y sexo).

B) En segundo lugar, hemos analizado los valores que atribuyen al lobo diferentes grupos sociales. Los valores expresan el significado que los objetos, seres o situaciones tienen para una persona. Los valores tienen componentes afectivos y cognitivos y determinan los juicios, las preferencias, las opciones y los comportamientos. El sistema de valores depende de la educación, las experiencias, la cultura, la adscripción a instituciones sociales, etc. En muchas ocasiones, los valores definen el grupo demográfico al que pertenece el individuo, pero –como ocurre con las actitudes– varían cuando cambia el contexto, el conocimiento, las influencias y las experiencias (Reading y Clark 1996). Las categorías de valores empleadas en este estudio las definiremos en 3.2.4.2.

C) Además, hemos estudiado: 1) la actitud de los grupos sociales de Cantabria hacia colectivos implicado en la conservación del lobo; 2) la actitud hacia el lobo en relación con otras especies de fauna de Cantabria.

3.2.3. MÉTODOS

El estudio se realizó en Cantabria en verano y otoño de 1997. El cuestionario utilizado es una adaptación del diseñado por Stephen R. Kellert para su estudio de 1985 en Minnesota (Kellert 1985a, 1986), sondeo que se ha repetido recientemente (Kellert 1999).

Hemos realizado 247 entrevistas personales, en las que el entrevistador leía las preguntas del cuestionario al entrevistado o al menos estaba presente mientras éste rellenaba el formulario. No se han realizado encuestas por correo. Hay que subrayar que no hemos diseñado este estudio para conocer la actitud general sobre el lobo en Cantabria, pues no hemos realizado un muestreo estratificado de la sociedad cántabra capaz de ofrecernos esta información. Queremos comparar los valores y la percepción del lobo de distintos grupos demográficos, con especial atención a los sectores que *a priori* suponíamos más contrarios al animal, como los ganaderos y los cazadores. Por tanto, no podemos saber qué porcentaje de la población de Cantabria está a favor o en contra del lobo, pero sí las diferencias de percepción entre distintos sectores de la población.

El estudio se ha llevado a cabo en tres zonas de Cantabria con distinta intensidad de daños:

- 1) Una zona ganadera sin lobos cercana a la costa (Ribamontán al Monte) y una zona urbana, Santander.
- 2) Valderredible, donde hay lobos que causan daños moderados.
- 3) Polaciones, donde los lobos causan daños muy elevados al ganado.

Para no entorpecer la lectura del texto, los resultados de los tests estadísticos se muestran en las tablas 3.1, 3.2 y 3.3.

3.2.4. RESULTADOS

3.2.4.1. ACTITUD HACIA EL LOBO DE LOS DISTINTOS GRUPOS SOCIALES

A) Considerando el lugar de residencia

En nuestro estudio, el lugar de residencia parece ser el factor que más determina la actitud hacia el lobo. El 71,7% de los habitantes urbanos es favorable a los lobos, mientras que el 63,7% de los rurales muestra una actitud hostil (Figura 3.1). Cuando comparamos a los entrevistados que viven en zonas sin lobo y con lobo, las diferencias son aún mayores. El 66,7% de los primeros es

favorable al lobo, pero el 75,3% de los últimos muestra una actitud hostil (Figura 3.2). En ambos casos, la significación estadística de las diferencias es muy elevada (Tabla 3.1).

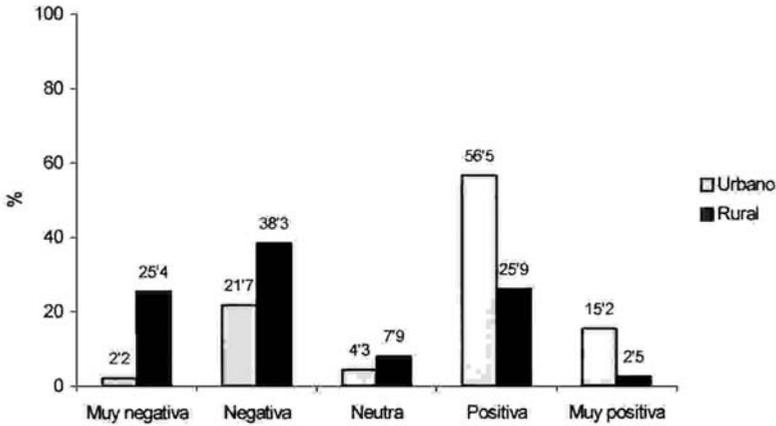


Figura 3.1. Actitud hacia el lobo de los habitantes de zonas urbanas (n= 46) frente a los de zonas rurales (n=201)

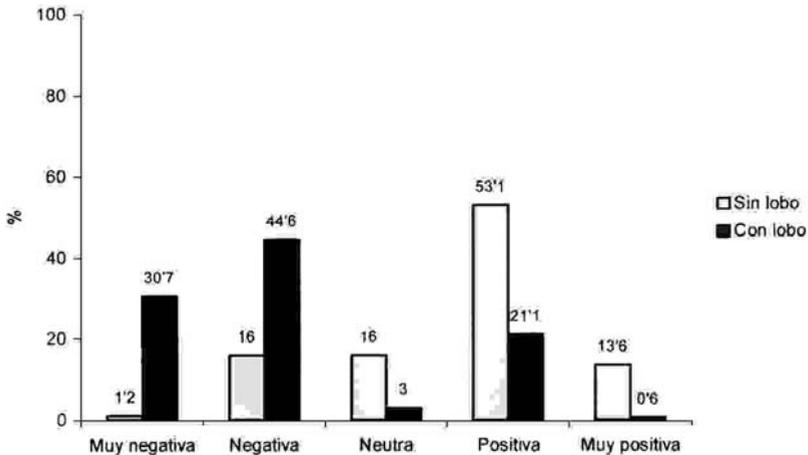


Figura 3.2. Actitud de los entrevistados que viven en zonas con lobo (n= 166) y en zonas sin lobo (n= 81)

Aunque ambas figuras son muy similares, un sector de los entrevistados muestra una diferencia sutil de opinión. Así, los habitantes de zonas rurales sin lobo son más indiferentes hacia la especie, pero los que viven en zonas rurales con lobo se declaran más decididamente en su contra.

Tabla 3.1. Resultados de los test de la G, con 4 g.l. (excepto en 3.12., con 3 g.l.)

	G(4)	p
Fig. 3.1. Urbano vs rural	37,366	0,0000
Fig. 3.2. Sin lobo vs con lobo	93,832	0,0000
Fig. 3.3. Ganaderos vs no ganaderos	61,057	0,0000
Fig. 3.4. Intensidad daños	47,691	0,0000
Fig. 3.5. G. extensivo vs g. estabulado	19,577	0,0006
Fig. 3.6. Tiempo completo vs tiempo parcial	10,936	0,03
Fig. 3.7. Ganad. Cantabria vs ganad. Castilla	21,781	0,0000
Fig. 3.8. Cazadores vs no cazadores	20,452	0,0000
Fig. 3.9. Cazadores urbanos vs caz. rurales	0,232	0,9723
Fig. 3.10. Caz. no ganaderos vs gan. no cazadores	36,130	0,0000
Fig. 3.11. Primarios vs bachiller vs superiores	84,001	0,0000
Fig. 3.12. Clases de edad	58,623	0,0000
Fig. 3.13. Hombres vs mujeres	13,21	0,01

B) Los ganaderos

Como era de esperar, los ganaderos constituyen el grupo más adverso al lobo. El 82,1% de los ganaderos entrevistados era hostil a la especie, frente al 42,9% de los no ganaderos (Figura 3.3). La significación estadística de las diferencias es muy elevada (Tabla 3.1).

Entre los ganaderos, la animadversión hacia el lobo es proporcional a la intensidad de los daños (Figura 3.4). De esta forma, el 77,1% de los ganaderos del municipio de Polaciones mostró una actitud muy negativa hacia el lobo, frente al 29% de los de Valderredible; por el contrario, ninguno de los ganaderos entrevistados en zonas sin lobo mostró esta hostilidad extrema. Las diferencias son altamente significativas (Tabla 3.1). Debemos aclarar que, en el periodo 1987-1996, entre el 28 y el 50% de los ganaderos de Polaciones sufrió daños cada año, frente al 8% de los de Valderredible (Blanco y Cortés 1997).

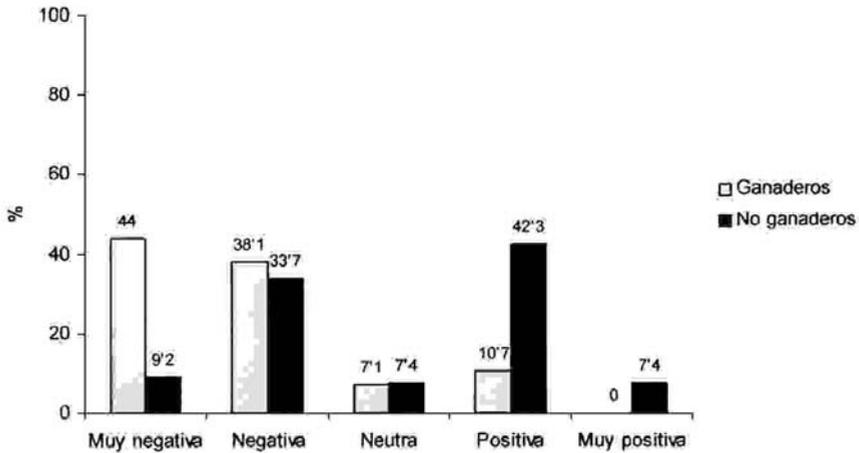


Figura 3.3. Actitud de los ganaderos (n= 84) frente a la del resto de los entrevistados (n=163)

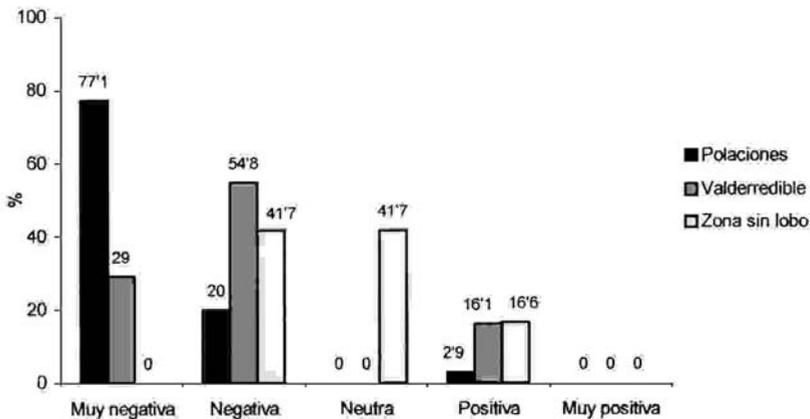


Figura 3.4. Actitud de los ganaderos hacia el lobo en tres áreas: Polaciones, con daños muy elevados (n= 35), Valderredible, con daños moderados (n=31), y zonas rurales sin lobos (n= 12)

La magnitud de las pérdidas depende del manejo del ganado, siendo el ganado extensivo el que sufre más daños por el lobo (Blanco *et al.* 1990, p. 77). El 95,4% de los propietarios de ganado extensivo se mostró hostil al lobo, frente al 60,7% de los propietarios de ganado estabulado (Figura 3.5). Asimismo, los ganaderos a tiempo completo son mucho más hostiles hacia el lobo que los ganaderos a tiempo parcial (Figura 3.6).

Los propietarios de ganado estabulado y los ganaderos a tiempo parcial muestran porcentajes relativamente elevados de respuestas indiferentes o favorables al lobo, que en ambos casos casi alcanzan al 40% de los entrevistados. En ambos casos, las diferencias entre los dos grupos considerados son significativas (Tabla 3.1). Es curioso observar que ambas gráficas son muy similares y muestran, con distinto valor numérico, la misma distribución de resultados.

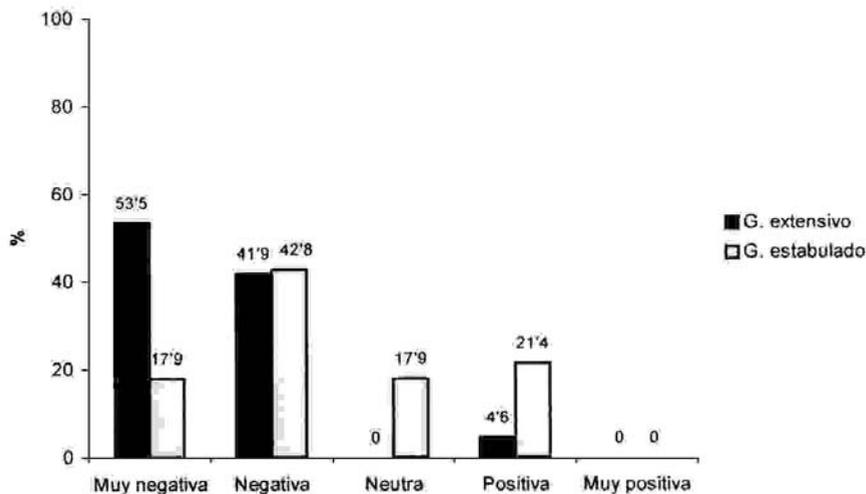


Figura 3.5. Actitud de los ganaderos con ganado extensivo (n= 43) y estabulado (n=28)

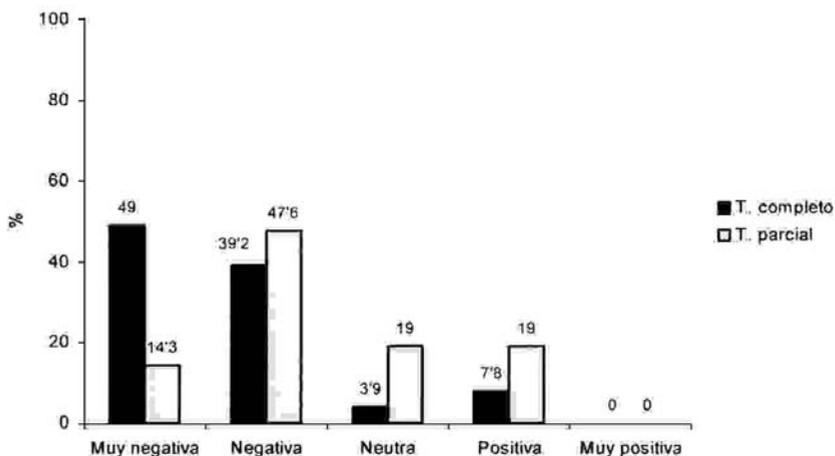


Figura 3.6. Actitud de los ganaderos dedicados a tiempo completo (n= 51) y a tiempo parcial (n= 21)

Por último, hemos comparado la actitud de los ganaderos de Cantabria con la de ganaderos castellanos con ovejas semiestabuladas; éstas salen al campo unas cinco horas diarias acompañadas de pastores y suelen dormir en naves. Por ello, los daños medios en esta zona únicamente alcanzan 30.000 pta. por lobo y año (10 veces menos que en Cantabria), y sólo el 5,4% de los pastores sufren daños cada año (Blanco y Cortés 1999). Los 114 ganaderos entrevistados en 1999 en Valladolid y Zamora vivían en los territorios de manadas con lobos radiomarcados. La Figura 3.7 muestra que los ganaderos de esta zona castellana son menos hostiles hacia el lobo que los de Cantabria, e incluso un porcentaje elevado es indiferente hacia la especie. No obstante, considerando que el lobo en esta zona es mucho más inocuo que en la montaña cantábrica, cabría esperar mayores diferencias en las actitudes de ambos grupos de ganaderos.

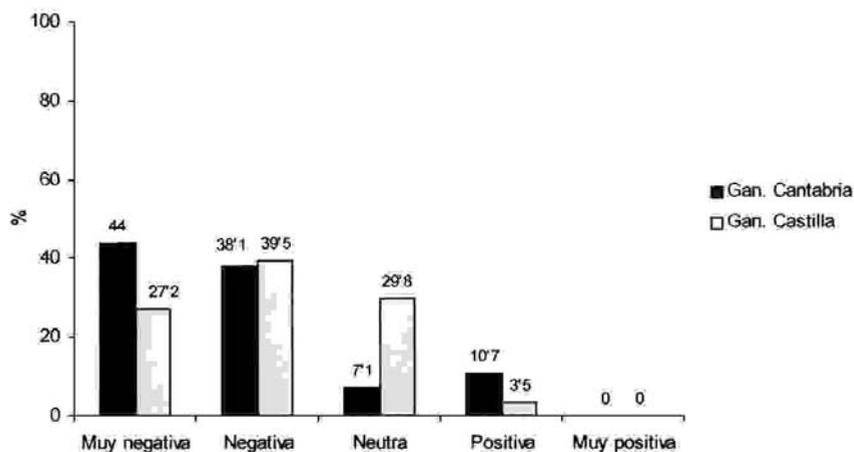


Figura 3.7. Actitud de los ganaderos de Cantabria (n= 84) y de la meseta castellana (n= 114)

C) Los cazadores

Los cazadores constituyen otro grupo de especial interés. Más de la mitad de los cazadores (62,6%) mostraron una actitud negativa hacia el lobo, pero un porcentaje importante se declaró a favor (31,1%). En cualquier caso, el grupo de los cazadores mostró una actitud más desfavorable que el de “no cazadores” (Figura 3.8), siendo las diferencias estadísticamente significativas (Tabla 3.1).

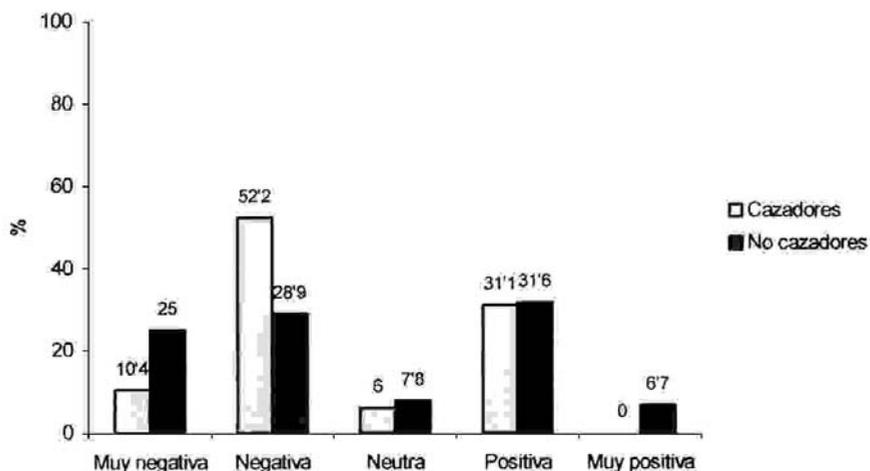


Figura 3.8. Actitud de los cazadores (n=67) y los no cazadores hacia el lobo (n=180)

La distribución de frecuencias de la Figura 3.8 –con dos grupos diferenciados de cazadores, uno moderadamente negativo y otro moderadamente positivo- nos hace sospechar que en los resultados pueden influir otros factores no considerados, por lo que hemos comparado la actitud de los cazadores urbanos y los rurales; los resultados son casi idénticos, y las diferencias están muy lejos de ser estadísticamente significativas (Tabla 3.1), lo que sugiere que la opinión de los cazadores apenas está influida por su lugar de residencia.

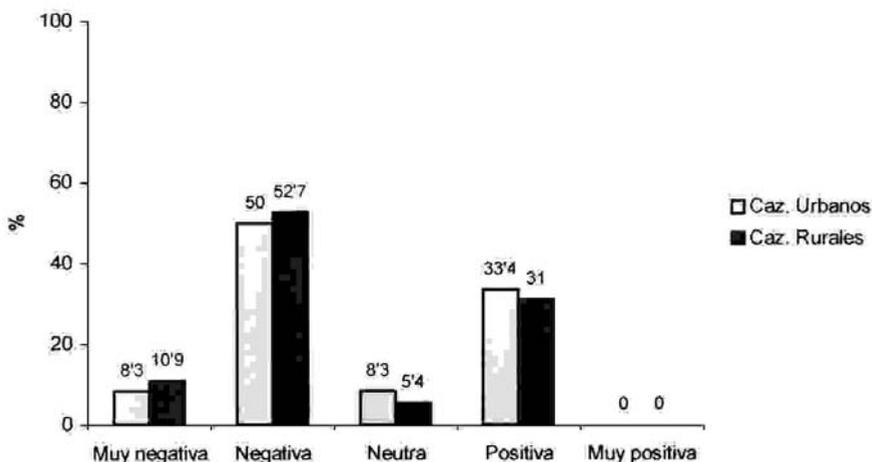


Figura 3.9. Actitudes de cazadores urbanos (n= 12) y rurales (n= 55) hacia el lobo

En el medio rural, muchos ganaderos son también cazadores, lo que puede confundir nuestros resultados. Por ello, hemos comparado la actitud de los cazadores no ganaderos con la de los ganaderos no cazadores (Figura 3.10). Al excluir a los cazadores ganaderos, el porcentaje de cazadores favorables al lobo aumenta y se evidencian las diferencias entre ambos grupos. Cerca de la mitad de los cazadores se muestra hostil al lobo (frente al 81,6% de los ganaderos) en tanto que la otra mitad se declara positiva o neutra.

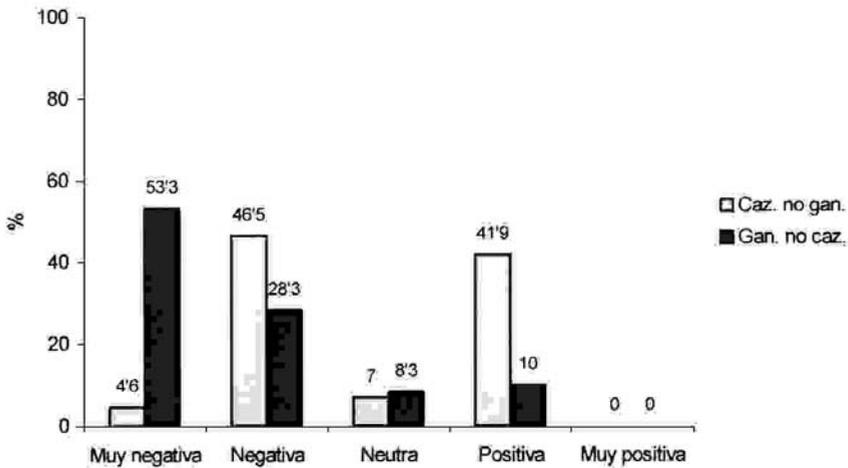


Figura 3.10. Actitud de los cazadores no ganaderos (n= 43) y de los ganaderos no cazadores (n=60)

D) Otros grupos sociales

Varios autores encuentran diferencias en la actitud hacia la fauna derivadas de la educación, la edad o el sexo de los entrevistados (Kellert 1994). En nuestro estudio se repiten los patrones encontrados en otras partes del mundo. Así, la actitud favorable hacia los lobos es proporcional al **nivel educativo** de los entrevistados (Figura 3.11). El 80,9% de los universitarios fueron favorables al lobo mientras que el 72,6% de los entrevistados con estudios primarios se mostraron hostiles. Los bachilleres manifestaron actitudes más divididas, pero el 55,3% era favorable a los lobos. Las diferencias entre los tres grupos son altamente significativas (Tabla 3.1).

En la actitud hacia los lobos influye también la **edad**. En la Figura 3.12 se aprecia cómo el número de entrevistados con actitud muy negativa es

proporcional a la edad, al contrario de los que muestran actitud favorable (positiva y muy positiva). Las diferencias son muy significativas (Tabla 3.1).

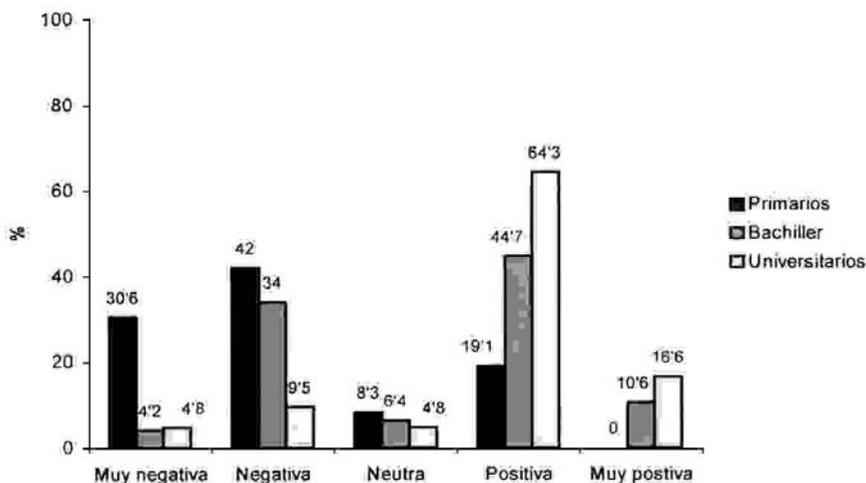


Figura 3.11. Actitud hacia el lobo atendiendo al nivel educativo. Estudios primarios (n= 157), medios (n= 47) y universitarios (n= 42)

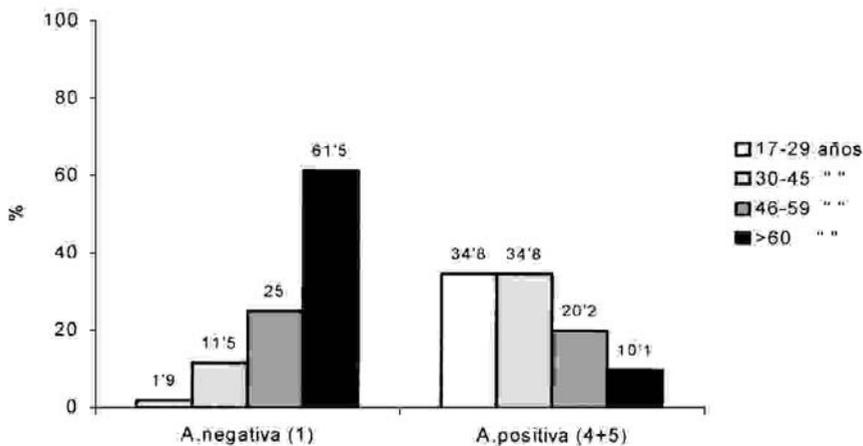


Figura 3.12. Proporción de cada clase de edad con actitud muy negativa y favorable (positiva y muy positiva) a los lobos. Tamaños muestrales de 46, 70, 56 y 74 para cada categoría de edad

Respecto al **sexo** de los entrevistados, las mujeres muestran una actitud ligeramente más favorable hacia los lobos que los hombres (Figura 3.13), siendo las diferencias estadísticamente significativas (Tabla 3.1). Más adelante veremos que este patrón se repite en la mayoría de los sondeos de este tipo.

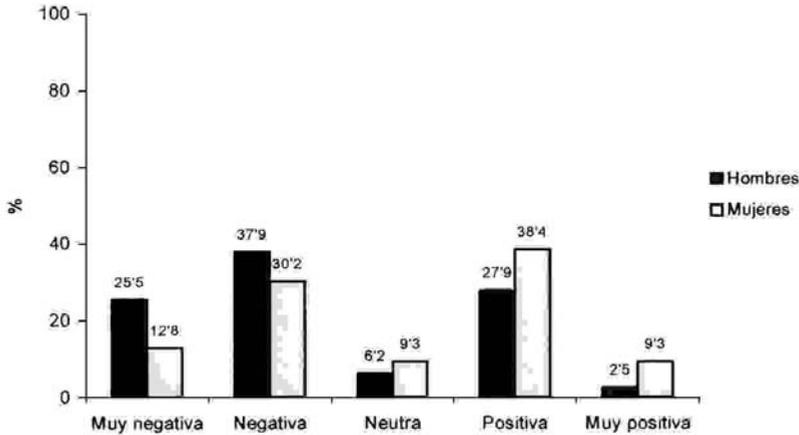


Figura 3.13. Actitud de los hombres (n= 161) y las mujeres (n= 86) hacia el lobo

3.2.4.2. EL SIGNIFICADO DEL LOBO PARA DISTINTOS GRUPOS SOCIALES

¿Es el lobo un animal diabólico, ávido de sangre, que mata por placer muchas más ovejas de las que puede comer? ¿O se trata de una especie injustamente perseguida y acosada, víctima inocente de la ferocidad humana? Tales perspectivas representan visiones extremas del lobo propias de grupos sociales distintos, que se diferencian en el lugar de origen, la forma de ganarse la vida, las aficiones, la edad, el nivel educativo, etc.

Los valores que las especies silvestres representan para distintos grupos sociales se han dividido en varias categorías, definidas por Kellert (1980) y Steinhoff (1980); (véanse también Kellert 1994 y Reading y Clark 1996, p. 315). En nuestro estudio, hemos analizado las diferencias de apreciación por distintos grupos sociales de los siguientes valores del lobo:

- Valor simbólico: el lobo como representación de los espacios salvajes, remotos, sin contaminar.

- Valor estético: como símbolo de belleza natural.
- Valor ético: relativo al derecho de los animales a vivir aunque sean perjudiciales.
- Valor recreativo: su presencia en el campo y su contemplación provocan deleite en los excursionistas.
- Valor cinegético: como especie de caza.
- Valor utilitario: como fuente de recursos económicos.
- Valor científico: como fuente de estímulo intelectual a través de la investigación.

Hemos comparado la valoración que hacen de los lobos dos grupos sociales: 1) los que se mostraron favorables hacia la especie (los entrevistados con actitud “muy positiva” y “positiva”); 2) los hostiles al lobo (con actitud “negativa” y “muy negativa”). Excluimos del análisis a los que mostraron una actitud neutra.

Para cada categoría, los entrevistados debían elegir entre dos alternativas, que discriminan a los que aprecian o rechazan determinado valor. Por ejemplo, para el valor cinegético las opciones eran las siguientes:

- a) *“Pienso que cazar un lobo es un gran desafío y una experiencia apasionante para un cazador”*
- b) *“No comprendo el placer que siente un cazador cuando le dispara a un lobo en el campo”.*

Los resultados del análisis muestran enormes diferencias entre los dos grupos considerados. La mayoría de los integrantes del sector favorable al lobo (n= 90), mostró su aprecio por los valores simbólico (90,0% de los entrevistados), ético (83,3%), científico (81,1%), estético (80,0%) y recreativo (56,7%). Sin embargo, rechazaron los valores cinegético y utilitario, que sólo fueron seleccionados por el 26,7% y el 8,9% de los entrevistados (Figura 3.14a).

Por el contrario, los miembros del sector hostil al lobo (n= 139) prefieren los valores utilitario (68,3%) y cinegético (64,0%) de la especie. Sólo una minoría considera los valores simbólico (36,7%), recreativo (27,3%), estético (20,1%), científico (14,4%) y ético (12,2%) (Figura 3.14b).

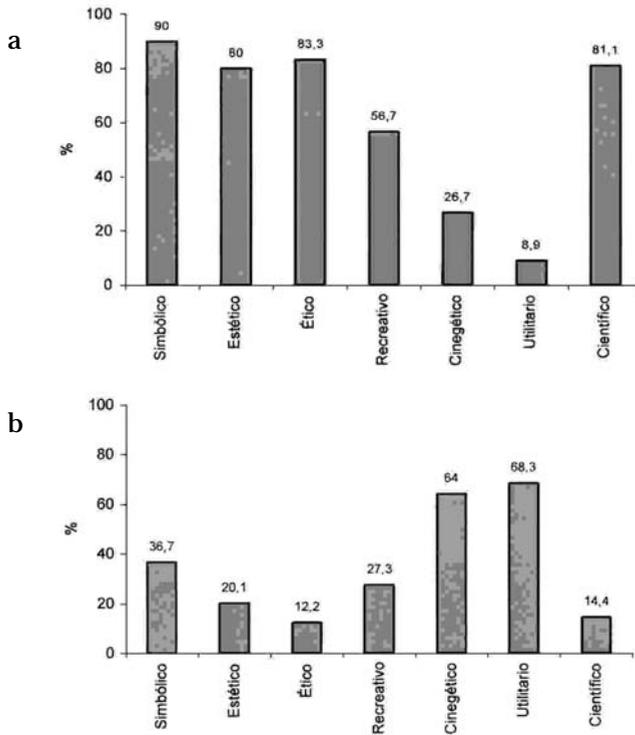


Figura 3.14. Valores que dominan entre los entrevistados con actitud a) favorable (n= 90) y b) hostil (n= 139) hacia el lobo

En todos los casos, las diferencias entre los dos grupos demográficos son altamente significativas (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Valor estadístico de las diferencias en la percepción del lobo por las personas favorables y hostiles a la especie: test de la G con 1 g.l.

	G(1)	p
Valor simbólico	63,585	0,0000
Valor estético	79,565	0,0000
Valor ético	114,911	0,0000
Valor recreativo	19,777	0,0000
Valor cinegético	30,508	0,0000
Valor utilitario	78,034	0,0000
Valor científico	100,836	0,0000

Estos resultados muestran que la percepción del lobo por los dos grupos considerados no sólo es diferente; en realidad, es opuesta. Estas asombrosas diferencias muestran claramente el elevado potencial de conflicto social que presenta el lobo.

3.2.4.3. ACTITUD HACIA COLECTIVOS IMPLICADOS EN LA CONSERVACIÓN DEL LOBO Y HACIA OTRAS ESPECIES

A) Colectivos implicados en la conservación del lobo

En este apartado analizamos la actitud que tienen hacia los ecologistas, los gestores y los científicos los entrevistados favorables (con actitud “muy positiva” y “positiva”) y hostiles (con actitud “negativa” y “muy negativa”) al lobo (Figura 3.15).

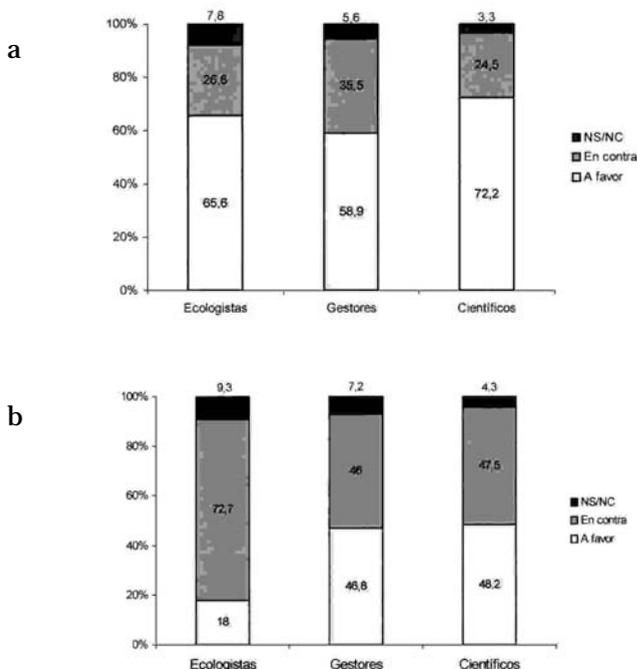


Figura 3.15. Opinión hacia los ecologistas, gestores y científicos de los individuos con actitud a) favorable (n= 90) y b) hostil (n= 139) al lobo

Como cabía esperar, el sector favorable al lobo muestra actitudes más positivas hacia los colectivos implicados en su conservación, y valora positivamente, en orden descendente, a científicos, ecologistas y gestores; el sector hostil al lobo muestra una actitud muy equilibrada hacia científicos y gestores, y rechaza a los ecologistas.

Las diferencias son estadísticamente significativas en cuatro casos: en el sector hostil al lobo, 1) entre ecologistas y científicos; 2) entre ecologistas y gestores. Entre los sectores favorables y hostiles al lobo, 3) en la percepción de los ecologistas y 4) de los científicos. En los restantes casos, las diferencias no son estadísticamente significativas (Tabla 3.3).

Por último, al sumar el número total de entrevistados contrarios a cada grupo, los mejor parados son los científicos -97 personas de 229 (42,3%) mostraron hacia ellos actitud negativa- y los peor parados los ecologistas, con 141 entrevistados (62,1%) en su contra.

Tabla 3.3. Resultados de los test de la G y significación estadística (p) de las diferencias en las actitudes hacia los colectivos implicados en la conservación del lobo. En a) y b) 2 g.l.; en c) 1 g.l.

a) Favorables al lobo

	Ecologistas		Gestores	
	$G_{(2)}$	p	$G_{(2)}$	p
Gestores	1,798	0,4071	---	---
Científicos	1,977	0,3721	3,572	0,1676

b) Hostiles al lobo:

	Ecologistas		Gestores	
	$G_{(2)}$	p	$G_{(2)}$	p
Gestores	26,46	0,0000	---	---
Científicos	29,088	0,0000	1,061	0,5883

c) Favorables vs. hostiles:

	$G_{(1)}$	p
Ecologistas	55,029	0,0000
Gestores	3,216	0,0729
Científicos	13,148	0,0014

B) Actitud hacia el lobo en relación con otras especies

Este último apartado explora la valoración del lobo en relación con otras 8 especies de fauna de Cantabria (cigüeña, rebeco, corzo, ciervo, jabalí, oso, zorro y lobo) y otro animal más (la ballena) que simboliza la lucha por la conservación de la naturaleza. Los entrevistados debían puntuar a cada animal del 1 al 5, en una escala inversamente proporcional a su aceptación:

1. Muy a favor.
2. A favor.
3. Indiferente.
4. En contra.
5. Muy en contra.

Cuando analizamos la opinión de los 247 entrevistados juntos, el animal con más aceptación (es decir, con puntuación más baja) es la cigüeña, mientras que el lobo es el peor valorado (Figura 3.16). La respuesta media de los entrevistados coloca al lobo entre las categorías “Indiferente” y “En contra” (puntuación 3,37). El zorro también se sitúa en la categoría 3, de indiferencia, seguido del jabalí. A continuación se encuentra el oso, que se sitúa cerca del 2 (A favor) y luego los ungulados silvestres y la ballena, a medio camino entre las dos categorías de mayor aceptación. Debemos recordar de nuevo que nuestra muestra general está sesgada hacia los ganaderos y cazadores, por lo que no representa necesariamente la opinión del habitante medio de Cantabria. La figura 3.16. tiene sólo un valor comparativo.

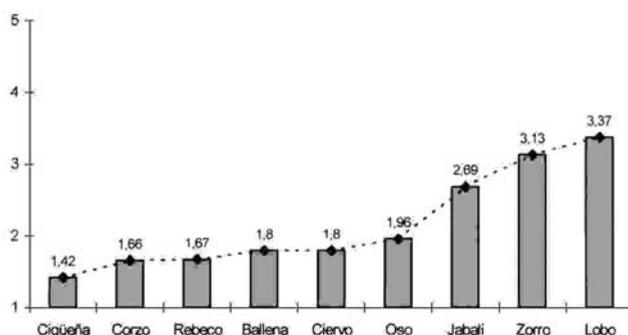


Figura 3.16. Actitud hacia el lobo y hacia otras especies del conjunto de los entrevistados (n= 247)

Los **ganaderos** muestran una aversión marcada hacia el lobo, colocándolo por encima del valor 4. El zorro y el jabalí ocupan el segundo y tercer puestos en cuanto a rechazo. Las restantes especies mantienen aproximadamente las mismas posiciones que en otros análisis, si bien su actitud hacia todas las especies de fauna es más negativa que la de los otros colectivos estudiados (Figura 3.17).

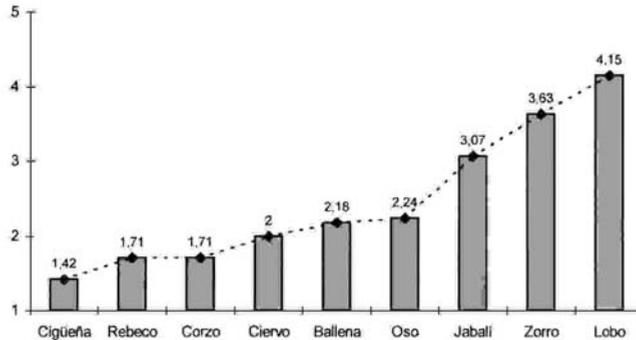


Figura 3.17. Actitud de los ganaderos (n= 84) hacia el lobo en relación con otras especies

Los **cazadores** sitúan al lobo y al zorro en los últimos lugares, en la parte negativa de la escala, pero otorgan a los restantes animales una puntuación bastante positiva; cabe destacar que los cazadores dan al jabalí la puntuación más positiva de todos los grupos demográficos considerados (Figura 3.18).

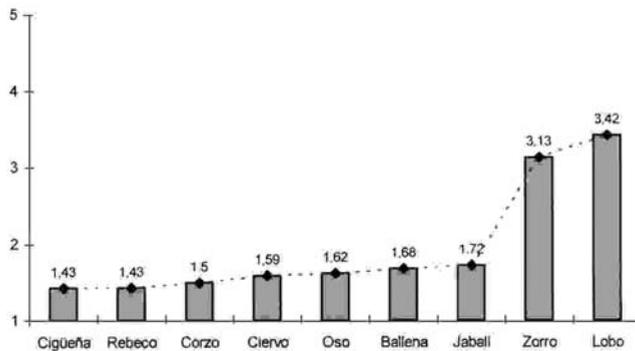


Figura 3.18. Actitud de los cazadores (n= 67) hacia el lobo en relación con otras especies

Los habitantes **urbanos** colocan a los animales simbólicos (oso, cigüeña y ballena) en los lugares más favorables de la lista, reservando los últimos puestos para el lobo y el jabalí. El grupo urbano es el único que otorga a todos los animales una puntuación favorable (menor de 3) (Figura 3.19).

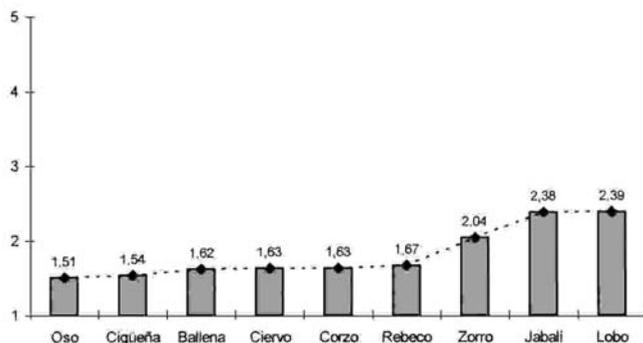


Figura 3.19. Actitud de los habitantes urbanos (n= 46) hacia el lobo en relación con otras especies

Por último, la valoración de las **mujeres** hacia la fauna es muy similar a la obtenida en el análisis general, pero en esta ocasión el jabalí es la especie peor considerada (Figura 3.20).

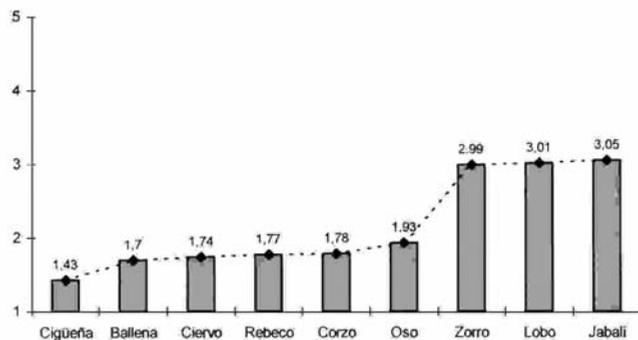


Figura 3.20. Actitud de las mujeres (n= 86) hacia el lobo en relación con otras especies

Comparando el valor medio asignado por cada colectivo a los nueve animales considerados (la puntuación 1 representa la máxima simpatía y 5 el máximo rechazo), observamos que los habitantes urbanos muestran la actitud

más favorable hacia la fauna (con un valor medio de 1,82 puntos por especie), seguidos por los cazadores (1,95), las mujeres (2,15), la muestra general (2,17) y los ganaderos (2,46).

En resumen, vemos que el lobo en Cantabria recibe un juicio desfavorable por todos los grupos de población, sólo superado o igualado por el jabalí en el caso de las mujeres o los ciudadanos urbanos. Las especies preferidas en este sondeo son admiradas por su valor estético (la cigüeña), su valor cinegético (corzo, ciervo, rebeco) o su valor simbólico (cigüeña, oso, ballena). Por el contrario, las menos apreciadas son consideradas habitualmente como animales poco atractivos (jabalí) o perjudiciales para los cultivos, la caza o el ganado (jabalí, zorro, lobo). Ignoramos si estos patrones pueden generalizarse a otros lugares de España o constituyen una característica particular del área o de la muestra seleccionada.

3.2.5. DISCUSIÓN

Nuestro estudio en Cantabria muestra dos grupos sociales diferenciados por su actitud hacia el lobo. El sector negativo suele estar formado por habitantes rurales y de zonas con lobos, mientras que el sector positivo lo constituyen en general habitantes urbanos de áreas sin lobos. Concretando más, la máxima hostilidad hacia el lobo proviene del grupo social formado por varones mayores de 60 años, con estudios primarios, habitantes de un área rural con lobos, ganaderos a tiempo completo de ganado extensivo en una zona con elevados daños. El retrato robot de un amante de los lobos corresponde a una mujer joven, con estudios universitarios, procedente de una zona urbana sin lobos y no dedicada a la ganadería.

El análisis de valores muestra que entre los partidarios del lobo, su imagen evoca el salvajismo y la belleza de la naturaleza. La mayoría de estas personas expresaron el deseo de escuchar el aullido del lobo como símbolo de la pureza de la naturaleza. También dudan del derecho del hombre a matar animales por el hecho de ser perjudiciales, y consideran al lobo como elemento indispensable del equilibrio natural. Por el contrario, los que se declaran en contra del depredador, aprecian sobre todo su valor como pieza de caza y consideran que su opinión mejoraría si los lobos reportaran algún beneficio económico.

Asimismo, hemos encontrado diferencias de actitud hacia el lobo en relación con la edad, el sexo y el nivel educativo de los entrevistados. El mayor afecto por la especie lo profesan los jóvenes, las mujeres y los que tienen mayor nivel educativo.

En este sentido, los resultados de Cantabria concuerdan casi exactamente con los obtenidos en Norteamérica por otros investigadores, y hacen sospechar que serán similares en otras partes de España y quizá del mundo occidental. A este respecto, es especialmente reveladora la revisión de Kellert (1994), que discute tres patrones demográficos generales en los valores y en las actitudes del público hacia la fauna. En primer lugar, la gente con gran dependencia de la tierra y de los recursos naturales –en general, los que residen en el medio rural y/o son propietarios de la tierra- tienden a expresar de manera muy marcada los valores utilitario y de dominio, y de forma muy débil los valores y actitudes moralistas y humanísticas hacia la naturaleza, al contrario de lo que ocurre con la gente que no necesita la naturaleza para subsistir, en general, los habitantes urbanos. En segundo lugar, existen patrones demográficos asociados al estatus socioeconómico: la gente con mayor nivel de educación e ingresos más elevados tienden a mostrar mayores valores ecologistas y naturalistas, sugiriendo un gran interés en las actividades recreativas al aire libre y un apoyo a la conservación de la fauna. Finalmente, existen otros factores demográficos –especialmente la edad y el sexo- que muestran patrones característicos: los más jóvenes y las mujeres tienen más probabilidades de manifestar altos valores moralistas y humanistas en su relación con la fauna, y tienden a demostrar un gran afecto por los individuos animales, oponiéndose en mayor medida a los usos directos y de consumo.

Estos resultados nos ayudan a comprender algunos de los grandes problemas relacionados con el lobo en España que están más relacionados con aspectos simbólicos y conflictos de valores que con la conservación de las poblaciones en sentido estricto.

Por ejemplo, los responsables de la Reserva Nacional de Caza de la sierra de la Culebra (Zamora) permitieron a los ayuntamientos de la zona subastar tres lobos como trofeo y aprovechar este recurso económico. Los responsables de la Reserva pretendían mejorar la imagen del lobo en el mundo rural fomentando su valor cinegético y económico. Probablemente han conseguido su objetivo, pero a costa de ganarse la animadversión del sector ecologista que rechaza la caza o el aprovechamiento utilitario de la naturaleza; estos últimos aborrecen que los lobos sean abatidos por cazadores adinerados pero ven con buenos ojos el control de esos mismos lobos por los guardas. Estamos sin duda ante una guerra de símbolos más que ante un problema real de conservación.

Asimismo, el conflicto existente en el Parque Nacional de los Picos de Europa –recolonizado por el lobo en los últimos años- está exacerbado por el enfrentamiento cultural del sector antilobo más radical (propietarios rurales de ganado extensivo) con el sector prolobo más extremo (visitantes de los parques nacionales); el pago de generosas subvenciones e indemnizaciones a los ganaderos o la evidencia de que un control científico del lobo no amenaza la conservación de sus poblaciones no logra convencer a unos ni a otros, pues la percepción simbólica del conflicto suele imponerse a la racionalidad.

Las dos percepciones opuestas del lobo, basadas en un sistema de valores distintos, genera el denominado “*conflicto ontológico*”, que ha sido estudiado por los biólogos y sociólogos citados en este capítulo y del que hablaremos en el siguiente apartado.

3.3. ANÁLISIS DEL CONFLICTO

3.3.1. LOS ELEMENTOS DEL CONFLICTO

En 1998, el Departamento de Recursos Naturales de Minnesota realizó una serie de “Reuniones Públicas de Información” sobre la gestión del lobo en el estado, que congregaron a 3.275 ciudadanos. Kimberly Byrd (2000), del Programa de Biología de la Conservación de la Universidad de Minnesota, ha analizado estas reuniones, concluyendo que “*cuando la gente habla de lobos, saca a relucir tensiones esenciales en la sociedad contemporánea*”. Byrd considera al lobo como un “*indicador social*” y reconoce tres elementos fundamentales en el conflicto: el conflicto ontológico, o de valores; el conflicto epistemológico, o de sistemas de conocimiento; y el conflicto como instrumento de poder.

La aproximación de Byrd ayuda enormemente a comprender el problema de gestión del lobo pero también otros muchos conflictos de conservación en España y en el resto del mundo occidental. La comprensión de estos conceptos parece esencial, pues el ámbito cultural y social donde se desarrolla la conservación de la naturaleza es al menos tan importante como las características ecológicas de las especies o espacios que pretendemos conservar.

A) El conflicto ontológico o de valores

Las dos percepciones opuestas del lobo, basadas en un sistema de valores distinto, generan el denominado *conflicto ontológico* o *conflicto de valores*, al que hemos aludido en el apartado anterior de este capítulo. El conflicto ontológico constituye el principal problema de gestión del lobo, ya que cualquier medida que satisfaga a un sector probablemente resultará inaceptable para el otro. No obstante, los especialistas reconocen que una gestión adecuada permite en la mayoría de los casos conciliar razonablemente las expectativas de ambos sectores. Mech (1995a) sostiene que la mejor forma de gestionar al lobo es mediante una zonificación, es decir, la división de su área de presencia en parcelas con distintas intensidades de gestión en función de los daños al ganado y de otras características naturales y sociales del área. Esta propuesta suele ser rechazada por los sectores más extremos de ambos bandos: los que no están dispuestos a tolerar que muera ningún lobo y quienes se niegan a consentir que quede algún lobo vivo. En general, la radicalización de un sector lleva inevitablemente a la radicalización del otro, generando un clima de enfrentamiento que hace imposible cualquier acuerdo. Para mitigar este conflicto, las principales organizaciones de conservación científica del lobo recomiendan a sus miembros intentar comprender los puntos de vista de la otra parte y evitar las posturas radicales.

B) El conflicto epistemológico: la Torre de Babel

La epistemología es el tratado de las fuentes de conocimiento. El conflicto epistemológico es el que enfrenta a quienes usan el conocimiento científico y el razonamiento lógico con los que utilizan la percepción emocional, los mitos, la pseudociencia o la ausencia de cualquier conocimiento.

Cada grupo social –ya sea el de ganaderos, cazadores, naturalistas aficionados o ecologistas- tiene su propia verdad sobre el lobo, construida con la información que tienen a su alcance y se ajusta a sus intereses. Además, muchas personas no aceptan que el método científico es el menos malo para aproximarse al conocimiento de la realidad, y prefieren sus propios sistemas de razonamiento. En tales circunstancias, los distintos grupos sociales acaban hablando idiomas diferentes, y las reuniones donde coinciden diferentes sectores se convierten en una auténtica Torre de Babel. Pero, mientras el conflicto ontológico divide a los defensores del lobo y a sus oponentes, el

conflicto epistemológico suele enfrentar a dos grupos distintos del primer sector: el conservacionismo científico y el ecologismo emocional.

Cierto zoólogo definió al lobo como “*el animal con mayor capacidad para generar mitos*”. Sin duda, es una definición afortunada de la especie. Hasta la década de los 70, la mitología representaba al lobo como un ser maligno, un dechado de perversiones que le asemejaban al demonio. Recientemente, como bien ha explicado Mech (1995a), al mito del lobo feroz se le ha enfrentado el del lobo injustamente perseguido (véase apartado 3.3.2.B) y la especie aparece como un ser noble que atesora toda clase de virtudes, por inverosímiles que resulten en un animal. Ambas mitologías ofrecen imágenes antropomórficas del lobo, totalmente opuestas entre sí, pero muy alejadas de las características de un animal silvestre tal como lo entendemos los zoólogos.

Uno de los mitos surgidos recientemente en España es que apenas tenemos información sobre el lobo. Sin embargo, en los últimos 30 años, el conocimiento científico de la especie ha aumentado de forma espectacular. Desde 1967, sólo en Alaska, Canadá y Minnesota se han marcado miles de lobos con radiotransmisores; las recopilaciones bibliográficas de las tres últimas décadas revelan la existencia de unas 2.000 publicaciones en revistas científicas, además de un par de decenas de libros que aportan cuantiosa información general. El lobo es –quizá después del zorro (*V. vulpes*)– el carnívoro mejor conocido del mundo. No obstante, prácticamente toda esta información está escrita en inglés, en un estilo indigerible para el gran público y los artículos se encuentran dispersos en centenares de volúmenes de revistas científicas disponibles –con suerte– sólo en tres o cuatro bibliotecas españolas. En la práctica, la información científica apenas llega al gran público.

Por tales motivos, los mitos se extienden con mayor rapidez que el conocimiento científico. Constantemente se habla del lobo en los periódicos y otros medios de comunicación, donde el sensacionalismo, las exageraciones y la confusión constituyen la tónica general. En España se han publicado también unos pocos libros de divulgación general sobre la especie, pero casi todos ellos han sido escritos por naturalistas aficionados, que no han conseguido sino consolidar viejos mitos y crear algunos nuevos. Es más, la información científica que se produce en España es casi de inmediato simplificada, desvirtuada o malinterpretada al pasar a los medios de comunicación o al transmitirse de boca en boca entre los aficionados.

En nuestro país existe más información sobre el lobo que sobre la mayoría de los restantes carnívoros ibéricos. Lo que ocurre es que la comadreja o la

garduña, por ejemplo, no llevan asociados los mitos que enturbian el conocimiento científico del lobo. Además, como estos pequeños mustélidos carecen de gancho comercial, tampoco congregan a decenas de grupos dedicados a su salvación y enzarzados en una carrera publicitaria que les exige generar cada vez más noticias –reales o inventadas– para aparecer en los periódicos con mayor frecuencia que los grupos rivales.

En nuestra opinión, no existe una polémica científica sobre la situación del lobo en España. Existe un conflicto entre el conocimiento científico y los mitos y la pseudociencia que acompañan al lobo en todo el mundo. Byrd (2000), refiriéndose al conflicto en Minnesota, afirma: *“Los debates sobre el lobo también aportan una perspectiva sobre cómo intenta la gente definir sus sistemas de conocimiento. Por ejemplo, la validez de fuentes particulares de conocimiento (experimental, científico, emocional, etc) se puso en duda continuamente en las Reuniones Públicas de Información. Aunque muchas de las reuniones querían basarse en la ciencia y en la lógica para resolver el problema del lobo, en muy pocas se alcanzó un acuerdo sobre la realidad o la supremacía de la verdad científica. Para desarrollar soluciones viables para la gestión del lobo, es esencial comprender las discrepancias sobre la autoridad científica y sobre la interpretación de los descubrimientos científicos”*.

El conflicto epistemológico es cada vez más frecuente en temas de fauna silvestre. Cuanto más especializado y complejo sea el estudio científico de la fauna, más profundo será el abismo que separa a los profesionales de los aficionados. La enorme dificultad para divulgar conceptos complejos en términos comprensibles para el gran público deja abonado el terreno a las pseudociencias, que –en palabras de Carl Sagan (1997)– constituyen *“un hogar a medio camino entre la antigua religión y la nueva ciencia”*. El astrónomo y divulgador norteamericano dedicó su último libro (*“El mundo y sus demonios”*) a desenmascarar las pseudociencias, que avanzan a un ritmo imparable en el mundo occidental: *“Pero la superstición y la pseudociencia no dejan de interponerse en el camino para proporcionarnos respuestas fáciles, evitar el escrutinio escéptico, apelar a nuestros temores y devaluar la experiencia.”*

C) El conflicto como instrumento de poder

A causa de los daños al ganado y por encarnar símbolos opuestos para grupos sociales diferentes, los lobos desatan fortísimas emociones. Quienes aprendan a manipular tales pasiones en beneficio propio pueden obtener importantes cuotas de poder.

Dondequiera que surja un conflicto aparecerá alguien dispuesto a obtener un provecho de él. En el conflicto político del País Vasco se habla con frecuencia de los “*empresarios de la crispación*” para denominar a quienes promueven interesadamente el enfrentamiento social. El conflicto del lobo no es una excepción a esta regla, y en todos los lugares del mundo el debate sobre su gestión se utiliza como instrumento de poder. Byrd (2000), al analizar el conflicto del lobo en Minnesota, escribe: “*Estas polémicas sobre las relaciones hombre/naturaleza y las disputas sobre los sistemas de conocimiento se combinan para definir las bases del poder humano en el drama social que rodea a los lobos. De esta forma, la gente usa a los lobos para ayudar a crear y para expresar su identidad social, y para situar esta identidad en su contexto. La lucha de clases, el enfrentamiento urbano/rural y los debates sobre el control local aparecen mientras la gente intenta consolidar sus posiciones u ocupar otras nuevas en las estructuras de poder de la sociedad*”.

Mario Sáenz de Buruaga (1999a, 1999b, 2000), un biólogo que lleva años lidiando con el complejo conflicto del lobo en el País Vasco, ha bosquejado en su sección de la antigua revista BIOLOGICA algunos de los retratos más perspicaces de los grupos sociales que manipulan en su propio provecho los sentimientos del público hacia la naturaleza. En “*Ni santos ni inocentes*”, delata a los sectores rurales que se declaran permanentemente perjudicados por la política de conservación de la naturaleza para exprimir al máximo la ubre de las subvenciones e indemnizaciones. En el caso del lobo, no podemos restar importancia al problema de los daños, pero tampoco debemos olvidar los abusos de ciertos ganaderos que han aprendido a utilizar el victimismo como arma emocional para chantajear al resto de la sociedad. En ciertas regiones, algunos ganaderos se declaran incapaces de suscribir un seguro para el ganado mientras cobran jugosas primas en concepto de subvenciones. En el Parque Nacional de los Picos de Europa, se afirma que los conflictos del lobo se disparan de forma cíclica en épocas pre-electorales, cuando los candidatos los airean con fines propagandísticos.

En “*Intrusos pero sobre todo jetas*” el autor critica a los ecologistas sin estudios que utilizan el chantaje para obtener dinero de las administraciones; y en “*Gran Hermano Lobo*” denuncia la demagogia y la agresividad del principal promotor del movimiento radical de protección del lobo en España (véase apartado 3.3.2.B).

El conflicto del lobo que vivimos desde 1997 no existiría como tal si no se hubiera alimentado y utilizado como instrumento de poder. Cada vez con más frecuencia los promotores de conflictos son naturalistas aficionados que no

pueden competir en el mercado profesional y han aprendido a alentar el enfrentamiento entre grupos sociales y a utilizar el mito de la extinción de lobo en los medios de comunicación para presionar a políticos, a funcionarios y a otros conservacionistas. Su objetivo último es forzar a las administraciones a negociar con ellos y conseguir de este modo los fondos y la influencia que jamás les reportarán sus méritos profesionales.

Algunos de los promotores del conflicto muestran una habilidad prodigiosa para resucitar viejas afrentas e inventar nuevos agravios que alienten la guerra social. Rizando el rizo en el arte de sembrar cizaña, un grupo ultraproteccionista ha soliviantado al tiempo a los ecologistas y a los ganaderos de su zona contra la Administración. A los primeros les convenció de la existencia de una campaña de exterminio del lobo, y a los segundos les persuadió de que la Administración les humilla al no pagarles indemnizaciones; en un gesto insólito, los ultraproteccionistas llegaron incluso a encabezar una manifestación de protesta de los ganaderos. En muchas ocasiones, los promotores del conflicto intentan presentar ante la prensa como una cruzada ética y moral lo que no es sino una vulgar operación de chantaje.

A quienes utilizan el conflicto para obtener notoriedad y poder, la resolución de los problemas les condena al anonimato y les arrebató su principal utensilio de coacción. Por tal motivo, estas personas predicarán la necesidad de alcanzar consensos y resolver desacuerdos, pero harán lo posible para evitar que esto ocurra: el fin de los conflictos implica el fin de su poder.

Como ha apuntado Mech (1995a), la prensa suele dar al público una visión exagerada de los conflictos del lobo, al tiempo que posibilita campañas como la descrita arriba. El uso del lobo como carnaza informativa es habitual en muchos periódicos locales. Además, en temas de medio ambiente, apenas existen filtros que comprueben la veracidad de las noticias o la objetividad de los comunicados de prensa emitidos desde ambos bandos. En palabras de Sáenz de Buruaga (2000), "*calumniar e insultar es gratis*". Por tal motivo, los medios de comunicación son utilizados cada vez con más frecuencia por grupos de presión que han usurpado el lenguaje del movimiento conservacionista para crear un estado de opinión favorable a sus intereses personales. En especial, los medios de comunicación son cada vez más utilizados por aficionados sin formación o profesionales insolentes para desacreditar a colegas que les hacen sombra. Montarle a alguien una campaña de calumnias en nombre de la conservación del lobo es mucho más sencillo que hacer una carrera universitaria y ganar credibilidad en círculos especializados.

Alimentar los conflictos sociales como herramienta de poder puede resultar muy rentable para sus promotores, pero es nefasto para la conservación del lobo a largo plazo. Está demostrado que la prosperidad de las poblaciones de lobo depende en último término del respaldo y la tolerancia de la sociedad hacia la especie (Mech 1995a, Fritts y Carbyn 1995, Fuller 1995), respaldo que disminuye cuando aumentan los problemas. Si tener lobos implica tener grandes conflictos, la sociedad optará por no tener lobos. Por tal motivo, la mejor estrategia de conservación del lobo consiste en reducir al mínimo la problemática, aunque ello exija el control del lobo en ciertas áreas (Bangs *et al.* 1995, Mech 1995a).

En los últimos meses, en algunas provincias donde el lobo ha reaparecido recientemente, se están formando agrupaciones informales de ecologistas y periodistas de medio ambiente unidos por el compromiso de desdramatizar los conflictos del lobo en su recolonización, evitar el alarmismo, sosegar ánimos y rehuir la tentación fácil de alimentar los problemas con fines publicitarios. Estas posturas llenas de madurez constituyen el mejor respaldo a la conservación y la recuperación del lobo en nuestro país.

3.3.2. LOS PROTAGONISTAS DEL CONFLICTO

Como hemos repetido a lo largo de este capítulo, el conflicto del lobo es asombrosamente similar en distintos países del mundo. En realidad, parece el mismo drama representado en toda el área de distribución del lobo por actores locales. Los protagonistas del conflicto se pueden clasificar en dos bandos: los que están en contra y los que se manifiestan a favor de lobo. A continuación describimos algunas generalidades sobre las actitudes y los valores de los grupos sociales implicados en la conservación del lobo, que pueden ayudarnos a comprender mejor el conflicto y preverlo en las nuevas áreas de expansión de la especie.

A) El sector antilobo

1. Los ganaderos

Como es lógico, los ganaderos constituyen el grupo social más hostil al lobo en todo el mundo y el que presenta una visión más utilitaria y menos

romántica de la naturaleza. En los alrededores del Parque Nacional de Yellowstone, la actitud desfavorable de los ganaderos hacia la reintroducción del lobo apenas cambió después de ofrecerles indemnizaciones, la eliminación de animales problemáticos o la reclusión de los lobos a zonas despobladas (Bath 1992). En nuestro estudio de Cantabria, la hostilidad de los ganaderos hacia el lobo es proporcional a la magnitud de los daños que sufren. De esta forma, los ganaderos que viven en zonas con elevados daños, los propietarios de ganado extensivo –mucho más vulnerable al lobo– y los ganaderos a tiempo completo son los que muestran peor actitud hacia el lobo; por el contrario, los ganaderos de la meseta castellana –que padecen daños muy inferiores a los de la cordillera Cantábrica– son menos negativos hacia la especie, aunque nunca llegan a ser favorables.

Si en las próximas décadas el lobo continúa su expansión en España, debemos esperar los máximos conflictos en zonas de montaña, donde el ganado suele pastar sin protección de pastores. En el caso de las ovejas en régimen extensivo, los conflictos son enormes, como ocurre en el País Vasco o en ciertas áreas de la cordillera Cantábrica próximas a la costa: los lobos y las ovejas sueltas son difícilmente compatibles. También debemos esperar graves problemas en las zonas donde hay ganado selecto no estabulado, como ocurre con el ganado bravo de las dehesas zamoranas y salmantinas. La recuperación del lobo en las dehesas castellanas, extremeñas o andaluzas puede chocar con la presencia de este tipo de ganado.

Aunque no existen fórmulas definitivas para proteger el ganado del lobo, se pueden obtener éxitos parciales estudiando la eficacia de los perros guardianes y de otros métodos preventivos –como el uso de barreras psicológicas (Musiani *et al.* 2000)–, y mejorando la política de seguros, indemnizaciones y subvenciones. En cualquier caso, es necesario divulgar el dinero que la sociedad gasta en respaldar a los ganaderos, subrayando que dicho esfuerzo es posible gracias a la existencia de un porcentaje elevado de ciudadanos que ha decidido hacer compatible la conservación de la naturaleza con el apoyo a la ganadería.

2. Los cazadores

No podemos incluir a los cazadores en el grupo demográfico hostil al lobo sin hacer importantes matizaciones. En nuestro sondeo en Cantabria –donde el lobo es una especie cinegética– hemos visto que las actitudes de los cazadores muestran una distribución bimodal, con dos grupos mayoritarios,

uno ligeramente hostil al lobo y otro ligeramente favorable. Las actitudes neutras y las extremas son minoritarias. Como hemos visto, la procedencia rural o urbana de los cazadores no parece haber influido en estos resultados. Se trata de un resultado chocante, difícil de interpretar, en el que no descartamos el efecto del pequeño tamaño de nuestra muestra. Es posible que un sector de cazadores rechace al lobo por considerarle responsable de la reducción de otras especies cinegéticas, mientras que el otro grupo lo valore como especie de caza. De 58 cazadores entrevistados, el 56,9% consideró que “*Los lobos están exterminando a los corzos y los jabalíes, por lo que sería bueno reducir el número de lobos para tener más caza*”; un porcentaje algo inferior, el 43,1%, se decantó por la otra opción que ofrecía la entrevista: “*La presencia de lobos no es obstáculo para que haya otros animales de caza, como liebres, corzos o rebecos*”.

En cualquier caso, las posturas contradictorias de los cazadores hacia el lobo han sido descritas en los estudios realizados en Norteamérica, donde este grupo se manifiesta decididamente a favor del cánido en numerosas ocasiones. Kellert (1985a, 1986) comprueba que los cazadores de Minnesota –donde el lobo está protegido– muestran una actitud más favorable hacia la especie incluso que los habitantes urbanos del estado. En otro estudio realizado sobre más de 3.000 ciudadanos de los Estados Unidos, incluyendo Alaska, el mismo autor señala que los cazadores deportivos constituían –después de los miembros de organizaciones de conservación de fauna y de los científicos– el grupo social que más apoyaba a los predadores (lobo y coyote), muy por delante del público general o del sector de anticazadores (Kellert 1985c). En Michigan –estado recolonizado de forma natural por el lobo a partir de los 80– los cazadores de ciervos de cola blanca (*Odocoileus virginianus*) mostraron los máximos sentimientos humanistas, naturalistas y ecologistas y los mínimos valores negativos y utilitarios hacia el lobo de los cinco grupos demográficos estudiados (residentes de la Península Superior e Inferior, cazadores, tramperos y ganaderos) (Kellert 1991). El esfuerzo de conservación de los cazadores hacia la fauna también ha sido apuntado en otros estudios realizados en Canadá (Filion *et al.* 1994). En nuestro sondeo de Cantabria los cazadores son el grupo social con más simpatía hacia la fauna después de los habitantes urbanos, aunque el lobo –situado ya en la parte negativa de la escala– es la especie menos apreciada.

Parece obvio que ninguna campaña de sensibilización podría cambiar la actitud negativa de los ganaderos hacia el lobo, pero sí es posible convertir a los cazadores en un grupo favorable a la especie o al menos no decididamente hostil. Debemos resaltar que muchos enamorados del lobo muestran una

gran simpatía hacia los ganaderos y un enorme rechazo hacia los cazadores, cuando estos últimos manifiestan actitudes mucho más conservacionistas que los primeros. Quizá, la idea de matar por placer desagrada a un amplio sector de la sociedad, lo que explica estos sentimientos anticazadores. También es posible que la animadversión que muchos cazadores manifiestan hacia el lobo -incluso donde éste es especie cinegética- no haga sino encubrir el resentimiento que muchos experimentan hacia el rechazo de los conservacionistas (Blanco 1996), pero no tenemos datos que permitan respaldar o desestimar esta suposición.

3. Los propietarios de fincas

Los lobos se han extinguido en los Montes de Toledo y probablemente en Extremadura, y están al borde de la extinción en Sierra Morena. Estas poblaciones viven en grandes fincas privadas dedicadas a la caza mayor. Kellert (1994) señala que los propietarios del terreno constituyen un grupo demográfico que tiende a expresar de manera muy marcada los valores utilitario y de dominio hacia la naturaleza, y de forma muy débil los valores moralistas y humanistas. Asimismo, los estudios realizados con motivo de la reintroducción del lobo en Yellowstone o del turón de patas negras (*Mustela nigripes*) en Wyoming y Montana descubrieron que los propietarios manifestaban temor y hostilidad hacia las especies catalogadas en la Ley de Especies En Peligro de Extinción americana, sobre todo por el miedo -real o percibido- a las restricciones en el uso de la propiedad o al cambio en su modo de vida que podrían conllevar los programas de conservación (Bath y Buchanan 1989, Bath 1991, en el caso del lobo; Reading y Kellert 1993, en el del turón de patas negras).

Del mismo modo, algunos especialistas sospechan que los propietarios de fincas de Sierra Morena rechazan la presencia del lobo -y quizá también de otras especies protegidas- más por el temor a las restricciones en el uso de las fincas y a la violación de su intimidad que suponen los trabajos de investigación y las medidas de protección que por los perjuicios directos que tales especies les puedan causar (J. Muñoz-Cobo com. pers.). En este sentido, la peor pesadilla de algunos propietarios es que su finca se declare espacio protegido o se convierta en centro de actividad de científicos y ecologistas. Por el contrario, éste es el sueño de muchos conservacionistas. La dificultad de conciliar las aspiraciones de ambos bandos, obteniendo así un respaldo más amplio para la conservación del lobo, refleja la esencia del conflicto de la conservación de la naturaleza.

B) El sector prolobo

1. El público urbano

Mech (1995a) ha descrito la evolución de las poblaciones de lobo en el mundo, desde la persecución que redujo las poblaciones a sus niveles mínimos en la década de los 60 o los 70, hasta la fase posterior de recuperación que vivimos en la actualidad. Este proceso es común a la mayoría de los países del mundo occidental (Norteamérica y Europa). De acuerdo con la reciente revisión de Route y Ayslworth (1999), el lobo se encuentra estable o en expansión en 34 (83%) de los 41 países del mundo con información suficiente; en Europa, se mantiene estable o aumenta en 22 (88%) de los 25 países con datos (Boitani 2000).

Este fenómeno mundial ha sido posible gracias al proceso de urbanización que han experimentado los países occidentales en las últimas décadas, entendido como el aumento de la importancia de las ciudades en relación con el campo. Por ejemplo, en España, el sector agrario empleaba en 1970 al 28,9% de la población activa; en 1995, sólo al 8,9% (Puyol 1997). Dicha urbanización ha generado los cambios económicos, culturales, sociales y ecológicos necesarios para permitir la recuperación del lobo. Tales transformaciones incluyen una intensificación de la agricultura y la ganadería, la pérdida de importancia económica y demográfica del sector primario en beneficio de la industria y los servicios, el despoblamiento rural, la aparición de la cultura del ocio y la mejora de las comunicaciones, que acercan la naturaleza a los habitantes urbanos y la convierten en un lugar de recreo. Entre los cambios naturales más importantes, destacan la regeneración de la vegetación natural y el aumento espectacular de los ungulados silvestres. Desde una perspectiva cultural, la nueva sociedad urbana impone su visión romántica e idealizada de la fauna silvestre, en detrimento de la perspectiva pragmática y utilitaria de los habitantes rurales que dependen de los recursos naturales para vivir (Kellert 1994), lo que se ha denominado la “*revolución ambiental*”. De este modo, la sociedad se hace mucho más tolerante hacia el lobo, cuya capacidad reproductora y de adaptación le permiten recuperar parte del terreno perdido tras siglos de persecución.

Mech (1995a) señala algunos hitos en la historia de la conservación de la especie, como la publicación en *National Geographic* en 1963 del primer artículo con fotos de lobos de Isle Royal, el primer simposium sobre la especie en 1967, la formación del Grupo de Especialistas del Lobo de la UICN en 1973 -que dicho autor preside en la actualidad-, el descubrimiento del radioseguimiento en 1963

y su utilización desde avionetas en 1967, la protección del lobo en los Estados Unidos (excepto Alaska) en 1974, el primer estudio europeo dirigido por Boitani iniciado a finales de los 70 y la implicación del WWF en la recuperación del lobo en nuestro continente. Como consecuencia, a mediados de los 80, el 75% de los habitantes de Minnesota ya eran favorables al lobo (Kellert 1986), y la misma evolución se produce en otros países del mundo, aunque carecemos de estadísticas que la ilustren.

En España, a finales de los 60, aparece en las pantallas de nuestros recién estrenados televisores la figura providencial de Félix Rodríguez de la Fuente, que inicia una campaña a favor del lobo que embelesó a muchos ciudadanos, entre los que nos encontramos los autores de este libro. En 1971, el lobo deja legalmente de ser considerado como alimaña –perseguido en cualquier época y con cualquier método- para ser especie cinegética, con un periodo de veda y métodos de captura regulados, al menos en teoría; en 1983 se prohíbe definitivamente el veneno en España, aunque su uso ilegal resurgirá con fuerza a mediados de los 90. Durante los 70 y 80, WWF-Adena –la principal asociación conservacionista del país en su momento- desarrolla campañas a favor del lobo. En nuestro sondeo de 1997 en Cantabria –una provincia con elevados daños a la ganadería-, el 81,8% de los habitantes urbanos elige la opción más positiva en nuestra entrevista (“*Aunque los lobos coman ganado, creo que es posible encontrar soluciones para que lobos y ganaderos puedan convivir en la misma zona*”), denotando una clara voluntad de conservar a la especie.

En 1992 se crea el Grupo Lobo de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), que en principio reúne a la mayoría de los aficionados que trabajan con el cánido. Pero, con el tiempo, la convivencia de los conservacionistas en su seno se hace imposible. Los conflictos son tan graves e irresolubles que la directiva de dicha asociación propone al fin su disolución, que es aceptada por la mayoría de los miembros del Grupo. Ha llegado a España el movimiento ultraproteccionista del lobo, un fenómeno social que surgió en América y que genera en el ámbito de conservación de la especie niveles de crispación y agresividad hasta ahora desconocidos. Mech (1995a) presenta el conflicto de la siguiente forma: “*Sin embargo, la inevitabilidad del control del lobo introduce un elemento nuevo y complejo en la ecuación que gobierna su futuro en todas las áreas del mundo excepto en las más remotas: el proteccionismo del lobo. Las mismas actitudes culturales que permitieron su recuperación alientan también un grado extremo de proteccionismo.*”

2. El movimiento radical ultraproteccionista

El 6 de octubre de 1998, el científico Luigi Boitani presentaba en Eslovaquia el Plan de Acción del Lobo, preparado por el Grupo de Grandes Carnívoros -dependiente del WWF europeo- y adoptado por el Consejo de Europa. Durante su intervención, un joven se levantó del público y leyó una soflama contra el Plan de Acción, contra el mismo Boitani y contra otros científicos europeos y americanos, contra el WWF y contra la UICN, acusándolos a todos de estar vendidos a los intereses de los *lobbies* de cazadores.

Algunos de los asistentes a la reunión se quedaron estupefactos, pues Boitani, catedrático de la Universidad de Roma, ha sido uno de los zoólogos más influyentes en la conservación del lobo en Europa desde 1970. Para otros asistentes, este incidente era sólo uno más de los que se vienen produciendo en los últimos años en América y ciertos países europeos como consecuencia de la aparición de un movimiento radical de protección del lobo caracterizado por su extremada agresividad hacia científicos y hacia otros conservacionistas.

Tradicionalmente, los especialistas en la conservación del lobo se han dividido en proteccionistas y partidarios del control; este debate -aunque siempre teñido de emociones- se ha centrado en el ámbito de la zoología. Sin embargo, el nuevo movimiento radical pertenece más al campo de la mitología, y en esto se diferencia claramente del proteccionismo tradicional. Más que una opción de gestión de una especie silvestre, el nuevo movimiento es como una religión, con sus dogmas inamovibles, sus dioses y sus demonios y su particular guerra santa contra los herejes. La intolerancia y la agresividad son sus rasgos definitorios, y la racionalidad es un pecado abominable.

El movimiento radical surgió en Minnesota y posteriormente se ha extendido por otras zonas de Norteamérica y Europa; sus características han sido descritas por Mech (1995a) en su artículo titulado "*El reto y la oportunidad de recuperar las poblaciones de lobos*", y posteriormente por Grooms (1999). Recordemos que David Mech es el presidente del Grupo de Especialistas del Lobo de la UICN, y Steven Grooms es el autor de "*Return of the wolf*", el libro oficial sobre el lobo de la *National Wildlife Federation*, una de las mayores ONGs norteamericanas de conservación de la naturaleza.

Una característica fundamental del nuevo movimiento es la mitificación del lobo, que pierde sus atributos de animal para personificar un dechado de virtudes, simbolizar la naturaleza acosada y convertirse -en palabras de Boitani (2000)- en "*víctima inocente de la ferocidad humana*". Mech (1995a, p. 271) describe lo que él mismo denomina como "*proceso de deificación del*

lobo” de la siguiente manera: “Probablemente por la afinidad del lobo con el perro (*Canis lupus familiaris*) y ciertamente porque la especie ha sido tan perseguida durante la historia, se ha desarrollado una nueva mitología sobre el lobo: el lobo maligno ha sido reemplazado por el lobo injustamente perseguido”. Grooms (1999, p. 133), cuando habla de la Mesa Redonda (véase apartado 3.1) afirma: “Para los devotos del lobo [que integran la Mesa Redonda de Minnesota], éste es un animal simbólico, martirizado a través de la historia, amenazado por el odio en la actualidad y con una necesidad desesperada de ser defendido. Su compromiso emocional con tales posiciones hizo la negociación política casi imposible”. Y añade (p. 135): “En el universo entero de la gestión de la naturaleza, las dos palabras más intolerables son ‘matar lobos’”.

El movimiento radical tiene matices anticientíficos, anticapitalistas y anticazadores. En Minnesota, los integrantes de este movimiento ponen por primera vez en duda los estudios de los científicos, desconfían de sus datos, atacan su credibilidad y les acusan de estar vendidos a los lobbies de cazadores. Grooms (1999, p. 132) lo describe de esta manera: “Para complicar las cosas, varios grupos ecologistas y de defensa del lobo recelan del Departamento de Recursos Naturales (DRN) de Minnesota y del Servicio de Pesca y Vida Silvestre federal. Antes de que se anunciaran los resultados del último censo de lobos [en 1998], ellos proclamaron que no iban a aceptarlos, prefiriendo creer que existen menos lobos y que están en una situación más comprometida de lo que el DRN, los gestores federales y los biólogos imparciales creen.”

En las páginas de Internet, los grupos más radicales de Minnesota manifiestan así su opinión: “Los estudios pasados han dependido ampliamente de estimaciones, extrapolaciones y ‘opiniones’ del DRN, realizadas con el único objetivo de justificar la caza deportiva o el trampeo en Minnesota”. Y atacan la credibilidad de su enemigo más odiado: “La mayoría de la información se ha extrapolado de los estudios de Dave Mech (...) que han sido financiados por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre y el Servicio Forestal de los Estados Unidos.” Estas organizaciones piden estudios “independientes” antes de acometer ningún plan de gestión del lobo en Minnesota.

Como vemos, los promotores del movimiento radical español han seguido al pie de la letra las líneas marcadas por sus homólogos americanos, exigiendo censos de lobos realizados por “científicos independientes” y difamando y acosando a cualquiera que no acate el dogma de la extinción del lobo en nuestro país. Cuando en 1999 la Junta de Castilla y León anunció la preparación de un sondeo regional del lobo, el grupo que lidera este movimiento en

España anunció en los periódicos que nunca aceptaría sus resultados, publicó las cifras multimillonarias que –según ellos– hemos cobrado por “vendernos” los biólogos encargados de realizarlo e inició una nueva campaña de calumnias (¡otra más!) contra nosotros. Al igual que ciertas marcas de cigarrillos, el fanatismo también puede tener genuino sabor americano.

Otra característica común en este movimiento es la difusión masiva de propaganda falsa. En verano de 1998, varios periódicos españoles publicaron datos muy detallados de un censo atribuido al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) que demostraba la disminución del lobo en España en los últimos 10 años (Figura 3.21); tal descenso oscilaba entre en el 25% y el 50%, dependiendo de las provincias. Como reveló Blanco (1998), dicho censo nunca se había realizado; los datos eran completamente falsos. En el mismo año, un grupo europeo denunció al estado español ante el Consejo de Europa usando fotografías manipuladas que pretendían demostrar la existencia de cacerías ilegales de lobos. No cabe duda de que la difusión masiva de información falsa por los integrantes de este movimiento es la causa principal de la confusión sobre la situación del lobo en España.

ago, 30 de agosto de 1998

ZAMORA

La Opinión - El Correo /13

ESPECIE A PROTEGER O DEPREDADOR A DESTRUIR

Ecologistas y ganaderos, contra Medio Ambiente

de la pág. anterior)
 polémica sobre la conservación del lobo en la provincia Zamora enfrenta desde hace años a ecologistas y ganaderos. Los partidarios de esta especie se declararon protegidos, mientras que los lobos abogan por la caza. No obstante, estos dos grupos coinciden en la hora de pedir al Consejo de Medio Ambiente que pague los daños causados por los cánidos en todo el territorio provincial. Zamora la Junta sólo paga los daños que cause el lobo en los campos de caza de la Sierra de Culebra y las Lagunas de Silla. En estas zonas existe la paradoja de que los parajes protegidos no tienen líneas marcadas por los municipios de los

cinégeticos, ni tampoco para los ganaderos y los ecologistas. Los cazadores aseguran que no sacan ningún beneficio de esta especie que no es de ningún colectivo y si patrimonio de toda la sociedad. Para cazar un ejemplar salvaje es preciso contar con un permiso especial de la Administración o pagar una fuerte cantidad de dinero (más de 300.000 pesetas) si se quiere hacer en la reserva de la Sierra de Culebra.
Pérdidas
 Según datos de ecologistas y ganaderos, las pérdidas que ocasiona anualmente esta especie en toda la provincia no superan los seis millones de pesetas, una cantidad mínima si se compara con la mayoría de las partidas que maneja la Consejería de Medio Ambiente.



Figura 3.21. Desde 1997 se ha generalizado la difusión de información falsa sobre el lobo. En verano de 1998 se utilizaron varios periódicos nacionales y locales para publicar los resultados de un censo ficticio que pretendía demostrar la reducción del lobo en el norte de España. En la figura, datos publicados en un periódico de Zamora (30-8-98)

Por último, el rasgo más notable de este nuevo movimiento es su extraordinaria agresividad, que se manifiesta en el acoso obsesivo a administraciones y a científicos especializados en la conservación del lobo. Mech (1995a, p. 275) afirma: “*Quienes nos hemos dedicado profesionalmente a la recuperación del lobo hemos sido tradicionalmente ultrajados por colectivos antilobo. Ahora somos satanizados por muchos amantes del lobo, que nos presentan como los principales enemigos de la especie porque reconocemos que a menudo necesitan ser controlados*”. Y añade: “*Algunos devotos del lobo recurren al terrorismo y a la información falsa. Este fanatismo intimida a los funcionarios públicos que de otra forma podrían estar bien dispuestos hacia la recuperación del lobo, quienes acaban frenando tales programas*”. En Europa, estos grupos radicales surgieron en la segunda mitad de los 90, varios años después que los americanos, pero han mostrado un odio obsesivo hacia organizaciones científicas de conservación –como el WWF y la UICN- y los investigadores que colaboran con ellas.

En España, el movimiento radical surge súbitamente en 1997, y el acoso a administraciones, a científicos y a conservacionistas constituye también su rasgo esencial. Como ocurre en otros países, se trata esencialmente de un movimiento de ecologistas contra ecologistas, mucho más preocupado en atacar las posturas “heterodoxas” de otros conservacionistas que en luchar contra posiciones anticonservacionistas. Con frecuencia, ha utilizado la extraordinaria agresividad de sus miembros como instrumento de chantaje para intentar conseguir contratos de administraciones o para denigrar a profesionales rivales. Como ocurre en otros movimientos sectarios, la ideología no hace sino maquillar la búsqueda de dinero y poder.

En los países donde estos movimientos radicales están asentados, la conflictividad alcanza límites insostenibles y la gestión del lobo se hace mucho más compleja de lo que ya era de por sí. Como señala Mech (1995a, p. 275), uno de sus efectos más negativos consiste en intensificar la hostilidad hacia el lobo de los ganaderos y de otros sectores tradicionalmente negativos a la especie: el fanatismo prolobo genera fanatismo antilobo. Esta polarización extrema de actitudes puede desembocar en el medio rural en una auténtica “guerra religiosa” entre partidarios y detractores del lobo. En tales circunstancias, tener lobos deja de ser un privilegio y se convierte en una auténtica pesadilla, no tanto por los daños al ganado sino por la conflictividad social que acompaña a la especie.

Mech (1995a, p. 276) termina su artículo aconsejando que “*la mejor forma de impulsar la recuperación del lobo es promover la educación sobre los conceptos*

científicos de su gestión, de tal forma que una parte significativa de la sociedad respalde la recuperación del lobo y tolere al tiempo alguna forma de control". Asimismo, recomienda convencer al público de que las posturas ultraproteccionistas más radicales son contraproducentes para la recuperación del lobo.

3.4. CONCLUSIÓN

En todos los países del mundo occidental, el conflicto del lobo trasciende con mucho el problema de los daños al ganado. El lobo representa símbolos opuestos para grupos sociales diferentes, y saca a relucir tensiones esenciales en la sociedad contemporánea: el conflicto entre el medio urbano y el rural, en el que los habitantes del campo se sienten agraviados por el supuesto desdén de políticos lejanos y la aparente arrogancia de los habitantes de las ciudades. El conflicto del conocimiento, que enfrenta a ciudadanos con distintos niveles de formación e información, y que está ensanchando el abismo existente entre el conservacionismo científico y el ecologismo emocional. Y la lucha por el poder a través de la manipulación de los símbolos y de los medios de comunicación. Los actores del drama son los mismos a lo largo del mundo. Los ganaderos, los propietarios del terreno y otros sectores rurales se oponen al lobo y a sus defensores. El público urbano, los científicos y los conservacionistas están de la parte del lobo. El papel de los cazadores es ambiguo y cambia con las circunstancias.

Además, la figura del lobo atrae como un imán a charlatanes necesitados desesperadamente de publicidad y a individuos dispuestos a alimentar el conflicto en beneficio propio. Todos ellos forman parte del ecosistema sociocultural del lobo, del mismo modo que los ciervos y los alces son integrantes de su ecosistema natural.

La complejidad de este escenario indujo al equipo de biólogos encargado de la recuperación del lobo en el oeste de los Estados Unidos a escribir lo siguiente: *"El hombre siempre ha visto en el lobo el símbolo de sus valores y creencias, y no pensamos que esto vaya a cambiar en un futuro próximo. En consecuencia, la restauración del lobo y su gestión continuarán siendo actividades mucho más complicadas, caras, teñidas de política y controvertidas de lo que parece razonable"* (Bangs et al. 1998).

Capítulo 4

EL LOBO EN ESPAÑA. EVOLUCIÓN EN LA DÉCADA DE LOS 90

“En otros lugares, los lobos se están recuperando por sí mismos, extendiéndose por sus propios medios. Nadie les ha invitado. Nadie les ha ayudado. Hacen simplemente lo que los lobos han hecho siempre: buscar nuevos parajes para cazar, aullar, emparejarse, criar una familia y formar una nueva manada de lobos.”

Steve Grooms (1999)
“Return of the Wolf”

4.1. INTRODUCCIÓN

Desde 1997, se han desarrollado campañas de propaganda para convencer al público de la regresión del lobo en nuestro país, durante las cuales se ha intentado demostrar la completa extinción del lobo al sur del Duero, la reducción de un 30% de las poblaciones de Galicia y de un 40% en Asturias, el descenso de 10 manadas en Zamora y la extinción de los lobos en el País Vasco, La Rioja, etc. Blanco (1998) denunció la falsedad y la agresividad de estas campañas y, posteriormente, Arberas *et al.* (1999) repasaron los datos conocidos para concluir: *“No hemos encontrado ni un solo indicio objetivo que sugiera la disminución del lobo en la población continua del norte de España; por el contrario hemos reunido numerosas evidencias que indican un aumento de densidad en el límite oriental de su área de distribución, y un aumento de densidad y una*

obvia expansión del sector reproductor en el borde meridional de la población castellano-leonesa”.

El objetivo de este capítulo es dismantelar algunos mitos sobre la reducción del lobo en el norte de España y demostrar que no existe ninguna base científica que los respalde. Asimismo, pretendemos dar una visión general de la evolución de las poblaciones en la década de los 90, enmarcar esta información en el conocimiento científico de la dinámica poblacional del lobo y describir las perspectivas de futuro.

Recientemente, acaban de concluir o se están desarrollando estudios sobre la situación del lobo en diversas partes de España, como el de Llaneza *et al.* (1999) en Lugo y el de Llaneza y Ordiz (1999) sobre la situación reciente en Asturias. En Sierra Morena, Joaquín Muñoz-Cobo y su equipo de la Universidad de Jaén estudian el lobo en Andalucía desde 1997 y los autores de este libro estamos evaluando la situación del lobo en Ciudad Real y en Guadalajara. No obstante, el proyecto más importante en curso es el sondeo regional del lobo en Castilla y León, cuya finalización está prevista para principios de 2002.

Apenas daremos datos sobre estos estudios, ya que o bien no han concluido a la hora de terminar este libro o aún no han sido publicados por sus autores. Esta información permitirá actualizar el mapa de distribución del lobo y realizar una nueva estimación numérica dentro de un par de años, pero hasta entonces nosotros nos conformamos con hacer una revisión conceptual de la situación del lobo en España. Empezaremos repasando la información en la década de los 70 y los 80 para centrarnos en su evolución en la década de los 90.

4.2. EL LOBO EN LOS 70 Y LOS 80

Hasta finales de la década de los 80, los estudios sobre el lobo eran esporádicos y basados en una mezcla de saber científico e informaciones de cazadores, naturalistas, etc. Entre los datos disponibles, se pueden citar los de Valverde (1971) y Grande del Brío (1984). La información previa a 1990 ha sido revisada por Delibes (1990, pp. 18-21). Aunque las cifras sobre el número de lobos son muy variables, en esencia todos los autores están de acuerdo en la evolución general de las poblaciones. El lobo es perseguido con saña durante siglos, empezando a perder terreno de forma evidente durante el siglo XX. Hacia 1970, la

especie probablemente alcanza su mínimo histórico en España. De acuerdo con Valverde (1971), el lobo ya sólo se distribuye en tres núcleos (Figura 4.4):

1. En el norte de España: sólo es común en la cordillera Cantábrica, el norte de León y Zamora y el oeste de Galicia, y está casi extinguido en la mayor parte de Galicia, grandes áreas de la cordillera Cantábrica y el Sistema Ibérico.
2. En la sierra de Gata extremeña, donde es común en un pequeño núcleo.
3. En Sierra Morena, con la distribución ya fragmentada en tres núcleos: en el occidental y el central, parece estar casi extinguido; en Sierra Morena oriental, es común.

A finales de los 80, se realizan dos estudios sobre la situación del lobo en España que alcanzan difusión internacional. No obstante, sus resultados son muy diferentes, y la percepción sobre la evolución de la especie en la última década es distinta si comparamos los datos actuales con el primer estudio o con el segundo.

I. Estudio de Reig y colaboradores

En 1987, S. Reig, L. Cuesta, F. Palacios y F. Bárcena, realizan una evaluación sobre la situación del lobo en España que se presenta en el congreso de la IUGB en Cracovia (Polonia). Posteriormente, el artículo será publicado en las actas del congreso (Reig *et al.* 1992) y un año más tarde Peters (1993) publica el área de distribución de este estudio en el *Handbuch der Säugetiere Europas* de J. Niethammer y F. Krapp, dándole definitivamente difusión internacional.

Este trabajo contiene indudables aciertos y datos novedosos, pero el área de distribución y las densidades son claramente exageradas. De acuerdo con sus autores, desde 1970 el lobo se habría expandido en el Norte por la mayor parte de Galicia, Asturias, Cantabria, el País Vasco y por toda Castilla y León, atravesando el Duero hasta alcanzar la vertiente sur del Sistema central, incluyendo la totalidad de Guadarrama y Gredos. En el Sur, la población también habría experimentado una notable expansión: los tres núcleos de Sierra Morena descritos por Valverde se habrían unido, extendiéndose hasta alcanzar la población extremeña que estaría conectada con la del norte de España.

En las llanuras de la meseta del Duero, los autores, basándose en “*datos de tres localidades donde la información de los lobos muertos se considera fidedigna al 100%*” (p. 372), estimaron densidades de entre 9,0 y 11,6 lobos / 100 km².

Quien compare los datos actuales con el mapa de distribución de este estudio deducirá que la población ha experimentado un enorme descenso en los últimos años. Asimismo, las densidades actuales son muy inferiores a las calculadas por Reig *et al.* (1992). Los autores las estimaron conociendo el número de lobos muertos en ciertas áreas y considerando una mortalidad anual del 25% (n° lobos = n° lobos muertos \times 4). No obstante, las áreas muestreadas eran demasiado pequeñas (entre 173 y 69 km²), en ocasiones menores que el área de campeo de un solo lobo, y los resultados así obtenidos son forzosamente erróneos.

Posteriormente S. Reig y L. Cuesta participaron en el proyecto que detallamos a continuación y subsanaron los errores de este trabajo pionero; en 1988 abandonaron el estudio del lobo para abordar otras líneas de investigación. No obstante, durante los últimos años los datos de esta publicación se han utilizado repetidamente para intentar justificar la extinción del lobo en España en la última década.



Figura 4.1. Distribución del lobo en 1987 (—) de acuerdo con Reig, Cuesta, Palacios y Bárcena (1992). La línea continua representa la distribución en 1987 y la discontinua en 1970

II. Estudio de Blanco y colaboradores

En 1987 y 1988 J.C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig dirigieron un estudio sobre la situación del lobo en España, realizado por 18 biólogos y naturalistas de distintas regiones. Los datos fueron publicados en Blanco *et al.* (1990a) y Blanco *et al.* (1992), y el estudio adquiere también difusión internacional.

En esencia, los autores señalan que la mayor parte de los lobos españoles se extienden por el cuadrante noroccidental del país, en una población continua y vigorosa que llega hasta el río Duero (siendo ligeramente sobrepasado en el sur de Zamora y el norte de Salamanca). Esta población había experimentado una evidente expansión en los últimos 20 años. Por el contrario, los pequeños núcleos de la sierra de Gata (Salamanca), la sierra de San Pedro (Extremadura) y Sierra Morena, constituían los restos de la población que antes se extendía por el sur y el oeste de España, y en 1988 se encontraban aislados y en peligro de extinción. Esta información se utilizó para proteger las poblaciones del sur del Duero por medio de la Directiva de Hábitats, aprobada en 1992.



Figura 4.2. Distribución del lobo en 1988 según Blanco *et al.* (1990a). Zonas rayadas: área de máximos daños a la ganadería. Punteado denso: áreas de máxima densidad de lobos. Punteado fino: área de mínima densidad de lobos. Puntos gruesos: datos de lobos fuera de su área de distribución habitual (1980-1988)

Los autores estimaron la presencia de unas 300 manadas con un total de 1.500 a 2.000 ejemplares y una densidad media en España de 1,5 a 2 lobos/100 km², con un máximo de 5-7 lobos/100 km² en un área de 2.000 km² en el noroeste de Zamora.

Desde 1988 hasta la actualidad, no se ha realizado ningún estudio de ámbito nacional, aunque sí se han llevado a cabo numerosos trabajos regionales o locales, que pueden ayudarnos a dibujar la evolución del lobo en la última década.

4.3. EL LOBO EN GALICIA

A principios de la década de los 90, Bárcena (1990, p. 12) afirmaba: *“En 1988 se han localizado 71 puntos de cría distribuidos de la siguiente forma: 10 en La Coruña, 8 en Pontevedra, 25 en Lugo y 28 en Orense. Teniendo en cuenta que la cobertura del censo no ha alcanzado la totalidad de la región se puede estimar que la población real sería un 30-50% superior. Por tanto podríamos hablar de unos 100 puntos de cría para toda Galicia”*. En estas condiciones la población oscilaría entre un mínimo de 500 ejemplares antes de la temporada de cría y unos 1000 considerando los cachorros recién nacidos (Figura 4.3).

Sobre mediados de los 90, el mismo autor evalúa de nuevo la situación del lobo en Galicia. Nuestra única información sobre dicho censo procede de un extracto oficial (Anónimo 1999) que concluye que hay 712 lobos en Galicia: 149 adultos reproductores, 323 subadultos y adultos no reproductores y 240 cachorros. Y termina diciendo: *“Las poblaciones estimadas en la actualidad no difieren excesivamente -ni en cuanto a su número ni en cuanto a su distribución- de las consideradas en el inventario sobre el lobo ibérico, realizado en los años 1987/88”*.

Dado que no hemos podido consultar el informe original, desconocemos la metodología empleada. En cualquier caso, los 712 individuos censados por Bárcena en esta época constituyen una cifra casi idéntica a los 700 resultantes de multiplicar los 100 grupos familiares estimados por él en 1990 por 7 ejemplares por grupo en otoño (Blanco *et al.* 1990a, p. 73).

Por otra parte, Alonso *et al.* (1998) -citados por Alonso *et al.* (1999)- constatan un aumento de 8 a 11 manadas conocidas en la provincia de Pontevedra entre 1990 y 1997. Asimismo, Luis Llaneza *et al.* (1999) han estimado la población de la mitad oriental de Lugo, constatando que el lobo es abundante en su área de estudio, llega prácticamente al borde del mar Cantábrico y cría en las proximidades de importantes núcleos de población.

Por tanto, en la década de los 90, la información apunta a una población ligeramente creciente en Pontevedra y una situación favorable en el noreste de Lugo, aunque de tendencia indeterminada.

¿Ha disminuido el lobo en Galicia en las últimas décadas?

La verdadera duda se refiere a la evolución del lobo en Galicia entre 1975 y la actualidad. El naturalista Felipe Bárcena afirma que las cifras de su censo de mediados de los 90 muestran un descenso del 30% con respecto a otro estudio que él mismo realizó en la década de los 70. Esta supuesta disminución del 30% en Galicia se ha repetido hasta la saciedad en las campañas de propaganda para conseguir la total protección del lobo en España, y constituye uno de los elementos principales de la polémica.

En nuestra opinión, tal reducción resulta inverosímil por las siguientes razones:

1) Las referencias aportadas por el propio autor sobre el número de lobos en Galicia en 1974 son contradictorias, y oscilan entre 2.000 y 1.000 lobos; 2) estas estimaciones contrastan con las de Valverde (1971), que consideraba muy escaso el lobo en Galicia en esa época; 3) la extraordinaria precisión de los datos barajados por el autor exige una metodología que nunca se ha usado en España; 4) en los 70, las condiciones naturales y sociales eran más hostiles para el lobo que las actuales.

1) La información sobre la situación pasada del lobo en Galicia es confusa. Sólo conocemos dos fuentes que aluden al informe de Bárcena, y son completamente contradictorias: la primera procede de un informe del propio autor (Bárcena 1988), que fue transcrito literalmente en el informe original de Blanco *et al.* (1988, vol. I, pp. 19-20). En dicho informe afirma: "*De los datos aportados, se deduce la presencia de una importante población de lobos en Galicia, asentada principalmente en las provincias orientales. Esta población, si bien comparativamente menor a la que existía en 1974, (unos 2.000 individuos en*



Figura 4.3. Distribución del lobo en Galicia según Bárcena (1990)



Figura 4.4. Distribución del lobo en España según Valverde (1971)

4.4. EL LOBO EN ASTURIAS

Repasar la situación del lobo en Asturias resulta fundamental, pues gran parte de la confusión originada sobre la regresión del lobo en el norte de España se basa en una supuesta disminución del 40% de la población asturiana. Como veremos a continuación, este mito carece de base científica.

Desde 1986 hasta 1993, las estimaciones realizadas por distintos autores oscilan entre 16 y 21 manadas (Llaneza 1997a, p. 32), sugiriendo una tendencia más o menos estable de la especie; esta sensación está a su vez respaldada por la regularidad en los expedientes de daños (Llaneza 1997a, p. 38). Pero en 1995, una consultora de medio ambiente encargada de censar los lobos encuentra sólo 10 u 11 camadas en Asturias, es decir, un 40% menos de lo habitual. Llaneza (1997a, p. 33) escribe sobre este particular: “*Aparte de los [11] grupos reproductores localizados en este estudio, se ha comprobado la existencia de, al menos -pues sólo se ha prospectado el área de distribución del lobo de manera parcial- cinco grupos reproductores más*”. Y en la misma página, añade: “*El bajón de 1995 más bien debe explicarse como resultado de un menor esfuerzo de campo, que impidió una correcta estimación del número de grupos reproductores*”. Estas explicaciones -y las aportadas por otros técnicos asturianos- bastarían para olvidar esta anécdota para siempre.

Pero el dato de las 11 manadas, utilizado de forma engañosa y difundido masivamente, se utilizará para construir el mito de la regresión del lobo en Asturias. El descenso del 40% en Asturias se airea en todos los congresos; en el mapa publicado en *National Geographic* (vol. 2, nº 5, mayo 1998, p. 103) se muestra la región prácticamente desprovista de lobos y los medios de comunicación nacionales y locales denuncian que “*un informe interno del Principado dice que se ha producido un descenso del 40% desde un censo realizado en 1993 y 1994 hasta uno de 1997*”. Por último, Alonso *et al.* (1999), en su artículo de *Quercus* sobre la situación del lobo en España, publican la información de 10 y 16 camadas sin aclarar que se trata de datos erróneos o parciales (véase la réplica de Arberas *et al.* 1999).

Mientras tanto, los datos esporádicos recogidos por varios biólogos en Asturias no respaldan esta regresión. Es más, la situación del lobo en los Picos de Europa, seguida en detalle al menos desde 1987, muestra claramente la expansión de la especie en el oriente asturiano. Nuestra información procede de Borja Palacios (1997 y com. pers.), biólogo del Parque Nacional.

De acuerdo con el citado autor, en el antiguo Parque Nacional de Covadonga los lobos fueron exterminados a comienzos de la década de los 60, y hasta 1986 no se dejan notar de nuevo en la zona de Valdeón, a unos 38 km del mar. En un informe interno, Borja Palacios (1988) afirma: “*Como apuntábamos ya el año pasado [1987], la presencia del lobo en los valles de Valdeón y Sajambre ha pasado de ser algo muy localizado a convertirse en un serio problema, dado el gran número de reses muertas en los últimos meses*”. Y pasa a relatar las recientes observaciones de lobos. Posteriormente, el lobo cría por primera vez en el sur del parque, en Valdeón, y coloniza el sector septentrional (B. Palacios 1997). En 1998, se detecta la primera camada junto a los Lagos de Covadonga. En abril de 1999, se matan en operaciones de control 7 lobos en las proximidades de los Picos de Europa, fuera del parque nacional (B. Palacios com. pers.): tres de ellos en Ponga y Amieva, al oeste de la parte septentrional del parque; dos más (macho y hembra) en el concejo de Onís, al norte del parque; y otros dos -incluyendo una hembra con cuatro fetos- en las estribaciones septentrionales del Cuera, a sólo 2 km del mar.

Por fin, a finales de 1999, se presenta el estudio de Llaneza y Ordiz (1999) sobre la situación actual del lobo en el Principado. Los autores encuentran 21 manadas; el área de distribución permanece estable excepto en el Oriente, donde se aprecia una ligera expansión: con estos resultados, el mito de la regresión del lobo en Asturias queda definitivamente rebatido.

Hay que señalar que los lobos apenas pueden colonizar más zonas de Asturias. Se asientan en todas las áreas de montaña -y en algunas que no lo son- y son controlados cuando intentan establecerse en las llanuras costeras densamente humanizadas y con elevada carga ganadera.

4.5. EL LOBO EN CANTABRIA

La situación del lobo en Cantabria se ha estudiado en el año 1987 (Fernández *et al.* 1990) y en 1997 (Blanco y Cortés 1997), utilizando los mismos métodos: análisis del área de distribución, individualización de manadas y análisis de daños y lobos muertos por el hombre.

En esencia los resultados son los siguientes: el área de distribución en 1987 es muy similar a la existente en 1997. Por el contrario, parece que la densidad ha aumentado en los últimos 10 años: en 1987 se localizaron tres

manadas, y cinco en 1997. En 1985, 1986 y 1987, se detectaron 13, 14 y 16 lobos muertos por el hombre (14,3 de media anual). En 1997, detectamos 25 lobos muertos en Cantabria: 23 que aparecen en el informe de Blanco y Cortés (1997), y 2 muertos más a finales de diciembre en Soba, en el oriente, que no fueron incluidos en él.

En cuanto a los daños, el número medio de ataques al ganado y de cabezas afectadas, aumentó en el periodo 1994-96 un 63% y un 59% con respecto al periodo 1987-93.

Estos datos sugieren que la densidad ha aumentado en los últimos 10 años, aunque se realiza un severo control para mantener al lobo en densidades moderadas en las áreas de montaña y evitar su presencia fuera de ellas.

Evolución del lobo en Cantabria en los últimos 50 años

Hemos estudiado la distribución del lobo en 1945 con datos de daños a la ganadería publicados por Prada (1945), que a su vez los obtuvo con encuestas realizadas por la Junta de Extinción de Animales Dañinos (Blanco y Cortés 1997, pp. 24 y 36-37). La comparación de los mapas de distribución del lobo en Cantabria en 1945, 1987 y 1997 muestra una asombrosa estabilidad. En Cantabria, los lobos ocupaban las zonas de montaña hasta alrededor de 1950 (véase figura 4.5), cuando la enorme presión empezó a hacer declinar la población. En décadas posteriores los lobos fueron relegados al extremo sur de la provincia (Valderredible), donde los escasos conflictos con el ganado permitieron su supervivencia en densidades mínimas.

A partir de los 70, cuando se produjo el cambio de actitud que permitió el aumento del lobo en España, éstos comenzaron a aumentar siguiendo las fases del proceso descrito en el apartado 1.2.4. En 1987 habían recuperado el área de distribución de 1950, donde se instalaron tres manadas conocidas (Fernández *et al.* 1990). Entre 1987 y 1997, el área de distribución permanece constante pero aumenta la densidad, elevándose a cinco el número de manadas conocidas. Al contrario que en la meseta castellana -donde los daños al ganado son mínimos y la tolerancia es máxima- el severo control impide que la población se sature dentro de su área de distribución de Cantabria; los 25 lobos muertos conocidos por nosotros en 1997 contribuyeron a mantener la población en densidades moderadas. El cuarto proceso, es decir, la dispersión hacia el norte -fuera de las áreas de montaña- se corta de raíz eliminando casi

al momento a cualquier ejemplar que intente instalarse en estas zonas con elevadísima carga ganadera. Así, en 1997, se mataron quizá a todos los ejemplares (al menos 5) de una manada que se había establecido en el municipio de Soba, en el oriente de la provincia. La misma suerte les espera a todos los lobos procedentes de poblaciones saturadas de la cordillera Cantábrica que intenten asentarse en las zonas ganaderas del País Vasco o en las áreas asturianas próximas al mar.

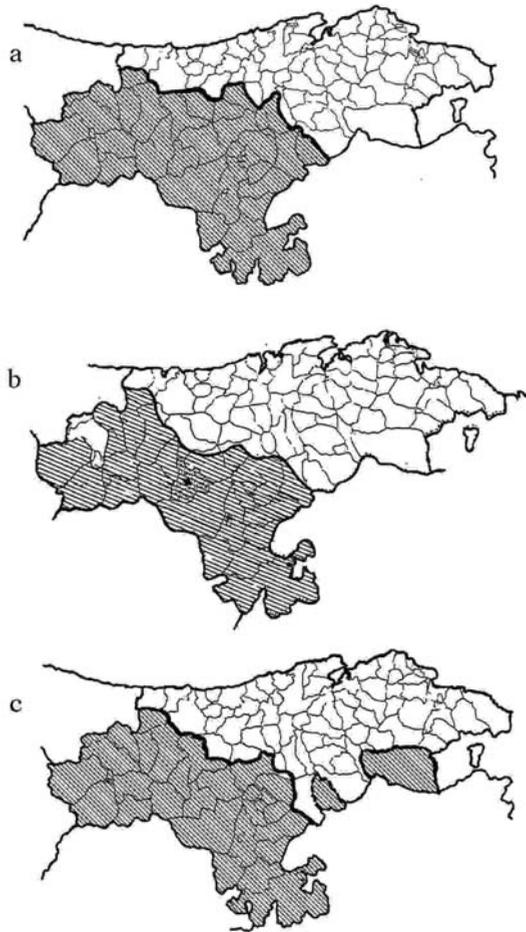


Figura 4.5. Distribución del lobo en Cantabria en a) 1945 (Prada 1945); b) en 1987 (Fernández *et al.* 1990); c) en 1997 (Blanco y Cortés 1997)

4.6. EL LOBO EN EL PAÍS VASCO, LA RIOJA Y CASTILLA Y LEÓN

La primera estimación de la población de Castilla y León se realizó en 1987 y 1988 y está publicada en Blanco *et al.* (1990b). Existen mapas detallados del borde del área de distribución en Blanco *et al.* (1988). Posteriormente se han realizado los estudios que comentamos a continuación.

4.6.1. NORTE DE BURGOS Y PAÍS VASCO

En esencia, el lobo se asienta en el norte de Burgos y reaparece en el País Vasco desde finales de los 80. Los conflictos con los ganaderos de ovejas lachas en Álava y Guipúzcoa desatan su persecución e impiden que la especie progrese en el País Vasco. Pero la tendencia al aumento de densidad en el norte de Burgos en los últimos 10 años parece clara.

El lobo quizás no ha llegado a extinguirse nunca de amplias áreas de Burgos como sugiere el mapa publicado por Valverde (1971), aunque es obvio que ha estado ausente o en densidades mínimas en muchas zonas de la provincia. Tellería y Sáez Royuela (1984) publican un mapa de 1980 -quizá incompleto- que muestra la presencia del lobo en el centro de la provincia, y dan noticia del aumento del lobo como consecuencia del incremento de ungulados. Tellería y Sáez Royuela (1989), en un excelente artículo, señalan un incremento de la población de Burgos del 20% anual entre las temporadas de caza 1981-82 y 1984-85 y evidencian “*la buena situación de la población de lobos más oriental de España, que contrasta con los habituales planteamientos pesimistas*” (p. 118), estimando una cifra de unos 168 lobos en la provincia en 1984-85.

Los datos sobre el lobo en el País Vasco y la parte colindante del norte de Burgos proceden de Sáenz de Buruaga *et al.* (1994, 1997, com. pers.). En los últimos 10 años, el lobo se ha asentado en el noreste de Burgos, en concreto en los valles de Losa, Mena y Montija, donde en 1988 la especie no se había detectado o tenía presencia esporádica (Blanco *et al.* 1988, 1990a). Anteriormente, los últimos lobos del País Vasco se habían matado en 1955 en Álava y en 1967 en Vizcaya. Desde 1980 el lobo reaparece procedente de los núcleos burgaleses en expansión, primero de manera esporádica, y de forma más regular desde 1990 (Sáenz de Buruaga *et al.* 1994). Los citados autores

recopilan el número de lobos muertos en el País Vasco y en las zonas aledañas del norte de Burgos entre 1987 y 1994 (4, 5, 2, 7, 7-8, 7-8, 10-12 y 7); estas cifras muestran que su incremento es estadísticamente significativo, usando una correlación por rangos de Spearman ($r= 0,7349$, $p= 0,0037$). En el trienio 1994-96, los daños del lobo en las tres provincias vascas ascienden a 10.020.000 pta., es decir, una media de 3.340.000 ptas por año (Sáenz de Buruaga *et al.* 1997). Considerando que el área de distribución del lobo en el País Vasco abarca unos 360 km², estas cifras son considerables. Hasta 1999, no hay evidencias de cría dentro del País Vasco, pero sí en el límite de Burgos y Álava. Por fin, en 1999 y en 2000, el equipo de Sáenz de Buruaga (com. pers.) recoge pruebas de la reproducción del lobo en el País Vasco y en 2001 se conocen ya dos manadas criando en Álava. En cualquier caso, estos datos son anecdóticos, pues la extraordinaria conflictividad de la zona impide prosperar a los lobos en esta Comunidad Autónoma.

El País Vasco constituye una importante barrera socioeconómica para el lobo, que probablemente va a impedir su expansión hacia el Este. Como ocurre en muchos lugares de Cantabria y Asturias, la conjunción de un medio ecológico de buena calidad y un medio socioeconómico inadecuado alientan una constante inmigración de lobos a zonas donde no van a ser tolerados, provocando un descontento permanente entre los ganaderos que sufren los daños y entre los conservacionistas que rechazan la muerte de los lobos. El sentimiento de estos últimos al ver cómo se elimina a todos los ejemplares que aparecen en la región ha hecho pensar que el lobo está siendo exterminado en el País Vasco; lo que en realidad ocurre es que el lobo está intentando colonizarlo sin éxito.

4.6.2. EL LOBO EN LA RIOJA

Es posible que el lobo haya estado presente de forma esporádica en La Rioja desde hace décadas, gracias a una pequeña población en la Demanda que se ha mantenido en densidades mínimas al menos desde 1970 (Valverde 1971). No obstante, Blanco *et al.* (1990b, p. 49), señalan la reaparición del lobo en La Rioja a finales de los 80. De hecho, en 1987-1988 se detectan daños en los puntos más occidentales de la provincia: Valgañón, Mansilla de la Sierra, Villavelayo y Viniegra de Arriba y de Abajo (Blanco *et al.* 1988, vol. I, p. 114). Desde entonces el lobo parece haberse expandido hacia el Este, ocupando todas las áreas de montaña de la provincia. Así, Ceña (1996)

constata su presencia en la sierras de la Demanda, Cebollera y Cameros, y estima una población en 1995 de unos 40 ejemplares (p. 68), una cifra muy superior a los 5-7 estimados por Blanco *et al.* (1990a, p. 73). Asimismo, Ceña (1996, p. 80) muestra la tendencia de los daños, que pasan de 18 reses atacadas en 1986 a una media de 140 entre 1987 y 1993. El coste de los daños evoluciona de manera similar, pasando de 111.500 pta. en 1986 a una media de 1.147.857 pta. en el periodo 1987-1993.

El mismo autor (Ceña 1997), en el resumen de una comunicación presentada en un congreso sobre el lobo celebrado en Soria, confirma la muerte de 39 lobos entre 1983 y 1994, aunque es imposible extraer más información del mismo.

Camiña (1997) afirma que el lobo “*desapareció del territorio riojano en la década de los 60 (...). En 1987, la especie fue detectada en la zona más occidental de las sierras riojanas*”. El autor encuentra lobos por “*las cuencas altas de los ríos Oja (Sierra de la Demanda), Najerilla (Demanda, Urbión y las Hormazas) e Iregua (Cebollera). Además otros autores lo han detectado en los altos valles del Leza, Jubera y Cidacos (Sierra de Cameros)*”. Entre 1987 y 1997, Camiña (1997) ha detectado 13 lobos muertos, 12 de ellos en batidas.

Hasta la actualidad, no se ha realizado ningún estudio específico sobre el lobo en La Rioja, y en el año 2000 las informaciones sobre la especie en la provincia son muy contradictorias.

4.6.3. EL LOBO EN SORIA

La situación del lobo en Soria es de momento desconocida pero caben pocas dudas de que la especie empezó a establecerse en la provincia a finales de los 80 o principios de los 90. Blanco *et al.* (1988, Vol. I, p. 112) dan datos de varios lobos muertos en Montenegro de Cameros (noroeste) y de un ejemplar en Zayas de los Bascos (oeste). De acuerdo con García y Asensio (1995), el lobo reaparece en Soria en dos núcleos:

- 1) En el área de La Hinojosa, en la parte occidental de la provincia, limítrofe con Burgos, donde se abaten dos lobos en 1983 y 1984. En la p. 365, el autor afirma: “*Mas en 1991 se volvieron a detectar, incluso en manada (de siete ejemplares). Parece ser que el asentamiento y reproducción del lobo en Soria, después de tres décadas de destierro, es todo un hecho*”. Nuestras informaciones no sistemáticas recogidas de cazadores y naturalistas indican que el lobo se

mantiene en la actualidad en este núcleo, aunque desconocemos detalles sobre su situación y evolución.

- 2) Noroeste de Soria, limítrofe con las provincias de Burgos y La Rioja. García y Asensio (1995), en la p. 368, escribe: “*Este segundo núcleo parece constatado al menos desde 1987*”, y da datos de presencia de lobos en Montenegro de Cameros, Urbión, Duruelo y Santa Inés entre 1987 y 1993.

Por lo demás, aunque nuestra información sobre Soria es muy escasa, parece obvio que la especie se ha expandido en la última década, ya que hace 10 años no existía en la provincia; pero de momento desconocemos la amplitud y otros detalles de esta recolonización.

En primavera y verano de 2000 se han comenzado a recoger datos sobre el lobo en Soria para el estudio sobre la situación de la especie de Castilla y León. Los resultados preliminares sugieren que la distribución del lobo en Soria -tanto al norte como al sur del Duero- es mucho más amplia de lo que habíamos supuesto hasta el momento.

4.6.4. EN LOBO EN ZAMORA

Desde 1992 hasta la actualidad se han realizado diversos estudios en el norte y el oeste de la provincia de Zamora en las zonas de máxima densidad, como la Carballeda (Barrientos y Rico 1992, 1993) o en la sierra de la Culebra (Barrientos y Vilà 1994). Asimismo, Vicente y Yanes (1996) han revisado los conocimientos existentes hasta mediados de los 90. Los datos sobre la situación en la Carballeda y en la sierra de la Culebra parecen mostrar una estabilidad en las poblaciones entre 1988 y la actualidad. Barrientos *et al.* (1998) confirmaron la presencia en la sierra de la Culebra de 5 ó 6 grupos reproductores en unos 650 km² -con densidades de 6 a 7,2 lobos/100 km²-, concluyendo que la población se ha mantenido estable desde 1994. Parece que las poblaciones del noroeste de Zamora se saturaron quizás en la década de los 70 o principios de los 80, cuando la persecución al lobo en España se hizo menos severa.

Al sur del Duero, había ya lobos en 1988 (Blanco *et al.* 1990b); no obstante, la enorme conflictividad provocada por el lobo en Sayago desde 1999 sugiere un reciente incremento de las densidades, aunque carecemos de cifras concretas que lo ilustren. Asimismo, la densidad en la llanura cerealista sí parece haber aumentado, como detallaremos al hablar de la provincia de Valladolid.

¿Disminuye el lobo en la provincia de Zamora?

Alonso *et al.* (1999) deducen que el lobo se ha reducido en Zamora basándose en una publicación de Vicente y Yanes (1996) sobre la especie en la provincia. Alonso *et al.* (1999) afirman: “En Zamora se efectuó una estima en 1996 [Vicente y Yanes 1996] que arrojó 35 grupos reproductores, diez menos que en 1987-1988”. Inmediatamente, estos datos son utilizados por ciertos colectivos para “demostrar” la reducción del lobo en Zamora.

Poco después, Arberas *et al.* (1999) discrepan de la interpretación de los citados autores, y publican lo siguiente: “Sin embargo, si acudimos a la fuente original de la información, obtenemos una interpretación muy diferente. Vicente y Yanes, en la p. 33 de su artículo escriben: «En 1988 Blanco *et col.* (1990) sugieren la existencia de 38 camadas seguras y 7 probables para toda la provincia (...). Según el presente estudio, en Zamora se reproducen actualmente con certeza no menos de 35 grupos familiares». Y en las conclusiones del artículo (p. 45) añaden: “Después de haber cotejado los datos demográficos obtenidos en este estudio con otras fuentes de información recopiladas fechadas con anterioridad, se puede afirmar que la población lobera zamorana se ha mantenido bastante estable desde principios de la década de los años 70. Hay claros indicios, sin embargo, de que durante los últimos años, a pesar de la notable presión de caza ilegal que sufre la especie, “excedentes” nacidos en la provincia han contribuido de forma notoria a la expansión territorial que el lobo ha manifestado en la mitad norte de la Península desde principios de la década de los años 80”. Después de transcribir el texto original, Arberas *et al.* (1999) concluyen que la interpretación de los citados autores no se ajusta al texto original.

Los datos disponibles, junto con la revisión de Vicente y Yanes (1996), sugieren una estabilidad del lobo en la mayoría de la provincia y un aumento de densidad en la llanura cerealista y en las regiones del sur del Duero.

4.6.5. EL LOBO EN VALLADOLID

El estudio de los lobos en esta provincia es importante porque existen datos de una sola persona, el naturalista Luis Mariano Barrientos, que ha seguido la población casi desde principios de los 80 (cuando el lobo empezó a recolonizar la provincia), hasta 1998. La evolución del lobo en Valladolid quizá pueda extrapolarse a otras zonas de la meseta cerealista castellana de la provincia de Zamora, sur de León y sur de Palencia y Burgos.

Barrientos (1989) describe la aparición y el establecimiento de la población reproductora en la meseta cerealista castellana. En la p. 24 afirma: “*La expansión de la especie comienza a producirse a mediados de los años 70 (...). En el otoño de 1982 dos camadas se convirtieron en una pesadilla para los ganaderos del bajo Duero y las cámaras agrarias estimaron en más de 250 las ovejas muertas por las continuas lobadas. Desde entonces hasta 1986 el lobo alcanzó en la provincia su máximo desarrollo*”. Sin embargo, el autor termina su artículo concluyendo (p. 26): “*De mantenerse la situación actual, la desaparición del lobo puede ser un hecho en los próximos años*”.

Más adelante, Barrientos (1997b) describe la evolución del lobo en Valladolid y áreas limítrofes de la siguiente forma (p. 14): “*Prácticamente ausente a mediados de este siglo, el lobo no se establece de forma permanente en algunos montes de la zona hasta los años 70 y desde entonces es notoria su progresión. Así, de las 61 camadas registradas hasta 1996 solamente 4 nacieron entre 1977 y 1981 (0,65/año), 9 entre 1982 y 1986 (1,47/año), 21 entre 1987 y 1991 (3,44/año) y 27 entre 1992 y 1996 (4,42/año), tal como se refleja en la figura 1*”. Sin embargo, tras enumerar los riesgos reales y potenciales que afectan al lobo, concluye su artículo de la siguiente manera (p. 17): “*Este factor, unido al incremento de la caza furtiva, la reducción de espacios adecuados donde ocultarse y a la cada vez mayor dificultad para obtener alimento (dado el incremento de hornos crematorios municipales donde se depositan las reses muertas), hace que seamos pesimistas respecto al futuro del lobo en esta zona*”.

Con los datos aportados por Barrientos (1997b, p. 16), hemos hecho una correlación por rangos de Spearman para conocer la tendencia estadística del lobo en su zona de estudio entre mediados de los 70 y mediados de los 90. Tanto el incremento del número de camadas conocidas ($r= 0,9299$, $p= 0,0000$, $n= 22$) como el de lobos hallados muertos ($r= 0,7356$, $p= 0,0000$, $n= 22$) muestran una elevada significación estadística (Figs. 4.6. y 4.7).

A finales de los 90, Barrientos (1998) estudia la situación del lobo en la provincia de Valladolid, 10 años después del proyecto de 1988. Barrientos confirma la presencia de 8 manadas y estima un total de 64 a 72 lobos en toda la provincia, considerando una media de 8 a 9 lobos por manada. Esto representa el doble de manadas y el triple de ejemplares estimados por él mismo en 1988 (4 manadas y 20-28 lobos: Blanco *et al.* 1990b, p. 47; Blanco *et al.* 1990c, p. 73). El incremento es obvio, a pesar de que, por varias razones, sus resultados deben considerarse conservativos.

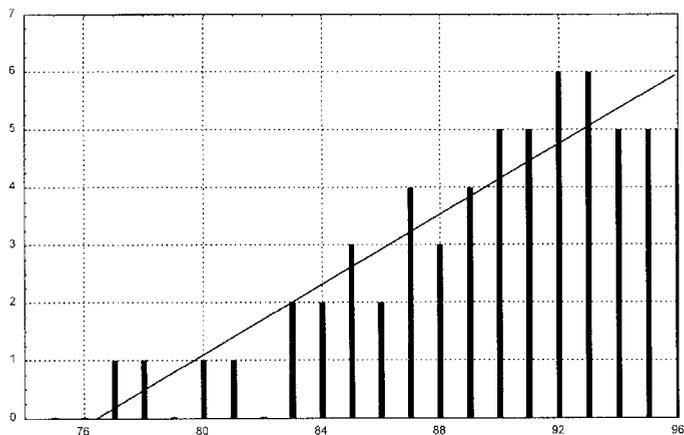


Figura 4.6. Recta de regresión de la evolución del número de camadas conocidas en Valladolid y alrededores desde 1975 a 1996 (datos de Barrientos 1997)

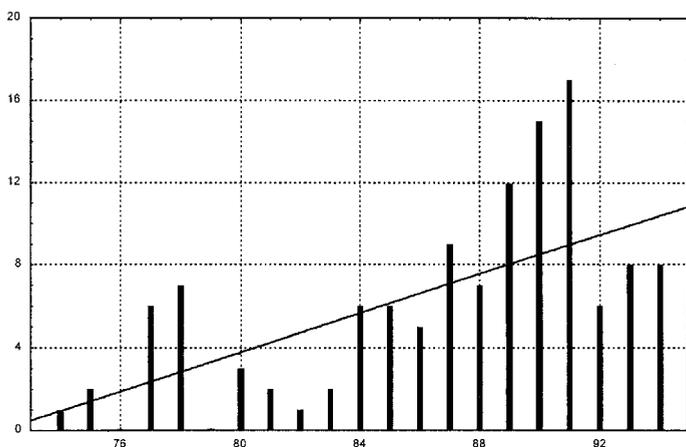


Figura 4.7. Recta de regresión de la evolución del número de lobos muertos en Valladolid y alrededores desde 1974 a 1995 (datos de Barrientos 1997)

El aumento de densidad en la llanura cerealista castellana al norte del Duero resulta también evidente usando nuestros datos de radiomarcaje. En verano de 2000, teníamos 5 lobos radiomarcados en 5 manadas distintas al norte del Duero, en un área de unos 2000 km² entre Valladolid y Zamora, donde conocemos la presencia segura de una manada más. Estimando una media de 8 a 10 lobos por manada (incluyendo los solitarios), el número total oscilaría entre 48 y 60 ejemplares, lo que supone una densidad de 2,4 a 3 lobos/100 km². Esto representa

un aumento muy importante con respecto a la densidad estimada por nosotros en 1988 en la llanura cerealista, que oscilaría entre 0,40 y 0,55 lobos/100 km² (Blanco *et al.* 1990a, pp. 48 y 74). Aun admitiendo que estos cálculos tienen una gran imprecisión y que las densidades en 1988 y en 2000 se han calculado con métodos diferentes (usando radiomarcaje se suelen obtener densidades superiores a las estimadas con otras técnicas), los datos que sugieren un fuerte incremento en las densidades en la Castilla agrícola son abrumadores.

Conclusiones sobre la evolución del lobo en la meseta cerealista

La evolución de las poblaciones que en 1988 se encontraban en mínima densidad en la meseta cerealista se ajusta a los procesos publicados por Fritts y Mech (1981), Hayes (1995) y Hayes y Harestad (2000), y descritos en el apartado 1.2.4. Como señalamos allí, este proceso consta de las siguientes fases: 1) Establecimiento de las primeras manadas, 2) aumento del número de manadas y compresión de los territorios, 3) aumento del tamaño de manada y de los lobos solitarios permaneciendo casi constante el número de manadas y 4) dispersión a otras áreas.

En las décadas de los 70 y principios de los 80, las primeras manadas ocuparon las mejores montes de encinas y quejigos hasta llegar al río Duero, que probablemente dificultó la expansión de la población hacia el sur. Posteriormente aparecieron nuevas manadas en paisajes que previamente se creían inadecuados para los lobos, como campos de cereal y otros cultivos. En la década de los 90 es posible que haya aumentado el tamaño de manada y también el número de animales flotantes. De hecho, tanto Barrientos (com. pers.) como nosotros mismos hemos observado grupos mayores de 10 lobos, y nuestros datos con los lobos radiomarcados en la meseta cerealista sugieren que el tamaño medio de manada –incluyendo los solitarios– podría rondar los 10 ejemplares; estas cifras no contradicen las modernas hipótesis, que relacionan el tamaño de manada con la cantidad de alimento disponible en su territorio, y no con el tamaño de la presa principal (Schmidt y Mech 1997; véase apartado 1.2.3).

Por último, los lobos se dispersan al sur del río Duero y comienzan un nuevo ciclo. Como el Duero parece dificultar la conexión de las poblaciones situadas a ambas orillas, es previsible que la dinámica del núcleo castellano situado al sur del Duero repita aproximadamente la misma secuencia de procesos que hemos señalado arriba. Describimos a continuación los datos de presencia de lobos al sur del Duero.

4.6.6. LA POBLACIÓN CONTINUA DEL SUR DEL DUERO

Aludir a las poblaciones del sur del Duero puede resultar confuso. En el estudio de Blanco *et al.* (1990a) se estableció que el lobo atravesaba por dos situaciones opuestas. La de la población continua, que en aquella época se extendía casi en su totalidad al norte del Duero, pero que en los últimos años ha atravesado el río y se expande hacia el sur; y la de los núcleos residuales de Gata, sierra de San Pedro y Sierra Morena, los que suelen responder a la denominación de “al sur del Duero”. Por tanto, en la actualidad sería más correcto denominar las dos poblaciones como “la población continua del norte”, que tiene una tendencia creciente, y “los núcleos residuales del sur y el oeste”, en peligro de extinción. En este apartado hablaremos de los lobos castellano-leoneses que viven al sur del Duero en la población continua del norte.



Figura 4.8. Distribución del lobo en Portugal en 1998 (según Moreira 1998)

A finales de los 80 existían unos pocos lobos en las zonas del sur de Zamora y el norte de Salamanca situadas al sur del Duero. En los últimos 10 años se han asentado nuevos núcleos permanentes de lobos en las provincias de Valladolid, Segovia, Burgos, Soria, Guadalajara y Ávila

Como hemos dicho en el apartado 1.2.5, el río Duero, junto con las infraestructuras y las áreas humanizadas que lo flanquean, parece haber constituido un filtro importante para los lobos. Esto ocurre también en Portugal, como muestra la figura 4.8, que representa la distribución del lobo en dicho país (Moreira 1998, p. 14).

El lobo se encuentra al sur del Duero en toda la provincia de **Zamora** y en el borde septentrional de la de Salamanca; en nuestra opinión, había lobos en esta zona en 1988. Entre finales de mayo de 1999 y verano de 2000, tres de nuestros lobos radiomarcados en Zamora al norte del Duero han deambulado por el sur del río entre los límites de Zamora, **Salamanca** y Valladolid. Durante su seguimiento, hemos observado otros lobos no radiomarcados y numerosos indicios que apuntan a la presencia estable de lobos entre las tres provincias señaladas.

En **Valladolid** el lobo ha seguido la misma tendencia. La primera manada estable conocida al sur del Duero se instaló en el este de la provincia, quizá a principios de los 90. En 1997 marcamos allí nuestros dos primeros lobos, que posteriormente se dispersaron, aportándonos excelentes datos sobre su presencia al sur del río. En estos momentos hay con seguridad unas pocas manadas al sur del Duero, en dos de las cuales tenemos o hemos tenido lobos radiomarcados por nosotros. A finales de 1998 se produjeron daños en algunas localidades del sur de Valladolid y el norte de Ávila, y el 8 de diciembre de dicho año, recogimos una loba abatida ilegalmente entre las dos provincias.

En **Ávila** se ha producido observaciones de lobos y daños esporádicos desde finales de los 90. Por fin, en verano de 2001 se detectó reproducción en la provincia por primera vez en varias décadas. La primera manada conocida se encuentra en el centro de la provincia, unos 90 km al sur del río Duero, y consta al menos de 4 adultos y subadultos y 6 cachorros. La presencia de 4 individuos mayores de un año sugiere que esta manada podría haberse reproducido también en el año 2000, ya que en las manadas recién formadas los únicos ejemplares mayores de un año suelen ser los dos miembros de la pareja reproductora. Además, no se puede descartar que alguna otra manada situada más al norte de la provincia haya pasado desapercibida.

En las últimas décadas no había constancia de la presencia del lobo en **Segovia**. A partir de 1995 empiezan los rumores sobre su aparición en el norte de la provincia. En enero de 1998, nuestro lobo radiomarcado *Nelson* se dispersó, abandonando su manada del sur de Valladolid y estableciéndose al norte de Segovia. En la primavera de 1998, esta manada -compuesta al menos por cuatro adultos o inmaduros- crió cachorros, convirtiéndose en la primera prueba de reproducción en dicha provincia. A finales de 1999, nuestros datos muestran que la presencia del lobo es ya estable al norte de una franja de la provincia de Segovia delimitada aproximadamente por las localidades de Coca, Cantalejo y Riaza. Parece que la población de Segovia se encuentra en baja densidad, pero la espesa cobertura de amplias zonas, la ausencia de ganado extensivo fuera del Sistema central y la abundancia de muladares, corzos y jabalíes

en muchas áreas, permiten prever pocos conflictos y una recolonización relativamente rápida.

Por el contrario, en la sierra de Guadarrama se dan las condiciones teóricas ideales para un conflicto de elevada intensidad: la presencia de ganado en régimen extensivo y el uso recreativo de la zona por habitantes de Madrid. La coincidencia de estos sectores culturalmente antagónicos en su percepción del lobo puede generar importantes fricciones sociales.

Al sur del Duero el lobo se ha establecido también en las provincias de **Burgos y Soria** en la década de los 90. El lobo se ha establecido al sur de Aranda de Duero y los indicios de su presencia en el sureste de Soria son cada vez más abundantes. Desde 1999, la especie ha consolidado su presencia en el norte de la provincia de **Guadalajara**; en 2000 parece haber criado al menos una manada tras más de 40 años sin datos de reproducción, y los daños en la provincia han ascendido a unos 5 millones de pesetas (de la Puente *et al.* 2000); en 2001 parece haber tres manadas en Guadalajara. Asimismo, se conocen datos seguros de dos lobos muertos desde 1997 en las provincias de Teruel y Cuenca, aunque al parecer se trataba de individuos esporádicos.

4.6.7. LAS PROVINCIAS SIN INFORMACIÓN

No existe información fiable de gran parte de Galicia, y hasta fechas muy recientes no se habían recogido datos en la mayor parte de León, Palencia y Burgos. Durante el año 2000 se está realizando parte del trabajo de campo para la evaluación de las poblaciones de lobo en Castilla y León, aunque la información no está aún disponible.

Sin embargo, no existe ni un solo indicio que sugiera que estas poblaciones están en regresión. Por un lado, las poblaciones “interiores” de lobos muestran unos eficacísimos mecanismos compensatorios de la mortalidad, por lo que resulta muy improbable que manifiesten un descenso perdurable debido a la caza o al control, tal como se aplican en España. Una población que pierda el 35% de sus individuos (en invierno), recuperará los niveles iniciales en un año; la pérdida de cachorros parece tener una influencia aún menor. Poblaciones “interiores” reducidas un 71% y un 86% recuperaron o superaron sus efectivos iniciales en 3 y 5 años respectivamente (véase 1.1.3). Por otra parte, no hay indicios que sugieran un empeoramiento de la capacidad ecológica o cultural de carga del hábitat del lobo. Quizás nunca ha habido tantos corzos y jabalíes en el último

siglo, y la caza y el control del lobo han sido mucho más intensos en cualquier momento del pasado que en la actualidad. Estas consideraciones nos invitan a descartar los habituales planteamientos pesimistas, mucho más si consideramos que se han asentado gracias a campañas de información falsa.

Los datos que se están colectando en la actualidad para evaluar la población de Castilla y León van a llenar un gran vacío de conocimiento, pero difícilmente permitirán comparar con exactitud la situación actual y la de 1988. Como explicamos en el Capítulo 2, es muy difícil detectar variaciones numéricas en las poblaciones interiores aparentemente saturadas. Por un lado, todos los métodos de detección de manadas que no incluyan el radiomarcaje masivo son necesariamente imprecisos. Pero además, en estas poblaciones interiores, el cambio en el número de lobos suele estar determinado por variaciones en el tamaño medio de manada y en el porcentaje de lobos periféricos y flotantes; estos últimos parámetros son casi imposibles de cuantificar con los métodos habituales de estimación poblacional.

4.7. LAS POBLACIONES RESIDUALES DEL SUR DEL DUERO

Definimos como poblaciones residuales al sur del Duero las de la sierra de Gata (Salamanca), la sierra de San Pedro (Extremadura) y Sierra Morena.

4.7.1. SIERRA DE GATA

En 1988 Blanco *et al.* (1990a) detectaron la presencia residual del lobo en la sierra de Gata, una población aparentemente aislada de la población continua del sur de Zamora y norte de Salamanca. Recorrimos con Ramón Grande del Brío algunas de las zonas donde este autor había encontrado camadas de lobos. En aquel tiempo, con la información del citado naturalista, estimamos la presencia de 4 manadas en la sierra de Gata pero es probable que la población real en aquella época fuera menor. En la actualidad no parece haber manadas criando, aunque en 2000 se ha atropellado una loba y se ha observado al menos otro ejemplar en las proximidades de la sierra de Gata.

Como resultado de los proyectos realizados recientemente sobre el lobo en Portugal (ICN 1997, Moreira 1998) podemos concluir que el núcleo de la sierra de Gata no es sino un apéndice de la población portuguesa que se extiende al sur del Duero en los distritos de Abeiro, Viseu y Guarda (este último, fronterizo con Salamanca) y que se encuentra en baja densidad, con sólo unas 10 manadas (Moreira 1998, p. 14). Por tanto, la presencia del lobo en la sierra de Gata o en otros puntos fronterizos dependerá de la dinámica de la población portuguesa de Guarda: si ésta aumenta, habrá lobos en Gata; en caso contrario, el lobo seguirá ausente en la zona. Pero en ningún caso debe considerarse este núcleo una población con entidad propia.

4.7.2. SIERRA DE SAN PEDRO

En 1988, Grande del Brío (1990) describió la existencia de una población residual, en peligro de extinción, en la sierra de San Pedro y áreas aledañas (entre Cáceres y Badajoz), que estaría constituida por unas cinco manadas.

En los últimos años, las noticias sobre lobos en Extremadura son cada vez más escasas. En 1997, se realiza un estudio en la región; en los datos preliminares, los autores no encuentran grupos reproductores (Rico *et al.* 1997), pero ignoramos las conclusiones definitivas. Por lo demás, la situación del lobo en la parte portuguesa que linda con la sierra de San Pedro es también contradictoria. *El Instituto da Conservação da Natureza* (ICN), en un mapa publicado en su página oficial de Internet, indica la presencia de lobo en la parte portuguesa que linda con la sierra, pero Moreira (1998, p. 14) no lo incluye en su mapa de distribución del lobo en Portugal.

4.7.3. SIERRA MORENA

En 1988 Blanco *et al.* (1990d) estudian el lobo en Sierra Morena concluyendo que la población ha descendido y se encuentra acantonada en Sierra Morena oriental sometida a una severa persecución y en peligro de extinción. Los autores (p. 64) escriben: “*En 1988, entre Fuencaliente y Despeñaperros, nos inclinamos a pensar que habría entre 6 y 10 grupos familiares de lobos, a pesar de las opiniones que hablan de números más reducidos (Ruiz 1987). En cualquier caso, poco importa la cifra exacta. Parece haber un*

número lo suficientemente alto como para permitir la recuperación de la especie si se atajan de forma drástica los factores que influyen negativamente, y lo suficientemente bajo como para prever su extinción si la tendencia actual se mantiene. Teniendo en cuenta que la población de Sierra Morena se encuentra aislada, su extinción podría considerarse definitiva”.

En los últimos años, ciertos colectivos han anunciado a bombo y platillo la extinción del lobo en Sierra Morena, al tiempo que realizan una enorme presión sobre las administraciones para conseguir planes de reintroducción. Simultáneamente, un equipo de la Universidad de Jaén dirigido por J. Muñoz-Cobo está realizando desde 1997 un estudio por encargo de la Junta de Andalucía, y los autores de este libro estamos evaluando la presencia de la especie en la provincia de Ciudad Real.

Muñoz-Cobo *et al.* (1999), en una informe parcial de su estudio, indican que los artículos que señalan la desaparición de los lobos en Andalucía “*no concuerdan con la realidad, como se verá a lo largo de este trabajo. Afirmaciones gratuitas de este tipo provocan un gran daño a la conservación de la especie*”. Los autores afirman que los lobos, “*desde 1998, se han visto en 28 ocasiones (con una media de 2,07 individuos por avistamiento) y se han escuchado aullar en 20. Las citas de presencia procedentes de entrevistas suman un total de 170 datos*”. Los resultados reflejan la presencia del lobo en “*el Parque Natural de Despeñaperros, Parque Natural de Sierra de Andújar, en el Parque Natural de Cardeña-Montoro, Parque Natural de Hornachuelos y Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla, además de existir otras citas entre estas zonas declaradas Espacios Naturales*”. En 1995, 1998 y 2000, han aparecido tres cadáveres de lobo en Andalucía: un ejemplar cazado ilegalmente en Córdoba, una loba muerta por causas desconocidas en Jaén, y un macho atropellado en Jaén (J. Muñoz-Cobo, com. pers.). Además, los citados autores han inducido a los lobos a responder a aullidos simulados, demostrando de esta forma la reproducción.

En la actualidad, la mayoría de los lobos de Sierra Morena parecen concentrarse en Andalucía. Nosotros no creemos que existan manadas criando en Ciudad Real, aunque se observan con cierta frecuencia ejemplares aislados. En resumen, aunque la presencia de una pequeña población reproductora en Sierra Morena es segura, su situación sigue siendo crítica.

4.8. PASADO, PRESENTE Y FUTURO DEL LOBO

Durante el siglo XX, el lobo es perseguido en España con ánimo de exterminio hasta la década de los 70; a la sazón, la mayor población se encontraba acantonada en las montañas del norte pero sobrevivían algunas poblaciones residuales en el sur y el oeste. Entonces, la nueva conciencia conservacionista, el despoblamiento rural y la gran capacidad de recuperación del lobo dan un giro radical a su situación. La población del norte se recupera con rapidez, pero las del sur -pequeñas, fragmentadas, viviendo en fincas cinegéticas privadas donde no se toleran los predadores- siguen el camino opuesto. En los 70 y los 80, la población continua del norte experimenta una rápida recuperación, con incrementos anuales del 20% en algunas áreas. En estas décadas los lobos hacen el trabajo fácil, extendiéndose por las zonas más adecuadas hasta alcanzar una serie de barreras ecológicas o socioeconómicas. En Galicia, Asturias y Cantabria, las poblaciones llegan hasta las comarcas llanas próximas a la costa, alcanzando el límite razonable de su área de distribución. Por el este alcanzan el País Vasco, comienzan a recolonizar La Rioja y la provincia de Soria. Por el sur, se asientan en los terrenos agrícolas castellano-leoneses -en paisajes donde previamente se pensaba que no podían vivir- y alcanzan el Duero, que parece frenar su progresión. Estos procesos se describen con detalle en Blanco *et al.* (1990a).

En su área de distribución continua, es posible que las poblaciones del oeste, el centro y gran parte de la cordillera Cantábrica estuvieran próximas a la saturación a finales de los 80; sin embargo, en el este (Cantabria, oriente de Burgos y País Vasco, La Rioja y Soria) y en el sur (meseta cerealista castellana), se encuentran aún por debajo de la capacidad ecológica o cultural de carga.

En la década de los 90, los lobos de la población continua del norte deben hacer el trabajo difícil, intentando colonizar terrenos desfavorables, y su progresión se hace muy lenta o se frena por completo. Su reaparición en áreas ganaderas donde habían estado ausente durante décadas (Picos de Europa, País Vasco) genera importantes conflictos sociales. Es probable que las poblaciones aparentemente saturadas del oeste, el norte y el centro se hayan mantenido estables. En el este, las densidades aumentan ligeramente en Cantabria y en el borde de Burgos y el País Vasco, donde la progresión se frena por completo. El lobo se extiende por La Rioja y Soria. Por el sur, las poblaciones de la meseta cerealista incrementan notablemente su densidad y se saturan, atravesando el Duero en varios puntos. Los lobos castellanos del sur del Duero

forman una pequeña población, poco densa, compuesta por un puñado de manadas, que comienza a expandirse hacia el sur quizás a mediados de los 90. Al oeste de la carretera Madrid-Valladolid, el paisaje desarbolado de la Armuña y la Tierra de Arévalo y los conflictos con el ganado libre de las dehesas zamoranas y salmantinas dificultan su expansión. Pero al este de esta línea, se dan condiciones muy favorables para que las poblaciones se expandan y se establezcan definitivamente en Somosierra y Guadarrama. Todavía no hay información disponible de muchas provincias interiores, pero no existe ni un solo indicio que sugiera la regresión del lobo en el norte de España.

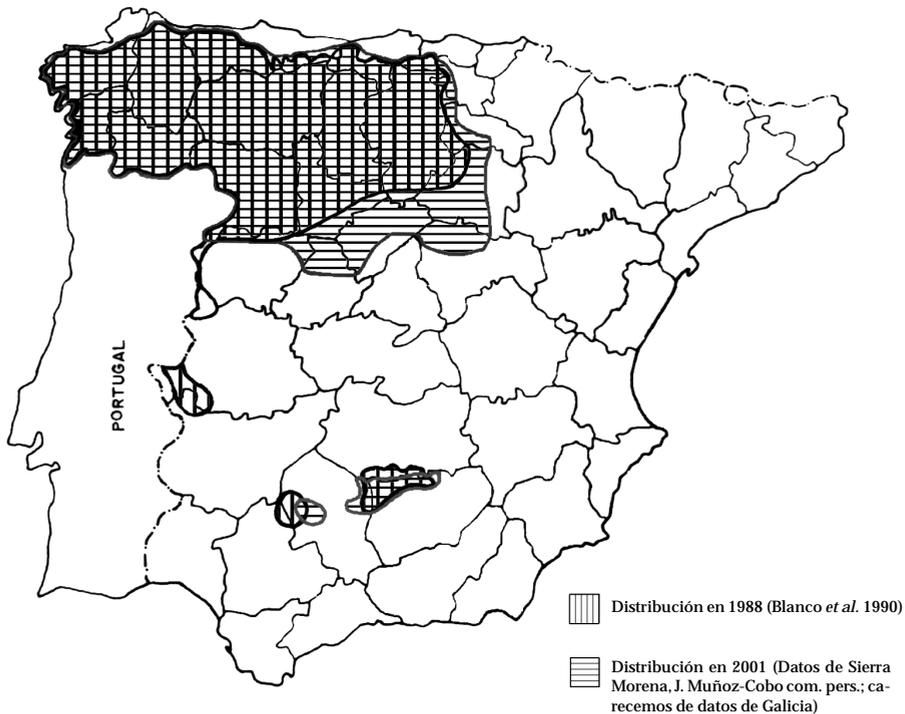


Figura 4.9. Evolución de la distribución del lobo en España entre 1988 y 2001

En cuanto a las poblaciones aisladas del suroeste, ahora sabemos que el núcleo de la sierra de Gata (Salamanca) es sólo un apéndice de la población portuguesa que se extiende al sur del Duero en baja densidad. Es posible que el lobo esté extinguido en Extremadura, y en Sierra Morena sobrevive una pequeña

población -centrada en Andalucía- en situación crítica. La reducción o la extinción de estos núcleos tiene un importante significado simbólico, pero su aportación demográfica a la población ibérica de lobos es anecdótica.

El aumento de la principal población española de lobos coincide con la expansión de la especie en Norteamérica, en Europa y en otras partes del mundo (Mech 1995a, Route y Ayslworth 1999, Boitani 2000). Dicha recuperación indujo a la UICN a sacar al lobo en el mundo de la categoría «Vulnerable» en 1996 para incluirlo en la denominada «Lower risk: least concern» (Riesgo menor: mínima preocupación) (IUCN 1996, p. 241). La población de la península Ibérica se incluyó en la categoría “Lower risk, conservation dependent” (Riesgo menor, dependiente de conservación) (IUCN 1996, p. 241). El Presidente del Grupo de Especialistas del Lobo de dicha organización se plantea el futuro del lobo en el mundo de la siguiente manera: “*La cuestión en la próxima década no será cómo salvar al lobo sino más bien cómo encontrar la mejor manera de gestionarlo*” (Mech 1995a).

En 1959, en una de las primeras reuniones de la UICN, el entonces joven biólogo José Antonio Valverde describía en términos sombríos el futuro del lobo en España: “*Cada año se hace más raro y su distribución se contrae. (...) No es arriesgado predecir que probablemente se habrá extinguido por completo a finales de este siglo, perseguido por la estricnina, el fusil y el saqueo de sus madrigueras. A decir verdad, si hay algún animal cuya conservación parezca imposible es el lobo (...) Por tanto, es presumible que en las condiciones actuales se extinguirá pronto de Europa occidental.*” (Valverde 1959, p. 33).

Afortunadamente, Valverde se equivocó. Por un milagro de la historia, el animal más aborrecido por el hombre durante siglos se ha convertido en objeto de veneración. Ahora tenemos la oportunidad no sólo de conservarlo sino de recuperar sus poblaciones en vastas extensiones de España. La especie está a las puertas de una amplia región centro-oriental (Soria, Guadalajara, Cuenca, Teruel...), escasamente poblada y con elevadas densidades de ungulados silvestres, que podría convertirse en un paraíso lobuno en las próximas décadas. Pero debemos saber que cuanto más exitosos seamos en nuestros esfuerzos de recuperación más focos de conflicto surgirán: cuantos más lobos tengamos, más daños producirán al ganado -lo que provocará las quejas de los sectores antilobo- y más lobos habrá que matar en operaciones de control, lo que ofenderá a algunos sectores prolobo (Mech 1998).

La recuperación de las poblaciones de lobos exige la complicidad de grupos sociales con distintas sensibilidades, formación e intereses. Necesitamos crear

un puente entre los enamorados de los lobos y los que se sienten perjudicados por ellos; entre los especialistas en conservación científica y los naturalistas aficionados; entre quienes disfrutan del campo cazando y los que rechazan dicha actividad. La mezcla de factores culturales, sociales, económicos, emocionales y ecológicos convierte la recuperación del lobo en una tarea muy compleja, que pone a prueba nuestra madurez como conservacionistas. Intentar armonizar la presencia del lobo con los intereses de una sociedad diversa y cambiante no hará sino potenciar las capacidades técnicas, didácticas, sociales y de tolerancia de quienes nos dedicamos a la conservación de la naturaleza.

BIBLIOGRAFÍA

- ALONSO, P. Y OTROS (1998). *Censo de efectivos reproductores de lobo no suroeste de Galicia en 1997. Evolución experimentada no periodo 1990-1997*. Informe inédito.
- ALONSO, P., L. M. BARRIENTOS, A. FERNÁNDEZ, L. LLANEZA, M. RICO, J. A. DE LA TORRE Y C. VILA (1999). Situación actual del lobo en España. *Quercus*, 157: 24-25.
- ANÓNIMO (1999). *Censo y evolución del lobo en Galicia*. Xunta de Galicia. Informe interno.
- ARBERAS, E., J. C. BLANCO, M. A. CAMPOS, Y. CORTÉS, C. GORTÁZAR, J. HERRERO, A. ONRUBIA, B. PALACIOS, G. PALOMERO Y M. SÁENZ DE BURUAGA (1999). Situación del lobo en España: una réplica. *Quercus*, 160: 62-64.
- BALLARD, W. B., J. S. WHITMAN Y C. L. GARDNER (1987). Ecology of an exploited wolf population in north-central Alaska. *Wildlife Monographs*, 98: 1-54.
- BALLARD, W. B., M. E. MCNAY, C. L. GARDNER Y D. J. REED (1995). Use of line-intercept trace sampling for estimating wolf densities. Pp- 469-480. En: L. N. Carbyn, S. H. Fritts y D. R. Seip (eds). *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication, nº 35. Edmonton. Alberta.
- BANGS, E. E., S. H. FRITTS, D. R. HARMS, J. A. FONTAINE Y M. D. JIMÉNEZ (1995). Control of endangered gray wolves in Montana. Pp- 127-134. En: L. N. Carbyn, S. H. Fritts y D. R. Seip (eds). *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication, nº 35. Edmonton. Alberta.

- BANGS, E. E., S. H. FRITTS, J. A. FONTAINE, D. W. SMITH, K. M. MURPHY, C. M. MACK Y C. C. NIEMEYER (1998). Status of gray wolf restoration in Montana, Idaho, and Wyoming. *Wildlife Society Bulletin*, 26 (4): 785-798.
- BÁRCENA, F. (1976). Censo de camadas de lobos en la mitad norte de la provincia de Lugo (año 1975) y algunos datos sobre la población de los mismos. *Boletín Estación Central Ecología*, 5 (9): 45-54.
- BÁRCENA, F. (1988). Galicia. Pp. 12-42. En: J. C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig. *El lobo en España: distribución, estatus y daños a la ganadería*. ICONA, Madrid. Informe inédito.
- BÁRCENA, F. (1990). El lobo en Galicia. Pp. 11-18. En: J. C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig (eds). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid. 130 pp.
- BARRIENTOS, L. M. (1989). Situación del lobo en la provincia de Valladolid. *Quercus*, 45: 22-26.
- BARRIENTOS, L. M. (1997a). Situación, dinámica poblacional del lobo en Castilla y León, problemática de conservación y perspectivas de futuro. *Resúmenes del I Congreso Hispano-Luso. Situación y conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. Soria 1997. SECEM-Grupo Lobo. Pp. 50.
- BARRIENTOS, L. M. (1997b). El lobo en la llanura cerealista castellana. *Quercus*, 139: 14-17.
- BARRIENTOS, L. M. (1998). *Estudio de las poblaciones de lobo ibérico en la provincia de Valladolid, 1998*. Junta de Castilla y León, Valladolid. Informe inédito.
- BARRIENTOS, L. M., L. LLANEZA Y M. RICO (1998). Wolf density in Sierra de la Culebra, west Spain. *I Euro-American Mammal Congress. Santiago de Compostela*. ASM, SEM, SECEM. Pp. 166-167.
- BARRIENTOS, L. M. Y M. RICO (1992). *Evolución del lobo en la Alta Carballeda e incidencia sobre las especies cinegéticas, I*. Junta de Castilla y León, Zamora. Informe inédito.
- BARRIENTOS, L. M. Y M. RICO (1993). *Evolución del lobo en la Alta Carballeda e incidencia sobre las especies cinegéticas, II*. Junta de Castilla y León, Zamora. Informe inédito.
- BARRIENTOS, L. M. Y C. VILA (1994). *Situación del lobo en la Reserva Nacional de la Sierra de la Culebra, Zamora*. Servicio Territorial de Vida Silvestre de Zamora. Informe inédito.

- BATH, A. J. (1989). The public and the wolf restoration in Yellowstone National Park. *Soc. Nat. Res.*, 2: 297-306.
- BATH, A. J. (1991). Public attitudes in Wyoming, Montana, and Idaho toward wolf restoration in Yellowstone National Park. *Trans. N. A. Wildl. Nat. Res. Conf.*, 56: 91-95.
- BATH, A. J. (1992). Identification and documentation of public attitudes toward wolf reintroduction in Yellowstone National Park. Pp. 2-30. En: J. D. Varley y W. G. Brewster (eds). *Wolves for Yellowstone? A Report to the United States Congress, Vol. IV Research and Analysis*. Nat. Park Serv., Yellowstone Nat. Par., Wyoming 750 pp.
- BATH, A. J. y T. BUCHANAN (1989). Attitudes of interest groups in Wyoming toward wolf restoration in Yellowstone National Park. *Wildlife Society Bulletin*, 17: 519-525.
- BERG, W. y S. BENSON (1999). *Updated wolf population estimate for Minnesota, 1997-1998*. Minnesota Department of Natural Resources. Grand Rapids, Minnesota.
- BLANCO, J. C. (1996). El reto de la conservación del lobo. *Ecosistemas*, 17: 44-51.
- BLANCO, J. C. (1998). La extinción del lobo en España: crónica de un fraude científico. *Biológica*, 26: 56-59.
- BLANCO, J. C. y Y. CORTÉS (1997). *Estudio aplicado para la gestión del lobo en Cantabria*. Universidad de Cantabria. Informe inédito. 142 pp.
- BLANCO, J. C. y Y. CORTÉS (1999). *Estudio para la gestión del lobo en hábitats fragmentados por autovías*. Junta de Castilla y León, Valladolid. Informe inédito.
- BLANCO, J. C., L. CUESTA y S. REIG (1988). *El lobo en España: distribución, estatus y daños a la ganadería*. ICONA, Madrid. Informe inédito.
- BLANCO, J. C., L. CUESTA y S. REIG (1990a). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid. 130 pp.
- BLANCO, J. C., S. REIG, L. CUESTA, L. M. BARRIENTOS, J. SEIJAS, L. BARRIOS y R. GRANDE DEL BRÍO (1990b). El lobo en Castilla y León. Pp. 45-56. En: J. C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig (eds). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid. 130 pp.
- BLANCO, J. C., L. CUESTA y S. REIG (1990c). El lobo en España: una visión global. Pp. 69-94. En: J. C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig (eds). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid. 130 pp.

- BLANCO, J. C., A. RODRÍGUEZ, L. CUESTA, S. REIG Y J. C. DEL OLMO (1990d). El lobo en Sierra Morena. Pp. 61-68. En: J. C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig (eds). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid. 130 pp.
- BLANCO, J. C., S. REIG Y L. CUESTA (1992). Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation*, 60: 73-80.
- BOERTJE, R. D. Y R. O. STEPHENSON (1992). Effects of ungulate availability on wolf reproductive potential in Alaska. *Canadian Journal of Zoology*, 70: 2441-2443.
- BOERTJE, R. D., P. VALKENBURG Y M. E. McNAY (1996). Increases in moose, caribou and wolves following wolf control in Alaska. *Journal of Wildlife Management*, 60 (3): 474-489.
- BOITANI, L. (1983). Wolf and dog competition in Italy. *Acta Zoologica Fennica*, 174: 259-264.
- BOITANI, L. (1986). *Dalla parte del lupo*. L'Aironi di Gorgio Mondadori & Associati, Milano.
- BOITANI, L. (2000). *Action plan for the conservation of wolves (Canis lupus) in Europe*. Council of Europe. Estrasburgo. 86 pp.
- BOITANI, L. Y P. CIUCCI (1993). Wolves in Italy. Critical issues for their conservation. Pp. 75-90. En: C. Promberger y W. Schroder (eds). *Wolves in Europe: status and perspectives*. Munich Wildlife Society, Ettal, Alemania.
- BOMFORD, L. (1993). *The complete wolf*. Boxtree Limited, London. 160 pp.
- BOYD, D. K. Y D. H. PLETSCHER (1999). Characteristics of dispersal in a colonizing wolf population in the central Rocky Mountains. *Journal of Wildlife Management*, 63 (4): 1094-1108.
- BOYD, D. K., P. C. PAQUET, S. DONELSON, R. R. REAM, D. H. PLETSCHER Y C. C. WHITE (1995). Transbounding movements of a recolonizing wolf population in the Rocky Mountains. Pp. 135-141. En: L. N. Carbyn, S. H. Fritts y D. R. Seip (eds). *Ecology and conservation of wolves in a changing world*. Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta. Edmonton, Alberta, Canada.
- BYRD, K. (2000). Wolf as social indicator: An analysis of wolf public information in Minnesota. *Beyond 2000. Realities of Global Wolf Restoration*. Duluth (Minnesota), 23-26 febrero de 2000. International Wolf Center & Univ. Minnesota in Duluth. Pp. 50-51.
- CAMIÑA, A. (1997). Recolonización del lobo (*Canis lupus signatus*) en La Rioja: presencia en las Siete Villas y su incidencia indirecta en la alimentación de

- aves carroñeras. *Resúmenes del I Congreso Hispano-Luso. Situación y conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. Soria 1997. SECEM-Grupo Lobo. Pp. 27.
- CEÑA, A. (1996). El lobo. Pp. 66-81. En: A. Ceña (ed). *Fauna de La Rioja, vol. I. Mamíferos*. Fundación Caja de Ahorros de La Rioja. Logroño. 295 pp.
- CEÑA, A. (1997). Study of the Iberian wolf (*Canis lupus signatus*) in La Rioja using personal interviews (years 1983-1984). *Resúmenes del I Congreso Hispano-Luso. Situación y conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. Soria 1997. SECEM-Grupo Lobo. Pp. 18.
- CIUCCI, P. Y L. BOITANI (1998). *Il lupo. Elementi di biologia, gestione, ricerca*. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica «Alessandro Ghigi», Documenti Tecnici, 23.
- CIUCCI, P. Y L. BOITANI (2000). Simulated howling survey of wolves in the Pollino National Park, Italy. A cost-benefit analysis. En: *Beyond 2000. Realities of Global Wolf Restoration*. Duluth (Minnesota), 23-26 febrero de 2000. International Wolf Center & Univ. Minnesota in Duluth. Pp. 83.
- CLEVENGER, A. P. Y F.J. PURROY (1996). Sign surveys for estimating trend of a remnant brown bear, *Ursus arctos*, population in northern Spain. *Wildlife Biology*, 2 (4): 275-281.
- CLUTTON-BROCK, T. H., M. MAJOR Y F. E. GUINNESS (1985). Population regulation in male and female deer. *Journal of Animal Ecology*, 54: 831-846.
- CORTÉS, Y. (2000). *Ecología y conservación de lobo (Canis lupus) en España. Tesis doctoral*. Universidad Complutense de Madrid
- CRESWELL, W. J., S. HARRIS, C. L. CHEESEMAN Y P. J. MALLINSON (1992). To breed or not to breed: an analysis of the social and density-dependent constraints on the fecundity of female badgers (*Meles meles*). *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, 338: 393-407.
- CRÊTE, M. Y F. MESSIER (1987). Evaluation of indices of gray wolves, *Canis lupus*, density in hardwood conifer-forests in southwestern Quebec. *Canadian Field-Naturalist*, 101 (2): 147-152.
- CHEESEMAN, C. L., J. W. WILESMITH, J. RYAN Y P. J. MALLINSON (1987). Badger population dynamics in a high-density area. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 58: 279-294.
- CHEESEMAN, C. L., P. J. MALLINSON, J. RYAN Y J. W. WILESMITH (1993). Recolonisation by badgers in Gloucestershire. Pp. 78-93. En: T. J. Hayden (ed). *The badger*. Dublin: Royal Irish Academy.

- DELIBES, M. (1990). *Statut et conservation du loup (Canis lupus) dans les Etats membres du Conseil de l'Europe*. Collection Sauvegarde de la nature, n° 47. Council of Europe. 46 pp.
- DIAS, P. C. (1996). Sources and sinks in population biology. *Trends in Evolution and Ecology*, 11 (8): 326-330.
- DIFENBACH, D. R., M. J. CONROY, R. J. WARREN, W.E. JAMES, L. A. BAKER y T. HON (1994). A test of the scent station survey technique for bobcats. *Journal of Wildlife Management*, 58: 10-17.
- EBERHARDT, L. L. y R. R. KNIGHT (1996). How many grizzlies in Yellowstone? *Journal of Wildlife Management*, 60 (2): 416-421.
- FERNÁNDEZ, A., J. M. FERNÁNDEZ y G. PALOMERO (1990). El lobo en Cantabria. Pp. 33-45. En: J. C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig (eds). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid. 130 pp.
- FERRERAS, P., J. J. ALDAMA, J. F. BELTRÁN y M. DELIBES (1992). Rates and causes of mortality of a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* (Temminck). *Biological Conservation*, 61: 197-202.
- FILION, F. L., E. DUWORS, P. BOXALL, P. BOUCHARD, R. REID, P. A. GRAY, A. J. BATH, A. JACQUEMOT y G. LEGARE (1994). *The importance of wildlife to Canadians: highlights of the 1991 survey*. Canadian Wildlife Service, Ottawa, Ontario.
- FISCHER, H. (1995). *Wolf Wars: The remarkable inside story of the restoration of wolves to Yellowstone*. Falcon Press, Helena (Montana).
- FREILICH, J. E. y E. L. LARUE (1998). Importance of observer experience in finding desert tortoises. *Journal of Wildlife Management*, 62 (2): 590-596.
- FRITTS, S. H. (1983). Record dispersal by a wolf from Minnesota. *Journal of Mammalogy* 64(1): 166-167.
- FRITTS, S. H. y L. N. CARBYN (1995). Population viability, nature reserves, and the outlook for gray wolf conservation in North America. *Restoration Ecology*, 3 (1): 26-38.
- FRITTS, S. H. y L. D. MECH (1981). Dynamics, movements, and feeding ecology of a newly protected wolf population in northwestern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 80: 1-79.
- FULLER, T. K. (1989). Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs*, 105: 1-41.

- FULLER, T. K. (1995). *Guidelines for gray wolf management in the northern Great Lakes region*. International Wolf Center, Technical Publication 271: 1-19.
- FULLER, T. K., W. E. BERG, G. L. RADDE, M. S. LENARZ Y J. B. JOSELYN (1992). A history and current estimate of wolves distribution and numbers in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 20: 42-55.
- FULLER, T. K. Y D. L. MURRAY (1998). Biological and logistical explanations in variations in wolf population density. *Animal Conservation*, 1: 53-57.
- FULLER, T. K. Y B. A. SAMPSON (1988). Evaluation of a simulated howling survey for wolves. *Journal of Wildlife Management*, 52 (1): 60-63.
- FULLER, T. K. Y W. J. SNOW (1988). Estimating winter wolf density using radiotelemetry data. *Wildlife Society Bulletin*, 16: 367-370.
- GARCÍA-ASENSIO, J. M. (1995). *Historia de la fauna de Soria. Atlas de distribución histórica de vertebrados de la provincia de Soria*. A.S.D.E.N., Soria. 573 pp.
- GARCÍA-GAONA, J. F., F. GONZÁLEZ, O. HERNÁNDEZ, J. NAVES, G. PALOMERO Y S. SOLANO (1990). El lobo en Asturias. Pp. 19-31. En: J. C. Blanco, Cuesta, L. y S. Reig (eds). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid. 130 pp.
- GASAWAY, W. C., R. D. BOERTJE, D. V. GRANGAARD, D. G. KELLEYHOUSE, R. O. STEPHENSON Y D. G. LARSEN (1992). The role of predation in limiting moose at low densities in Alaska and Yukon and implications for conservation. *Wildlife Monographs*, 120: 1-59.
- GESE, E. M. Y L. D. MECH (1991). Dispersal of wolves (*Canis lupus*) in northeastern Minnesota, 1969-1989. *Canadian Journal of Zoology*, 69: 2946-2955.
- GONZÁLEZ, F., G. PALOMERO, J. NAVES Y S. SOLANO (1987). Situación del lobo ibérico en Asturias (1986). Pp. 28-29. En: *El lobo ibérico. II Jornadas Estudio y Debate*. Salamanca.
- GRANDE DEL BRÍO, R. (1984). *El lobo ibérico. Biología y mitología*. Editorial Blume, Madrid.
- GRANDE DEL BRÍO, R. (1990). El lobo en Extremadura. Pp. 57-60. En: J. C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig (eds). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid. 130 pp.
- GRIGIONE, M. M., P. BURMAN, V. C. BLEICH Y B. M. PIERCE (1999). Identifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks: refinement of an innovative technique. *Biological Conservation*, 88: 25-32.
- GROOMS, S. (1999). *Return of the wolf*. North Word Press, Minnetonka (Minnesota). 191 pp.

- GROS, P. M. (1998). Status of the cheetah *Acinonyx jubatus* in Kenya: a field-interview assessment. *Biological Conservation*, 85: 137-149.
- GROS, P. M., M. J. KELLY Y T. M. CARO (1996). Estimating carnivore densities for conservation purposes: indirect methods compared to baseline demographic data. *Oikos*, 77: 197-206.
- HAIGHT, R. G. Y L. D. MECH (1997). Computer simulation of vasectomy for wolf control. *Journal of Wildlife Management*, 61 (4): 1023-1031.
- HARRINGTON, F. H. (1987). Aggressive howling in wolves. *Animal Behavior*, 35: 7-12.
- HARRINGTON, F. H. Y L. D. MECH (1978a). Wolf vocalization. En: R. L. Hall y H. S. Sharp (eds). *Wolves and men. Evolution in parallel*. Academic Press. New York.
- HARRINGTON, F. H. Y L. D. MECH (1978b). Howling at two Minnesota wolf pack summer homesites. *Canadian Journal of Zoology*, 56: 2024-2028.
- HARRINGTON, F. H. Y L. D. MECH (1979). Wolf howling and its role in territory maintenance. *Behavior*, 68 (3-4): 207-249.
- HARRINGTON, F. H. Y L. D. MECH (1982a). An analysis of howling response parameters useful for wolf pack censusing. *Journal of Wildlife Management*, 46 (3): 686-693.
- HARRINGTON, F. H. Y L. D. MECH (1982b). Patterns of homesite attendance in two Minnesota wolf packs. Pp: 81-105. En: F. H. Harrington y P. C. Paquet (eds). *Wolves of the world. Perspectives of behavior, ecology and conservation*. Noyes Publications. New Jersey. USA.
- HARRINGTON, F. H., L. D. MECH Y S. H. FRITTS (1983). Pack size and wolf pup survival: their relationship under varying ecological conditions. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 13: 19-26.
- HARRIS, R. B. Y R. R. REAM (1983). A method to aid in discrimination of tracks from wolves and dogs. Pp. 120-124. En: L. N. Carbyn (ed). *Wolves in Canada and Alaska*. Canadian Wildlife Service. Report Series, 45.
- HAYES, R. D. (1995). *Numerical and functional responses of wolves, and regulation of moose in the Yukon*. Master's Thesis. Simon Fraser Univ. Burnaby, British Columbia.
- HAYES, R. D., A. M. BAER Y D. G. LARSEN (1991). *Population dynamics and prey relationships of an exploited and recovering population in the southern Yukon*. Yukon Fish and Wildlife Branch Final Report. TR-91-1: 67pp.

- HAYES, R. D. y A. S. HARESTAD (2000). Demography of a recovering wolf population in the Yukon. *Canadian Journal of Zoology*, 78:36-48.
- HEISEY, D. M. y T. K. FULLER (1985). Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *Journal of Wildlife Management*, 49: 668-674.
- HUBER, D., B. RADISIC, D. NOVOSL y A. FRKOVIC (1993). *Public attitudes toward wolves in Croatia: positive change with the wolf population drop*. Manuscrito enviado al Congreso Internacional sobre el Lobo (León, 1993).
- ICN (1997). *Projecto «Conservação do lobo em Portugal»*. Relatório Técnico Final, no âmbito do Programa Life. ICN, Lisboa.
- IUCN (1996). *1996 IUCN Red List of Threatened Animals*. IUCN, Gland, Suiza.
- IUCN (2000). *2000 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Suiza.
- KARANTH, K. U. (1995). Estimating tiger *Panthera tigris* population from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*, 71: 333-338.
- KARANTH, K. U. (1999). Counting tigers, with confidence. Pp. 350-353. En: J. Seidensticker, S. Christie y P. Jackson (eds). *Riding the Tiger. Tiger conservation in human dominated landscapes*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- KARANTH, K. U. y J. D. NICHOLS (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79: 2852-2862.
- KEITH, L. B. (1983). Population dynamics of wolves. Pp. 66-77. En: L. N. Carbyn (ed). *Wolves in Canada and Alaska*. Canadian Wildlife Service, Report Series n° 45.
- KELLERT, S. R. (1980). Contemporary values of wildlife in American society. Pp. 31-60. En: W. W. Shaw y E. H. Zube (eds). *Wildlife Values: Center for Assessment of Noncommodity Natural Resources Values*. Institute Ser. Report N. 1.
- KELLERT, S. R. (1985a). *The public and the timber wolf in Minnesota*. Report to Members of the Wolf Study Advisory Committee. Inédito.
- KELLERT, S. R. (1985b). Social and perceptual factors in endangered species management. *Journal of Wildlife Management*, 49: 528-536.
- KELLERT, S. R. (1985c). Public perception of predators, particularly the wolf and coyote. *Biological Conservation*, 31 (2): 167-189.

- KELLERT, S. R. (1986). The public and the timber wolf. *Trans. N. A. Wildl. Nat. Res. Conf.*, 51: 193-200.
- KELLERT, S. R. (1991). Public views of wolf restoration in Michigan. *Trans. N. A. Wildl. Nat. Res. Conf.*, 56: 152-161.
- KELLERT, S. R. (1994). Public attitudes toward bears and their conservation. *Proceedings of the Ninth International Conference on Bear Research and Management*. Grenoble, 1992. Pp. 293-305.
- KELLERT, S. R. (1999). *The public and the wolf in Minnesota, 1999*. International Wolf Center, Ely, Minnesota. 412 pp.
- KNIGHT, R. R., B. M. BLANCHARD Y L. L. EBERHARDT (1995). Appraising status of the Yellowstone grizzly bear population by counting females with cubs of the year. *Wildlife Society Bulletin*, 23 (2): 245-248.
- LEHMAN, N., P. CLARKSON, L. D. MECH, T. J. MEIER Y R. K. WAYNE (1992). A study of the genetic relationships within and among wolf packs using DNA fingerprinting and mitochondrial DNA. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 30: 83-94.
- LINNELL, J. D. C., J. E. SWENSON, A. LANDA Y T. KVAM (1998). Methods for monitoring European large carnivores- A worldwide review of relevant experience. *NINA Oppdragsmelding*, 549: 1-38.
- LLANEZA, L. (1997a). Evolución y situación del lobo en Asturias. Pp. 29-42. En: B. Palacios y L. Llaneza (eds). *I Seminario sobre el Lobo en los Picos de Europa*. SECEM-Grupo Lobo. Oviedo. 109 pp.
- LLANEZA, L. (1997b). ¿Cuántos lobos hay en España? Una propuesta metodológica. *Resúmenes del I Congreso Hispano-Luso. Situación y conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. Soria 1997. SECEM-Grupo Lobo. Pp. 22
- LLANEZA, L. Y A. ORDIZ (1999). *Situación del lobo en Asturias. 1999*. Consejería de Agricultura del Principado de Asturias, Oviedo. Informe inédito.
- LLANEZA, L., A. ORDIZ, P. ALONSO Y J. F. LAYNA (1999). *Distribución y aspectos poblacionales del lobo ibérico en el oriente de Lugo*. Xunta de Galicia, Lugo. Informe inédito. 53 pp.
- LLANEZA, L., M. RICO Y J. IGLESIAS (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 (n.e.): 135-150.

- MACE, R. D., S. C. MINTA, T. L. MANLEY Y K. E. AUNE (1994). Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin*, 22: 64-83.
- MECH, L. D. (1970). *The wolf: ecology and behavior of an endangered species*. Natural History Press. New York.
- MECH, L. D. (1975). Disproportionate sex ratios in wolf pups. *Journal of Wildlife Management*, 39: 737-740.
- MECH, L. D. (1977). Productivity, mortality and population trends of wolves in northeastern Minnesota. *Journal of Mammalogy*, 58: 559-574.
- MECH, L. D. (1982). Wolves (radio-telemetry). Pp. 227-228. En: D. E. Davis (ed). *Handbook of census methods for terrestrial vertebrates*. CRC Press. Boca Raton. Florida.
- MECH, L. D. (1987). 4. Age, season, distance, direction and social aspects of wolf dispersal from a Minnesota pack. Pp. 54-74. En: B. D. Chepko-Sade y Z. Halpin (eds). *Mammalian dispersal patterns*. University of Chicago Press. Chicago.
- MECH, L. D. (1991). *The way of the wolf*. Swan Hill Press. Shrewsbury, Inglaterra.
- MECH, L. D. (1995a). The challenge and opportunity of recovering wolf populations. *Conservation Biology*, 9 (2): 270-278.
- MECH, L. D. (1995b). A ten-year history of the demography and productivity of an arctic wolf pack. *Arctic*, 48 (4): 329-332.
- MECH, L. D. (1997). *The arctic wolf: ten years with the pack*. Voyageur Press, Stillwater, Minnesota.
- MECH, L. D. (1998). Estimated cost of maintaining a recovered wolf population in agricultural regions in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin*, 26 (4): 817-822.
- MECH, L. D., L. G. ADAMS, T. J. MEIER, J. W. BURCH Y B. W. DALE (1998). *The wolves of Denali*. University of Minnesota Press. Minneapolis.
- MECH, L. D. Y H. H. HERTEL (1983). An eight-year demography of a Minnesota wolf pack. *Acta Zoologica Fennica*, 174: 249-250.
- MEDJO, D. Y L. D. MECH (1976). Reproductive activity in nine- and ten-month-old wolves. *Journal of Mammalogy*, 57: 406-408
- MEIER, T. J., J. W. BURCH, L. D. MECH Y L. G. ADAMS (1995). Pack structure and genetic relatedness among wolf packs in a naturally-regulated population. Pp. 293-302. En: L. N. Carbyn, S. H. Fritts y D. R. Seip (eds). *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication, n° 35. Edmonton. Alberta.

- MESSIER, F. (1985a). Solitary living and extraterritorial movements of wolves in relation to social status and prey abundance. *Canadian Journal of Zoology*, 63: 239-245.
- MESSIER, F. (1985b). Social organization, spatial distribution, and population density of wolves in relation to moose density. *Canadian Journal of Zoology*, 63: 1068-1077.
- MESSIER, F. (1994). Ungulate population models with predation: a case study with the North American moose. *Ecology*, 75 (2): 478-488.
- MOREIRA, L. M. (1998). *O lobo*. J. Azevedo. Ed. Mirandela, Portugal.
- MOREIRA, L. M., J. L. ROSA, J. LOURENÇO, I. BARROSO Y V. PIMENTA (1997). *Projecto Lobo. Parque Natural de Montesinho*. Relatório de Progressão. 1996. Bragança. Informe inédito.
- MUÑOZ-COBO, J., J. A. CALVO Y R. CARRASCO (1999). Bases para la elaboración del plan de conservación del lobo (*Canis lupus* L., 1758) en Andalucía. Pp. 25-36. En: *Investigación y desarrollo medioambiental en Andalucía*. Junta de Andalucía y Univ. Jaén.
- MUSIANI, M., E. VISALBERGHI Y L. BOITANI (2000). Captive wolves' avoidance of flag barriers and management implications. Pp. 34-35. *Beyond 2000. Realities of Global Wolf Restoration*. Duluth (Minnesota), 23-26 febrero de 2000. International Wolf Center & Univ. Minnesota in Duluth.
- NAVES, J., A. FERNÁNDEZ, J. F. GARCÍA-GAONA Y C. NORES (1996). Uso de cámaras automáticas para recogida de información faunística. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23 (2): 189-199.
- PACKARD, J. M. Y L. D. MECH (1983). Population regulation in wolves. Pp. 151-174. En: F. L. Bunnell, D. D. Eastman y J. M. Peek (eds). *Symp. on Natural Regulation of Wildlife Populations, Moscow*. Prox. 14. For., Wildl. and Range Expt. Stn. University of Idaho.
- PALACIOS, B. (1988). *Presencia del lobo (Canis lupus signatus) en los valles de Valdeón y Sajambre en 1988. Parque Nacional de la Montaña de Covadonga*. Informe interno.
- PALACIOS, B. (1997). El lobo en el Parque Nacional de los Picos de Europa. Pp. 43-62. En: B. Palacios y L. Llana (eds). En: *I Seminario sobre el Lobo en los Picos de Europa*. SECEM-Grupo Lobo. Oviedo. 109 pp.
- PALOMERO, G., A. FERNÁNDEZ Y J. NAVES (1993). Demografía del oso pardo en la Cordillera Cantábrica. Pp. 51-80. En: J. Naves y G. Palomero (eds). *El oso pardo en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.

- PETERS, VON G. (1993). Gattung *Canis* Linnaeus, 1758. Pp. 45-106. En: J. Niethammer y F. Krapp (eds). *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 5: Raubsäuger- Carnivora (Fissipedia). Wiesbaden.
- PETERS, R. P. Y L. D. MECH (1975). Scent-marking in wolves. *American Scientist*, 63 (6): 628-637.
- PETERSON, R. O. (1995). *The wolves of Isle Royale: a broken balance*. Willow Creek Press. Minocqua, Wisconsin.
- PETERSON, R. O., N. J. THOMAS, J. M. THURBER, J. A. VUCETICH Y T. A. WAITE (1998). Population limitation and the wolves of Isle Royale. *Journal of Mammalogy*, 79 (3): 828-841.
- PETERSON, R. O., J. D. WOOLINGTON Y T. N. BAILEY (1984). Wolves of the Kenai Peninsula, Alaska. *Wildlife Monographs*, 88: 1-52.
- PHILLIPS, M. K. Y D. W. SMITH (1996). *The wolves of Yellowstone*. Voyageur Press, Stillwater (Minnesota). 125 pp.
- PLETSCHER, D. H., R. R. REAM, D. K. BOYD, M. W. FAIRCHILD Y K. E. KUNKEL (1997). Population dynamics of a recolonizing wolf population. *Journal of Wildlife Management*, 61 (2): 459-465.
- PRADA, J. (1945). El lobo y sus daños. *Montes*, 458-463.
- PUENTE, A. DE LA, J. C. BLANCO Y Y. CORTÉS (2000). *Estudio de la presencia actual del lobo (Canis lupus signatus) en la provincia de Guadalajara*. Junta de Castilla-La Mancha, Toledo. Informe inédito.
- PURROY, F. J., A. P. CLEVINGER, L. COSTA Y M. SÁENZ DE BURUAGA (1988). El oso y el lobo en Riaño. *Quercus*, 28: 20-24.
- PUYOL, R. (ed) (1997). *Dinámica de la población en España. Cambios demográficos en el último cuarto del siglo XX*. Ed. Síntesis, Madrid.
- READING, P. R. Y S. R. KELLERT (1993). Attitudes toward a proposed reintroduction of black-footed ferrets (*Mustela nigripes*). *Conservation Biology*, 7: 569-580.
- READING, P. R. Y T. W. CLARK (1996). Carnivore Reintroductions: An Interdisciplinary Examination. Pp. 296-336. En: J. L. Gittleman (ed): *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution, Vol. 2*. Cornell Univ. Press, Ithaca y Londres, 643 pp.
- REIG, S., L. CUESTA, F. PALACIOS Y F. BÁRCENA (1992). Status of the wolf in Spain. Pp. 371-374. En: B. Bobek, K. Perzanowski y W. L. Regelin (eds). *Global Trends in Wildlife Management*. XVIII Congress of the International Union of Game Biologists, Cracovia 1987.

- RICO, M., L. LLANEZA, P. FÉRNANDEZ-LLARIO Y J. CARRANZA (1997). Datos preliminares sobre el lobo (*Canis lupus signatus*) en Extremadura. *Resúmenes del I Congreso Hispano-Luso. Situación y conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. Soria 1997. SECEM-Grupo Lobo. Pp. 23
- ROGERS, L. L. (1987). Effects of food supply and kinship on social behaviour, movements, and population dynamics of black bears in Northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs*, 97.
- ROGERS, L. M., C. L. CHEESEMAN Y S. LANGTON (1997). Body weight as an indication of density-dependent population regulation in badgers (*Meles meles*) at Woodchester Park, Gloucestershire. *Journal of Zoology*, 242: 597-604.
- ROHNER, C. (1995). Great horned owls and snowshoe hare: what causes the time lag in the numerical responses of predator to cyclic prey? *Oikos*, 74: 61-68.
- ROHNER, C. (1996). The numerical response of great horned owls to the snowshoe hare cycle: consequences of non-territorial 'floaters' on demography. *Journal of Animal Ecology* 65: 359-370.
- ROHNER, C. (1997). Non-territorial "floaters" in great horned owls: space use during a cyclic peak of snowshoe hares. *Animal Behavior*, 53: 901-912.
- ROTHMAN, R. J. Y L. D. MECH (1979). Scent-marking in lone wolves and newly formed pairs. *Animal Behavior*, 27: 750-760.
- ROUTE, B. Y L. AYLSWORTH (1999). 1999 World wolf status report. *International Wolf* 9(3): Special Insert. International Wolf Center, Ely, Minnesota.
- RUIZ, I. (1987). Apuntes para la distribución del lobo en Sierra Morena Oriental. En: *El lobo Ibérico: II Jornadas de Estudio y Debate*. Salamanca.
- SÁENZ DE BURUAGA, M. (1999a). Ni santos ni inocentes. *Biológica*, 29: 12-13.
- SÁENZ DE BURUAGA, M. (1999b). Intrusos pero sobre todo jetas. *Biológica*, 28.
- SÁENZ DE BURUAGA, M. (2000). El Gran Hermano Lobo. *Biológica*, 47: 8-9.
- SÁENZ DE BURUAGA, M., A. ONRUBIA, M. A. CAMPOS, A. LUCIO Y F. J. PURROY (1994). *El lobo en Euskadi*. Gobierno Vasco y Diputaciones de Álava y Vizcaya. Informe inédito.
- SÁENZ DE BURUAGA, M., M. A. CAMPOS, E. ARBERAS Y A. ONRUBIA (1997). Últimos datos sobre el lobo en el País Vasco y Navarra. *Resúmenes del I Congreso Hispano-luso. Situación y conservación de las poblaciones de lobo en la Península Ibérica*. Soria. SECEM-Grupo Lobo. Pp.39

- SAETHER, B. E., S. ENGEN, J. E. SWENSON, O. BAKKE Y F. SANDEGREN (1998). Assessing the viability of Scandinavian brown bear, *Ursus arctos*, populations: the effects of uncertain parameter estimates. *Oikos*, 83: 403-416.
- SAGAN, C. (1997). *El mundo y sus demonios. La ciencia como una luz en la oscuridad*. Ed. Planeta, Barcelona. 493 pp.
- SAND, H., H. ANDRÉN, O. LIBERG, P. AHLQVIST Y P. WABAKKEN (2000). Telemetry studies of wolves (*Canis lupus*) in Scandinavia: A new research project. Pp. 66-67. *Beyond 2000. Realities of Global Wolf Restoration*. Duluth (Minnesota), 23-26 febrero de 2000. International Wolf Center & Univ. Minnesota in Duluth.
- SARGEANT, G. L., D. J. JOHNSON Y W. E. BERG (1998). Interpreting carnivore scent-station surveys. *Journal of Wildlife Management*, 62 (4): 1235-1245.
- SCHANTZ, T. VON (1984). "Non breeders" in the red fox *Vulpes vulpes*: a case of resource surplus. *Oikos* 42: 59-65
- SCHMIDT, P. A. Y L. D. MECH (1997). Wolf pack size and food acquisition. *American Naturalist*, 150 (4): 513-517.
- SKOGLAND, T. (1985). The effects of density-dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology*, 54: 359-374.
- SMALLWOOD, K. S. Y E. L. FITZHUGH (1993). A rigorous technique for indentifying individual mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation*, 65: 51-59.
- SMALLWOOD, K. S. Y E. L. FITZHUGH (1995). A track count for estimating mountain lion *Felis concolor californica* population trend. *Biological Conservation*, 71: 251-259.
- SMALLWOOD, K. S. Y C. SCHONEWALD (1998). Study design and interpretation of mammalian carnivore density estimates. *Oecologia*, 113: 474-491.
- SMITH, J. N. Y P. ARCESE (1989). How fit are floaters?. Consequences of alternative territorial behaviors in a nonmigratory sparrow. *American Naturalist*, 133 (6): 830-845.
- SOULÉ, M. E. (1986). Conservation Biology and the "Real World". Pp. 1-12. En: M.E. Soulé (ed). "*Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*". Sinauer Assoc. Inc., Sunderland, Massachusetts. 584 pp.
- STEINHOFF, H. W. (1980). Analysis of major conceptual systems for understanding and measuring wildlife values. Pp. 11-21. En: W. W. Shaw y E. H. Zube (eds).

Wildlife Values: Center for Assessment of Noncommodity Natural Resources Values. Institute Ser. Report N. 1.

- STEPHENSON, R. O., W. B. BALLARD, C. A. SMITH Y K. RICHARDSON (1995). Wolf biology and management in Alaska, 1981-1992. Pp. 43-54. En: L. N. Carbyn, S. H. Fritts y D. R. Seip (eds). *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication, nº 35. Edmonton. Alberta.
- SWENSON, J. E., F. SANDEGREN, A. BJÄRVALL, A. SÖDERBERG, P. WABAKKEN Y R. FRANZÉN (1994). Size, trend, distribution and conservation of the brown bear *Ursus arctos* population in Sweden. *Biological Conservation*, 70: 9-17.
- SWENSON, J. E., F. SANDEGREN Y A. SÖDERBERG (1998). Geographic expansion of an increasing brown bear population: evidence for presaturation dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 67: 819-826.
- TELLERÍA, J. L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid.
- TELLERÍA, J. L. Y C. SÁEZ-ROYUELA (1984). The large mammals of central Spain. An introductory view. *Mammal Review*, 14 (2): 51-56.
- TELLERÍA, J. L. Y C. SÁEZ-ROYUELA (1986). El uso de la frecuencia en el estudio de la abundancia de grandes mamíferos. *Acta Oecologica/Oecologia Applicata*, 7 (1): 69-75.
- TELLERÍA, J. L. Y C. SÁEZ-ROYUELA (1987). Un método para el censo del lobo ibérico. Pp. 21-24. En: *El lobo ibérico. II Jornadas Estudio y Debate*. Salamanca.
- TELLERÍA, J. L. Y C. SÁEZ-ROYUELA (1989). Ecología de una población ibérica de lobos (*Canis lupus*). *Doñana, Acta Vertebrata*, 16 (1): 105-122.
- VALVERDE, J. A. (1959). La protection de la faune en Espagne: ses problèmes. *Réunion Technique d'Athènes de l'U.I.C.N.*, Vol. V.
- VALVERDE, J. A. (1971). El lobo español. *Montes*, 159: 229-242.
- VICENTE, J. L. Y T. YANES (1996). El lobo en Zamora: distribución, demografía y estado sanitario. Pp. 27-46. En: *Veterinaria y Fauna Salvaje*. Colegio Oficial de Veterinarios de Zamora.
- VILÀ, C., V. URIOS Y J. CASTROVIEJO (1990). Ecología del lobo en La Cabrera (León) y la Carballeda (Zamora). Pp. 95-108. En: J. C. Blanco, Cuesta, L. y S. Reig (eds). *El lobo (Canis lupus) en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid. 130 pp.
- WABAKKEN, P., H. SAND Y A. BJÄRVALL (2000). Wolf population dynamics, status, and distribution on the Scandinavian Peninsula, 1978-1999. *Beyond 2000*.

- Realities of Global Wolf Restoration*. Duluth (Minnesota), 23-26 febrero de 2000. International Wolf Center & Univ. Minnesota in Duluth. Pp. 45-46.
- WASER, P. M. (1996). Patterns and consequences of dispersal in gregarious carnivores. Pp. 267-295. En: J.L. Gittleman (ed). *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Vol. 2. Cornell University Press. Ithaca, New York.
- WHITE, G. C. Y R. A. GARROT (1990). *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, Inc., San Diego, California.
- WIEGAND, T., J. NAVES, T. STEPHAN Y A. FERNÁNDEZ (1998). Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantabrica, Spain. *Ecological Monographs*, 68 (4): 539-570.
- WYDEVEN, A. P., R. N. SCHULTZ Y R. P. THIEL (1995). Monitoring of a recovering gray wolf population in Wisconsin, 1979-1991. Pp. 147-156. En: L. N. Carbyn, S. H. Fritts y D. R. Seip (eds). *Ecology and Conservation of Wolves in a Changing World*. Canadian Circumpolar Institute, Occasional Publication, nº 35. Edmonton. Alberta.