

Bases para la gestión del Jabalí *Sus scrofa* L. en el Parque Natural del Moncayo

Informe final
Diciembre 2007



Juan Herrero, Carlos Prada, Patricia Alexandra Rodrigues,
Alberto Giménez-Anaya, Alicia García-Serrano

Ega, Consultores en Vida Silvestre, S.L.

Sierra de Vicort 31, 50003 Zaragoza. Tel. y fax: 976 280698
Correo electrónico: egasl@arrakis.es

Titulo: Bases para la gestión del jabalí *Sus scrofa* L. en el Parque Natural del Moncayo, Zaragoza.

Autores: Juan Herrero, Carlos Prada, Patrícia Alexandra Rodrigues, Alberto Giménez-Anaya, Alicia García-Serrano.

Ega, Consultores en Vida Silvestre S.L. Sierra de Vicort 31, 1º A. E-50003 Zaragoza.
Correo electrónico: egasl@arrakis.es

Director de la asistencia técnica: Enrique Arrechea. Técnico del Servicio de Medio Ambiente de Zaragoza. Gobierno de Aragón

Zaragoza, diciembre 2007

Foto de portada: Javier Ara.

ÍNDICE

1. Introducción	1
1.1. Antecedentes	1
1.1.1. La importancia del jabalí y su problemática	1
1.1.2. Ficha biológica.....	2
1.1.3. El impacto en los ecosistemas.....	22
1.1.4. El jabalí en las áreas de montaña	26
1.2. Marco legal.....	28
1.3. Justificación e interés	28
1.4. Objetivos	28
2. Área de estudio	30
2.1. Localización y figuras de protección	30
2.2. Geomorfología y relieve	31
2.3. Hidrografía	33
2.4. Clima y vegetación	34
2.5. Fauna.....	35
2.6. Aspectos socioeconómicos.....	36
3. Material y métodos	39
3.1. Uso y selección de hábitat	39
3.2. Información Cinegética.....	44
3.2.1. Análisis de los resaques previos al estudio (2002/2003 a 2004/2005)	44
3.2.2. Evolución de las capturas (1998/1999 a 2006/2007)	44
3.2.3. Seguimiento de la caza del jabalí mediante resaques cinegéticos en la temporada 2006/2007.....	45
4. Resultados	46
4.1. Uso y selección del hábitat.....	46
4.1.1. Resultados generales de 2006 y 2007.....	46
Jabalí <i>Sus scrofa</i>	50
Corzo <i>Capreolus capreolus</i>	56
Zorro rojo <i>Vulpes vulpes</i>	62
Garduña <i>Martes foina</i>	65
Tejón <i>Meles meles</i>	68
Comadreja <i>Mustela nivalis</i>	71
Gato montés <i>Felis sylvestris</i>	72
Gineta <i>Genetta genetta</i>	73
Conejo <i>Oryctolagus cuniculus</i>	74
Liebre ibérica <i>Lepus granatensis</i>	75
4.2. Resultados Cinegéticos	76
4.2.1. Análisis de los resaques (2002/2003 a 2004/2005)	76
4.2.2. Análisis de las capturas (1988/99 a 2006/07)	76
4.2.3. Características de los resaques	78
4.2.4. Resultados del seguimiento de la temporada 2006/07.....	80
5. Discusión	86
6. Conclusiones	92
7. Recomendaciones	93
Bibliografía	94

Anejo 1. Cartografía

Anejo 2. Fichas

Anejo 3. Diario de actividades

Anejo 4. Resultados estadísticos

RESUMEN

Con el fin de conocer cuáles son los factores que afectan a la presencia del jabalí *Sus scrofa* en el Parque Natural del Moncayo (PNM) y el desarrollo de su caza en resaque, durante 2006 y 2007 se llevaron a cabo sendas asistencias técnicas cuyos objetivos fueron: (i) revisar la información existente sobre el jabalí en el Parque Natural del Moncayo (PNM); (ii) realizar rastreos de prospección, con el fin de conocer el uso del espacio estacional del jabalí y de otros meso y macromamíferos y (iii) tratar los datos provenientes de la cumplimentación de fichas de resaque de los cotos del PNM. Para ello se analizó la información proveniente de las siguientes fuentes de información: (i) nueve recorridos de rastreo llevados a cabo estacionalmente durante 2006 y 2007, a lo largo de sendas y pistas del PNM, para un total de 50 km de cuatro estaciones anuales; (ii) las fichas de resaque de cinco cotos pertenecientes al PNM durante las temporadas (2002/2003 a 2004/2005); (iii) las declaraciones de capturas de los nueve cotos afectados por el PNM, entre las temporadas 1998/1999 a 2006 /2007 y (iv) las fichas de resaque de estos cotos durante la temporada 2006/2007. Los análisis estadísticos empleados fueron pruebas no paramétricas debidas a la ausencia de normalidad de los datos: χ^2 , de comparación de medias -U de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis- y de correlación de Spearman así como técnicas de regresión logística binomial. La información obtenida a partir del análisis de estas fuentes de datos ha permitido llegar a las siguientes conclusiones: (i) la detección de 10 especies silvestres de meso (garduña, tejón, comadreja, gineta, gato montés, zorro, liebre y conejo) y macromamíferos (jabalí y corzo); (ii) que los factores que mejor explican la presencia del jabalí son la presencia de áreas no cinegéticas en las que no se practica la caza, que su densidad es de unos 2 ejemplares km^{-2} , que sus capturas se han estabilizado en unos 300 ejemplares por temporada y que los parámetros cinegéticos deducidos a partir del seguimiento de los resaques se encuentran dentro del rango de los valores encontrados en Aragón para estudios similares; (iii) que el corzo está presente en todos los medios aunque hay más probabilidad de presencia en encinares y en zonas por debajo de los 1600, siendo el ungulado silvestre más abundante en la zona, con unos 4 ejemplares km^{-2} ; (iii) que el zorro es la especie que más aparece durante el rastreo, además de ocupar todos los medios y poseer una densidad de 1 ejemplar km^{-2} y tener mayor probabilidad de ser detectado en espacios no cinegéticos, por lo que la caza podría estar suponiendo un factor de mortalidad relevante; (iv) la garduña es igualmente abundante en todos los medios y es más probable su presencia en las zonas no cinegéticas y las altitudes medias; (v) el tejón tiene mayor probabilidad de ser detectado en altitudes bajas, igual que la comadreja y el gato montés; (vi) la gineta llega hasta los 1323 m y (vii) el conejo está presente en las zonas cinegéticas y bajas exclusivamente y la liebre ibérica es muy escasa y aparece en todo el rango altitudinal. Estas conclusiones dan lugar a una serie de recomendaciones para la gestión y el

seguimiento poblacional a partir de ahora: (i) analizar anualmente los resultados de la caza del jabalí a partir de las fichas de resaque, de fructificación, de biometría y seguimiento sanitario; (ii) repetir el seguimiento del uso del espacio de los meso y macromamíferos un año más para comprender mejor el papel de los diversos factores ambientales que influyen en su abundancia y selección de hábitat; (iii) informar anualmente de los resultados obtenidos a los grupos de interés y establecer un intercambio informativo con la parte soriana del Moncayo; (iv) plantear un muestreo más completo de la población de jabalí, que incluya un estudio de la dieta a partir del análisis del contenido gástrico, estado reproductivo, biometría, estructura de la población cazada y estado sanitario; (v) difundir los resultados de este trabajo en forma de publicaciones divulgativas, técnicas y científicas así como en charlas, cursos, encuentros, reuniones etc.; (vi) integrar la información obtenida en los seguimientos preexistentes a mayor escala, como la monitorización de mamíferos en Aragón o el seguimiento del corzo en el Sistema Ibérico Zaragozano y finalmente (vii) monitorizar la comunidad de meso y macromamíferos a partir de la realización anual primaveral de una operación de rastreo, estación en la cual las condiciones de detectabilidad de indicios son mayores.

AGRADECIMIENTO

Deseamos agradecer la inestimable ayuda prestada por Raúl Ayala, técnico de conservación del PNM, a lo largo del desarrollo de todo el proyecto, colaborando activamente en el trabajo de campo y facilitando todos los aspectos logísticos.

Los Agentes de Protección de la Naturaleza colaboraron en algunos recorridos de prospección y participaron en reuniones informativas así como en la segunda reunión con cazadores, aportando sus puntos de vista y criterios.

Enrique Arrechea, director de esta asistencia técnica, facilitó el desarrollo de la misma, interesándose por su proceso y apoyando cuantas iniciativas íbamos teniendo.

Los cazadores del Moncayo mostraron su interés en sentar las bases de una colaboración con el PNM, facilitándonos información sobre la ubicación y características de sus resaques.

Javier Marco y su equipo nos proporcionaron información actualizada sobre las capturas de jabalí en los cotos afectados.

Diversos alumnos, amigos y familiares nos acompañaron a lo largo de las diversas operaciones de campo. Su participación viene especificada en el diario de actividades.

A todos vosotros, muchas gracias por vuestra colaboración.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. ANTECEDENTES

1.1.1. La importancia del jabalí y su problemática

Los problemas a los que da lugar la presencia de jabalí *Sus scrofa* son muy variados. En los países en los que ha sido introducido, su presencia puede dañar comunidades vegetales y especies animales que no han sufrido anteriormente, desde un punto de vista evolutivo, perturbaciones tales como las hozaduras. En los ambientes en los que es autóctono, en las últimas décadas, el jabalí ha sido motivo de preocupación por parte de gestores, conservacionistas y cazadores, debido a la posible importancia de sus predaciones sobre puestas de aves terrícolas (martinete *Nycticorax nycticorax*; perdiz roja *Alectoris rufa*; codorniz *Coturnix coturnix*; urogallo *Tetrao urogallus*); la competencia alimentaria con especies catalogadas (oso pardo *Ursus arctos*); los daños a la agricultura o su papel como reservorio de epizootias susceptibles de ser transmitidas al ganado doméstico o al hombre. Se trata, en cualquier caso, de una apreciación subjetiva de sobreabundancia en función de los intereses (agricultura, caza menor) o especies (oso pardo, martinete, etc.) que se pretenden favorecer y que fue descrita por Caughley en 1981: “siempre hay demasiados lobos para los ganaderos y demasiado pocos para los ecologistas”.

La gestión del jabalí ha ido frecuentemente unida al intento de controlar sus poblaciones y sus daños y a la necesidad de gestionar la demanda social de su caza. Por ejemplo, el primer estudio sobre el jabalí en Aragón, se desarrolló en la Reserva de Caza de Los Valles (Herrero 2003) y se llevó a cabo debido a la necesidad de conocer cómo se desarrollaba su caza en un área en la que aún existe oso pardo, considerando que la mortalidad artificial debida al hombre es la principal causa actual de rarefacción de los núcleos oseros de Europa meridional y que la caza en batida del jabalí constituye uno de los principales medios de esta causa (Mertzanis 1995). La abundancia de jabalí es también el motivo del uso ilegal de lazos en los que caen osos y otras especies. La caza en batida tenía una serie de limitaciones, fundadas en no batir determinadas zonas de la Reserva consideradas de importancia para el oso, pero estas limitaciones no estaban basadas en un conocimiento mínimo sobre la actividad cinegética ni sobre la biología del jabalí. Era el principio de cautela preventiva: prohibir para evitar lo peor.

La mayoría de las poblaciones de ungulados europeos, como son el jabalí, el corzo *Capreolus capreolus* y el ciervo *Cervus elaphus*, son objeto de caza deportiva o control poblacional. Esto

implica que su gestión debería estar basada, al menos, en el conocimiento de su abundancia y tendencia poblacional, lo que permitiría calcular su tasa de extracción en función de unos objetivos de gestión (Caughley 1977, Caughley y Sinclair 1994). En especies de bosque - esquivas y difíciles de observar- la estima de la abundancia relativa o absoluta ha supuesto el empleo de diversas técnicas. Los sistemas más utilizados han sido tradicionalmente: el conteo de excrementos (Bailey y Putman 1986, Fernández Llarío y Carranza 1996); la realización de transecciones (García-González *et al.* 1992, Garin y Herrero 1997); índices de caza (Boulloire 1984); detección de rastros (Dzieciolowsky 1976); el conteo directo de ejemplares (Massei *et al.* 1996); sistemas de marcaje y recaptura (Spitz *et al.* 1984); sistemas de marcaje y recaptura con cámaras fotográficas (Sweitzer *et al.* 2000); estaciones de olor o la realización de batidas cinegéticas (Sáez-Royuela y Tellería 1988), llamadas resaques en el Moncayo, igual que en el Pirineo aragonés. Todos los métodos citados anteriormente, menos el último, presentan problemas de aplicabilidad debido al esfuerzo que supone llevarlos a cabo (captura-recaptura); a la baja tasa de encuentro con animales de baja densidad a partir de transecciones y por tanto gran amplitud en los intervalos de confianza de la estima media; a la dificultad en reconocer las huellas y señales, por las diferencias debidas al observador y estado del terreno; a las diferencias en las tasas de defecación (individuales, según el alimento, época del año), etc. Todo ello se traduce también en un ingente esfuerzo económico. En cualquier caso, la verificación de la bondad del método, es decir la comprobación de que los métodos mencionados reflejan la abundancia real, es algo que se ha realizado en contadas ocasiones.

1.1.2. Ficha biológica

1.1.2.1. Distribución, domesticación y traslados

El jabalí *Sus scrofa* L., del árabe jabal-í, literalmente “de monte” en castellano (Cortés 1996), representa el origen genético de los actuales cerdos domésticos y es una de las especies de mamíferos más ligadas al hombre desde tiempos prehistóricos. Hoy en día el cerdo es una de las principales fuentes de proteína animal a nivel mundial y el jabalí un importante recurso económico y cinegético así como una pieza clave en los numerosos ecosistemas que ocupa.

Esta importancia no se ha traducido en un profundo conocimiento de su biología y ecología y solamente en las últimas dos décadas del siglo pasado su estudio ha comenzado a aportar información verdaderamente relevante sobre distintos aspectos de su historia natural (Mauget *et al.* 1984, Gerard *et al.* 1991). La aplicación de nuevas técnicas de estudio junto al creciente interés que despierta la especie ha ayudado a este desarrollo.

El jabalí posee una distribución muy amplia debida a su expansión natural y a los traslados efectuados por el hombre. Esto ha dado lugar a numerosas variedades locales (subespecies, razas, ecotipos), asilvestramientos de variedades domésticas con vueltas al agriotipo e hibridaciones entre distintas formas salvajes simpátricas, formas domésticas y salvajes o entre formas asilvestradas y salvajes. Esta complejidad dificulta enormemente el estudio sistemático (Oliver 1993).

El exceso de caza, su incompatibilidad con la explotación agrícola y ganadera extensiva y la destrucción del hábitat ha fragmentado su área de distribución y lo ha exterminado en tiempos históricos en numerosas áreas como las Islas Británicas (Clutton-Brock 1996) y Escandinavia, hoy recientemente recolonizadas (Welander 1995, Erkinaro *et al.* 1982), partes del Norte de África como el Valle del Nilo, extensas áreas de la antigua URSS. En realidad el jabalí ha estado sujeto a extinciones locales periódicas en función de su incompatibilidad con las actividades agrícolas humanas. Los cambios en el uso del territorio han permitido durante el siglo pasado la recolonización de amplias zonas de Europa y la sustitución de determinadas variedades de jabalí exterminadas por otras introducidas por el hombre o expandidas de forma natural (Marsan *et al.* 1990).

La domesticación del jabalí se produjo en diversos puntos de su área de distribución, en distintos momentos de la historia de la humanidad y a partir de las distintas variedades de jabalí autóctono, por lo que existe un origen polifilético de las actuales razas domésticas (Giuffra *et al.* 2000). Tras miles de años de caza fue una de las primeras especies de animales en ser domesticada, concretamente en Anatolia en el 7000 a.C. o incluso posiblemente antes.

Después del descubrimiento de América a partir del siglo XVI los españoles liberaron cerdos, voluntariamente o no, en distintos territorios, como Las Antillas, Florida, Tejas, etc. Su asilvestramiento ha dado lugar a diversas formas con fenotipos característicos. A su vez varios cientos de años después algunos jabalíes centroeuropeos fueron soltados en los Apalaches, California o Argentina. Los de los Montes Apalaches a su vez se hibridaron con los cerdos asilvestrados de origen español, complicando aún más su estatuto taxonómico.

Los cerdos domésticos, los jabalíes y los híbridos de ambos han sido objeto de numerosos traslados (*sensu* UICN 1987) por parte del hombre. Por otro lado han sufrido expansiones, retracciones y extinciones locales muy importantes en tiempos históricos (Genov 1981a, Marsan *et al.* 1990). Esto ha dado lugar a que la especie esté prácticamente presente de forma natural o artificial en todos los continentes: Australia, Nueva Zelanda, América del Norte, Hawai,

América del Sur y numerosas islas de todo el planeta, y que posea una de las áreas de distribución de mayor extensión entre los mamíferos (Oliver 1993).

1.1.2.2. Paleontología y sistemática

El jabalí pertenece a la Familia *Suidae* integrada en el Orden *Artiodactyla*. Las ocho especies que componen el género *Sus* se localizan principalmente en Asia, aunque el jabalí eurasiático *Sus scrofa* muestra una área de distribución histórica más amplia que incluye Europa y el norte de África.

El jabalí aparece en el Paleártico a principios del Pleistoceno, sustituyendo a *S. strozzi* hace unos 700.000 años. En Iberia se han descrito las siguientes subespecies (Groves 1991):

- *S. s. scrofa*. Las poblaciones norteñas son de cráneo bajo y las meridionales de cráneo alto y podrían ser subespecíficamente diferentes (Iberia septentrional, Italia septentrional, Francia, Alemania, Benelux, Dinamarca, Polonia, Chequia, Eslovaquia, Albania).
- *S. s. meridionalis*. Andalucía, Cerdeña y Córcega. Probablemente las poblaciones isleñas son resultado del asilvestramiento, habiendo llegado durante el Holoceno como ganado primitivo. La subespecie *majori* se correspondería con el jabalí autóctono italiano, hoy hibridado en gran medida con variedades centroeuropeas debido a sueltas cinegéticas. Aunque no incluida en las categorías de Groves (1991), en España se han descrito otras dos subespecies de *Sus scrofa*: *S. s. castillanus* y *S. s. baeticus*. La primera estaría distribuida por el norte y centro de la Península Ibérica y la segunda en el extremo sur peninsular (Cabrera 1914). Este autor considera que las dos subespecies se diferencian por la presencia de cerdas y borra en el pelaje de *S. s. castillianus* y en un menor tamaño y carencia de borra en *S. s. baeticus*. Estas descripciones deben ser revisadas pues fueron definidas sobre pocos ejemplares y se basaron únicamente en algunas características externas.

Para el caso concreto del jabalí en la Península Ibérica, consideramos que éste pertenece a la subespecie nominal, *S. s. scrofa*, coincidiendo con lo expuesto por otros autores para el norte de la Península Ibérica (Sáez-Royuela 1989, Rosell 1998, Markina 1998). Actualmente se utilizan técnicas electroforéticas y análisis estadísticos multivariantes aplicados a la craneometría del género *Sus* obteniéndose resultados más concluyentes en cuanto a las relaciones filogenéticas (Apollonio *et al.* 1988, Randí *et al.* 1989).

1.1.2.3. Genética

El número básico de cromosomas diploide en el género *Sus* es de 38. Los análisis citogenéticos indican la existencia de polimorfismo cromosómico pues el número total de cromosomas puede ser 36, 37 y 38. Dentro del área de distribución del jabalí existe una clina geográfica en el número cromosómico de Este ($2N=38$) a Oeste ($2N=36$), (ver Bosma *et al.* 1991 para una revisión). Los cariotipos de 38 cromosomas son prácticamente idénticos a los del cerdo doméstico, que tiene 38 cromosomas. No existen diferencias en el número cromosómico entre distintas razas de cerdos domésticos. Existen dos tipos de translocaciones cromosómicas que justifican esta variabilidad: una entre los cromosomas 16 y 17 y otra entre los 15 y 17. La primera translocación se ha hallado en poblaciones asiáticas y la segunda en europeas. El polimorfismo puede ser intrapoblacional, con 36, 37 y 38 cromosomas (Arroyo Nombela *et al.* 1990), debido a translocaciones robertsonianas entre los cromosomas 15 y 17, lo que estos autores interpretan como derivado de un proceso natural. En poblaciones contiguas (Macchi *et al.* 1995), con intercambio genético más que probable, también se ha descrito el fenómeno. Macchi y sus colaboradores encontraron el genotipo $2N = 36$ en la montaña alpina y $2N = 36$, 37 y 38 en el Valle del Po, interpretando que este último era fruto de la hibridación entre cerdo y jabalí de origen desconocido. Otros autores proponen esta característica como criterio de pureza genética (Mauget 1980, Goustat *et al.* 1994). Sin embargo hasta la fecha no se han realizado experimentaciones de hibridación que confirmen esta teoría de pureza genética.

Los métodos de estudio en la genética poblacional de *S. scrofa* son la Electroforesis Proteica Multilocular (MPE), el mapeo cariotípico y el estudio de grupos sanguíneos. El MPE seguido de un análisis cluster ha permitido medir la distancia genética de *S. s. majori*, el jabalí de la Maremma en Toscana (Italia) con respecto a otras poblaciones transalpinas y rechazar la hipótesis de su diferencia genética con respecto a estas poblaciones. Tan solo se trataría de un ecotipo adaptado a las particulares circunstancias de disponibilidad de alimento en la garriga mediterránea. Sin embargo esta metodología ha permitido confirmar las diferencias genéticas entre los jabalíes de llanura del norte de Bulgaria, más grandes que los de montaña del sur del país. Esta divergencia es pequeña y probablemente es debida a fluctuaciones al azar de frecuencias alélicas (Randi *et al.* 1992).

Otro criterio utilizado es el polimorfismo enzimático de 6 Fosfo Gluconato Deshidrogenasa (6PGD), que es monomórfica en las poblaciones europeas y dimórfica en las razas de cerdo mejoradas (Randi 1995). El análisis de los grupos sanguíneos y de los MPE revela grandes distancias genéticas entre las razas domésticas. Además la mejora de razas porcinas comenzada en el siglo XIX consistió básicamente en cruzar cerdos europeos con variedades chinas por lo

que en las razas europeas actuales, extendidas por todo el mundo, existe cierto peso de las variedades asiáticas. Este peso genético chino puede rastrearse en las razas locales de jabalí para conocer su pureza genética. La 6PGD y otros polimorfismos enzimáticos están ligados a la mejora genética con el fin de incrementar la producción cárnica. El estudio de estos *loci* enzimáticos puede dar a conocer el origen genético de algunas poblaciones de cerdo asilvestrado y detectar la hibridación. Este locus 6PGD ha sido utilizado con éxito en los jabalíes sardos para diferenciar las formas silvestres de las domésticas asilvestradas. Es por tanto un marcador de hibridación. Randi *et al.* (1989) hipotetizaron que este gen era polimórfico en poblaciones asiáticas y que había sido introducido en las razas modernas de cerdo a través de la hibridación. Esta hipótesis fue confirmada por Kurosawa y Tanaka (1991) que hallaron un amplio polimorfismo en *S. s. leucomystax* y *S. s. riukiuanus*, aunque también existían algunas poblaciones monomórficas debido a cuellos de botella poblacionales recientes o al aislamiento.

Finalmente Randi (1995) ha definido dos objetivos para estudiar la filogenia de los *Suidae*. En primer lugar identificar ADN mitocondrial con baja tasa de evolución para construir modelos evolutivos. El ADN mitocondrial es haploide y no se recombina. Procede de la herencia genética materna. En mamíferos muestra una tasa de evolución de entre 5 y 10 veces mayor velocidad que el ADN nuclear. Esto hace que el ADN mitocondrial sea la parte del ADN preferida para estudiar la filogenia materna. En segundo lugar identificar ADN hipervariable para describir la variabilidad genética entre poblaciones cercanas y dentro de las mismas poblaciones.

1.1.2.4. Biometría

La biometría ha sido tradicionalmente la base de la taxonomía hasta la aparición de técnicas de estudio más sofisticadas como las mencionadas anteriormente. Muchas de las subespecies de jabalí han sido descritas por ejemplo a partir del aspecto externo (pelaje fundamentalmente) y del tamaño (sobre todo craneometría). A veces las subespecies nacían de la descripción de muy pocos ejemplares como es el caso de *S. s. meridionalis* con 9 animales y *S. s. majori* a partir de 4, hecho que tras análisis más exhaustivos y la comparación con otras subespecies limítrofes ha terminado por invalidarlas.

De todas formas en una especie de tan amplia distribución parece normal que exista una clina dimensional, siendo mayores los jabalíes del este asiático y europeo con respecto a los sureuropeos y norteafricanos (Pedone *et al.* 1995). Estas diferencias representan adaptaciones a la temperatura, clima y abundancia de recursos tal y como ocurre en infinidad de especies. Es un caso claro de cumplimiento de la regla de Bergmann.

El jabalí posee una considerable variación en el tamaño. Los mayores machos alcanzan los 275 mm de longitud craneal (Islas Ryuku) o los 466 mm (Ucrania). En general los jabalíes insulares y los meridionales son más pequeños. La gran extensión del área de distribución del jabalí desde la Península Ibérica hasta Japón conlleva una gran variedad de formas geográficas. Esta variedad se ha reflejado en la descripción de numerosas subespecies, hasta 50 formas distintas, que tras diversas revisiones se redujeron a 32 e incluso 26-28 (Heptner *et al.* 1966). Estas subdivisiones se basaban fundamentalmente en aspectos craneométricos y en la morfología externa.

1.1.2.5. Morfología

El jabalí adulto muestra una característica morfología corporal que alcanza la máxima altura en la región de las extremidades anteriores. El cuello es poco aparente, las orejas son pequeñas y se mantienen erguidas -a diferencia de las del cerdo doméstico que son mayores y tienden a caer hacia adelante- y las extremidades finalizan en cuatro dedos protegidos por pezuñas, como es característico entre los artiodáctilos.

Las dimensiones de la especie son muy variables. En Europa se aprecia que la corpulencia aumenta a medida que nos dirigimos hacia el Este, observando los menores tamaños en el sur de la Península Ibérica y los máximos en la región de los Cárpatos, donde los machos adultos alcanzan pesos superiores a 300 kg (Baettig 1980, Groves 1991).

Es un animal de tamaño medio con un peso en los machos adultos de entre 60 y 100 kg, con hocico relativamente corto, ausencia de verrugas faciales, patas cortas, gran cabeza, morro largo y prácticamente puede decirse que no tiene cuello. Esto le da un aspecto masivo y compacto. El tamaño es variable, dependiendo de la latitud y del alimento disponible. En condiciones naturales, sin suplementación alimentaria artificial, los machos llegan a superar los 100 kg de peso *in vivo* en diversas poblaciones europeas (Briedermann 1970), aunque en otras apenas superan los 70 (Garzón 1991). Las hembras poseen entre el 88,5 y el 95,3% de la longitud condilobasal de los machos en algunas poblaciones y alrededor del 80% del peso corporal. Son relativamente longilíneos especialmente en lo que se refiere a las razas septentrionales; con falsas pezuñas mediales tan largas como las laterales; orejas relativamente grandes; cola relativamente larga con un penacho apical; cabeza no demasiado grande comparada con el cuerpo y disco nasal perpendicular al eje corporal.

La dentición láctea decidua se alcanza a los 3 meses o 3 meses y medio y consta de 28 dientes: i3/3, c1/1, p3/3. La dentición definitiva es de 44 piezas y aparece entre los 24 y los 36 meses

(Boitani y Mattei 1992): I3/3, C1/1, P4/4, M3/3. Los caninos son uno de los elementos más característicos de la especie, y su crecimiento no se detiene hasta alcanzar los 10 años de edad (Brandt 1965 *in* Dardaillon 1984). Los superiores se van arqueando progresivamente hacia arriba hasta encajarse en la parte posterior del hocico en los viejos machos. Su roce continuado con los caninos inferiores produce ángulos cortantes que junto con su aguda punta, permiten que constituyan una importante defensa, además de facilitar el marcaje de árboles.

La especie muestra un marcado dimorfismo sexual, presentando los machos mayores dimensiones que las hembras, además de otros caracteres secundarios diferenciales como la presencia de caninos de mayores dimensiones, piel más gruesa y dura alrededor de la espalda, formando una coraza que evita que se produzcan lesiones importantes durante los combates de la época de celo, crin dorsal más desarrollada y presencia de un pincel de pelos que señala el emplazamiento del pene. La diferencia más conspicua de machos y hembras adultos en el campo son los grandes colmillos de los machos y las mamas de las hembras, en época de cría y con pelaje estival (Figura 1.1). Poseen de cuatro a seis pares de mamas.

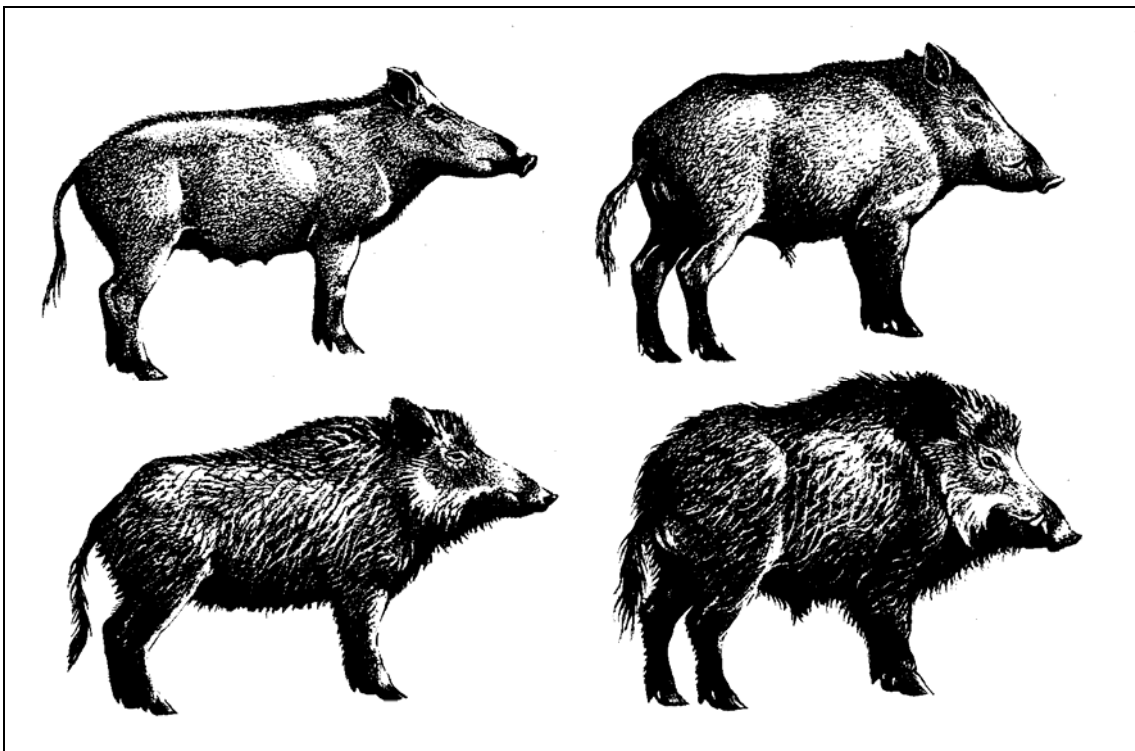


Figura 1.1. Pelaje del jabalí en verano (arriba) y en invierno (abajo): izquierda hembras y derecha machos (Massei y Toso 1993).

Poseen frecuentemente pelo abundante de color pardo con tendencia al negro, grisáceo o rojizo; cara, mejillas y garganta con pelo grisáceo o blanquecino o con marcas más marcadas; vientre oscuro; largas cerdas nucales formando en algunas subespecies una estrecha crin extendida por

la espalda; borra espesa y lanosa o ausente. En nuestras latitudes presenta dos tipos de pelajes a lo largo del año: el estival, corto y el invernal, con pelo largo, acompañados de sus consiguientes mudas. El pelaje permite también diferenciar tres clases de edad: los rayones, caracterizados por poseer rayas amarillas claras sobre fondo pardo rojizo en los flancos, hasta los 6 meses de edad; los marciles, de color pardo rojizo, hasta los 12 ó 18 meses y los adultos, con coloración más oscura.

En algunas poblaciones se observan individuos con una variedad de pelaje claro, de color ocre o gris, que está asociada a una mutación recesiva que no debe confundirse con albinismo. En algunas poblaciones del noroeste de Francia esta variedad está presente en el 25% de los individuos (Mauget 1980).

La comunicación intraespecífica de esta especie tan social, se lleva a cabo a través del olfato, de diversos tipos de glándulas (Rosell 1998) y también a través de la emisión de sonidos y marcaciones territoriales por parte de los machos. El olfato, el sentido que posee un mayor grado de desarrollo, tiene igualmente una gran importancia en la exploración del medio (búsqueda de alimento, etc.) así como en la función defensiva, ya que en gran medida los peligros se detectan con este sentido.

De entre las glándulas que participan en la función comunicativa se destacan: las mentonianas, con las que marcan al morder troncos de árboles; las carpianas, localizadas en las patas anteriores en su cara posterior, que producen una secreción más o menos continua que deja un olor característico; la glándula prepucial de los machos y las glándulas lacrimales, que en el caso de las hembras aporta también información sobre su estado sexual (Herrero 2003).

La emisión de sonidos y el oído como receptor, son de especial importancia en la comunicación de las crías con la madre y con sus hermanos. A través de la emisión de sonidos la madre identifica las diferentes manifestaciones de los rayones (alimentación, alarma etc.). En el estado adulto los miembros de las unidades familiares utilizan gruñidos secos y cortos para manifestar situaciones de alerta y otros más agudos para señalar la huida. También en el momento del celo se emiten gruñidos por parte de los machos para desencadenar el reflejo de quietud en las hembras (Fernández-Llario 2006). Por último la vista es el sentido menos desarrollado, particularmente a larga distancia.

1.1.2.6. Biología reproductiva

Las jabalinas llegan a su madurez sexual entre los 8 y los 20 meses de edad, en función de la disponibilidad alimentaria, pues deben tener para ello al menos 35 kg de peso (Oloff 1951, Briedermann 1971). La madurez sexual de los machos llega a los 10 meses, a partir de los 30 kg de peso (Mauget 1972, Mauget y Pepin 1985, Mauget y Boissin 1987). En Extremadura, Cataluña y Valle Medio del Ebro se han observado casos en los que la gestación se inició entre los 6 y 8 meses (Garzón 1991, Rosell 1998, Herrero 2003).

La tasa de ovulación muestra en Iberia medias comprendidas entre 4,4 y 5,9 cuerpos lúteos por estro, mientras que la media de fetos por camada muestra un mínimo de 3,3 en el Pirineo aragonés y un máximo de 4,2 en Burgos (ver Tabla 1.1). Las diferencias observadas en la productividad de las hembras se atribuyen a la calidad del hábitat y, en especial, a la disponibilidad de alimento que sería óptima en las poblaciones centroeuropeas donde se alcanzan medias de 5,3 fetos por hembra. Concretamente, la disponibilidad de bellota y otros frutos forestales tienen una influencia muy notable en la reproducción del jabalí, y se ha observado que en los años de mayor producción las hembras paren antes y aumentan significativamente: el porcentaje de hembras gestantes, la tasa de ovulación, la media de fetos por hembra y la sincronización (Matschke 1964, Aumaitre *et al.* 1982, Abáigar 1990, Rosell 1998, Maillard y Fournier 2004). Estudios recientes muestran que en la Península Ibérica existe una tendencia en el número medio de fetos por hembra, dependiendo de la edad (Sáez-Royuela 1989), de la edad y de la latitud (Fonseca *et al.* 2004) y una diferencia en la sex-ratio fetal dependiendo del peso y edad de las madres (Fernández-Llario *et al.* 1999).

Localidad	Tasa de ovulación	Fetos por hembra	Crías por camada	Referencia
España (Almería)	5,9	4,1		Abáigar 1992
España (Monfragüe)	4,4	3,9	3,5	Garzón 1991
España (Burgos)		4,2		Sáez-Royuela 1989
España (Aragón)		3,3		Vericad 1983
España (Cataluña)	4,7	3,8	3,5	Rosell 1998
Francia	5,3	4,6		Mauget 1972
Francia	5,2	4,5		Aumaitre <i>et al.</i> 1982
Francia	4,7	4,4	4,0	Dardaillon 1984
Italia		5,0		Boitani <i>et al.</i> 1995
Alemania		5,3		Stubbe y Stubbe 1977
Alemania		5,3		Briedermann 1986
Suiza		4,8		Moretti 1995

Tabla 1.1. Media de los parámetros reproductivos obtenidos en distintas poblaciones de jabalí en Europa.

La gestación es de 112 a 126 días (Mauget 1991) y los partos se producen de forma unimodal o, excepcionalmente bimodal. Las jabalinas forman grupos matriarcales de hembras con pequeños. El inicio del celo depende de la disponibilidad trófica y es variable entre zonas, poblaciones y años. La sincronidad reproductiva es baja.

Las crías nacen completamente cubiertas de pelo y con las capacidades locomotoras y de exploración del medio plenamente desarrolladas. Normalmente las hembras paren en encames constituidos por pequeñas excavaciones recubiertas de materiales herbáceos o leñosos que garantizan cierta protección y la cohesión del grupo durante los primeros días de vida de los jabatos. Estos nidales son abandonados a los pocos días del nacimiento cuando la hembra y sus crías inician sus desplazamientos y, con frecuencia, se reincorporan al grupo matriarcal al que pertenecía la hembra, ya con las relaciones filiativas plenamente consolidadas.

La fenología reproductiva muestra una actividad sexual cíclica, marcada por un período de anoestro estival y un posterior reinicio de actividad del ovario con ciclos de 21 días. En muchas poblaciones se registra un período de celo principal en otoño, entre septiembre y diciembre, y el consecuente período de nacimientos que se extiende entre enero y abril. Se ha indicado también la existencia de un segundo período de partos en verano (Mauget 1980), aunque este patrón bimodal está siendo cuestionado y más bien se tiende a considerar que además del período principal de nacimientos, se pueden producir partos prácticamente durante todo el año (Durio *et al.* 1995a).

La mortalidad durante el parto y en los primeros meses de vida es muy variable entre distintas poblaciones, reduciéndose el tamaño de camada hasta alcanzar una media de 3,5 jabatos/hembra. Entre las principales causas de mortalidad durante los primeros meses de vida destacan los rigores meteorológicos (cuando nacen los pequeños no tienen una regulación térmica efectiva) y la predación, aunque en poblaciones mediterráneas también las fuertes sequías producen una elevada mortalidad de jóvenes, probablemente a causa de la insuficiente producción de leche que provoca en las hembras la dificultad de conseguir alimento (Massei *et al.* 1997a).

También las condiciones ambientales demuestran una gran influencia en la biología reproductiva de este ungulado. En las poblaciones mediterráneas se registra un importante efecto de la lluvia en algunas variables reproductivas (Fernández-Llario y Mateos-Quesada 2005). En años de lluvia abundante, que llevan asociada generalmente una mayor producción de biomasa, el porcentaje de hembras gestantes es superior y el tamaño de la camada, de las hembras con más de 2 años de edad también.

1.1.2.7. Patología

Los endoparásitos más importantes desde el punto de vista patológico y epidemiológico son los estrongilos pulmonares pertenecientes al género *Metastrongylus*. Estos pueden causar la muerte de los animales, particularmente de los más jóvenes. Su nivel de infestación es aparentemente independiente de la densidad poblacional. No así los endoparásitos gástricos, que sí dependen directamente de ésta. Los ectoparásitos -garrapatas, *Ixodes sp.* y *Dermacentor sp.* y piojos *Haematopinus suis*-, no poseen una elevada patogenicidad. Por último la sarna sarcóptica, *Sarcoptes scabiei*, posee cierta relevancia en cautividad.

Trichinella sp., la triquina, es una enfermedad que infesta al jabalí con unas tasas de prevalencia inferiores al 1%. Su capacidad para producir graves trastornos digestivos y problemas crónicos derivados en el hombre al consumir carne de porcino poco cocida, es el motivo por el que se lleva a cabo un control sanitario obligatorio (el único) de todos los animales cazados en Aragón.

La Toxoplasmosis provocada por *Toxoplasma gondii* está siendo identificada en estudios recientes (Gauss *et al.* 2005) que comparan la incidencia de este parásito en sueros de jabalíes procedentes de regiones diferentes de España, donde se puede constatar que las poblaciones de mayor densidad y localizaciones meridionales son las más afectadas (Fernández-Llario 2006). La enfermedad de Aujesky, provocada por virus pertenecientes al género *Herpesvirus*, se manifiesta a menor escala, aún así pudiendo afectar a especies amenazadas como el lince ibérico *Lynx pardina* y el lobo *Canis lupus* (Höfle *et al.* 2004). En Francia, las enfermedades infecciosas más relevantes detectadas son: coccidios como *Eimeria*; con elevadas tasas de infestación; *Pasterella multocida* y diversos virus (Gerard *et al.* 1991).

En cuanto al papel epidemiológico que podría jugar el jabalí en la transmisión y reservorio de diversas enfermedades infecciosas, como por ejemplo la peste porcina africana y la peste porcina clásica, los casos detectados son muy escasos.

1.1.2.8. Uso del espacio, gregarismo y ritmos de actividad

El jabalí se considera el paradigma de lo agreste y lo forestal, pero su expansión en las últimas décadas ha permitido apreciar que, en realidad, se trata de una especie ubiquista, capaz de colonizar todo tipo de ambientes. Actualmente se encuentran densas poblaciones tanto en marismas situadas junto al mar como en ambientes dominados por bosques o matorrales de todo tipo, y aparecen indicios de su actividad incluso en prados subalpinos hasta los 2400 m, donde pueden apreciarse sus hozaduras en algunos periodos del año.

Pero la gran capacidad de adaptación del jabalí se manifiesta también en su elevado grado de tolerancia a la presión humana, que le permite obtener alimento en ambientes de cultivo altamente humanizados o establecerse en la periferia de áreas urbanas, como en el caso de la sierra de Collserola, adyacente a la zona metropolitana de Barcelona, donde los jabalíes están causando una fuerte problemática social. En los últimos años en Cataluña, y especialmente en las comarcas de Girona, donde la especie muestra una elevada densidad, se han podido observar jabalíes hozando en campos de golf o buscando al atardecer en las playas, los restos de comida abandonados por los bañistas.

El dominio vital de los jabalíes es variable y depende de las características del ambiente, de la época del año, estado reproductivo, distribución de los recursos alimentarios y de las áreas de refugio, por lo que es difícil sacar conclusiones generales al respecto: cada población parece tener sus propios patrones (Boitani *et al.* 1994). En general podemos decir que los jabalíes poseen una capacidad de desplazamiento grande, con centros de actividad principal. Los dominios vitales son muy variables (Singer *et al.* 1981, Gerard *et al.* 1991, Boitani *et al.* 1994, Massei *et al.* 1997a).

El seguimiento telemétrico de individuos adultos en poblaciones del sur de Francia ha permitido establecer que la superficie del dominio vital en el caso de los machos es de unas 12.000 a 15.000 ha, reduciéndose hasta las 6.000 ha en las hembras (Janeau y Spitz 1984). La mayor parte de individuos muestran hábitos sedentarios, contrariamente a las creencias populares que atribuyen al jabalí extensos desplazamientos y un acentuado nomadismo. En los estudios realizados mediante técnicas de captura, marcaje y recaptura, se observa que entre el 75 y el 90% de los individuos capturados se recaptura en un radio inferior a 10 km (Boisaubert y Klein 1984; Spitz *et al.* 1984); aún así, esporádicamente se han observado desplazamientos extraordinarios que alcanzan los 250 km. (Andrezejewski y Jezierski 1978; Boisaubert y Klein 1984).

En cuanto a los ritmos de actividad, generalizando, podemos considerar que la especie muestra un ritmo de actividad diario polifásico (Cousse y Janeau 1992), siendo las interferencias con el hombre uno de los elementos fundamentales que la determinan. En la mayor parte de poblaciones, el jabalí presenta preferentemente actividad crepuscular y nocturna (Mauget y Sempere 1978, Singer *et al.* 1981, Janeau y Spitz 1984), aunque cuando la perturbación humana es baja se aprecia también actividad en pleno día (Van Vuren 1984, Cugnasse *et al.* 1987). El patrón más habitual de uso del dominio vital se caracteriza por la existencia de zonas centrales de ocupación frecuente donde construyen sus camas de descanso, y de sectores periféricos que

utilizan más esporádicamente y que varían en función de la localización de los recursos alimentarios (Boitani *et al.* 1994). En general se considera que el uso del espacio está modulado por dos factores principales, la disponibilidad de alimento -que comporta continuos reajustes de las zonas más frecuentadas para adaptarse a los puntos de mayor oferta trófica- y la reproducción, que comporta fenómenos como la reducción del área de actividad de las hembras permaneciendo durante la época de partos en las zonas que ofrecen mayor seguridad (Mauget 1981).

La estructura social de las poblaciones de jabalí tiene como unidad básica el grupo matriarcal que se compone de una o diversas hembras acompañadas de sus jóvenes. En el seno de estos núcleos, liderados normalmente por la hembra más experimentada, se establece una red de interrelaciones que facilitan el desarrollo del proceso de aprendizaje de complejas estrategias individuales y colectivas (Teillaud 1986). Los estrechos vínculos que se establecen entre los integrantes de estos grupos se ponen de manifiesto en fenómenos como la adopción de camadas, en caso de muerte de la madre, por parte de otra hembra integrante del grupo (Delcroix *et al.* 1985; Janeau *et al.* 1988).

Además de estos núcleos básicos se constituyen también agregaciones de jóvenes machos que abandonan sus grupos matriarcales por la presión de machos adultos, solitarios durante la mayor parte del año, pero que se acercan a los grupos de hembras y crías durante el período de celo.

Las épocas en las que se produce un mayor número de partos y cópulas, con los consecuentes combates entre machos, son los que muestran un mayor dinamismo en la estructura social de las poblaciones, observándose en estos períodos una gran variabilidad en la composición de los grupos.

El tamaño medio del grupo se sitúa en la mayor parte de las poblaciones entre 3 y 5 individuos, observándose en el sur de Francia y el nordeste ibérico, una mayor agregación en el período otoñal (Dardaillon 1984, Rosell 1998) que según algunos autores se produce a causa de la disminución de la competencia ya que esta es la época de mayor oferta trófica. En la población de Doñana en cambio, los mayores tamaños de grupo se observan en primavera y no se aprecian diferencias significativas entre distintos ambientes (Fenández-Llario *et al.* 1996).

1.1.2.9. Alimentación

De hábitos oportunistas y generalistas, el jabalí tiene tendencia a alimentarse de pocos elementos abundantes (estenofagia), digeribles y nutritivos. Esto unido a su gran plasticidad

permite que dependa de fuentes de alimento de lo más diversas, en función de su disponibilidad. La dieta del jabalí se ha estudiado casi siempre a partir del análisis de los contenidos gástricos o de las heces y secundariamente por observación directa. Cualquiera de estos métodos produce sesgos, siendo el análisis gástrico el más cercano a la realidad. En líneas generales se puede decir que existe una prevalencia de dieta de origen vegetal (>80% del volumen gástrico) y una baja composición de elementos de origen animal, que además son muy variados y poseen una frecuencia de aparición elevada (Genov 1981, Mackin 1970, Groot Bruinderink y Hazebroek 1996).

El jabalí es el responsable de cuantiosos daños agrícolas prácticamente en todo el mundo. La evitación de estos daños así como el intento de compatibilizar la presencia de poblaciones de cierta densidad con los cultivos, ha sido el eje que ha guiado la investigación sobre daños en Europa (Vassant *et al.* 1987). Contrariamente, en países como Australia o Hawai, donde la especie es halóctona y los problemas no solamente se concentran en la prevención de daños a la agricultura, sino en gran medida en la conservación de la biodiversidad, los esfuerzos de gestión e investigación han ido encaminados más bien hacia su control poblacional o incluso a su total erradicación (Katahira *et al.* 1993).

La diversidad de especies consumidas es muy notoria y con una elevada variación entre las distintas zonas, adaptándose a las posibilidades que ofrece cada medio. Como denominador común se advierte, en poblaciones establecidas en ambientes forestales de latitudes templadas, que durante el otoño dominan claramente las bellotas *Quercus* sp., castañas *Castanea sativa* y hayucos *Fagus sylvatica*, pero no existe actualmente un consenso claro respecto al papel del jabalí como agente dispersor de semillas. En estudios realizados en Asia se ha observado la germinación de un importante número de diásporas a partir de excrementos de jabalí (Middleton y Mason 1992) mientras que otras investigaciones realizadas en Europa lo caracterizan más bien como un predador de semillas (Genard y Lescourret 1985). Aún así, se reconoce la importante acción de la especie en la dispersión de esporas de hongos hipogeos (Genard *et al.* 1996).

Por otra parte, y en relación con el consumo de especies animales, el jabalí se comporta como un perfecto oportunista, encontrándose en los contenidos gástricos diversos tipos de invertebrados terrestres o acuáticos (larvas de tipúlidos, cangrejos de río, etc.) y un extenso número de especies de vertebrados entre los que destacan los anfibios y micromamíferos. En algunas zonas de España se apunta al jabalí como uno de los factores causantes de la regresión de aves que nidifican en el suelo, y que en algunos casos son especies en regresión como el

urogallo *Tetrao urogallus* o la perdiz pardilla *Perdix perdix hispaniensis*; no obstante, no se dispone de estudios que permitan corroborar con certeza esta afirmación.

En relación con los hábitos alimentarios de la especie, destaca también el efecto de las hozaduras que realiza este ungulado para obtener alimento hipogeo. Algunos autores indican como consecuencias de esta acción, el incremento de la erosión, la disminución de especies de bulbosas especialmente apetentes y también registran efectos negativos sobre comunidades de microartrópodos del suelo (ver por ejemplo Howe y Power 1976, Vtorov 1993, Onipchenko y Golikov 1996); otros autores en cambio indican los beneficios de las hozaduras al favorecer la germinación de determinadas semillas e incrementar la diversidad de condiciones y la expansión de especies vegetales adaptadas a las fases iniciales de la sucesión (Grimal 1987).

1.1.2.10. Indicios de presencia

Como animales sociales, abundantes y de cierto tamaño, los jabalíes muestran diversos indicios de presencia a través de huellas y señales que ayudan notablemente a su detección.

- Huellas. Inconfundibles. Sobre sustrato blando a la señal dejada por los cascos de los dedos medios (2 y 3), hay que añadir los laterales (dedos 1 y 4). A veces con sustratos duros tan solo marcan la punta de los cascos.
- Excrementos. Constituidas por pequeñas esferas o cilindros nodulados de color oscuro, de tamaño y composición variable, olor característico y bajo nivel de fragmentación vegetal, que permite identificar *de visu* muchas veces los elementos no digeridos. Aparentemente no tienen una función de marcaje territorial.
- Bañas, bañeras o revolcaderos. En barro. Pueden quedar con el pelo y la horma del cuerpo del jabalí marcado, en forma de bañera. Poseen una función de desparasitación y termorregulación.
- Frotaderos. El baño diario es seguido por una refriega del lomo en árboles de diverso tamaño, que quedan impregnados de barro y pelos. Los árboles llegan a perder la corteza por el rozamiento reiterado e incluso se deforman en su crecimiento, produciendo una curvatura.
- Colmilladas en los árboles. Aparentemente se trata de un marcaje territorial de los machos que dejan su saliva en las cortezas, prevalentemente durante el celo (Sardin y Cargnelutti 1987).
- Hozadas u hozaduras. Realizadas con la jeta utilizando el disco nasal como palanca. Pueden ser de pequeño tamaño, de levantamiento de piedras, o de gran profundidad y

extensión. Se producen por la búsqueda de raíces, bulbos y pequeños animales, vertebrados o invertebrados.

- Camas. Las de uso diario son pequeñas depresiones o rascaduras del terreno. Pueden también ser sobre hojas o ramas y estar agregadas si las han hecho grupos de hembras con crías. Las de parto son más elaboradas. Las jabalinas parten ramas con la boca que son apiladas. En la cama yacerá con los jabatos a los que puede llegar a cubrir con más ramas. Estas camas de parto poseen una importante función termorreguladora y de reagrupamiento del grupo familiar. También pueden encontrarse bajo zarzas *Rubus* sp., que son ahuecadas por las jabalinas, formando cámaras en las que ocultarse con la camada (Fernández-Llario com.pers).
- Mascaduras o chamuscadizos. Al mascar raíces o espigas los jabalíes extraen los glúcidos no estructurales. Si escupen el resto, la parte estructural, se producen estas características señales, en forma de madeja deshilachada.
- Corredores. Al pasar entre la hierba o arbustos, los jabalíes pueden romper o doblar los tallos, así como marcarlos con barro tras los baños, dejando constancia de su paso. En la mies esta correría es particularmente conspicua cuando los tallos del cereal se quiebran, poco antes de la cosecha.

1.1.2.11. Relaciones con otros mamíferos

El jabalí es depredador de numerosos pequeños mamíferos y consume gran parte de su dieta animal en forma de carroña. También es presa de otros mamíferos, fundamentalmente el lobo, que tiene en el jabalí una de sus presas preferidas (Mattioli *et al.* 1995, Okarma 1995) y que llega a modelar su estructura poblacional (Jedrzejewska *et al.* 1994 y 1997, Jedrzejewsky 1993). El hombre es el gran competidor del jabalí: lo caza, se alimenta de él y es el responsable de que exista si su nivel de interferencia con las actividades humanas así lo permite.

1.1.2.12. Demografía

Sáez Royuela (1989) y otros definen al jabalí como un gran ratón, esto es, un mamífero de cierto tamaño con una estrategia ecológica “r”: elevado potencial reproductivo, elevada mortalidad, adaptación a condiciones ecológicas dispares, capacidad para recuperarse de crisis poblacionales, elevados crecimientos poblacionales anuales, etc.

Las densidades que alcanza la especie en Europa, estimadas a partir de métodos diversos, abarcan un rango relativamente amplio (Tabla 1.2) (ver Melis *et al.* 2006 para una revisión) siempre que se trate de poblaciones libres y no suplementadas artificialmente.

Localidad	Densidad km²	Referencia
España (Aragón)	3,3	Herrero 2003
España (Navarra)	2,6 - 3,0	Lerános y Castián 1996
España (Castilla – León, Burgos)	1,9 – 4,2	Tellería y Sáez-Royuela 1986
España (Castilla – León, León)	1,7 – 11,4	Purroy <i>et al.</i> 1987
España (Extremadura)	3	Garzón 1991
España (Cataluña, Garrotxa)	3,6 – 8,5	Rosell <i>et al.</i> 2001
España (Cataluña, Alt Empordà)	7 - 12,5	Rosell <i>et al.</i> 2001
Francia	2 – 2,8	Spitz <i>et al.</i> 1984
Francia	1 – 2,9	Dardaillon 1984
Italia (Apeninos de Genova)	1,4 – 1,7	Marsan <i>et al.</i> 1995
Italia (Monticiano)	9,78	Boitani <i>et al.</i> 1995
Alemania (Branderburg)	2,40	Kern <i>et al.</i> 1999
Países Bajos	4,80	Kuiters y Slim 2002
Polonia	2,0	Puček <i>et al.</i> 1975
Polonia	2,0 – 10,0	Andrezejewski y Jezierski 1978
Lituania	1,1	Janulatis 2003

Tabla 1.2. Densidad de población de jabalí en distintas regiones de Europa.

En cuanto a lo que se refiere a la estructura poblacional, en la mayor parte de las poblaciones estudiadas, el porcentaje de ejemplares menores de 24 meses siempre es muy elevado, entre el 62 y el 79% de individuos no supera los 2 años de edad (Garzón 1991; Sáez-Royuela 1989; Abáigar 1990; Rosell 1998) en parte por no tener aún todos sus mecanismos de adaptación fisiológica totalmente desarrollados (Jezierski 1977). La longevidad escasa, hasta los 6 años, frente a la longevidad potencial de 11-13 años (Brandt 1961, Jezierski 1977, Herrero 2003) y la proporción de sexos bastante equilibrada, con un cierto predominio de las hembras en las clases de edad más avanzadas. En la mayor parte de los casos la proporción de sexos no difiere significativamente de la esperada (1:1) en ninguna clase de edad.

La dificultad de realizar observaciones directas de jabalíes en la mayor parte de su ámbito de distribución, plantea notorios problemas para la realización de censos. Los datos de densidad que se facilitan en la Tabla 1.2 para las poblaciones ibéricas, son estimas realizadas a partir de datos obtenidos durante la actividad cinegética, fundamentalmente batidas. En España la caza del jabalí se basa principalmente en la realización de batidas en las que se rastrea a los animales

con la ayuda de perros adiestrados facilitando la detección de los individuos que se encuentran en una zona; por ello los datos registrados en las batidas, adecuadamente tratados, permiten realizar estimas u obtener indicadores de densidad de las poblaciones.

Además, una misma población puede mostrar intensas fluctuaciones interanuales, condicionadas especialmente por la disponibilidad de alimento que influye notablemente en la productividad de la población. Tan notables son las variaciones que se producen en los parámetros reproductores, y consecuentemente en la densidad de población, que algunos autores han atribuido al jabalí una dinámica demográfica más parecida a los micromamíferos que al resto de ungulados ibéricos (Spitz y Bourliere 1975). Algunos factores de mortalidad como la caza o la predación contribuyen a frenar el crecimiento poblacional y en particular el primero es responsable de la alta tasa de renovación de las poblaciones (Gaillard *et al.* 1987), pero no explican las espectaculares variaciones de densidad que se observan actualmente (Rosell 1998).

La especie sufrió un incremento espacial y numérico más o menos sincrónico en toda Europa durante los años 60 (Sáez Royuela y Tellería 1986). Desde entonces y atendiendo a las distintas escalas de análisis este fenómeno ha continuado (Francia, Boisaubert *et al.* 1997; Liguria, Marsan *et al.* 1990; Luxemburgo, Schley *et al.* 1998; Navarra, Leranoz y Castién 1996; Cataluña, Rosell 1998; Álava, Markina 1998; Almería, Abaigar 1992; Burgos, Tellería y Sáez-Royuela 1985; León, Sáenz de Buruaga 1995; Girona, Mataix y Padrós 1997, etc.), evidenciando que durante la primera mitad del siglo XX el jabalí era un animal escaso, confinado a ambientes montaraces, y que la expansión se inició a partir de los sesenta. En España se atribuyen como principales causas de la expansión, los cambios socio-económicos que han comportado el progresivo despoblamiento rural y el abandono de actividades tradicionales (Tellería y Sáez-Royuela 1985); ello ha ocasionado un importante aumento de las superficies de matorral y bosques, y la regresión de actividades como el aprovechamiento del sotobosque como pasto o la obtención de carbón, facilitando al jabalí extensas superficies de refugios con baja perturbación humana y con un elevado potencial de producción de alimento. Curiosamente, en otros países como Polonia y Suiza se ha atribuido la expansión del jabalí al incremento de superficies agrícolas y en especial, a los cultivos de maíz (Baettig 1980, Fruzinski 1995, Neet 1995).

En definitiva, son la plasticidad ecológica de la especie, junto con su elevado potencial reproductor, las bases sobre las que se sustenta su capacidad de aprovechar los cambios favorables en su hábitat, y responder con rapidez incrementando efectivos y expandiendo su área de distribución.

1.1.2.13. Interés económico y relación con el hombre

El jabalí es una especie cinegética cuya caza está fuertemente arraigada en las zonas rurales de grandes áreas de la Península Ibérica. La expansión de sus poblaciones ha permitido un notable incremento de capturas, pero además, ha comportado diversos conflictos de carácter económico y social.

La especie ocasiona daños a las zonas agrícolas, con especial preferencia por los maizales, aunque una amplia diversidad de cultivos como cereales, forrajes o frutales, también sufren sus efectos. Incluso los pastos de montaña se ven afectados cuando las hozaduras afectan grandes superficies. A este problema ya clásico, que conlleva los consecuentes conflictos para determinar quién debe hacerse cargo del importe de estos daños, se le han añadido recientemente otros problemas de carácter social. Su capacidad de tolerar la presencia humana le permite establecerse en los alrededores de núcleos urbanos, y no son raras, en Cataluña al menos, la aparición de noticias en los periódicos sobre grupos de jabalíes que han debido ser capturados en calles de pequeños pueblos, puertos e incluso en un parque urbano de Barcelona. Las mismas características y habilidades que propiciaron la domesticación de la especie están facilitando ahora este comportamiento oportunista que altera su carácter salvaje.

Otro problema que ha aparecido recientemente son las colisiones de jabalíes con vehículos en las carreteras. Se trata de una de las especies que más aparecen implicadas en los accidentes (Pulido, 1999) causando problemas importantes de seguridad vial en algunos tramos.

1.1.2.14. Factores de amenaza y medidas de conservación

El jabalí no requiere actualmente medidas de conservación, sino que más bien corre el riesgo de acabar siendo considerado una especie plaga.

Entre los factores de mortalidad más relevantes destaca la actividad cinegética que afecta anualmente entre el 30 y el 40% del efectivo poblacional en la mayoría de poblaciones ibéricas (ver recopilación en Rosell 1998). Además se producen pérdidas por ahogamientos en canales y otros individuos son víctimas de atropellos en carreteras (Vassant *et al.* 1993) pero la incidencia demográfica de estos factores es en general, muy baja. También cabe destacar como factor de

riesgo la elevada vulnerabilidad frente a epizootias que muestran las poblaciones que mantienen altas densidades de población e incluso se ha constatado en poblaciones de Cataluña el efecto de control poblacional que pueden ejercer algunas enfermedades que afectan la reproducción (Rosell y Fernández de Luco, datos inéditos).

1.1.2.15. Investigaciones sobre el jabalí en la Península Ibérica

Los estudios sobre el jabalí comenzaron con la descripción de las subespecies mencionadas por Cabrera en 1914. Hasta finales de los años 70 la comunidad científica no vuelve a retomar este tema con los trabajos de: Puigdefábregas sobre hozaduras (1980); Vericad sobre parámetros reproductivos e historia natural (1971, 1983); Rodríguez Berrocal *et al.* (1982), que aborda un estudio sobre alimentación; Martínez-Rica, en la conducta social (1980); Rogers y Myers (1980) con la abundancia y uso del espacio y Morais (1979) sobre historia natural.

Es en los años 80 cuando comienzan a aparecer toda una serie de trabajos de ecología. En 1989 Sáez Royuela publica su tesis sobre historia natural del jabalí en la provincia de Burgos, además de numerosas publicaciones científicas derivadas (Sáez Royuela y Tellería 1986, 1987, 1988, Tellería y Sáez Royuela 1984, 1985, 1986, etcétera). Garzón *et al.* (1983) y Venero (1984) sobre alimentación y (Venero 1983) con el gregarismo comienzan los estudios sobre el jabalí en el Parque Nacional de Doñana, uno de los humedales internacionales de mayor importancia internacional en Europa. Los estudios se continuarían más adelante con Braza y Álvarez (1989) abordando la utilización de los distintos ecosistemas de la Reserva Biológica de Doñana y la organización social de la especie; la tesina de Cuartas (1987), en la que estudia el reparto temporal de actividades y finalmente los aspectos reproductivos abordados por Garzón en el Parque Natural de Monfragüe (1991). También en los ochenta se lleva a cabo un proyecto fin de carrera que tiene por objeto estudiar la alimentación de la especie en la montaña Navarra (Leranz 1983) y comienzan los estudios sobre el jabalí en Cataluña (Rosell 1988).

En los años 90 se hace más patente el interés por la especie desde las administraciones públicas, debido a su incremento poblacional y a los nuevos problemas de gestión y conservación que plantea. Esto ha dado lugar a la aparición de numerosos informes y a un enfoque más práctico de las investigaciones. En Aragón se financian dos trabajos llevados a cabo en el Pirineo occidental (Herrero 2003, Herrero *et al.* 2006), que tienen como trasfondo el desconocimiento de la caza del jabalí en un área en la que sobrevive el oso pardo *Ursus arctos* (Caussimont y Herrero 1997). En la Comunidad Autónoma Vasca, se desarrollan sendos trabajos sobre la alimentación del jabalí en Bizkaia y Gipuzkoa (Irizar *et al.* 2004) y una tesis sobre dinámica poblacional en Álava (Markina 1998). En Cataluña continúan los trabajos que dan lugar a la tesis doctoral de Rosell (1998). En 1994 comienza un seguimiento sobre el jabalí en el Valle

Medio del Ebro, estudio que se continúa hasta la actualidad (Herrero y García-Serrano 2005). Se leen también diversas tesis doctorales sobre ecología del jabalí: en el Parque Natural de Monfragüe (Garzón 1991) y en la provincia de Almería (Abaigar 1990). Ésta última tesis proporciona diversas publicaciones sobre reproducción (Abaigar 1992); alimentación (Abaigar 1993); uso del espacio (Abaigar *et al.* 1994) y el único trabajo sobre genética de la especie en la península (Arroyo Nombela *et al.* 1990). Otros trabajos llevados a cabo en esta década han sido los de Sáenz de Buruaga (1995), sobre alimentación en la Cordillera Cantábrica y su piedemonte meridional; y los de Nores *et al.* (1994, 1995 y 2000), sobre expansión demográfica y daños; evolución histórica y censo respectivamente; o los de Timmer (1989) sobre hozaduras en la vertiente norte del Pirineo. En el año 2000 se publicó un estudio sobre la evolución histórica de la distribución de los grandes mamíferos en Aragón (Gortázar *et al.* 2000) y diversos trabajos sobre alimentación: Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (Giménez *et al.* 2007); Pirineo occidental (Herrero *et al.* 2005); País Vasco atlántico (Irizar *et al.* 2004); Valle Medio del Ebro (Herrero *et al.* 2006) y finalmente un trabajo comparado aborda la dieta de la especie en Ariège y el Montseny (Valet *et al.* 1994).

Tenemos por tanto un número de trabajos elevado referidos al jabalí (tesis, informes, artículos), en el que se estudian muy diversos aspectos de su biología: biometría, alimentación, demografía, uso del espacio, genética, etc., en ambientes preponderantemente mediterráneos, forestales o de marisma y ligados en muchas ocasiones a Espacios Naturales Protegidos (ENP).

1.1.3. El impacto en los ecosistemas

En las últimas décadas, el jabalí ha sufrido un incremento espacial y numérico en toda Europa. Si a esto se le añade la capacidad de la especie a adaptarse a cualquier tipo de ecosistema y su gran capacidad reproductiva, se puede afirmar que el jabalí puede ser un elemento de perturbación relevante para las comunidades florísticas y faunísticas de los ecosistemas que ocupa (Massei *et al.* 2005).

El jabalí es un omnívoro oportunista, adaptable a las disponibilidades tróficas del hábitat en el que vive. Es esencialmente un consumidor primario de la cadena trófica cuyas necesidades energéticas varían en función de la edad, la actividad física, la termorregulación y el periodo del ciclo reproductivo (Mauget *et al.* 1984)

Las variaciones en la disponibilidad y abundancia de los alimentos se traducen en el acoplamiento de los ritmos metabólicos. Así existen dos momentos de máximo crecimiento adaptados a la máxima disponibilidad alimentaria: al final del invierno y al principio del otoño.

El jabalí depende de fuentes de alimento muy variadas, algunas constantes, otras inconstantes, dispersas en el espacio y en el tiempo y disponibles sólo en algunos momentos del año. Esto le lleva a realizar desplazamientos estacionales, a veces considerables, en función del tipo de paisaje en el que habita, tanto en altura (Singer y Ackerman 1981) como en las llanuras (Heptner *et al.* 1966).

Existen numerosos estudios que cuantifican el impacto de los jabalíes en las comunidades animales y vegetales de los diferentes ecosistemas que ocupan.

Muchos de ellos coinciden en que el jabalí hace disminuir la riqueza y abundancia de especies animales y vegetales y modifica la composición química del suelo así como la disponibilidad de alimentos (Massei *et al.* 2005). Esta generalización necesita ser matizada ya que la mayor o menor riqueza de especies y su abundancia siempre se refieren a un determinado conjunto de taxones y no a la biodiversidad total.

Para una mejor comprensión, se analizarán por separado los impactos sobre las comunidades vegetales y animales.

1.1.3.1. Impacto sobre las comunidades vegetales

Al ser un ungulado monogástrico, no asimila correctamente los polisacáridos estructurales de las plantas y tiende a optimizar las entradas de los alimentos, seleccionando los más nutritivos y asimilables y concentrándose en los más abundantes, lo que le suele llevar a adoptar una dieta estenófaga, es decir de pocos elementos, pero abundantes. Así en la primavera, puede recurrir a las partes vegetativas de las plantas, con un elevado contenido proteico y en glúcidos asimilables -no estructurales-. En el periodo otoño-invernal se convierte en frugívoro y se alimenta de frutos de Fagáceas, manzanas, etc., ricas en energía. En los periodos de escasez recurre a reservas energéticas vegetales, como los tubérculos, bulbos, etc., en general partes subterráneas (Genov 1981b).

La cantidad de dieta vegetal es más o menos constante: varían las partes consumidas (Abáigar 1990). Esta dieta puede ser en gran parte de origen antrópico -agrícola- particularmente al fallar el fruto de las Fagáceas (Briedermann 1976).

El alimento proveniente de partes aéreas de las plantas puede considerarse más fluctuante y el de las partes subterráneas más constante. Por ejemplo la montanera, que suele ser un alimento

fundamental en otoño e invierno, es sustituida por todos los otros alimentos disponibles en caso de fallar la vecería (Briedermann 1976).

Mediante la alimentación directa de vegetales, el jabalí puede influir en su abundancia y riqueza (Genov 1981b, Howe *et al.* 1981, Singer *et al.* 1981). Los jabalíes pueden pastar hierba, comer frutos, morder cortezas y hozar el terreno en búsqueda de elementos animales y vegetales. Las hozaduras han sido hasta la fecha lo que más ha atraído el interés de los investigadores (Singer *et al.* 1981, Hone 2002, García-González 2003).

Las hozaduras realizadas en zonas donde la densidad de jabalí es elevada, pueden suponer una reducción superior al 90% de la cobertura herbácea local e incluso la desaparición de alguna especie (Bratton 1975, Howe *et al.* 1981). Sin embargo en algunos ambientes, la riqueza florística en zonas hozadas con varios años de antigüedad, es mayor que la que existía antes de ser hozada (Welander 1995).

Desde el punto de vista edafológico su acción estimula la descomposición de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes. Como consecuencia, a largo plazo existe un incremento en el crecimiento de los árboles y de su productividad, pero también una disminución de su salud y vigor (Lacki y Lancia 1986). El hociqueo mezcla los horizontes A1 y A2 y reduce la cubierta vegetal y la hojarasca. También acelera la lixiviación de Ca, P, Zn, Cu y Mg. Las concentraciones de N₂ en cualquier caso son más altas en el suelo, en el agua edáfica y en el agua de escorrentía, lo que sugiere unas alteraciones en el proceso de transformación del N₂ por parte del ecosistema (Singer *et al.* 1981). Asimismo el incremento de suelo desnudo podría acelerar la erosión (Bratton 1975). La regeneración de *Fagus grandifolia* se ve aumentada al remover el suelo. Existe, además, mayor elongación de los tallos (Lacki y Lancia 1986). También favorece el crecimiento de monocultivos de pino (Andrzejewski y Jezierski 1978). Sin embargo no está claro el efecto a largo plazo (Huff 1977). Por otro lado, otros autores consideran que restringe la reproducción de las especies arbóreas (Lucas 1977).

En cuanto al efecto sobre los estratos herbáceo y arbustivo, las áreas más frecuentadas en el primero, ven aumentar las especies colonizadoras (Bratton 1975). En otros casos se reduce el número de especies y se modifica la composición florística y la sucesión. También se reducen los forrajes herbáceos y subterráneos, sus poblaciones y el número de especies que habitan en ellos (Howe y Power 1976).

En el caso concreto del Parque Natural del Moncayo, los estudios disponibles (Ginés 2001, Samayoa Valiente 2003) muestran que las hozaduras inciden mayoritariamente sobre vegetación

rastrera y no sobre especies forestales. Las comunidades más afectadas son las que presentan mayor diversidad de comunidades vegetales sobre todo en el pinar de *Pinus sylvestris*, con sotobosque. Sin embargo ambos autores coinciden en que la afección son de grado leve o nulo ya que no provocan la muerte de la planta y que en ningún caso la superficie afectada supera más de 3% de la superficie prospectada.

Es importante destacar los daños que las poblaciones de jabalí causan en los cultivos, los cuales dependen de la densidad de animales, la disponibilidad de los cultivos y la proximidad de éstos a las zonas de bosque (Mackin 1970, Meriggi y Sacchi 1991). En la provincia de Zaragoza los jabalíes producen daños en todos los productos agrícolas susceptibles de ser dañados: prados -otoño-, almendra -enero-, cereal y frutales -primavera-, cosechas de regadío -siembra y verano-, girasol -primeros de noviembre-. En general los daños se producen como una respuesta alternativa a los periodos de escasez del alimento natural, y en el momento del óptimo fenológico de los cultivos, es decir cuando su ingestión resulta más ventajosa desde el punto de vista energético y de digestibilidad.

Por último, numerosos autores han constatado la relativa importancia del jabalí como dispersor de semillas en diversos ecosistemas, como el mediterráneo (Massei y Genov 1995), Hawai (Aplet *et al.* 1991) o Australia (Lynes y Campbell 2000), dependiendo la importancia de la dispersión del tamaño de las semillas (Genard y Lescourret 1985). Durante el otoño, el jabalí, en muchos hábitats, se puede considerar prácticamente frugívoro. Es fundamentalmente un depredador de semillas y en menor medida un dispersor. El porcentaje de semillas destruidas durante la digestión aumenta con su tamaño. Sin embargo el 75% de las pequeñas semillas de frutos secos menor de 4 mm resultaban ilesas tras el paso por el tubo digestivo (Genard y Lascourret 1985).

1.1.3.2. Impacto sobre las comunidades de animales

El jabalí se alimenta de todos los grupos de vertebrados y gran parte de invertebrados (Mauget *et al.* 1984). Si bien en el cómputo global de su dieta no son importantes en cuanto al volumen total (entre el 10 y el 19%), si lo son en cuanto a su frecuencia de aparición (ver por ejemplo Schley y Roper 2003); lo cual parece indicar una necesidad de aporte suplementario de proteínas (Abáigar 1990).

La presencia del jabalí en un hábitat supone un detrimento de la variedad y el número de especies animales, sobre todo de las que más frecuentemente se alimenta, como las larvas de insectos, caracoles o gusanos. Sin embargo los efectos derivados de las hozaduras, salvo

excepciones (Vtorov 1993, Howe *et al.* 1981), no son tan influyentes como lo son para la comunidad vegetal.

En líneas generales la ingesta de vertebrados es menos frecuente que la de invertebrados, aunque para determinadas especies su predación puede resultar importante, como determinados micromamíferos o algunas aves terrícolas como la perdiz roja *Alectoris rufa* (Calderón 1977), el urugallo, *Tetrao urugallus* o el faisán de collar, *Phasianus colchicus* (Marsan *et al.* 1990). En el Parque Nacional Great Smoky, los daños causados por el jabalí a la vegetación de suelo fue tan intensa que dos especies de micromamíferos *Clethrionomys gapperi* y *Blarina brevicauda* casi fueron eliminadas, algo que también fue observado en el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (García-González *et al.* 2002).

En los diversos ecosistemas que ocupa el jabalí, no actúa únicamente como predador, sino que interacciona con otras especies siendo competidor por el alimento (Massei *et al.* 1997b, Singer *et al.* 1981), como presa de grandes carnívoros (Meriggi *et al.* 1991, Okarma *et al.* 1995, etc.) o incluso en simbiosis con otras especies (Massei y Genov 1995). La competencia puede establecerse por cualquier fuente de alimento a lo largo del año, aunque diversos autores centran el problema en la competencia por la montanera (Clevenger y Purroy 1991) y particularmente en las áreas en que coinciden el jabalí con el baribal *Ursus americanus* o el oso pardo (Wood y Lynn 1977, Bratton 1975). El grado de competencia depende de la abundancia relativa de estos frutos y de la capacidad de las otras especies para utilizar fuentes de alimento alternativas, nutritivamente adecuadas, durante los períodos de poca o nula producción (Sweeney y Sweeney 1982, Bratton 1975).

El principal problema de todos estos estudios radica en su escasa duración y su concentración en algunos grupos de plantas o animales.

1.1.4. El jabalí en las áreas de montaña

Las zonas de montaña no han sido ajenas a la expansión demográfica que ha sufrido el jabalí en las últimas décadas. En estos ambientes el jabalí ha sido motivo de preocupación por parte de gestores, conservacionistas y cazadores, debido a la posible importancia de sus predaciones sobre puestas de aves terrícolas, la competencia alimentaria con especies catalogadas como el oso pardo *Ursus arctos*; los daños a la agricultura y a los pastos o su papel como reservorio de epizootias susceptibles de ser transmitidas al ganado doméstico o al hombre.

Para comprender el papel de este ungulado en un ambiente de montaña como el que nos ocupa, utilizamos las principales conclusiones de un trabajo sobre la biología del jabalí en el Pirineo occidental aragonés (Herrero 2003):

- Los jabalíes pueden adscribirse a la subespecie nominal *Sus scrofa scrofa*. Salvo raras excepciones, son ejemplares puros, sin presencia de características externas que denoten hibridación con el cerdo y de menor tamaño que otras poblaciones de ambientes más favorables.
- La dieta es eminentemente vegetal, aérea y frugívora; está basada en productos naturales, básicamente bellotas y hayucos. La variación de la disponibilidad de estos frutos secos forestales empuja a los jabalíes a alimentarse, en su ausencia, de recursos subterráneos, sobre todo raíces de elementos agrícolas. Esto unido a la abundancia en estos ecosistemas forestales de jabalí, supone un efecto removedor importante que podría estar teniendo un papel relevante en la dinámica forestal. El alimento de origen animal es escaso cuantitativamente y de frecuente aparición, al igual que ocurre en la práctica totalidad de poblaciones estudiadas hasta la fecha.
- En este tipo de ambientes las importantes restricciones y oscilaciones alimentarias que sufren las poblaciones que en ellos habitan, tienen como consecuencia ciertas adaptaciones biométricas, reproductivas y demográficas, ausentes en poblaciones de otros ecosistemas más favorables.
- En general en estas poblaciones existe un único periodo de partos a finales de invierno y principios de primavera, con una sincronidad muy elevada tanto en los partos como en las concepciones. La madurez sexual es alcanzada por las hembras en su segundo año de vida, mientras que los machos la alcanzan a los 8 meses.
- La pirámide de edades de este tipo de poblaciones presenta una base no demasiado ancha, lo que nos indica que adoptan una estrategia ecológica conservativa o “k”, además de que es en el Pirineo donde se ha descrito la máxima longevidad para esta especie (11 años).
- La caza en estas zonas de montaña se practica mediante la modalidad de batida, y bien por las características intrínsecas a esta práctica o por las condiciones inherentes de estos ambientes, no supone una fuente demasiado importante de mortalidad para las poblaciones de jabalíes que allí habitan. Hecho que está cambiando al aumentar la presión cinegética en estas zonas (mayor número de gente, perros, días hábiles de caza...), en los últimos años.

1.2. MARCO LEGAL

El jabalí figura catalogado como especie cinegética en Aragón y su caza está regulada por la Ley de Caza de Aragón de 2002 y por la Orden General de Vedas anual que dicta el Departamento de Medio Ambiente. La modalidad de caza más practicada es la batida, denominada resaque en el Moncayo y el Pirineo. El periodo hábil va de octubre a febrero, con pequeñas variaciones anuales.

1.3. JUSTIFICACIÓN E INTERÉS

La justificación de la presente asistencia técnica está basada en los siguientes aspectos relevantes para la gestión, sin los cuales no es posible tomar decisiones sin una mínima base técnica y científica:

- a.- Necesidad de conocer cuáles son los factores que afectan a la presencia de la especie, sin cuyo conocimiento no se puede interpretar la información relativa a los hábitos de uso del hábitat del jabalí en la zona,
- b.- Necesidad de buscar líneas de diálogo e intercambio de opiniones con los cazadores dedicados a la caza de la principal especie cinegética de la zona,
- c.- Necesidad de sentar las bases del seguimiento de la especie, lo que permitirá generar información a largo plazo y tomar medidas de gestión en consecuencia.

1.4. OBJETIVOS

- 1.- Revisión de la información existente sobre el jabalí en el Parque Natural del Moncayo (PNM),
- 2.- Confección de cartografía temática de apoyo al seguimiento poblacional,
- 3.- Realización de rastreos de prospección, con el fin de conocer el uso del espacio estacional del jabalí y de otros meso y macromamíferos,
- 4.- Tratamiento de los datos provenientes de la cumplimentación de fichas de resaque de los cotos del PNM,
- 5.- Organización de reuniones con los cazadores locales con el fin de informar sobre la experiencia, solicitar apoyo para futuras actuaciones en materia de recogida de material biológico y sentar las bases para la monitorización de la especie.

2. ÁREA DE ESTUDIO

2.1. LOCALIZACIÓN Y FIGURAS DE PROTECCIÓN

El macizo del Moncayo forma parte de las sierras y depresiones que constituyen la zona central del Sistema Ibérico. Aparece como una enorme mole rocosa con una orientación noroeste-sureste que se eleva con gran potencia entre las planicies castellanas y aragonesas actuando de límite entre las provincias de Soria y Zaragoza. El extremo norte del macizo y su vertiente occidental se sitúan en territorio soriano y sus tierras se reparten entre los municipios de Vozmediano, Ágreda, Cueva de Ágreda y Beratón. El resto del macizo, tanto la vertiente nororiental como las vertientes meridionales, están situadas en la provincia de Zaragoza, en la que se ubica en su totalidad el Parque Natural del Moncayo (Figura 2.1).

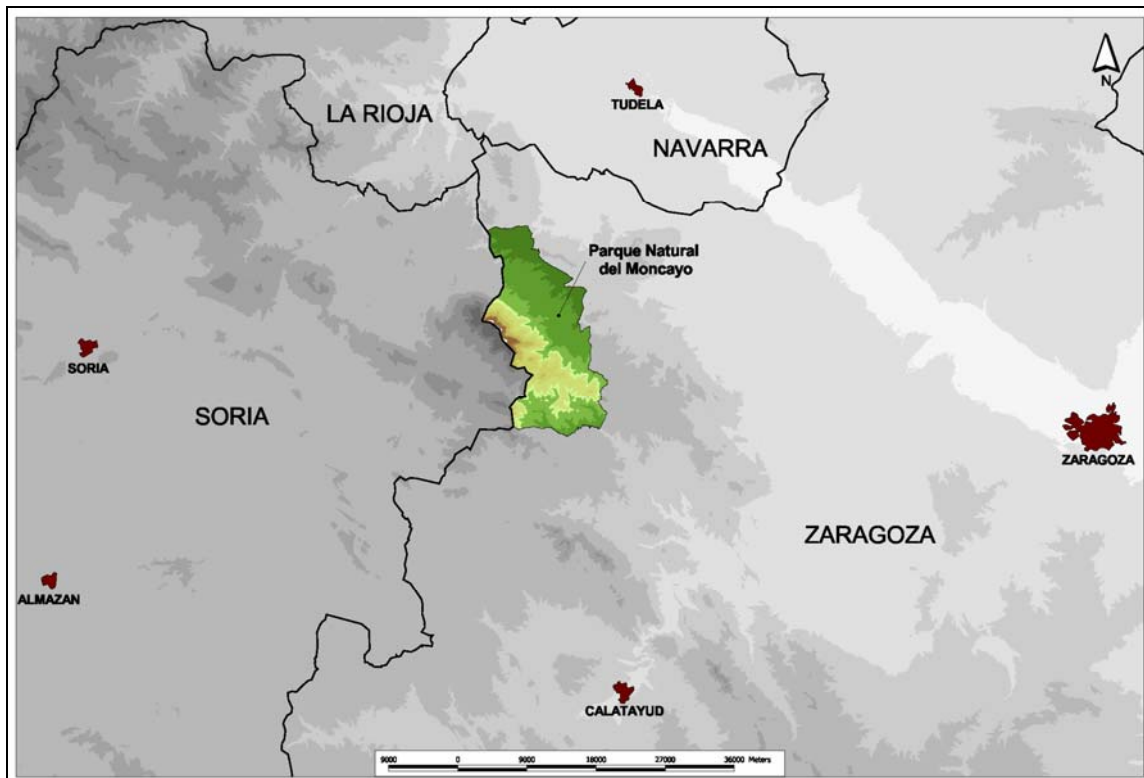


Figura 2.1. Localización del Parque Natural del Moncayo.

Los orígenes del actual Parque se remontan a 1927 cuando se declara Sitio Natural de Interés Nacional el monte denominado “Dehesa del Moncayo” perteneciente al ayuntamiento de Tarazona. En 1978, tras aprobarse la ley de Espacios Naturales Protegidos de 1975, el Sitio Natural de Interés Nacional se reclasificó en Parque Natural de la Dehesa del Moncayo con los

objetivos de aunar el aprovechamiento con la conservación y disfrute de sus valores naturales. Más recientemente, al amparo de la ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y la Flora y Fauna Silvestres, se estableció el actual Parque Natural del Moncayo (PNM) por el decreto 73/1998 del Gobierno de Aragón. Actualmente el PNM cuenta con un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) y un Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) que delimitan y zonifican el área del PNM, establecen sus directrices y actuaciones de gestión.

El PNM tiene una extensión de 9.848 ha con terrenos pertenecientes a los municipios de Añón, Calcena, Litago, Lituénigo, Purujosa, San Martín, Talamantes, Tarazona y Trasmoz. Por su parte, el PORN amplía la superficie del PNM hasta las 24.256 ha incluyendo en su ámbito de actuación terrenos pertenecientes a Alcalá de Moncayo, Los Fayos y Vera de Moncayo. Además, en la actualidad se está tramitando una ampliación de PNM en 1.200 ha más con terrenos pertenecientes a Purujosa y Talamantes. Con todo esto el área de estudio del presente trabajo está definida por la superficie del ámbito territorial del PORN más la totalidad del término municipal de Talamantes, que incluye la futura ampliación del PNM; esto supone una superficie de 25.500 ha repartida entre tres comarcas: Aranda, a la que pertenecen los municipio de Calcena y Purujosa, Campo de Borja, a la que pertenece el municipio de Talamantes, y Tarazona-El Moncayo, a la que pertenecen el resto de los municipios (Anejo 1.1).

El área de estudio cuenta además con otras figuras de protección que afectan a parte de su superficie. Las características ecológicas de la zona han impulsado la propuesta de tres Lugares de Interés Comunitario (LIC) en el área de estudio para ser incorporados a la representación en Aragón de la Red Natura 2000, en cumplimiento de los criterios establecidos por la Directiva comunitaria 92/43/CEE (Directiva Hábitat). El LIC de Sierra del Moncayo (9.938 ha), el LIC de Maderuela (691 ha), y el LIC del Barranco del Val (1.030 ha). Así mismo, al amparo de la Directiva 79/409/CEE parte del área de estudio está también ocupada por la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de Sierra del Moncayo-Los Fayos-Sierra de Armas (18.103 ha) declarada en julio de 2001 (Anejo 1.2) (Alcántara y Sanz 2000).

2.2. GEOMORFOLOGÍA Y RELIEVE

Desde un punto de vista geomorfológico el macizo del Moncayo está formado por un núcleo muy antiguo, paleozoico, compuesto por pizarras y cuarcitas que afloran en puntos muy concretos del PNM, y cubierto por materiales mesozoicos de diferente naturaleza plegados en anticlinal. Todo el conjunto fue levantado por la orogenia alpina y modelado por la erosión hasta obtener los relieves actuales.

Hace unos 230 millones de años dos fallas hundieron el actual macizo del Moncayo, que paso a convertirse en una zona de sedimentación fluvial en la que se acumularon conglomerados en un principio que dieron paso a depósitos de areniscas. Estos materiales del Triásico inferior, areniscas y lutitas, dispuestos en capas paralelas que alcanzan los 467 m de espesor cubren hoy el 70% de la superficie del PNM.

Sobre los materiales sedimentarios del Triásico se superpusieron los del Jurásico marino, ya que el mar invadió esta zona en esta época. Así se originaron los gruesos bancos de dolomías y calizas que cubrieron las areniscas.

En los últimos momentos del Triásico y primeros de Cretácico se inician las primeras fases de la Orogenia Alpina y comienza a levantarse el macizo. Posteriormente, durante el Terciario debieron ser frecuentes los periodos de fuerte actividad tectónica con periodos de estabilidad dónde actuaba la erosión. El resultado de estas fuerzas produjo un arrasamiento generalizado de relieves en la Península ibérica en el que el Moncayo, por sus grandes dimensiones, logro mantener su estructura aunque perdió la mayor parte de su cubierta mesozoica.

Finalmente, la erosión remontante de los afluentes del Jalón y el Ebro durante el Plioceno y la erosión glaciár durante el Cuaternario, han ido modelando el relieve hasta su configuración actual, donde fenómenos erosivos periglaciares siguen actuando en el macizo.

El fruto de la historia evolutiva del Moncayo ha originado en la actualidad un paisaje con una división clara entre la zona norte y sur. En el sector norte del Moncayo, siliceo, se localizan las mayores altitudes del macizo con el Pico de San Miguel (2315 m y máxima elevación del Sistema Ibérico), Pico de Morca (2283 m) o el Lobera (2227 m) como ejemplos. Pese a la altitud llama la atención el relieve suave y alomado de las cumbres, resultado de estos procesos erosivos periglaciares recientes, en la que se observan numerosas zonas sin vegetación conocidas como campos de piedras, y que en ocasiones toman curiosas formas de microrelieves. Este paisaje periglaciár predomina también en las laderas de fuerte pendiente, donde son muy frecuentes las coladas de bloques que llegan hasta los límites del bosque donde ya empieza a haber suelo fértil. Un relieve llamativo de este sector son los circos glaciares, originados durante el último periodo glaciár cuando el hielo se fue acumulando en las cabeceras y descendiendo por gravedad. Hay tres circos glaciares en el Moncayo: el Cucharón, el mejor desarrollado, el de San Gaudioso, el más pequeño, y el de Morca, el más sureño pero el más grande de los tres. Estos circos glaciares son los más orientales y meridionales del Sistema Ibérico.

Muy diferente es el relieve del sector sureste del Macizo del Moncayo. En esta zona afloran las calizas, y se configuran muelas y formas acastilladas, con cumbres a modo de amplias plataformas que corresponden a arrasamientos erosivos del Terciario, anteriores a la instalación de la actual red hidrográfica que ha excavado en la zona profundos cañones. Las altitudes en esta zona son mucho menores con sus máximos exponentes en la Muela del Morrón (1730 m) o las Peñas de Herrera (1564 m).

2.3. HIDROGRAFÍA

El macizo del Moncayo es una divisoria hidrológica de primer orden, avenando aguas a las dos principales cuencas peninsulares (Ebro y Duero). La importante innivación de sus zonas altas genera elevadas aportaciones hídricas, tanto superficiales como subterráneas.

A la cuenca del Ebro van las aguas de los ríos Queiles, Huecha e Isuela, los dos primeros afluentes directos del Ebro y el Isuela tributario del Jalón. El Queiles nace en las laderas más septentrionales del macizo, en el manadero de Vozmediano, el segundo más caudaloso de Europa, cerca de Los Fayos se le une el Val o Cailles, que nace en tierras de Ágreda, y juntos riegan las tierras aragonesas de la comarca de Tarazona hasta su desembocadura en el Ebro en el municipio navarro de Tudela. Por toda la vertiente nororiental del macizo nacen arroyos que confluyen todos en el río Huecha, cuyo manantial más importante se sitúa en el Hoyo de Morana, en el término de Añón; en este punto nace el río Morana, al que se le incorporan los arroyos de Valdealonso, Horcajuelo, Picabero y Morca convirtiéndolo en el Huecha. El tercer río importante es el Isuela, que nace bajo el collado de los Almudejos en tierras sorianas y es el responsable, junto con sus modestos afluentes, de la formación de los profundos barrancos que horadan las calizas del sector sur del Moncayo entre Beratón, en Soria, y Purujosa y Calcena en Zaragoza.

En el costado occidental del Moncayo nace entre Beratón y Cueva de Ágreda el río Araviana, único tributario de la cuenca del Duero. La característica más llamativa de este río es que en un punto de su recorrido sus aguas se infiltran en un acuífero calcáreo entre las sierras del Moncayo y las de Tablado y Toranzo y la mayor parte de su caudal reaparece en la surgencia kárstica de Vozmediano. El caso de este río es un ejemplo de divisoria de aguas en superficie que no tiene su correspondencia en cuanto a las aguas subterráneas.

Además de los ríos y arroyos existen en el macizo un gran número de fuentes y puntos de agua que afloran a media altura y se nutren del agua de lluvia o deshielo de la nieve que se acumula

buena parte del año en las zonas más altas. La fuente de San Gaudioso, la fuente de la Teja, fuente de Col, el manantial de la Encina, sobre Purujosa, Fuentes Claras, Los Frailes o la fuente de la Jarra son algunas muestras de estos enclaves.

2.4. CLIMA Y VEGETACIÓN

Los estudios realizados sobre el clima en el Moncayo proceden de la información generada en las estaciones de Veruela (700 m) y Agramonte (1060 m), a partir de cuyos datos se establecen tres pisos de vegetación. La flora del Moncayo incluye un elevado número de taxones de flora endémicos y/o singulares, relacionados con el carácter de encrucijada biogeográfica de esta zona, aunque en el presente estudio tan solo se describirá la vegetación climática más representativa de cada piso biogeográfico (Anejo 1.4) (Uribe-Echevarría 2002).

El piso mesomediterráneo abarca un rango altitudinal que va desde las zonas más bajas del área de estudio hasta los 1000 m de altitud. El paisaje vegetal de este piso corresponde a carrascales mediterráneos y sus matorrales de sustitución (coscojares y romerales), así como a los cultivos mediterráneos de cereal, vid y olivo. Las precipitaciones en este piso son inferiores a los 600 mm anuales.

A partir de los 880 o 1000 m de altitud se produce el paso al piso supramediterráneo. El paisaje vegetal de este piso se corresponde con el nivel de los rebollares *Quercus pyrenaica*, que entran en contacto con los carrascales en las zonas más bajas, y de los bosques caducifolios de *Quercus petraea*, *Quercus robur* y *Fagus sylvatica*, ocupando una amplia franja entre los 1000 y los 1600 m de altitud en la vertiente aragonesa del macizo. A partir de finales del s. XIX en este piso se efectuaron también una serie de repoblaciones con pinos que hoy todavía son evidentes en las zonas nororientales, con las grandes manchas de pino silvestre *Pinus sylvestris*, y en las laderas más meridionales, donde todavía se observan manchas de pino negral *Pinus nigra* y pino carrasco *Pinus halepensis*. En las zonas silíceas, es fácil también observar un arbusto que forman parte importante del estrato arbustivo de todos los bosques del Moncayo y que está perfectamente adaptado a las condiciones ambientales de este macizo, el acebo *Ilex aquifolium*. En este piso la precipitación media anual se sitúa alrededor de los 600 mm anuales, con una temperatura media anual de 10,8 °C y un periodo activo de vegetación (PAV) de 172 días.

Coincidiendo más o menos con los límites del bosque natural, a unos 1600 m de altitud, en el contacto entre los últimos hayedos y los matorrales rastreros, comienza el piso de vegetación oromediterráneo, en el que en el que la temperatura media anual es de 6,6 °C y el PAV de tan solo 118 días. La vegetación climática de este piso son los matorrales rastreros y pastos

naturales, existiendo notables diferencias entre las cumbres silíceas, con enebrales rastreros y piornales *Juniperus communis* subsp. *alpina* y *Cytisus balanasae* subsp. *europaeus*, y las calizas, con sabinars rastreros con efedra *Juniperus sabina* y *Ephedra nebrodensis*. En este piso se ensayó en la década de los sesenta con el pino negro *Pinus uncinata*, que consiguió sobrevivir en zonas con suelos relativamente profundos donde hoy forman densos bosques y se asilvestran localmente.

En las boscosas laderas nororientales del macizo del Moncayo, acompañando el trazado de los arroyos de montaña, aparecen manchas lineales de vegetación de ribera. Las tres especies arbóreas más importantes son el sauce negro *Salix atrocinera*, que llega a configurar densas saucedas, el fresno *Fraxinus excelsior* y el abedul *Betula alba*.

2.5. FAUNA

El Moncayo desde el punto de vista faunístico es un enclave de gran valor e interés, derivado de la gran variedad de ecosistemas originados por las distintas condiciones climáticas y edáficas que nos encontramos en esta zona. A todo esto hay que añadir, desde el punto de vista biogeográfico, su situación transicional entre las condiciones eurosiberianas de las zonas septentrionales y las mediterráneas de las zonas más meridionales, de ahí que en este espacio se den cita un cierto número de especies que se encuentran en su límite de distribución, aumentando el valor del espacio.

En los hábitat que constituyen las zonas de bosque y zonas altas del sector noroccidental las especies predatoras constituye el grupo más relevante, entre ellas el azor *Accipiter gentilis*, el gavián *Accipiter nisus*, el águila calzada *Hieraetus pennatus*, el busardo ratonero *Buteo buteo*, el halcón abejero *Pernis apivorus*, el cárabo *Strix aluco*, el gato montés *Felis sylvestris*, la garduña *Martes foina* y la gineta *Genetta genetta*. Destacan también algunas especies por su abundancia y relación con los bosques como el corzo *Capreolus capreolus* o un gran número de micromamíferos, el jabalí o por su singularidad derivada de una baja presencia como la becada o chocha perdiz *Scolopax rusticola*, la perdiz pardilla *Perdix perdix*, el tritón palmeado *Triturus helveticus*, la vívora hocicuda *Vipera latastei*, lagarto verde *Lacerta viridis*.

En los roquedos calizos del sur del área de estudio se ha constatado la nidificación del águila real *Aquila chrysaetos*, alimoche *Neophron pernopterus*, halcón peregrino *Falco peregrinus*, vencejo real *Apus melba*, paloma bravía *Columba livia* y chova piquirroja *Pyrrhocorax pyrrhocorax*, así como la presencia puntual de ejemplares de quebrantahuesos *Gypaetus*

barbatus, que por su grado de amenaza incrementan la sensibilidad de este espacio. Un inventario completo de los mamíferos puede consultarse en Ebronatura (2003).

2.6. ASPECTOS SOCIOECONÓMICOS

Las tierras que rodean al Moncayo han estado pobladas por el ser humano desde muy antiguo lo que ha provocado una profunda transformación del paisaje. Durante mucho tiempo la actividad principal en el Somontano del Moncayo fue la ganadería, en combinación con la minería y el aprovechamiento de los bosques, en forma de leña, carbón, madera y caza. La conservación de los bosques en esta zona, al menos un mínimo, era una necesidad que llevó a la creación de dehesas en las que incluso el ganado obtenía un aporte nutricional extra con los frutos o rebrotes de los árboles. Las características topográficas del macizo del Moncayo, con gradientes térmico y pluviométricos muy acusados, permitió el desarrollo de una cierta trashumancia local desde las dehesas a los pastos de altura. En la actualidad quedan muchos restos de esta actividad como refugios de pastores y pozos de nieve en ruinas.

La agricultura tuvo también una cierta importancia en le pie de monte con regadíos, introducidos por los romanos y perfeccionados notablemente por los árabes, que ocuparon amplias superficies en el fondo de los valles mientras que los cereales mediterráneos y los viñedos ocupaban las zonas de secano.

Durante el siglo XIX con la Desamortización y los cambios en la propiedad del suelo se produjeron profundas transformaciones en el Moncayo. Se realizaron talas abusivas, intensos carboneos y extensas roturaciones que arruinaron los recursos forestales e incrementaron los procesos de erosión del suelo. A finales de dicho siglo el municipio de Tarazona fue el único que trató de conservar y aumentar los bosques, iniciando en 1.895 las primeras plantaciones de pinos en Montes de Utilidad Pública, que unos años más tarde desembocaron en la declaración del monte “La dehesa del Moncayo” como Sitio Natural de Interés Natural, precursor del actual PNM.

Desde la segunda mitad del siglo XX se han producido profundas transformaciones sociales y económicas que han hecho que los paisajes naturales, tanto en el Moncayo como en la mayor parte de España, tengan usos distintos a los que han tenido tradicionalmente. Muchas de las antiguas funciones de la montaña, como la producción de leña, madera o incluso la ganadería, han quebrado o están en franco declive. Esta pérdida de usos tradicionales ha traído en consecuencia una disminución de la población rural de la mayor parte de estos municipios (Tabla 2.1). En la actualidad están surgiendo actividades y aprovechamientos emergentes, en general muy relacionados con los servicios recreativos derivados del turismo desde las grandes

ciudades, aunque también usos de los que se benefician los habitantes locales como la recolección de setas, que representan una opción para frenar la pérdida continua de esta población rural.

	1900	1920	1940	1960	1981	1991	2001
Alcalá de Moncayo	367	379	416	336	186	166	127
Añón de Moncayo	979	1.072	908	661	352	345	288
Calcena	776	857	867	544	132	104	99
Los Fayos	508	530	551	440	210	164	174
Litago	600	552	509	435	224	174	172
Lituénigo	358	310	351	284	156	124	116
Purujosa	425	553	414	196	10	24	47
San Martín	384	400	426	399	332	285	296
Talamantes	446	489	470	278	81	62	59
Tarazona	8.790	8.321	11.237	12.059	11.195	10.638	10.580
Trasmoz	340	313	315	228	98	63	61
Vera de Moncayo	1.314	951	1.144	1.032	587	479	448
Total	15.287	14.727	17.608	16.892	13.563	12.628	12.467

*Tabla 2.1. Evolución de la población durante el s. XX en los municipios afectados por PNM.
Fuente: INE.*

Uno de los aprovechamientos tradicionales que aún se conserva y constituye una actividad tanto económica como social de gran importancia entre la población local es la caza. El área de estudio está mayoritariamente ocupada por cotos de caza en los que se practica la caza menor y mayor de acuerdo con la Ley 5/2002 de caza de Aragón a excepción de los cotos situados en el interior del recinto del PNM, para los que el PRUG establece que solo está permitida la caza mayor, la becada y la paloma en paso (Tabla 2.2 y Anejo 1.5).

Las zonas no cinegéticas en el área de estudio representan pequeñas islas vedadas por diferentes motivos. Así el PORN establece unas áreas donde la caza está prohibida con carácter general como son las zonas de aprovechamiento cinegético restringido de la Dehesa del Moncayo y del Morrón y Peñas de Herrera. Por su parte el Gobierno de Aragón creó El Refugio de Fauna Silvestre del Val, situado en la zona norte del área de estudio, para preservar la avifauna y donde tampoco está permitida la caza. Por último el coto Z-10.490-D que ocupa básicamente el “Monte de la Mata” en el término de Trasmoz no cumple con las dimensiones mínimas exigidas por la Ley de Caza para que se pueda practicar esta actividad.

Terreno	Titular	Municipio	Superficie ha
Dehesa del Moncayo	Ayuntamiento de Tarazona	Tarazona	1.514
Refugio de "El Val"	Ayuntamiento de Tarazona	Tarazona	120
Terreno no cinegético	-	Talamantes	77
Terreno no cinegético	-	Talamantes	83
Z-10040-D	-	Tarazona	21.550
Z-10055-D	-	Vera de Moncayo	2.765
Z-10056-D	Sociedad de cazadores "La Serna"	Talamantes	3.948
Z-10072-D	-	Trasmoz	1.455
Z-10074-D	Ayuntamiento de Calcena	Calcena	5.636
Z-10074-D NC	Ayuntamiento de Calcena	Calcena	857
Z-10303-D	Sociedad de cazadores de Lituénigo	Lituénigo	1.197
Z-10313-D	Sociedad de cazadores de Litago	Litago	1.530
Z-10332-D	-	Alcalá de Moncayo	1.374
Z-10417-D	Sociedad de cazadores de S. Martín	Tarazona y S.Martín	1.663
Z-10426-D	Sociedad de cazadores de Valdeabeja	Añón de Moncayo	1.960
Z-10446-D	Agrupación de monteros La Perrera	Añón de Moncayo	4.456
Z-10490-D	Terreno no cinegético	Trasmoz (La Mata)	311
Z-10503-D	Sociedad de cazadores La Corona	Purujosa	3.541
Z-10505-D	Sociedad de cazadores El Rayón	Talamantes	540

Tabla 2.2. Terrenos cinegéticos incluidos en el PNM.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. USO Y SELECCIÓN DE HÁBITAT

El método empleado para el estudio de la distribución, uso del espacio y selección de hábitat por las especies de meso y macromamíferos fue el rastreo de huellas y señales a lo largo de recorridos prefijados.

Para ello, en una primera fase, se prospectaron distintas zonas del PNM y se diseñaron 9 recorridos junto al técnico de conservación del PNM Raúl Ayala (Tabla 3.1, Anejo 1.6). Los criterios de ubicación y selección estuvieron basados en: su distribución por el PNM, buscando una máxima representatividad de los diferentes hábitat y niveles altitudinales y que fueran sendas estrechas, poco transitadas por hombres y ganado y que transcurrieran mayoritariamente por bosque o matorral, de forma que supusieran pasos obligados para los mamíferos, lo que aumenta la detectabilidad de los mismos a partir de huellas y señales.

Nombre del recorrido	Longitud (m)
Purujosa	10.168,60
Zona de ampliación del PORN	4.328,00
Collado Bellido	2.475,21
Agramonte	4.451,62
Carrascal de Lituénigo	5.164,20
Talamantes	7.846,33
Pinar de pino negro de Morana	5.098,20
Horcajuelo	3.373,43
Morca	7.575,11
Total	50.480,70

Tabla 3.1. Longitud de los recorridos de rastreo en el PNM.

El número de rastros dejados por las diferentes especies es muy variable, por eso durante la recogida de la información se anotaron únicamente la presencia o ausencia y el tipo de indicio de las especies por cada tramo o unidad de muestreo (UM), que se definió como segmentos del recorrido de 100 m de longitud por 2 m de anchura. Esto se hizo así para conseguir la independencia estadística de las observaciones. Los recorridos se realizaron durante el día, generalmente por una sola persona. Se realizaron 9 operaciones de prospección, una de

reconocimiento previo y cuatro, en cada año, coincidiendo con las estaciones: invierno, primavera, verano y otoño. Todos los resultados de presencia se recogieron en unas fichas (Anejo 2.1) que posteriormente se volcaron en una hoja de cálculo de Microsoft Excel.

Tratamiento cartográfico de los datos

Los recorridos de rastreo seleccionados se digitalizaron como líneas, de forma manual en pantalla, sobre ortofotos del PNM. Para la toma de datos en el campo se elaboraron varios mapas en papel con la ortofoto de fondo, los topónimos de la zona y el recorrido dividido en segmentos de 100 m de longitud. Posteriormente cada recorrido, cartografiado en forma de línea, se transformó en una superficie compuesta por un conjunto de polígonos alineados con una superficie de 200 m² (100 x 2 m) cada uno, a los que se le asoció la información recogida en el campo. Esto se ha llevado a cabo mediante la herramienta *RouteSurvey* de ArcView 3.2. Por último se ha unido la información geográfica con los datos recogidos.

Los datos de la distribución de cada uno de los mamíferos presentes en el PNG se han relacionado con diferentes variables ambientales para intentar explicar cómo usan el medio y si existe selección del mismo. Las variables con las que se ha relacionado esta presencia han sido la altitud, la vegetación y la actividad cinegética en la zona.

Para el cálculo de la altitud de cada una de las UM primero se han calculado los centroides de cada una de estas unidades como representación de la altitud de toda la unidad, a continuación se han extraído las altitudes de estos centroides desde un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) del PNM con una resolución de 100 x 100 m (Anejo 1.3). Para los análisis en los que era necesaria su transformación en variable cualitativa se han considerado tres intervalos: 600-1100 m, 1101-1600 m y 1601-1800m.

La descripción del hábitat de cada una de las UM se ha realizado a partir de un mapa de cobertura del territorio en formato vectorial. El grado de detalle de dicho mapa, con numerosas categorías de tipos y cobertura de vegetación y usos del suelo, obligó a realizar previamente una reclasificación de las mismas en ocho nuevas: arbustos y matorral, cultivos y pastos, encinar, hayedo, pino negro, otros pinos, ribera y robledal (Anejo 1.4). Este nuevo mapa se superpuso sobre el de las UM para asignar una categoría de hábitat a cada una de ellas, otorgando al hábitat que ocupaba una mayor superficie en el caso de las UM compuestas por más de una de las categorías. El esfuerzo de muestreo en función de las nuevas categorías de vegetación aparece en la Tabla 3.2.

Código	Tipo de vegetación	Superficie disponible ha	Superficie que representa	Distancia recorrida	Esfuerzo muestreo
	Abedular	9,30	0,04%	0,00	0,00
1	Arbustos y matorral	10.253,44	40,29%	10.806,47	2,94
2	Cultivos y pastos	4.419,07	17,36%	3.578,49	5,86
3	Encinar	3.543,32	13,92%	8.424,42	2,38
4	Hayedo	633,14	2,49%	2.561,70	4,05
5	Pino negro	473,75	1,86%	5.098,20	10,76
6	Otros pinos	4.027,34	15,82%	12.648,06	6,50
7	Ribera	160,90	0,63%	1.756,91	10,92
8	Robledal	1.931,87	7,59%	5.606,46	2,90
	Total	25.452,12	100,00%	50.480,70	46,31

Tabla 3.2. Esfuerzo de muestreo de rastreo en el PNM en función de la vegetación.

La información sobre las zonas cazadas y vedadas del PNG se ha obtenido de forma similar: a partir del mapa de terrenos cinegéticos de Aragón se ha diseñado el mapa de cotos y zonas libres del PNG (Anejo 1.5), y a partir de este mediante una reclasificación se ha obtenido otro con las zonas en las que se caza y en las que no. Al igual que en el caso anterior de las categorías de hábitat, se realizó una superposición entre el mapa de zonas cazadas y el de UM aplicando los mismos criterios en las unidades con más de una categoría. De esta forma se muestreó un 70% de superficie cinegética y un 30% de superficie no cinegética, lo que no dista mucho de la disponibilidad real de estas dos categorías (89 y 11% respectivamente).

Como primera aproximación al estudio del uso del hábitat por una especie en particular y para comprobar si su presencia podía estar influida por alguna de las variables consideradas, controlando el efecto del resto de variables que pueden actuar como variables de confusión (imprescindible cuando se analizan datos procedentes de estudios de investigación no experimental), se analizaron los datos con una regresión logística binaria, estimando los parámetros con el método de la máxima verosimilitud (Doménech y Navarro 2005, Legendre y Legendre 1998). Se utiliza la regresión logística como una herramienta en investigación no experimental para valorar una hipótesis concreta de forma precisa mediante el control de las variables de confusión, controlando los sesgos introducidos por dichas variables. Las variables de confusión en nuestro caso son aquellas relacionadas con la presencia de una determinada especie, por ejemplo la estación, que producen sesgos en la estimación de la magnitud del efecto de otra variable, por ejemplo el tipo de vegetación o el tipo de territorio, cinegético o no. La primera fase consiste en seleccionar las variables de confusión a partir de las variables de control elegidas (ver Tabla 3.3). Según Michey y Greenland (1989 en Domenech y Navarro 2005) toda variable de confusión cuya asociación con la respuesta presente un valor P mayor de

0,20 puede ser excluida del análisis multivariable porque influirá muy poco en el ajuste. Los valores P se calculan realizando un análisis univariable de regresión logística para cada una de las variables de control. La segunda fase del análisis consiste en introducir en el modelo máximo inicial todas las variables de confusión seleccionadas para valorar la asociación entre cada una de ellas y la variable presencia de la especie en estudio, con un procedimiento de eliminación por pasos (*Backward*) en base a la razón de verosimilitud. Se considera dicho modelo para describir los resultados ya que contiene todas las potenciales variables de confusión y por tanto es la estimación menos sesgada ya que se controlan todos los potenciales confundidores (Kleinbaum y Klein 2002). El coeficiente b de una variable predictora permite valorar el efecto ajustado propio de una variable sobre la variable estudiada presencia de la especie.

Hábitat	Categorías
Estación	Primavera Verano Otoño Invierno
Vegetación	Arbustos y matorral Cultivos y pastos Encinar Hayedo Pino negro Otros pinos Ribera Robledal
Altitud	600-1100 1101-1600 1601-1800
Aprovechamiento cinegético	Caza No caza
Año	2006 2007

Tabla 3.3. Categorías de las variables control en el rastreo del PNM.

Como complemento del anterior análisis se realiza un estudio de uso y selección del hábitat con tablas de contingencia e intervalos de Bonferroni en aquellas especies con suficiente tamaño de muestra. La disponibilidad se halló a partir de las UM muestreadas, caracterizadas cada una por una determinada categoría de las variables. El valor esperado en cada categoría se halló multiplicando el porcentaje disponible por el número total de UM con presencia de la especie. Se investigaron los datos usando intervalos de confianza de Bonferroni y poder así determinar qué categoría estaba siendo usada más, menos o igual a lo esperado (Randall Byers *et al.* 1984).

En el caso del jabalí, para asegurar la independencia de las observaciones, se consideraron sólo los tramos impares de cada recorrido dado el comportamiento de la especie de seguir las sendas. Para el corzo se utilizaron todos los segmentos puesto que la especie fundamentalmente cruza los caminos. En las especies con presencia menor se realizó una descripción de las UM en las que fue localizada, utilizando para ello tablas de contingencia.

Se han utilizado herramientas de Microsoft Office, el programa estadístico SPSS y el Sistema de Información Geográfico ArcView 3.2 de ESRI para el manejo y análisis de los resultados.

3.2. INFORMACIÓN CINEGÉTICA

3.2.1. Análisis de los resaques previos al estudio (2002/2003 a 2004/2005)

La información cinegética relativa al jabalí utilizada ha sido extraída del “Estudio sobre el estado del aprovechamiento cinegético y su compatibilidad con la conservación de especies y hábitat en el Parque Natural del Moncayo y su zona de influencia socioeconómica” realizado por Ebronatura para SODEMASA en mayo del 2006.

Se han utilizado las fichas de batida que los cotos presentan dentro de la Declaración Anual de resultados de caza mayor en las temporadas 2002-2003, 2003-2004 y 2004-2005, para un período comprendido entre el 6 de octubre de 2002 y el 27 de febrero de 2005. Sólo cuatro cotos del área de estudio han presentado resultados de jornadas de caza mayor, sumando entre todos un total de 92 batidas.

Del citado estudio se ha empleado la información referente al estado de las poblaciones de jabalí según los Planes Técnicos de Caza de los diferentes cotos de la zona de estudio, y el rendimiento cinegético y evolución de los resultados de caza mediante el análisis de las fichas de batida o resaque.

No se dispone del dato de la superficie de cada batida por lo que se ha decidido estimar un tamaño medio para el conjunto de las batidas a partir de otras fuentes. Según diversos trabajos en zonas próximas, la superficie media batida varía entre las 100 y 300 ha. El único dato disponible en el área de estudio es el de la comarca de Aranda, 310 ha y es el mayor de los recogidos. Para los cálculos de densidad en este trabajo se ha tomado un tamaño de batida intermedio, 250 ha y más cercano al valor de la comarca de Aranda.

Las temporadas van de octubre a febrero, siendo los partos de las jabalinas mayoritariamente de marzo a abril, por lo que las estimas de densidad se producen en el mínimo poblacional.

3.2.2. Evolución de las capturas (1998/1999 a 2006/2007)

Se han analizado los resultados de las temporadas comprendidas entre la 1998-1999 y 2006-2007 provenientes de la declaración de resultados de los cotos y facilitados por el Instituto Aragonés de Gestión Ambiental (Inaga) del Gobierno de Aragón.

3.2.3. Seguimiento de la caza del jabalí mediante resaques cinegéticos en la temporada 2006/2007

A partir de una primera reunión con los titulares de los cotos, los cazadores cartografiaron los resaques de sus cotos y describieron la vegetación predominante de los mismos. Estos resaques fueron posteriormente digitalizados y calculada su superficie. En una segunda reunión con los mismos adjudicatarios se repartieron fichas de resaque y biometría para la temporada 2006/2007 (ver Anejo 1.7 y Anejo 2.2 y 2.3).

La batida o resaque es un sistema de caza colectivo tradicional en el que concurren batidores o resacadores, escopetas, puestos o posturas y perros, especializados todos ellos en la caza del jabalí. El sistema consiste en que los resacadores conducen a los perros para resacar (batir) un área determinada. Esto hace que los jabalíes y otros animales pasen por delante de los puestos, donde los cazadores intentarán abatirlos. Conociendo el área resacada y los animales levantados podremos estimar la densidad mínima de animales en el medio forestal muestreado. Este sistema puede considerarse como un muestreo estratificado, donde la unidad de muestreo es el resaque y en el que el área a muestrear es subdividida en estratos, definidos por el tipo de bosque, que es el hábitat prevalentemente utilizado por la especie (Sáez-Royuela y Tellería 1988). El sistema es válido para estimar la densidad, por medio boscoso, si el área es continua y de cierta entidad. De esta manera se muestrea el área de estudio y se puede extrapolar una estima de la densidad de jabalíes para el conjunto del territorio.

Se define como eficiencia de caza el cociente de dividir los jabalíes matados entre el total de jabalíes vistos, matados y no matados.

Se confeccionó una ficha de resaque con diversos datos referentes al desarrollo de las mismas (ver Anejo 2.2) y una ficha de biometría de los jabalíes cazados (ver Anejo 2.3). Estas fueron rellenadas por los cazadores durante la temporada cinegética 2006/07. Las temporadas van de octubre a febrero, siendo los partos de las jabalinas mayoritariamente de marzo a abril, por lo que las estimas de densidad se producen en el mínimo poblacional. Los resaques fueron cartografiados a escala 1:25.000 y posteriormente planimetrados con un planímetro digital.

Los análisis estadísticos empleados fueron pruebas no paramétricas debidas a la ausencia de normalidad de los datos: χ^2 , de comparación de medias -U de Mann-Whitney, Kruskal-Wallis- y de correlación de Spearman así como técnicas de regresión.

4. RESULTADOS

4.1. USO Y SELECCIÓN DEL HÁBITAT

4.1.1. Resultados generales de 2006 y 2007

Se llevaron a cabo cinco operaciones de muestreo, una previa y cuatro estacionales, en el 2006 y cuatro estacionales en el 2007 (Anejo 3. Diario de actividades).

En las Tablas 4.1 y 4.2 se describe el número de tramos en los que se ha encontrado presencia de las especies silvestres detectadas, en cada una de las estaciones y años. En los dos años, en más del 85% de los tramos aparece, al menos en una de las operaciones, algún indicio de presencia de alguna de las especies detectadas.

Existe una similitud de resultados entre estaciones. La primavera fue la estación con un mayor número de especies detectadas (10) en el 2006 y en el 2007 (9). En otoño, en cambio, solamente se detectaron 8 en el 2006 y 9 en el 2007. El zorro fue la especie con mayor proporción de tramos con presencia detectados seguida en orden decreciente del jabalí, garduña, corzo y tejón. Especies como la comadreja, gineta, gato montés y los lagomorfos presentaron proporciones de detección inferiores al 4%, media de las cuatro operaciones.

En la Figura 4.1 se representa la variación en el porcentaje de los tramos observados con presencia de cada una de las especies encontradas y en las ocho operaciones realizadas desde la primavera del 2006 al invierno del 2007.

Estaciones	Tramos	Jabalí	Zorro	Garduña	Corzo	Tejón	Conejo	Gato montés	Liebre	Comadreja	Gineta	Nº mamíferos silvestres detectados
Invierno	Presente	145	114	82	38	10	11	6	2	0	2	9
	Ausente	362	393	425	469	497	496	501	505	507	505	
	Nº tramos	507	507	507	507	507	507	507	507	507	507	
	%	28,6%	22,5%	16,2%	7,5%	2,0%	2,2%	1,2%	0,4%	0,0%	0,4%	
Primavera	Presente	147	81	66	38	21	8	5	1	2	2	10
	Ausente	360	426	441	469	486	499	502	506	505	505	
	Nº tramos	507	507	507	507	507	507	507	507	507	507	
	%	29,0%	16,0%	13,0%	7,5%	4,1%	1,6%	1,0%	0,2%	0,4%	0,4%	
Verano	Presente	77	92	90	23	8	4	0	6	2	1	9
	Ausente	430	415	417	484	499	503	507	501	505	506	
	Nº tramos	507	507	507	507	507	507	507	507	507	507	
	%	15,2%	18,1%	17,8%	4,5%	1,6%	0,8%	0,0%	1,2%	0,4%	0,2%	
Otoño	Presente	145	108	101	29	11	8	1	0	0	1	8
	Ausente	362	399	406	478	496	499	506	507	507	506	
	Nº tramos	507	507	507	507	507	507	507	507	507	507	
	%	28,6%	21,3%	19,9%	5,7%	2,2%	1,6%	0,2%	0,0%	0,0%	0,2%	
Media		25,3%	19,5%	16,7%	6,3%	2,5%	1,5%	0,6%	0,5%	0,2%	0,3%	
Total año	Presente*	271	281	246	107	44	16	11	9	4	2	10
	Ausente	236	226	261	400	463	491	496	498	503	505	
	Nº tramos	507	507	507	507	507	507	507	507	507	507	
	%	53,5%	55,4%	48,5%	21,1%	8,7%	3,2%	2,2%	1,8%	0,8%	0,4%	

Tabla 4.1. Resultados de los rastreos estacionales de meso y macromamíferos en el PNM (2006).

* Número de tramos distintos detectados con presencia, excluyendo las repeticiones estacionales.

Estaciones	Tramos	Jabalí	Zorro	Garduña	Corzo	Tejón	Conejo	Gato montés	Liebre	Comadreja	Gineta	Nº mamíferos silvestres detectados
Invierno	Presente	173	184	109	58	11	12	1	0	0	1	8
	Ausente	331	320	395	446	493	492	503	504	504	503	
	Nº tramos	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
	%	34,3%	36,5%	21,6%	11,5%	2,2%	2,4%	0,2%	0,0%	0,0%	0,2%	
Primavera	Presente	121	175	92	48	33	17	0	2	2	1	9
	Ausente	383	329	411	456	471	487	504	502	502	503	
	Nº tramos	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
	%	24,0%	34,7%	18,5%	9,5%	6,5%	3,4%	0,0%	0,4%	0,4%	0,2%	
Verano	Presente	81	69	70	12	2	3	0	1	2	1	9
	Ausente	423	435	434	492	502	501	504	503	502	503	
	Nº tramos	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
	%	16,1%	13,7%	13,9%	2,4%	0,4%	0,6%	0,0%	0,2%	0,4%	0,2%	
Otoño	Presente	110	196	58	23	6	2	1	0	2	2	9
	Ausente	394	308	446	481	498	502	503	504	502	502	
	Nº tramos	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
	%	21,83%	38,89%	11,51%	4,56%	1,19%	0,40%	0,20%	0,00%	0,40%	0,40%	
Media		24,06%	30,95%	16,38%	6,99%	2,57%	1,70%	0,10%	0,15%	0,30%	0,25%	
Total año	Presente*	280	362	241	124	50	19	2	3	6	2	10
	Ausente	224	142	263	380	454	485	502	501	498	502	
	Nº tramos	504	504	504	504	504	504	504	504	504	504	
	%	55,56%	71,83%	47,82%	24,60%	9,92%	3,77%	0,40%	0,60%	1,19%	0,40%	

Tabla 4.2. Resultados de los rastreos estacionales de meso y macromamíferos en el PNM (2007).

* Número de tramos distintos con presencia detectados, excluyendo las repeticiones estacionales.

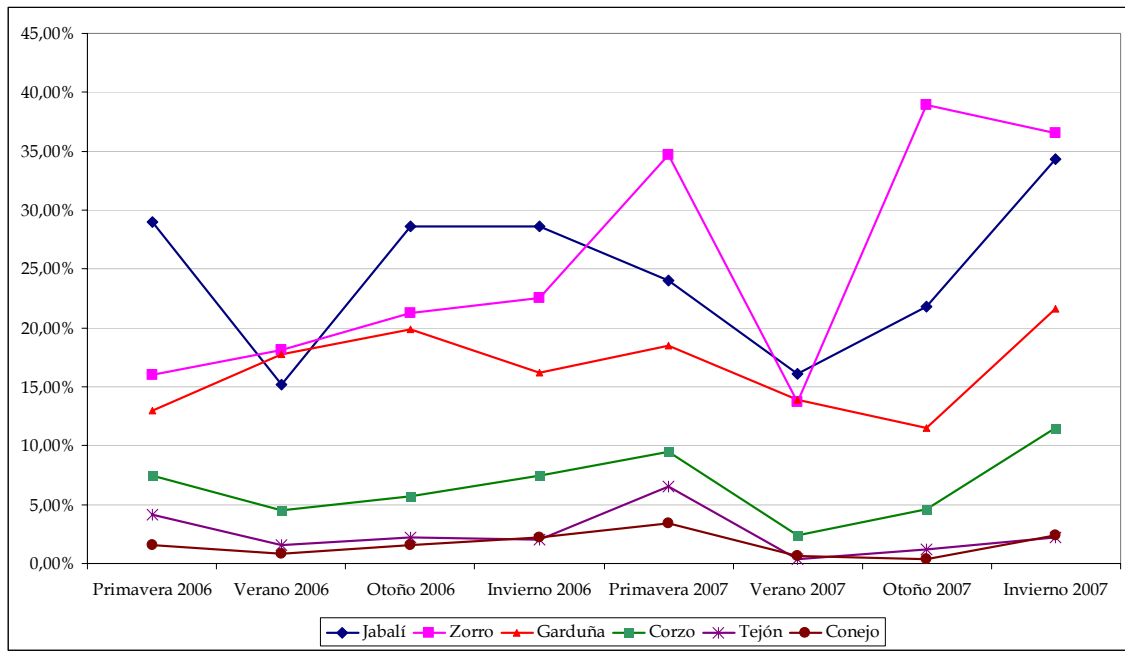


Figura 4.1. Variación en la detección de meso y macromamíferos silvestres a partir de rastreos en el PNM (2006 y 2007).

Jabalí *Sus scrofa*

La presencia de jabalí fue detectada mayoritariamente a través de hozaduras (65%) y secundariamente huellas (25%). También se detectó por observación directa, excrementos, rascaderos, revolcaderos, olor, piedras vueltas, mordeduras de raíces y camas (Tabla 4.3 y Figura 4.1).

	Tipo de indicio						Total
	Huella	Excrementos	Hozadura	Rascadero	Revolcadero	Otros	
Año 2006	126	18	405	16	16	18	599
	21,0%	3,0%	67,6%	2,7%	2,7%	3,0%	100,0%
2007	172	9	365	10	17	5	578
	29,8%	1,6%	63,1%	1,7%	2,9%	,9%	100,0%
Total	298	27	770	26	33	23	1177
	25,3%	2,3%	65,4%	2,2%	2,8%	2,0%	100,0%

Tabla 4.3. Tipos de indicio de jabalí encontrados en el PNM.

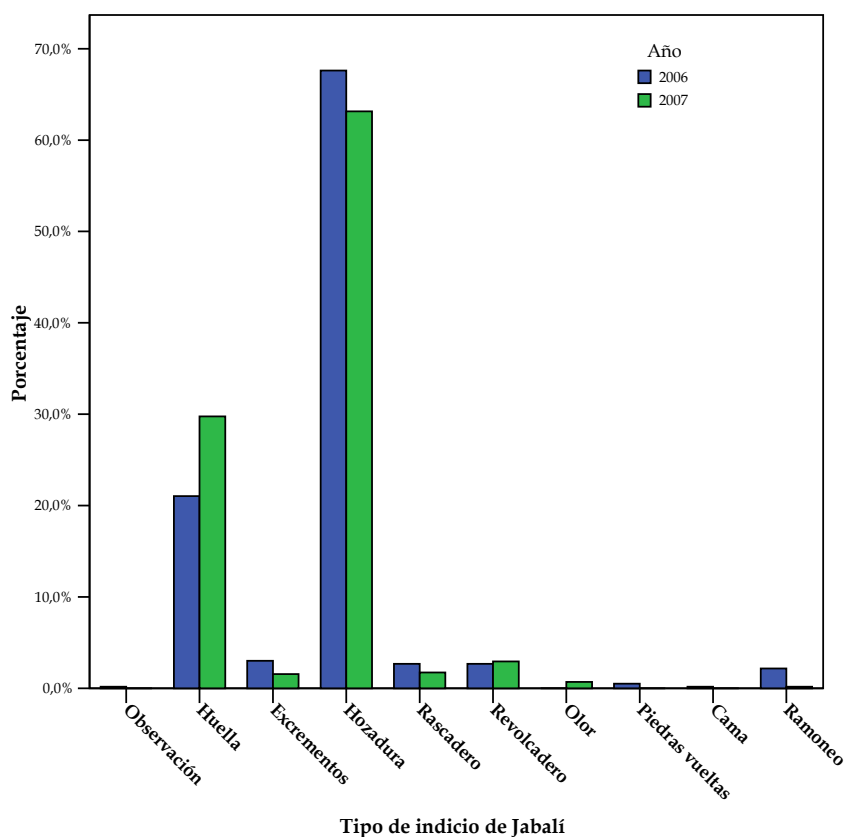


Figura 4.2. Porcentaje de los diferentes indicios de jabalí detectados durante 2006 y 2007 en el PNM.

En la Tabla 4.4 se describe como se distribuyen los tramos impares en los que se ha detectado presencia de jabalí en las categorías ambientales consideradas en los dos años de muestreo.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	22 (15/7)	3 (2/1)	13 (7/6)	27 (10/17)	65 (34/31)
	Cultivo y pasto	5 (4/1)	2 (1/1)	5 (5/)	3 (1/2)	15 (11/4)
	Encinar	37 (18/19)	16 (5/11)	26 (12/14)	34 (13/21)	113 (48/65)
	Hayedo	13 (10/3)	12 (5/7)	16 (10/6)	18 (10/8)	59 (35/24)
	Pino negro	6 (4/2)	1 (1/)	1 (/1)	2 (/2)	10 (5/5)
	Pinos	37 (23/14)	29 (15/14)	43 (24/19)	55 (21/34)	164 (83/81)
	Ribera	1 (/1)	1 (/1)	1 (/1)	4 (3/1)	7 (3/4)
	Robledal	19 (7/12)	17 (11/6)	27 (16/11)	26 (18/8)	89 (52/37)
	Total	140 (81/59)	81 (40/41)	132 (74/58)	169 (76/93)	522 (271/251)
	Altitud	600-1100	65 (32/33)	27 (13/14)	59 (31/28)	80 (41/39)
1101-1600		63 (41/22)	48 (25/23)	62 (40/22)	79 (35/44)	252 (141/111)
1601-1800		12 (8/4)	6 (2/4)	11 (3/8)	10 (/10)	39 (13/26)
Total		140 (81/59)	81 (40/41)	132 (74/58)	169 (76/93)	522 (271/251)
Caza	No caza	63 (36/27)	53 (31/22)	74 (45/29)	83 (44/39)	273 (156/117)
	Caza	77 (45/32)	28 (9/19)	58 (29/29)	86 (32/54)	249 (115/134)
	Total	140 (81/59)	81 (40/41)	132 (74/58)	169 (76/93)	522 (271/251)

Tabla 4.4. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos impares con presencia de jabalí en el PNM (2006 y 2007).

Para comprobar si la presencia de jabalí observada en los distintos tramos muestreados o UM se encuentra relacionada con alguna de las variables consideradas, controlando el efecto del resto de variables que pueden actuar como variables de confusión, se analizaron los datos con una regresión logística binaria, estimando los parámetros con el método de la máxima verosimilitud.

La primera fase de este proceso consiste en seleccionar las variables de confusión a partir de las variables de control. Así se excluirán las variables cuya asociación con la variable presencia de jabalí presente valor de $P > 0,20$ (criterio de Mickey y Greenland) ya que influirán poco en el ajuste. Los valores P se calculan realizando un análisis univariante de regresión logística para cada una de las variables control (ver Tabla 4.5).

Variable control	P
Año	0,3904
Estación	0,0573
Vegetación	0,0000
Caza	0,0000
Altitud	0,0355

Tabla 4.5. Significación de las variables obtenida por el método de máxima verosimilitud necesarios para el criterio de Mickey y Greenland para el jabalí en el PNM (2006 y 2007)

La segunda fase es introducir en el modelo máximo inicial todas las variables de confusión seleccionadas para valorar la asociación entre cada una de ellas y la variable presencia de jabalí, con un procedimiento de eliminación por pasos (Backward) en base a la razón de verosimilitud. Como se ve en la Tabla 4.5 la variable Año no influye en el ajuste del modelo que mejor estima la presencia de jabalí, no es una variable predictiva de la presencia del jabalí, por lo que se introducen en el modelo máximo inicial sólo las variables de confusión Estación, Tipo de vegetación, Caza y Altitud (en tres intervalos altitudinales). El modelo máximo estimado es significativo ($\chi^2=289$; $gl=12$; $P<0,001$) y explica el 20% de la incertidumbre de los datos (R^2 de Nagelkerke=0,20). Se considera dicho modelo, que contiene todas las potenciales variables de confusión, la estimación menos sesgada porque se controlan todos los potenciales confundidores (Kleinbaum y Klein, 2002) (Ver Anejo 4. Salida de los resultados del programa SPSS). El coeficiente b de una variable predictora permite valorar el efecto ajustado propio de la variable sobre la variable presencia de jabalí.

Según dicho modelo, y con una confianza del 95%:

- En las zonas sin caza existe una probabilidad de detectar presencia de jabalí que, como mínimo, es 2,27 veces superior a la de las zonas con caza (ExpB= 3,2; IC 95%: 2,27 a 4,50),
- Durante el verano es cuando menor probabilidad hay de detectar jabalí, teniendo el resto de estaciones una probabilidad al menos 2 veces superior (ver Tabla 4.6),
- En cuanto al tipo de vegetación, en las zonas de encinar y hayedo hay una probabilidad de detectar presencia de jabalí 3 veces superior a la de las zonas con arbustos (IC 95%: 2,3 a 4,7 y 1,7 a 5,4 respectivamente) y en las zonas de robledal hay una probabilidad 2 veces superior de encontrar jabalí que en las zonas de arbustos,
- La altitud no es una variable que influya en la probabilidad de detectar jabalí.

	B	E.T.	Wald	g.l.	Sig.	Exp(B)	I.C.95% para Exp(B)	
							Inferior	Superior
Caza	1,162	0,175	44,117	1	0,000	3,196	2,268	4,503
Verano			45,346	3	0,000			
Otoño	0,683	0,167	16,785	1	0,000	1,979	1,428	2,744
Invierno	1,089	0,163	44,585	1	0,000	2,973	2,159	4,093
Primavera	0,778	0,166	22,053	1	0,000	2,177	1,574	3,013
Arbustos			70,055	7	0,000			
Cultivos, pastos	-0,480	0,307	2,441	1	0,118	0,619	0,339	1,130
Encinar	1,130	0,186	36,807	1	0,000	3,095	2,149	4,459
Hayedo	1,147	0,295	15,123	1	0,000	3,149	1,766	5,613
Pino negro	-0,332	0,398	0,695	1	0,404	0,718	0,329	1,565
Pinos	0,430	0,204	4,436	1	0,035	1,538	1,030	2,295
Ribera	-0,420	0,426	0,971	1	0,324	0,657	0,285	1,515
Robledal	0,671	0,239	7,848	1	0,005	1,956	1,223	3,127
Altitud	0,000	0,000	1,603	1	0,205	1,000	0,999	1,000
Constante	-2,159	0,402	28,905	1	0,000	0,115		

Tabla 4.6. Variables introducidas en el paso 1 de la regresión logística (Caza, Tipo de vegetación, Estación y Altitud) con los parámetros estimados de la ecuación para explicar la presencia de jabalí en el PNM (2006 y 2007).

Como complemento a lo anterior describimos a continuación con más detalle el uso que el jabalí hace del hábitat en el PNM. El jabalí aparece en todo el rango altitudinal muestreado (Tabla 4.7). En el año 2006 presentó un diferente uso altitudinal dependiendo de la estación, incrementando levemente su altitud media durante el verano y bajando durante el invierno (Prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2= 10,4$; g.l.=3; p=0,016). En el 2007 no apareció esta diferencia estacional (Prueba de Kruskal-Wallis: $\chi^2= 5,1$; g.l.=3; p=0,167). No aparecieron diferencias en el uso altitudinal entre años en las cuatro estaciones (Figura 4.3).

Año	Estadísticos	Muestreado	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total observado
2006	N de tramos +	256	81	40	74	76	142
	Media	1168	1155	1181	1148	1098	1145
	Desv. típica	255	230	176	183	128	229
	Mínimo	792	800	800	800	823	1788
	Máximo	1788	1740	1788	1750	1370	800
2007	N de tramos +	254	59	41	58	93	141
	Media	1170	1100	1176	1167	1176	1160
	Desv. típica	255	237	237	265	232	236
	Mínimo	792	800	800	800	823	1788
	Máximo	1788	1787	1741	1750	1788	800
P*			0,124	0,959	0,794	0,054	

Tabla 4.7. Descripción del uso altitudinal estacional del jabalí en el PNM durante 2006 y 2007. *: de U de Mann-Whitney.

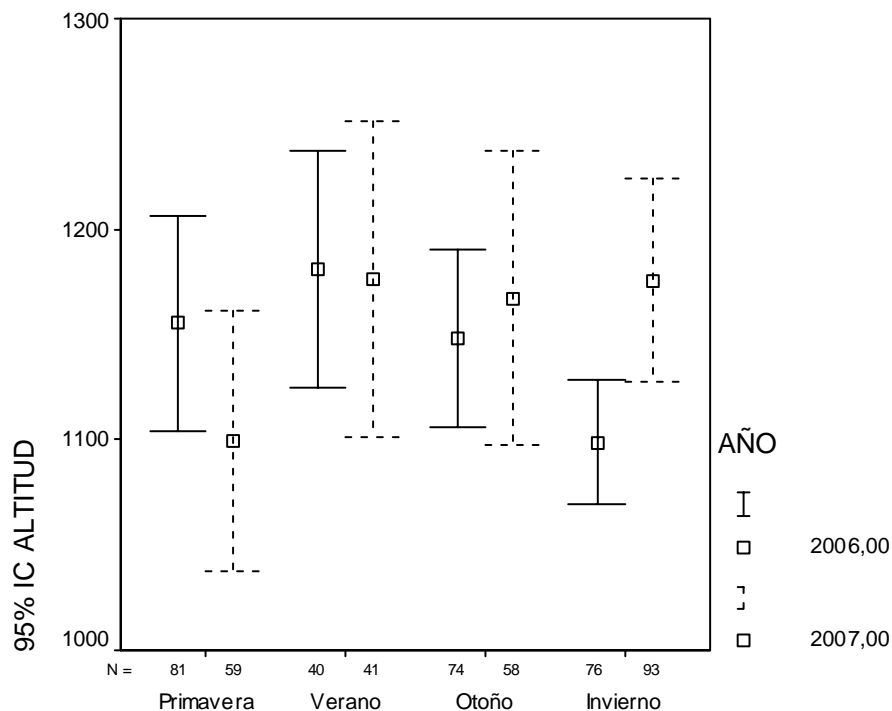


Figura 4.3. Representación gráfica de la variación de la altitud media usada por el jabalí en cada período de muestreo en los años 2006 y 2007.

Analizando los datos con intervalos de Bonferroni en cada una de las estaciones, para comprobar si las distribuciones del uso de las categorías ambientales consideradas corresponden a lo esperado según lo muestreado (Tabla 4.8 y Anejo 4) se observa que en el año 2006, en verano y otoño, el jabalí aparece más en la zona media (entre 1100 y 1600 m) de lo esperado, menos de lo esperado en verano, otoño e invierno en las zonas de mayor altitud y sólo en primavera utiliza las zonas altas igual a lo que cabría esperar según la disponibilidad. En el 2007 en cambio utiliza en todas las estaciones los distintos intervalos de altitud igual a lo esperado según la disponibilidad muestreada.

El jabalí en general está usando la vegetación según lo que cabría esperar dada su disponibilidad excepto que en alguna estación y año usa menos de lo esperado los arbustos, riberas, cultivos y pastos y en algún caso el pinar de pino negro (otoño del 2006 e invierno de los dos años).

En relación a la variable caza/no caza, el jabalí usa más las zonas sin caza de lo esperado por la disponibilidad. Sólo se observa un uso similar de las dos zonas en el invierno del 2007.

	Global		Primavera		Verano		Otoño		Invierno	
	Uso 2006	Uso 2007	Uso 2006	Uso 2007	Uso 2006	Uso 2007	Uso 2006	Uso 2007	Uso 2006	Uso 2007
No caza	+	+	+	+	+	+	+	+	+	=
Caza	-	-	-	-	-	-	-	-	-	=
Arbusto	=	=	=	-	-	-	-	-	-	=
Cultivo/pasto	=	-	=	-	=	=	=	-	-	-
Encinar	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
Hayedo	=	=	=	=	=	-	=	=	=	=
Pino negro	=	=	=	=	=	=	-	=	-	-
Pinos	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
Ribera	=	=	-	=	-	=	-	=	=	=
Robledal	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
600-1100	=	=	=	=	=	=	=	=	=	=
1101-1600	=	=	=	=	+	=	+	=	=	=
1601-1800	=	=	=	=	-	=	-	=	-	=

*Tabla 4.8. Selección de hábitat por parte del jabalí en el PNM (2006-2007).
Uso igual, mayor o menor de las distintas categorías ambientales.*

Corzo *Capreolus capreolus*

El corzo ha sido detectado mayoritariamente a través de sus huellas (66% de los 282 indicios encontrados en 2006 y 2007), excrementos (23%) y observación directa (6,4%) pero también por escodados, camas, ramoneo y ladridos.

En la Tabla 4.9 se describe la presencia del corzo en las categorías ambientales muestreadas en los dos años de seguimiento.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	13 (4/9)	3 (1/2)	13 (7/6)	20 (5/15)	49 (17/32)
	Cultivo y pasto	9 (5/4)		2 (2/)	2 (1/1)	13 (8/5)
	Encinar	26 (12/14)	11 (9/2)	22 (11/11)	20 (6/14)	79 (38/41)
	Hayedo	3 (2/1)	4 (2/2)	2 (1/1)	7 (3/4)	16 (8/8)
	Pino negro	15 (5/10)	2 (/2)	1 (/1)	4 (/4)	22 (5/17)
	Pinos	14 (8/6)	10 (6/4)	10 (8/2)	32 (18/14)	66 (40/26)
	Ribera		1 (1/)		1 (1/)	2 (2/)
	Robledal	6 (2/4)	4 (4/)	2 (/2)	10 (4/6)	22 (10/12)
	Total	86 (38/48)	35 (23/12)	52 (29/23)	96 (38/58)	269 (128/141)
Altitud	600-1100	33 (15/18)	11 (8/3)	21 (12/9)	37 (12/25)	102 (47/55)
	1101-1600	40 (19/21)	23 (15/8)	27 (14/13)	49 (23/26)	139 (71/68)
	1601-1800	13 (4/9)	1 (/1)	4 (3/1)	10 (3/7)	28 (10/18)
	Total	86 (38/48)	35 (23/12)	52 (29/23)	96 (38/58)	269 (128/141)
Caza	No caza	14 (10/4)	17 (12/5)	9 (7/2)	36 (22/14)	76 (51/25)
	Caza	72 (28/44)	18 (11/7)	43 (22/21)	60 (16/44)	193 (77/116)
	Total	86 (38/48)	35 (23/12)	52 (29/23)	96 (38/58)	269 (128/141)

Tabla 4.9. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de corzo en el PNM (2006-2007).

Para seleccionar las variables de confusión a partir de todas las variables de control, que se utilizarán posteriormente en la regresión logística, se calcularon los análisis univariantes de regresión logística para cada una de ellas con la variable presencia de corzo (ver Tabla 4.10).

Variable control	P
Año	0,3659
Estación	<0,001
Vegetación	<0,001
Caza	0,4242
Altitud (continua)	0,4819
Altitud (categórica)	<0,001

Tabla 4.10. Significación de las variables obtenida por el método de máxima verosimilitud necesarios para el criterio de Mickey y Greenland en el uso del hábitat del corzo en el PNM (2006-2007).

Como se ve en la Tabla 4.10, las variables Año, Caza y Altitud (como variable continua) no influyen en el ajuste del modelo que mejor estima la presencia de corzo, no son variables predictivas de la presencia del corzo, por lo que se introduce en el modelo máximo inicial sólo las variables de confusión Estación, Tipo de vegetación y Altitud (en tres intervalos altitudinales). Este modelo es significativo ($\chi^2=122$; g.l.=12; $P<0,001$) con un R^2 de Nagelkerke de 0,077, es decir el modelo sólo explica el 7,7% de la incertidumbre de los datos (ver Anejo 4).

Según todo ello y con una confianza del 95%:

- En las zonas sin caza existe la misma probabilidad de detectar presencia de corzo que en las zonas con caza,
- Durante el verano es cuando hay menor probabilidad de detectar corzo, teniendo el invierno una probabilidad que como mínimo 2 veces superior a la del verano y la primavera de cómo mínimo 1,7 veces superior a la del verano. El otoño no difiere del verano (Tabla 4.11),
- En cuanto al tipo de vegetación, en las zonas de encinar existe una probabilidad de detectar corzo al menos de 2 veces superior a la de las zonas con arbustos (IC 95%: entre 2,2 y 4,8) y en las zonas de pino negro hay una probabilidad 2,8 veces superior de encontrar indicios de corzo que en las zonas de arbustos. En el resto la probabilidad es similar a la de arbustos,
- El rango altitudinal entre 1100 y 1600 m presenta una probabilidad de encontrar corzo de 2,7 veces superior a las zonas más altas.

	B	E.T.	Wald	gl	Sig.	Exp(B)	I.C.95% para Exp(B)	
							Inferior	Superior
Verano			37,840	3	0,000			
Otoño	0,416	0,225	3,423	1	0,064	1,516	0,976	2,356
Invierno	1,095	0,205	28,667	1	0,000	2,990	2,002	4,465
Primavera	0,971	0,207	21,902	1	0,000	2,640	1,758	3,965
Arbustos			61,695	7	0,000			
Cultivos, pastos	0,079	0,326	0,059	1	0,809	1,082	0,571	2,051
Encinar	1,177	0,202	34,069	1	0,000	3,245	2,185	4,817
Hayedo	0,000	0,308	0,000	1	0,999	1,000	0,547	1,828
Pino negro	1,023	0,377	7,367	1	0,007	2,781	1,329	5,820
Pinos	0,081	0,200	0,163	1	0,687	1,084	0,733	1,604
Ribera	-0,955	0,735	1,687	1	0,194	0,385	0,091	1,626
Robledal	-0,070	0,266	0,069	1	0,793	0,932	0,553	1,571
1601-1800			34,418	2	0,000			
800-1100	0,113	0,339	0,110	1	0,740	1,119	0,576	2,177
1101-1800	0,989	0,318	9,666	1	0,002	2,689	1,441	5,015
Constante	-4,173	0,372	125,598	1	0,000	0,015		

Tabla 4.11. Variables introducidas en el paso 1 de la regresión logística (Estación, Tipo de vegetación y Altitud en tres intervalos) con los parámetros estimados de la ecuación para explicar la presencia de corzo en el PNM (2006-2007).

Con respecto a la altitud, no hay un desplazamiento altitudinal anual estadísticamente significativo (K-W₂₀₀₆: $\chi^2=1,2$; g.l.=3; p=0,75 y K-W₂₀₀₇: $\chi^2=2,3$; g.l.=3; p=0,5) estando la media anual en 1159 m y 1195 m en cada uno de los años respectivamente (Tabla 4.12, Figura 4.4).

Año	Muestreado	Estadísticos	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Total observado
2006	507	Número de tramos con presencia	38	23	29	38	128
	1167	Altitud media	1148	1154	1139	1189	1159
	255	DT	270	115	241	199	220
	792	Mínimo	800	864	823	823	800
	1794	Máximo	1711	1354	1668	1708	1711
2007	504	Número de tramos con presencia	48	12	23	58	141
	1169	Altitud media	1225	1272	1116	1186	1195
	255	DT	275	246	194	277	263
	792	Mínimo	800	976	823	795	795
	1794	Máximo	1719	1752	1657	1774	1774
		P*	0,42	0,28	0,67	0,85	

Tabla 4.10. Descripción del uso altitudinal estacional del corzo en el PNM durante 2006 y 2007. *: de U de Mann-Whitney.

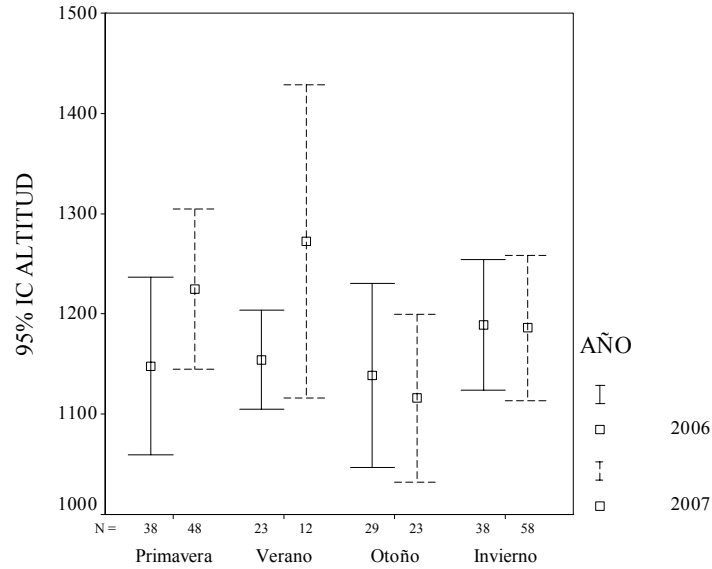


Figura 4.4. Representación gráfica de la variación de la altitud estacional media del corzo en el PNM (2006-2007).

El uso de los diferentes tipos de vegetación e intervalos altitudinales según la estación del año, que son las variables ambientales consideradas como predictivas de la presencia de corzo en la regresión logística, aparece en las Tablas 4.13 y 4.14. Este es el resultado del cálculo de los intervalos de confianza simultáneos de Bonferroni aplicados a los datos de presencia de corzo de los dos años conjuntamente.

Se observa un uso mayor de lo esperado de los encinares en primavera y otoño. Los cultivos y pastos son usados menos de lo esperado en verano e invierno así como los arbustos en verano y no se observaron indicios de presencia en zonas de ribera en primavera y otoño.

	Tramos muestreados	Proporción muestreada	Nº de tramos con	Nº de tramos con presencia de corzo	Proporción observada	IC 95% de la proporción observada		Uso
Primavera								
Arbusto	245	0,242	13	20,84	0,151	0,046	0,257	=
Cultivo/pasto	79	0,078	9	6,72	0,105	0,014	0,195	=
Encinar	168	0,166	26	14,29	0,302	0,167	0,438	+
Hayedo	52	0,051	3	4,42	0,035	-0,019	0,089	=
Pino negro	64	0,063	15	5,44	0,174	0,063	0,286	=
Pinos	256	0,253	14	21,78	0,163	0,054	0,272	=
Ribera	37	0,037	0	3,15	0,000	0,000	0,000	-
Robledal	110	0,109	6	9,36	0,070	-0,005	0,145	=
	1011	1,000	86	86,00	1,000			
Verano								
Arbusto	245	0,242	3	8,48	0,086	-0,044	0,215	-
Cultivo/pasto	79	0,078	0	2,73	0,000	0,000	0,000	-
Encinar	168	0,166	11	5,82	0,314	0,100	0,529	=
Hayedo	52	0,051	4	1,80	0,114	-0,033	0,261	=
Pino negro	64	0,063	2	2,22	0,057	-0,050	0,164	=
Pinos	256	0,253	10	8,86	0,286	0,077	0,495	=
Ribera	37	0,037	1	1,28	0,029	-0,048	0,106	=
Robledal	110	0,109	4	3,81	0,114	-0,033	0,261	=
	1011	1,000	35	35,00	1,000			
Otoño								
Arbusto	244	0,239	13	12,45	0,250	0,095	0,405	=
Cultivo/pasto	85	0,083	2	4,34	0,038	-0,031	0,108	=
Encinar	168	0,165	22	8,57	0,423	0,246	0,600	+
Hayedo	52	0,051	2	2,65	0,038	-0,031	0,108	=
Pino negro	64	0,063	1	3,27	0,019	-0,030	0,069	=
Pinos	256	0,251	10	13,06	0,192	0,051	0,334	=
Ribera	40	0,039	0	2,04	0,000	0,000	0,000	-
Robledal	110	0,108	2	5,61	0,038	-0,031	0,108	=
	1019	1,000	52	52,00	1,000			
Invierno								
Arbusto	245	0,242	20	23,26	0,208	0,095	0,322	=
Cultivo/pasto	79	0,078	2	7,50	0,021	-0,019	0,061	-
Encinar	168	0,166	20	15,95	0,208	0,095	0,322	=
Hayedo	52	0,051	7	4,94	0,073	0,000	0,145	=
Pino negro	64	0,063	4	6,08	0,042	-0,014	0,097	=
Pinos	256	0,253	32	24,31	0,333	0,202	0,465	=
Ribera	37	0,037	1	3,51	0,010	-0,018	0,039	=
Robledal	110	0,109	10	10,45	0,104	0,019	0,189	=
	1011	1,000	96	96,00	1,000			

Tabla 4.13. Uso de las distintas categorías de vegetación por el corzo, según la disponibilidad muestreada en el PNM 2006-2007).

En cuanto a los intervalos altitudinales es en verano cuando el corzo aparece menos en cotas altas y más en cotas intermedias (Tabla 4.14, Figura 4.4).

	Tramos muestreados	Proporción muestreada	Nº de tramos con presencia de corzo observados	Nº de tramos con presencia de corzo esperados	Proporción observada en cada categoría	IC 95% de la proporción observada (Bonferroni)		Uso
Primavera								
600-1100	489	0,484	33	41,60	0,384	0,258	0,509	=
1101-1600	392	0,388	40	33,35	0,465	0,336	0,594	=
1601-1800	130	0,129	13	11,06	0,151	0,059	0,244	=
	1011	1,000	86	86	1,000			
Verano								
600-1100	489	0,484	11	16,93	0,314	0,126	0,502	=
1101-1600	392	0,388	23	13,57	0,657	0,465	0,849	+
1601-1800	130	0,129	1	4,50	0,029	-0,039	0,096	-
	1011	1,000	35	35	1,000			
Otoño								
600-1100	497	0,488	21	25,36	0,404	0,241	0,567	=
1101-1600	392	0,385	27	20,00	0,519	0,353	0,685	=
1601-1800	130	0,128	4	6,63	0,077	-0,012	0,165	=
	1019	1,000	52	52	1,000			
Invierno								
600-1100	489	0,484	37	46,43	0,385	0,267	0,504	=
1101-1600	392	0,388	49	37,22	0,510	0,388	0,633	=
1601-1800	130	0,129	10	12,34	0,104	0,030	0,179	=
	1011	1,000	96	96	1,000			

Tabla 4.14. Uso de las distintas categorías altitudinales estacionales por el corzo en el PNM (2006-2007).

Zorro rojo *Vulpes vulpes*

El zorro ha sido detectado mayoritariamente a través de sus excrementos (89% de los 1.054 indicios diferentes encontrados en el 2006 y 2007), huellas (5%) y olor (3%) pero también por observación directa (en dos ocasiones) y escarbaduras en el suelo.

En la Tabla 4.15 se describe la distribución de las presencias en las categorías ambientales teniendo en cuenta las estaciones y los dos años de seguimiento. En el 2006 se detectaron 395 indicios en las cuatro operaciones y 624 en el 2007.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	59 (13/46)	34 (22/12)	77 (30/47)	92 (35/57)	262 (100/162)
	Cultivo y pasto	22 (7/15)	10 (7/3)	32 (17/15)	31 (13/18)	95 (44/51)
	Encinar	33 (14/19)	49 (25/25)	69 (22/47)	39 (15/24)	190 (76/114)
	Hayedo	13 (7/6)	4 (3/1)	3 (1/2)	10 (3/7)	30 (14/16)
	Pino negro	25 (9/16)	14 (12/2)	12 (6/6)	10 (/10)	61 (27/34)
	Pinos	56 (22/34)	33 (14/19)	77 (23/54)	71 (28/43)	237 (87/150)
	Ribera	11 (2/9)	4 (3/1)	19 (4/15)	16 (6/10)	50 (15/35)
	Robledal	37 (7/30)	13 (6/7)	15 (5/10)	29 (14/15)	94 (32/62)
	Total	256 (81/175)	161 (92/69)	304 (108/196)	298 (114/184)	1019 (395/624)
Altitud	600-1100	132 (39/93)	86 (47/39)	194 (65/129)	191 (85/106)	603 (236/367)
	1101-1600	79 (28/51)	48 (23/25)	70 (26/44)	73 (24/49)	270 (101/169)
	1601-1800	45 (14/31)	27 (22/5)	40 (17/23)	34 (5/29)	146 (58/88)
	Total	256 (81/175)	161 (92/69)	304 (108/196)	298 (114/184)	1019 (395/624)
Caza	No caza	86 (33/53)	45 (20/25)	65 (16/49)	91 (41/50)	287 (110/177)
	Caza	170 (48/422)	116 (72/44)	239 (92/147)	207 (73/134)	732 (285/447)
	Total	256 (81/175)	161 (92/69)	304 (108/196)	298 (114/184)	1019 (395/624)

Tabla 4.15. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de zorro en el PNM (2006-2007).

Para seleccionar las variables de confusión a partir de todas las variables de control, que se utilizan posteriormente en la regresión logística, se calcularon los análisis univariantes de regresión logística para cada una de ellas con la variable presencia de corzo (ver Tabla 4.16).

Variable control	P
Año	<0,001
Estación	<0,001
Vegetación	<0,001
Caza	0,071
Altitud	<0,001
Altitud categórica	<0,001

Tabla 4.16. Significación de las variables obtenida por el método de máxima verosimilitud necesarios para el criterio de Mickey y Greenland para el uso del hábitat por parte del zorro en el PNM (2006-2007).

Como se ve en la Tabla 4.16, todas las variables controladas influyen, en mayor o menor medida, en el ajuste del modelo que mejor estima la presencia de zorro, por tanto se introducen todas en el modelo máximo inicial. Este modelo es significativo ($\chi^2= 262$; $df=14$; $P<0,001$) con un R^2 de Nagelkerke de 0,09. es decir el modelo explica el 9% de la incertidumbre de los datos.

Según todo ello y con una confianza del 95%:

- En el año 2007 se detectaron más indicios de zorro que en el 2006 (Tabla 4.17),
- En las zonas sin caza existe una mayor probabilidad de detectar presencia de zorro que en las zonas con caza,
- Durante el verano la detectabilidad del zorro ha sido menor que en primavera, otoño e invierno,
- En cuanto al tipo de vegetación, en el hayedo, robledal y pinar hay una menor probabilidad de detectar zorro que en zonas con matorral y arbustos,
- Las zonas bajas por debajo de 1100 m la probabilidad de detectar zorro es como mínimo 1,6 veces superior al resto, es decir se detecta una menor presencia del zorro a partir de 1100 m.

	B	E.T.	Wald	gl	Sig.	Exp(B)	I.C.95% para Exp(B)	
							Inferior	Superior
No Caza	0,502	0,137	13,411	1	0,000	1,652	1,263	2,160
Verano			68,462	3	0,000			
Otoño	0,840	0,112	56,250	1	0,000	2,317	1,860	2,885
Invierno	0,822	0,112	53,579	1	0,000	2,276	1,826	2,836
Primavera	0,604	0,114	27,858	1	0,000	1,829	1,461	2,288
Arbustos			25,895	7	0,001			
Cultivos, pastos	-0,024	0,147	0,026	1	0,872	0,977	0,732	1,303
Encinar	-0,092	0,118	0,609	1	0,435	0,912	0,724	1,149
Hayedo	-0,923	0,255	13,138	1	0,000	0,397	0,241	0,654
Pino negro	0,216	0,176	1,498	1	0,221	1,241	0,878	1,753
Pinos	-0,303	0,139	4,758	1	0,029	0,738	0,562	0,970
Ribera	0,043	0,195	0,047	1	0,828	1,043	0,712	1,530
Robledal	-0,740	0,184	16,120	1	0,000	0,477	0,332	0,685
800-1100	0,644	0,094	47,446	1	0,000	1,904	1,586	2,288
Año	0,651	0,075	74,466	1	0,000	1,918	1,655	2,224
Constante	-1309,198	151,492	74,685	1	0,000	0,000		

Tabla 4.17. Variables introducidas en el paso 1 de la regresión logística (Caza, Estación, Tipo de vegetación y Altitud en dos intervalos y Año) con los parámetros estimados de la ecuación para explicar la presencia de zorro en el PNM (2006-2007).

Garduña *Martes foina*

La garduña ha sido detectada mayoritariamente a través de sus excrementos (99% de los 668 indicios diferentes encontrados en el 2006 y 2007), y por sus huellas y hozaduras.

La Tabla 4.18 muestra la distribución estacional de la presencia observada de la garduña en el PNM en las categorías ambientales. Dicha distribución es similar en los dos años de seguimiento habiéndose encontrado indicios de presencia en 339 tramos en las cuatro operaciones del 2006 y 329 en el 2007.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	29 (10/19)	43 (25/18)	33 (19/14)	44 (25/19)	149 (79/70)
	Cultivo y pasto	15 (5/10)	17 (5/12)	19 (15/4)	16 (14/2)	67 (39/28)
	Encinar	27 (18/9)	30 (23/7)	24 (14/10)	38 (21/17)	119 (76/43)
	Hayedo	9 (4/5)	4 (4/)	7 (7/)	13 (3/10)	33 (18/15)
	Pino negro	1 (1/)	2 (2/)	6 (3/3)	5 (/5)	14 (6/8)
	Pinos	35 (14/21)	38 (20/18)	33 (23/10)	42 (7/35)	148 (64/84)
	Ribera	12 (3/9)	8 (3/5)	9 (3/6)	14 (7/7)	43 (16/27)
	Robledal	30 (11/19)	18 (8/10)	28 (17/11)	19 (5/14)	95 (41/54)
	Total	158 (66/92)	160 (90/70)	159 (101/58)	191 (82/109)	668 (339/329)
	Altitud	600-1100	95 (40/55)	100 (55/45)	98 (62/36)	122 (66/56)
1101-1600		49 (23/26)	47 (27/20)	48 (33/15)	60 (16/44)	204 (99/105)
1601-1800		14 (3/11)	13 (8/5)	13 (6/7)	9 (/9)	49 (17/32)
Total		158 (66/92)	160 (90/70)	159 (101/58)	191 (82/109)	668 (339/329)
Caza	No caza	60 (28/32)	52 (30/22)	54 (39/15)	65 (12/53)	339 (109/230)
	Caza	98 (38/60)	108 (60/48)	105 (62/43)	126 (70/56)	437 (230/207)
	Total	158 (66/92)	160 (90/70)	159 (101/58)	191 (82/109)	668 (339/329)

Tabla 4.18. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de garduña en el PNM (2006-2007).

Para seleccionar las variables de confusión a partir de todas las variables de control, que se utilizan posteriormente en la regresión logística, se calcularon los análisis univariantes de regresión logística para cada una de ellas con la variable presencia de garduña (ver Tabla 4.19).

Variable control	P
Año	0,777
Estación	0,128
Vegetación	<0,001
Caza	0,010
Altitud	<0,001
Altitud categórica	<0,001

Tabla 4.19. Significación de las variables obtenidas por el método de máxima verosimilitud necesarios para el criterio de Mickey y Greenland en el caso de la garduña en el PNM (2006-2007).

Como puede comprobarse en la Tabla 4.19, excepto en el caso del año y la estación, el resto de las variables controladas influyen, en mayor o menor medida, en el ajuste del modelo que mejor estima la presencia de la garduña, por tanto se introducen todas en el modelo máximo inicial. Este modelo es significativo ($\chi^2= 111$; g.l.=13; $P<0,001$) con un R^2 de Nagelkerke de 0,05, es decir el modelo explica el 5% de la incertidumbre de los datos.

Según todo ello y con una confianza del 95%:

- Las zonas sin caza tienen mayor probabilidad de detectar presencia de garduña que las zonas con caza (Tabla 4.20),
- Al ajustar la variable estación con el resto no aparecen diferencias de detectabilidad de garduña entre estaciones,
- En cuanto al tipo de vegetación, en los pinares de pino negro existe una menor probabilidad de detectar garduña que en las zonas con matorral y arbustos y esta probabilidad es mayor en la ribera,
- Las zonas con altitud media poseen una probabilidad de detectar garduña como mínimo 1,2 veces superior al resto de rangos altitudinales.

	B	E.T.	Wald	gl	Sig.	Exp(B)	I.C.95% para Exp(B)	
							Inferior	Superior
No caza/caza	0,577	0,157	13,416	1	0,000	1,780	1,308	2,424
Verano			5,913	3	0,116			
Otoño	-0,022	0,123	0,032	1	0,857	0,978	0,768	1,246
Invierno	0,220	0,119	3,395	1	0,065	1,246	0,986	1,575
Primavera	-0,015	0,124	0,015	1	0,902	0,985	0,773	1,255
Arbustos			18,564	7	0,010			
Cultivos, pastos	0,217	0,167	1,690	1	0,194	1,242	0,896	1,721
Encinar	0,018	0,138	0,017	1	0,897	1,018	0,777	1,335
Hayedo	-0,144	0,268	0,290	1	0,590	0,866	0,512	1,463
Pino negro	-0,790	0,334	5,608	1	0,018	0,454	0,236	0,873
Pinos	-0,220	0,166	1,745	1	0,186	0,803	0,580	1,112
Ribera	0,555	0,205	7,302	1	0,007	1,741	1,165	2,603
Robledal	-0,056	0,202	0,078	1	0,779	0,945	0,636	1,403
800-1100			33,274	2	0,000			
1101-1600	0,585	0,196	8,883	1	0,003	1,795	1,222	2,638
1601-1800	-0,043	0,198	0,047	1	0,828	0,958	0,650	1,411
Constante	-2,107	0,213	97,906	1	0,000	0,122		

Tabla 4.20. Variables introducidas en el paso 1 de la regresión logística (Caza, Estación, Tipo de vegetación y Altitud en dos intervalos) con los parámetros estimados de la ecuación para explicar la presencia de garduña en el PNM (2006-2007).

Tejón *Meles meles*

El tejón ha sido detectado a través de sus excrementos y letrinas (44% de los 109 indicios diferentes encontrados en el 2006 y 2007), por hozaduras (38%), huellas (13%) y escarbaduras (5%). Según se ve en la Tabla 4.21 se ha localizado, en todas las categorías de vegetación excepto en el pinar de pino negro, en todo el rango altitudinal (máxima altitud 1735 m) aunque sobre todo en zonas bajas (el 91% por debajo de 1200 m) y sobre todo en zonas con caza.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	13 (5/8)	5 (3/2)	7 (6/1)	8 (4/4)	33 (18/15)
	Cultivo y pasto	4 (3/1)	1 (1/)	3 (3/)	1 (1/)	9 (8/1)
	Encinar	20 (3/17)	3 (3/)	2 (/2)	6 (2/4)	32 (8/23)
	Hayedo	2 (2/)			1 (/1)	3 (2/1)
	Pino negro					
	Pinos	7 (5/2)		2 (/2)	4 (2/2)	13 (7/6)
	Ribera	6 (2/4)	1 (1/)	3 (2/1)	1 (1/)	11 (6/5)
	Robledal	2 (1/1)				2 (1/1)
	Total	54 (21/33)	10 (8/2)	17 (11/6)	21 (10/11)	102 (50/52)
	Altitud	600-1100	42 (14/28)	10 (8/2)	12 (10/2)	16 (9/7)
1101-1600		11 (6/5)		4 (1/3)	5 (1/4)	20 (8/12)
1601-1800		1 (1/)		1 (/1)		2 (1/1)
Total		54 (21/33)	10 (8/2)	17 (11/6)	21 (10/11)	102 (50/52)
Caza	No caza	9 (7/2)			3 (/3)	12 (7/5)
	Caza	45 (14/31)	10 (8/2)	17 (11/6)	18 (10/8)	90 (43/47)
	Total	54 (21/33)	10 (8/2)	17 (11/6)	21 (10/11)	102 (50/52)

Tabla 4.21. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de tejón en el PNM (2006-2007).

Para seleccionar las variables de confusión a partir de todas las variables de control, que se utilizan posteriormente en la regresión logística, se calcularon los análisis univariantes de regresión logística para cada una de ellas con la variable presencia de corzo (ver Tabla 4.22).

Variable control	P
Año	0,803
Estación	<0,001
Vegetación	<0,001
Caza	<0,001
Altitud	<0,001
Altitud categórica	<0,001

Tabla 4.22. Significación de las variables obtenida por el método de máxima verosimilitud necesarios para el criterio de Mickey y Greenland para los rastreos del tejón en el PNM (2006-2007).

Como se ve en la Tabla 4.22, excepto el año, el resto de las variables controladas influyen, en mayor o menor medida, en el ajuste del modelo que mejor estima la presencia del tejón, por tanto se introducen todas en el modelo máximo inicial. Este modelo es significativo ($\chi^2= 112$; g.l.=13; $P<0,001$) con un R^2 de Nagelkerke de 0,13, es decir el modelo explica el 13% de la incertidumbre de los datos.

Según todo ello y con una confianza del 95%:

- El ajuste de la variable caza con el resto de variables hace que se compruebe que no aparecen diferencias de detectabilidad del tejón entre zonas cazadas y no cazadas (Tabla 4.23),
- La primavera es la estación en la que la probabilidad de detectar tejón es mayor, como mínimo 3 veces superior al verano,
- En cuanto al tipo de vegetación, en las zonas de pinos y robledal hay una probabilidad de detectar tejón menor que en zonas con matorral y arbustos,
- En las zonas bajas la probabilidad de detectar tejón es mayor que en el resto.

	B	E.T.	Wald	gl	Sig.	Exp (B)	I.C.95% para Exp(B)	
							Inferior	Superior
No caza/caza	0,216	0,509	0,180	1	0,671	1,241	0,458	3,362
Verano			40,909	3	0,000			
Otoño	0,527	0,403	1,714	1	0,190	1,694	0,769	3,730
Invierno	0,760	0,389	3,830	1	0,050	2,139	0,999	4,581
Primavera	1,761	0,349	25,437	1	0,000	5,821	2,936	11,542
Arbustos			16,081	7	0,024			
Cultivos, pastos	-0,370	0,389	0,903	1	0,342	0,691	0,322	1,481
Encinar	0,076	0,264	0,082	1	0,774	1,079	0,643	1,810
Hayedo	-0,324	0,651	0,247	1	0,619	0,724	0,202	2,593
Pino negro	-16,671	2446,606	0,000	1	0,995	0,000	0,000	.
Pinos	-0,683	0,345	3,924	1	0,048	0,505	0,257	0,993
Ribera	0,480	0,373	1,659	1	0,198	1,617	0,778	3,357
Robledal	-2,087	0,732	8,119	1	0,004	0,124	0,030	0,521
800-1100			11,781	2	0,003			
1101-1600	-0,894	0,300	8,887	1	0,003	0,409	0,227	0,736
1601-1800	-1,542	0,735	4,399	1	0,036	0,214	0,051	0,904
Constante	-4,178	0,626	44,580	1	0,000	0,015		

Tabla 4.23. Variables introducidas en el paso 1 de la regresión logística (Caza, Estación, Tipo de vegetación y Altitud en tres intervalos) con los parámetros estimados de la ecuación para explicar la presencia de tejón en el PNM (2006-2007).

Comadreja *Mustela nivalis*

La comadreja ha sido detectada exclusivamente por sus excrementos en 10 UM (4 en el 2006 y 6 en el 2007). Según se ve en la Tabla 4.24 se ha localizado, en orden de abundancia, en arbustos, encinares, hayedos, pinos y riberas, en todo el rango altitudinal (entre 823 y 1750 m) aunque sobre todo en zonas bajas (el 70% por debajo de 1100 m) y en zonas con caza.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	1 (1/)	2 (2/)	1 (1/)		4 (1/3)
	Cultivo y pasto					
	Encinar	1 (1/)		1 (1/)		2 (1/)
	Hayedo		1 (1/)			1 (1/)
	Pino negro		1 (1/)			1 (1/)
	Pinos	1 (1/)				1 (1/)
	Ribera	1 (1/)				1 (1/)
	Robledal					
	Total	4 (2/2)	4 (2/2)	2 (/2)		10 (4/6)
Altitud	600-1100	3 (2/1)	2 (/2)	2 (/2)		7 (2/5)
	1101-1600		1 (1/)			1 (1/)
	1601-1800	1 (/1)	1 (1/)			2 (1/1)
	Total	4 (2/2)	4 (2/2)	2 (/2)		10 (4/6)
Caza	No caza		1 (1/)			1 (1/)
	Caza	4 (2/2)	3 (1/2)	2 (/2)		9 (3/6)
	Total	4 (2/2)	4 (2/2)	2 (/2)		10 (4/6)

Tabla 4.24. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de comadreja.

Gato montés *Felis sylvestris*

El gato montés ha sido detectado exclusivamente por sus excrementos en 14 localizaciones (12 en el 2006 y 2 en el 2007). Según se ve en la Tabla 4.25 se ha localizado, en orden de abundancia, en arbustos, encinares, cultivos, hayedos, pinos y riberas, en todo el rango altitudinal (entre 823 y 1760 m) aunque sobre todo en zonas bajas (el 78% por debajo de 1100 m) y en zonas con caza.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	1 (1/)			5 (4/1)	6 (5/1)
	Cultivo y pasto	1 (1/)				1 (1/)
	Encinar	2 (2/)		1 (1/)	1 (1/)	4 (3/1)
	Hayedo				1 (1/)	1 (1/)
	Pino negro					
	Pinos	1 (1/)				1 (1/)
	Ribera			1 (1/)		1 (1/)
	Robledal					
	Total	5 (5/)		2 (1/1)	7 (6/1)	14 (12/2)
Altitud	600-1100	3 (3/)		2 (1/1)	6 (5/1)	11 (9/2)
	1101-1600				1 (1/)	1 (1/)
	1601-1800	2 (2/)				2 (2/)
	Total	5 (5/)		2 (1/1)	7 (6/1)	14 (12/2)
Caza	No caza	1 (1/)			1 (1/)	2 (2/)
	Caza	4 (4/)		2 (1/1)	6 (5/1)	12 (10/2)
	Total	5 (5/)		2 (1/1)	7 (6/1)	14 (12/2)

Tabla 4.25. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de gato montés en el PNM (2006-2007).

Gineta *Genetta genetta*

La gineta ha sido detectada exclusivamente por sus excrementos y letrinas en 3 localizaciones diferentes (2 en el 2006 y 2 en el 2007, una de ellas coincide). Según se ve en la Tabla 4.26 se ha localizado, en orden de abundancia, en hayedos, arbustos y encinares por debajo de los 1600 m (la altitud máxima ha sido 1323 m) y tanto en zonas con caza como sin ella.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	1 (1/)			1 (1/)	2 (2/)
	Cultivo y pasto					
	Encinar			1 (1)		1 (1)
	Hayedo	1 (1/1)	1 (1/1)	1 (1/1)	1 (1/1)	4 (4/4)
	Pino negro					
	Pinos					
	Ribera					
	Robledal					
	Total	3 (2/1)	2 (1/1)	3 (1/2)	3 (2/1)	11 (6/5)
	Altitud	600-1100	1 (1/)		1 (1)	1 (1/)
1101-1600		2 (1/1)	2 (1/1)	2 (1/1)	2 (1/1)	8 (4/4)
1601-1800						
Total		3 (2/1)	2 (1/1)	3 (1/2)	3 (2/1)	11 (6/5)
Caza	No caza	2 (1/1)	2 (1/1)	2 (1/1)	2 (1/1)	8 (4/4)
	Caza	1 (1/)		1 (1)	1 (1/)	3 (2/1)
	Total	3 (2/1)	2 (1/1)	3 (1/2)	3 (2/1)	11 (6/5)

Tabla 4.26. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de gineta en el PNM (2006-2007).

Conejo *Oryctolagus cuniculus*

El conejo ha sido detectado mayoritariamente por sus excrementos y letrinas (el 52% de los indicios encontrados) además de por sus huellas y escaraduras, sin diferencias entre los dos años de muestreo. Según se ve en la Tabla 4.27 se ha localizado sobre todo en encinares, y en menor medida en cultivos y zona de matorral, siempre en zonas bajas (la altitud máxima ha sido 847m) y zonas con caza.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	1 (1/)				1 (1/)
	Cultivo y pasto	1 (/1)	1 (1/)	2 (1/1)	3 (2/1)	7 (4/3)
	Encinar	23 (7/16)	6 (3/3)	8 (7/1)	20 (9/11)	57 (26/31)
	Hayedo					
	Pino negro					
	Pinos					
	Ribera					
	Robledal					
	Total	25 (8/17)	7 (4/3)	10 (8/2)	23 (11/12)	65 (31/34)
	Altitud	600-1100	25 (8/17)	7 (4/3)	10 (8/2)	23 (11/12)
1101-1600						
1601-1800						
Total		25 (8/17)	7 (4/3)	10 (8/2)	23 (11/12)	65 (31/34)
Caza	No caza					
	Caza	25 (8/17)	7 (4/3)	10 (8/2)	23 (11/12)	65 (31/34)
	Total	25 (8/17)	7 (4/3)	10 (8/2)	23 (11/12)	65 (31/34)

Tabla 4.27. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de conejo.

Liebre ibérica *Lepus granatensis*

La liebre ha sido detectada mayoritariamente por sus excrementos (el 77% de los indicios encontrados) además de por sus huellas. Según se observa en la Tabla 4.28 se ha localizado sobre todo en pinares, en cultivos y zona de matorral y en una ocasión en robledal. El rango altitudinal abarca desde 800 a 1749 m, más en zonas con caza pero también en las que no se caza.

Categorías ambientales		Primavera (2006/2007)	Verano 2006/2007	Otoño 2006/2007	Invierno 2006/2007	Total 2006/2007
Vegetación	Arbusto	1 (/1)	1 (/1)		1 (/1)	3 (2/)
	Cultivo y pasto	1 (/1)	1 (/1)			2 (2/)
	Encinar					
	Hayedo					
	Pino negro	1 (/1)	3 (3/)			4 (3/1)
	Pinos		1 (/1)		1 (/1)	2 (2/)
	Ribera					
	Robledal		1 (/1)			1 (/1)
	Total	3 (1/2)	7 (6/1)		2 (2/)	12 (9/3)
Altitud	600-1100		1 (/1)			1 (/1)
	1101-1600	2 (1/1)	3 (2/1)		2 (2/)	7 (5/2)
	1601-1800	1 (/1)	4 (3/)			4 (3/1)
	Total	3 (1/2)	7 (6/1)		2 (2/)	12 (9/3)
Caza	No caza		2 (2/)		1 (/1)	3 (3/)
	Caza	3 (1/2)	5 (4/1)		1 (/1)	9 (6/3)
	Total	3 (1/2)	7 (6/1)		2 (2/)	12 (9/3)

Tabla 4.28. Tabla de contingencia entre la variable estación y la variable ambiente originada con los tramos con presencia de liebre.

4.2. RESULTADOS CINEGÉTICOS

4.2.1. Análisis de los resaque (2002/2003 a 2004/2005)

A la vista de los resultados obtenidos del análisis de las fichas de resaque, con la información disponible, se observa que en los cuatro acotados de los que se tiene información se capturan una media de 26,33 jabalíes por temporada, presentando una gran oscilación interanual (Rango= 14-41, DT= 13,65). La escasez de información relativa a la temporada 2003-2004 puede determinar una cierta subestima. Para esa temporada existen únicamente doce fichas de batidas de tres cotos. Si se elimina la temporada 2003-2004 del análisis, el número medio de jabalíes abatidos cada temporada se ve notablemente incrementado hasta 32,5 jabalíes por temporada.

En la Tabla 4.29 se presentan los resultados más interesantes desde el punto de vista de la abundancia de jabalí, obtenidos del análisis de las fichas de resaque de los cotos incluidos total o parcialmente en el área de estudio: se ven cuatro jabalíes por resaque, se logra abatir uno y la densidad es de 1,6 km⁻².

Variable	Media (DT)	Rango	N
Jabalíes cazados por resaque	0,93 (0,31)	0-6	92
Jabalíes vistos por resaque	3,96 (5,16)	0-24	92
Densidad de jabalíes/100 ha	1,58 (2,64)	0-9,6	92

Tabla 4.29 Número medio de jabalíes cazados por resaque, número medio de jabalíes vistos por resaque y densidad de jabalíes km⁻² en cuatro cotos del PNM durante las temporadas cinegéticas del 2002-2003 al 2004-2005.

La eficacia de caza resultante del análisis de las 53 batidas en las que se detectan jabalíes es del 23,6%.

4.2.2. Análisis de las capturas (1988/99 a 2006/07)

A continuación se presentan los resultados de caza del jabalí en los cotos incluidos en el área de estudio (Tabla 4.30) y una gráfica con la evolución del número de capturas del citado suido a lo largo del período estudiado (Figura 4.4).

Los rangos de capturas dentro del periodo de estudio son muy amplios destacando sobre los demás el coto de Purujosa, cuyas capturas oscilan entre diferentes temporadas desde no capturar ningún jabalí hasta capturar 76.

Es de destacar que en cinco de los nueve cotos estudiados en alguna de las temporadas analizadas (1998-1999 hasta 2006-2007) no se ha capturado ningún jabalí.

Coto (Municipio)	Resultados (ejemplares capturados/temporada)	
	Rango	Media
Z-10056-D (Talamantes)	5 – 20	14
Z-10074-D (Calcena)	2 – 30	13
Z-10303-D (Lituénigo)	0 – 22	10
Z-10313-D (Litago)	15 – 67	47
Z-10417-D (San Martín de la Virgen del Moncayo)	0 – 33	17
Z-10426-D (Añón de Moncayo)	5 – 37	19
Z-10446-D (Añón de Moncayo)	0 – 74	37
Z-10503-D (Purujosa)	0 – 76	48
Z-10505-D (Talamantes)	0 – 9	3
TOTAL	0-74	23

Tabla 4.30. Número de capturas de jabalí por temporada en los cotos del PNM (temporadas 1998/99 a 2006/2007).

Los cotos en los que más se caza son Litago y Purujosa (47 y 48 de media), seguidos de los de Añón (37). El resto de acotados se encuentran todos por debajo de los 25 capturas de media por temporada. La tendencia general de la evolución del número de capturas de jabalí en la zona de estudio es ascendente siendo la tasa media de crecimiento anual de capturas del 12% (IC 95%: entre 10% y 14%), con una cierta estabilización desde 2003/2004.

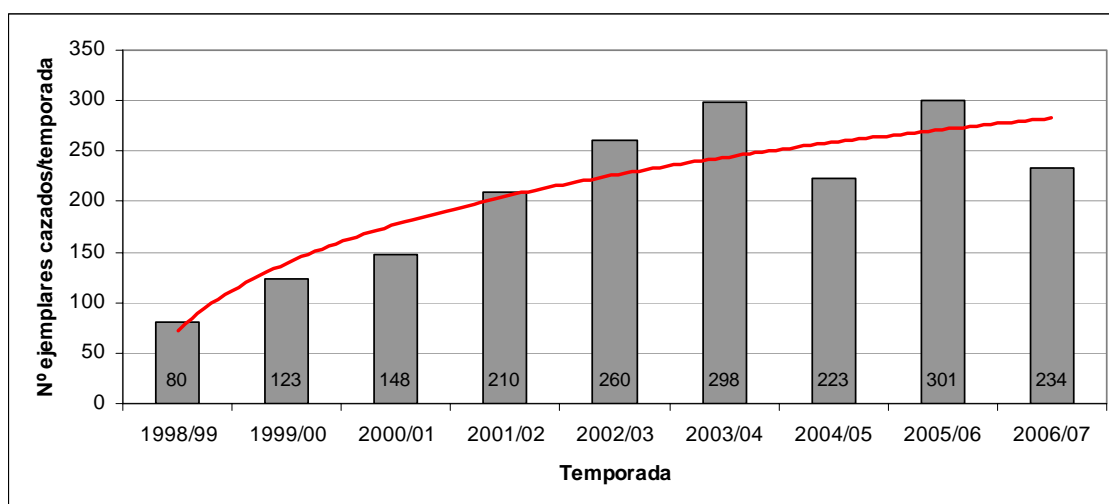


Figura 4.4. Evolución de las capturas jabalí en el PNM ajustada a una curva logarítmica (temporadas 1998/99 a 2006/2007).

4.2.3. Características de los resagues

Dentro de los nueve cotos que forman parte del área de estudio, se diferencian un total de 52 resagues (Tabla 4.31 y Anejo 1.7).

MATRÍCULA	NOMBRE DEL RESAQUE	VEGETACIÓN PREDOMINANTE	AREA (ha)	PERIMETRO (km)
Z-10056-D	Reserva Valdelinares	Aliaga, gabarda y carrascas sueltas	248,86	7,872
Z-10056-D	Valdeherrera	Carrasca	318,82	12,580
Z-10056-D	Carrascal	Carrasca y algo de pino (74 ha)	167,08	5,473
Z-10056-D	Bco. La Caseta	Carrasca y algo de chopo	114,78	5,539
Z-10056-D	Valdeladrones	Carrasca	32,56	2,507
Z-10056-D	Frontón de la Mata (anexionado Canteque 37 ha)	Carrasca y pino	260,84	8,457
Z-10056-D	La Plancha	Carrasca, algo de gabarda y retama	125,32	6,165
Z-10056-D	Los Morrales	Carrasca y labor	400,69	10,862
Z-10056-D	El Veterinario	Carrasca y pino	223,92	7,330
Z-10056-D	El Hueco	Carrasca	30,76	2,418
Z-10074-D	Valdenoria-La Semilla	Pino y carrasca	950,92	18,664
Z-10074-D	Plana del Rebollo	Carrasca	611,21	11,241
Z-10074-D	Peña del águila	Pino y carrasca	765,60	14,551
Z-10074-D	Valdetesinos	Carrasca	662,14	11,511
Z-10074-D	Las Solanas	Carrasca	740,27	13,256
Z-10074-D	Valdeplata	Carrasca	1906,13	25,041
Z-10303-D	Valdecasajares y Majadas	Carrasca y pino	345,80	12,618
Z-10303-D	Umbría el Prado y Asnachinal	Carrasca y rebollo	221,24	10,562
Z-10417-D	Umbría del Queiles	Pinar de repoblación y carrasca (poca)	26,16	4,855
Z-10417-D	Topetillo	Carrasca, monte bajo y coscoja	26,17	2,512
Z-10417-D	Plana Topetillo y Umbría Valdelacasa	Pino laricio, pino piñonero, pino silvestre, carrasca, rebollo	31,62	2,680
Z-10417-D	El Pino del Buitre	Pinar de laricio y piñonero	58,73	3,734
Z-10417-D	Los Barrancos	Carrasca, roble y jara	43,56	3,199
Z-10417-D	La Moladera	Rebollo y pino silvestre	32,58	2,700
Z-10417-D	Las Carrasquillas	Roble, carrasca y pino	40,50	2,956
Z-10417-D	La Umbría	Pino laricio y silvestre	72,96	6,338
Z-10417-D	La Dehesa	Carrasca, roble, jara y pino	43,83	4,794
Z-10426-D	Carrascal de Valdeabeja a	Carrasca, cultivos y zonas yermas	271,27	7,996
Z-10426-D	Carrascal de Valdeabeja b	Carrasca, cultivos y zonas yermas	488,01	9,113
Z-10446-D	El Hueco	Roble	86,70	6,070
Z-10446-D	Umbría de Morca	Pinar de silvestre	78,20	5,711
Z-10446-D	Val de Manzano	Haya, acebo y roble y pino silvestre en el solano	81,05	3,949
Z-10446-D	Solano de los Vascos	Roble (<i>Q.petrea</i>) y haya	104,97	5,111
Z-10446-D	El Palancar	Pino, carrasca y haya	109,28	6,550
Z-10446-D	La Faceda	Pino silvestre y roble	104,68	5,256
Z-10446-D	La Solana Baja	Pino silvestre	84,29	4,108
Z-10446-D	La Solana de Morana	Pino silvestre	286,82	10,591
Z-10446-D	Las Peñas del Cuervo	Pino negro, pino silvestre y acebo	285,77	8,584
Z-10446-D	La Pecheleta	Pino negro, roble y haya	324,85	9,943
Z-10446-D	Los Costaos	Acebo y genista	160,00	6,035
Z-10446-D	Valdeavellano	Carrasca	129,12	5,133

Tabla 4.31a. Características de los resagues de los cotos del PNM.

MATRÍCULA	NOMBRE DEL RESAQUE	VEGETACIÓN PREDOMINANTE	AREA (ha)	PERIMETRO (km)
Z-10446-D	Benzuel	Carrasca	126,40	4,618
Z-10446-D	Torres de Morana	Genista, acebo y carrasca	146,17	7,652
Z-10446-D	Umbria de Morana	Acebo y pino	85,58	5,839
Z-10446-D	El Hoyo	Pino negro y prados	73,88	5,448
Z-10446-D	Las Palomeras	Pino negro y prados	82,71	4,490
Z-10446-D	Fuente del Buitre	Pino negro	74,77	6,100
Z-10446-D	Malpiso	Acebo	157,24	7,175
Z-10503-D	Rebollar	Rebollo y carrasca	409,44	9,034
Z-10503-D	Carrascal	Carrasca y pino	837,64	12,838
Z-10503-D	Aparapuercos	Carrasca y pino	551,77	11,246
Z-10503-D	Panicera	Carrasca y pino	912,82	12,820
Z-10505-D	¿	Pinar y matorral	243,418	7.453,915
Z-10505-D	¿	Pinar, carrascal y matorral	221,603	9.289,601
TOTAL	-	Pinar y carrascal	-	-

Tabla 4.31b. Características de los resaques de los cotos del PNM.

En la Tabla 4.32 se resumen las características de los resaques de cada coto, haciendo referencia a sus superficies medias.

Matrícula	Municipio	Nº Resaques	Superficie total de los resaques (ha)	Superficie media resaques (ha)	Vegetación predominante
Z-10056-D	Talamantes	10	1.923,64	192,36	Carrasca
Z-10074-D	Calcena	6	5.636,28	939,38	Carrasca
Z-10303-D	Lituénigo	2	567,04	283,52	Carrasca
Z-10313-D	Litago				
Z-10417-D	San Martín de la Virgen del Moncayo	9	1.793,71	41,79	Carrasca y pino
Z-10426-D	Añón de Moncayo	2	759,28	379,64	Carrasca y yermo
Z-10446-D	Añón de Moncayo	19	4.480,70	135,92	Pino, carrasca, haya, roble, acebo
Z-10503-D	Purujosa	4	2.711,67	677,92	Carrasca, pino y rebollo
Z-10505-D	Talamantes	2	465,02	233,01	Pino
TOTAL		>52			Carrasca

Tabla 4.32. Resumen de las características de los resaques de los cotos del PNM (nombre y número de los resaques, vegetación predominante, superficie media y total de los resaques).

La superficie en las que se resaca el jabalí en cada coto es muy variable, oscilando entre las 567 ha en Lituénigo y las 5.636 en Calcena. Del mismo modo que la superficie resacada, la superficie media de los resaques también difiere mucho de unos cotos a otros. De esta forma, en el coto de Calcena la superficie media de los resaques ronda las 940 ha, mientras que en el de San Martín de la Virgen del Moncayo es de 47,8 ha. Entre estos dos extremos podemos encontrar superficies medias de 677,92 ha en Purujosa o de 192,36 ha en Talamantes.

4.2.4. Resultados del seguimiento de la temporada 2006/07

La temporada 2006/07 se desarrolló entre el 1 de octubre de 2006 y el 25 de febrero de 2007. Fuera de estas fechas hubo dos resaques en Lituénigo, el 10 y el 17 de septiembre de 2006, probablemente por daños. De los 9 cotos que conforman el PNM, 6 entregaron 83 fichas de resaque en los que se vieron 349 jabalíes (Tabla 4.33).

Matrícula	Resaque	ha	Repeticiones
Z-10.056-D Talamantes (Total = 21)	5601	248,86	3
	5602	318,82	2
	5603	167,8	1
	5605	32,56	1
	5606	260,84	4
	5608	400,69	3
	5609	223,92	4
	5610	30,76	1
	5634	281,86	2
Z-10.303-D Lituénigo (Total = 20)	30301	345,80	12
	30302	221,24	8
Z-10.313-D Litago (Total = 19)	31301	104,75	7
	31302	111,60	6
	31303	66,14	1
	31304	0	5
Z-10.446-D Añón de Moncayo (Total = 11)	44601	86,70	1
	44603	81,05	2
	44606	10,68	1
	44607	84,29	2
	44608	286,82	2
	44609	285,77	1
	44612	129,12	1
	44614	146,17	1
Z-10.503-D Purujosa (Total = 10)	50301	409,44	2
	50302	837,64	3
	50303	551,77	3
	50304	912,82	2
Z-10.505-D Talamantes (Total = 2)	50501	243,42	1
	50502	221,60	1
		Media= 253,67 (DT=218,15)	83

Tabla 4.33. Resaque cinegéticos llevados a cabo en el PNM durante la temporada 2006/07.

Existe una presión cinegética diferente en cada acotado y esta no se reparte de forma proporcional a la disponibilidad de los diferentes hábitats, pues e resaca más el encinar (Tabla 4.34).

	Hábitat (ha) y %	Resaques (ha) y %
Arbustos	395 (20,6)	892,8 (4,1)
Encinar	2242 (60)	18.103,9 (83,7)
Hayedo	81 (2,2)	162,1 (0,8)
Pino negro	352 (9,4)	351,9 (1,6)
Pinos	476 (12,7)	1.311,9 (6,1)
Robledal	191 (5,1)	820 (3,8)
TOTAL	3.737 (100)	21.642,54 (100)

Tabla 4.34. Hábitat resacados en el PNM durante la temporada 2006/07 (N=78).

En la Tabla 4.35 aparecen los resultados generales de los resaques. Se cazan sobre todo animales adultos, la proporción de sexos de los adultos es equilibrada y no se han cazado rayones. Existe un elevado número de jabalíes, corzos y zorros vistos por resaque y un número testimonial de liebres. En Añón del Moncayo solamente se cazaron animales adultos.

Coto	Z-10056-D Talamantes (N = 21)	Z-10303-D Lituénigo (N = 20)	Z-10313-D Litago (N = 19)	Z-10446-D Añón (N = 11)	Z-10503-D Purujosa (N=10)	Z-10505-D Talamantes (menor) (N = 2)	Total (N = 83)
Total jabalíes	63	27	56	101	98	4	349
Jabalíes vistos y no matados	44	17	36	50	65	3	212
Jabalíes matados	19	10	20	51	33	1	137
Jabalíes machos	9	3	3	26	9	0	50
Jabalinas	7	5	7	21	10	1	51
Marciles	3	1	10	0	14	0	30
Rayones	0	0	0	0	0	0	0
Jabalíes indeterminados	0	1	0	4	0	1	6
Corzos	126	28	110	152	62	0	478
Zorros	13	16	21	53	5	0	108
Liebres	1	0	0	0	0	0	1
Becadas	2	0	0	0	0	0	2
Perdices	26	0	0	0	0	0	26

Tabla 4.35. Resultados generales de la caza del jabalí en resaque en el PNM durante la temporada 2006/07 (N=83 resaques).

En cuanto a la densidad, los resultados quedan reflejados en la Tabla 4.36. Los jabalíes alcanzan sus mayores densidades en los hayedos, igual que los corzos y los zorros aunque hay que tener en cuenta que son sólo dos resaques.

Nresaques	Hábitat	Nº jabalíes	Densidad		Nº corzos	Densidad		Nº zorros	Densidad	
			Media	DT		Media	DT		Media	DT
4	Arbustos	20	2,7	2,9	25	2,9	1,1	7	1,1	1,6
55	Encinar	186	0,9	1,2	227	1,7	1,7	51	0,5	1,0
2	Hayedo	14	8,6	1,7	28	17,0	5,2	11	6,8	0,9
2	Pino negro	11	5,4	5,2	19	10,3	11,1	2	1,5	2,1
7	Pinos	63	7,2	8,6	73	8,2	7,7	23	2,1	3,5
8	Robledal	39	4,9	4,0	59	7,8	10,6	11	1,5	2,7
78	TOTAL	333	2,3	3,8	431	3,6	5,6	105	1,0	1,9

Tabla 4.36. Densidad de jabalíes, corzos y zorros en el PNM durante la temporada 2006/07. Densidad media en individuos km⁻², DT: desviación típica.

La caza en resaque se desarrolla los fines de semana y festivos, sobre todo el sábado (N=30) y el domingo (N=43) (Tabla 4.37).

Día de la semana	Frecuencia	Porcentaje (%)
Lunes	2	2,4
Martes	0	0
Miércoles	3	3,6
Jueves	1	1,2
Viernes	3	3,6
Sábado	30	36,2
Domingo	43	51,8
¿	1	1,2
Total	83	100,0

Tabla 4.37. Días de la semana en los que se caza en resaque en el PNM durante la temporada 2006/2007 (N=83).

Por meses se ha cazado sobre todo en febrero y diciembre, 16 y 15 resaque respectivamente (Tabla 4.38).

Día de la semana	Frecuencia	Porcentaje (%)
Septiembre	2	2,4
Octubre	17	20,5
Noviembre	13	15,6
Diciembre	17	20,5
Enero	14	16,9
Febrero	19	22,9
¿	1	1,2
TOTAL	83	100,0

Tabla 4.38. Reparto mensual de los resaque cinegéticos en el PNM durante la temporada 2006/2007 (N=83).

La búsqueda de rastros previa a la realización de los resaques es variable según los cotos (Tabla 4.39): los cotos Z-10446-D y Z-10505-D, no han buscado nunca rastros y sin embargo el coto Z-10313-D, lo ha hecho siempre.

COTO	Búsqueda previa de rastros			Total
	Sí	No	No se sabe	
Z-10.056-D	9	11	1	21
Z-10.303-D	5	15	0	20
Z-10.313-D	19	0	0	19
Z-10.446-D	0	9	2	11
Z-10.503-D	4	6	0	10
Z-10.505-D	0	2	0	2
TOTAL	37	43	3	83

Tabla 4.39. Búsqueda de rastros previa a la realización de los resaques cinegéticos en el PNM durante la temporada 2006/2007 (N=83).

Los resaques suelen realizarse por la mañana, comenzando a primera hora (entre las 8 y las 9 h). Su duración media es de 4 horas y 38 minutos, siendo el resaque más corto de 2 horas y media; y el más largo de 7 horas (N=80).

El número de participantes oscila entre 15 y 20 personas, excepto en el coto Z-10446-D en el que como media cazan unas 30 personas. En cuanto al número de perros, es de destacar el coto Z-10303-D, por su escaso número (12 de media), si lo comparamos con el resto de acotados, desde los 23 de Z-10505-D hasta los 49 de Z-10313-D (Tabla 4.40).

Como se puede observar en la Tabla 4.41, la mayor eficiencia en sus resaques es la obtenida por el coto Z-10446-D, con un 61%, seguido por el coto Z-10303-D, con una eficiencia del 43%. Los cotos Z-10056-D, Z-10313-D y Z-10503-D, tienen una eficiencia del 36%, 32% y 27% respectivamente. El Z-10505-D tiene una eficiencia media de 1 ya que sólo se cuenta con un resaque en el que se cazaron todos los jabalíes que salieron.

Cotos		Media	DT	Mínimo	Máximo	N
Z-10056-D	Nº puestos	14	2,5	8	17	21
	Nº resacadores	2,8	0,5	2	4	21
	Nº perros	27,4	9,0	9	39	21
Z-10303-D	Nº puestos	13,1	1,8	10	17	18
	Nº resacadores	2,9	0,2	2	3	18
	Nº perros	12,10	1,2	10	15	18
Z-10313-D	Nº puestos	17,4	5,5	9	30	18
	Nº resacadores	3,2	1,5	1	7	18
	Nº perros	48,8	27,2	9	115	18
Z-10446-D	Nº puestos	22,7	6,1	12	31	11
	Nº resacadores	6,9	1,0	6	8	10
	Nº perros	46,4	9,2	30	60	11
Z-10503-D	Nº puestos	18,0	5,2	9	28	10
	Nº resacadores	3,3	0,7	2	4	10
	Nº perros	39,0	6,6	30	50	10
Z-10505-D	Nº puestos	17,5	3,5	15	20	2
	Nº resacadores	2,0	0	2	2	2
	Nº perros	22,5	3,5	20	25	2
TOTAL	Nº puestos	16,3	5,2	8	31	80
	Nº resacadores	3,5	1,6	1	8	79
	Nº perros	32,4	20,0	9	115	80

Tabla 4.40. Participantes en los resques cinegéticos durante la temporada 2006/2007 en el PNM (N=80).

	Cotos	Media	DT	Mínimo	Máximo	N
Z-10056-D	Puestos/ha	0,077	0,07	0,03	0,31	21
	Resacadotes/ha	0,016	0,02	0,01	0,07	21
	Perros/ha	0,135	0,09	0,04	0,46	21
	Ha/resacador	89	32	15	133	21
	Eficiencia	0,36	0,24	0,00	0,75	11
Z-10303-D	Puestos/ha	0,046	0,01	0,03	0,08	18
	Resacadotes/ha	0,010	0,00	0,01	0,01	18
	Perros/ha	0,043	0,01	0,03	0,07	18
	Ha/resacador	100	20	73	115	18
	Eficiencia	0,43	0,48	0	1	9
Z-10313-D	Puestos/ha	0,145	0,05	0,09	0,27	13
	Resacadotes/ha	0,024	0,01	0,01	0,04	13
	Perros/ha	0,348	0,14	0,09	0,58	13
	Ha/resacador	56	19	28	104	13
	Eficiencia	0,32	0,29	0,00	1,00	13
Z-10446-D	Puestos/ha	0,184	0,08	0,09	0,31	11
	Resacadotes/ha	0,063	0,03	0,02	0,09	10
	Perros/ha	0,393	0,19	0,14	0,68	11
	Ha/resacador	20	12	10	47	10
	Eficiencia	0,61	0,31	0,27	1,0	11
Z-10503-D	Puestos/ha	0,030	0,01	0,01	0,05	10
	Resacadotes/ha	0,005	0,00	0,00	0,01	10
	Perros/ha	0,062	0,02	0,03	0,09	10
	Ha/resacador	221	107	136	456	10
	Eficiencia	0,27	0,15	0,00	0,40	10
Z-10505-D	Puestos/ha	0,076	0,02	0,06	0,09	2
	Resacadotes/ha	0,009	0,00	0,01	0,01	2
	Perros/ha	0,097	0,02	0,08	0,11	2
	ha/resacador	116	7	110	121	2
	Eficiencia	1	.	1	1	1
TOTAL	Puestos/ha	0,090	0,07	0,01	0,31	75
	Resacadotes/ha	0,020	0,02	0,00	0,09	74
	Perros/ha	0,176	0,17	0,03	0,68	75
	Ha/resacador	93	71	10	456	74
	Eficiencia	0,41	0,33	0,00	1,00	55

Tabla 4.41. Presión cinética de los resagues en el PNM durante la temporada 2006/2007 (N=80 con toda la información).

5. DISCUSIÓN

El estudio de poblaciones de mamíferos en su hábitat natural es particularmente complicado cuando las especies presentan hábitos nocturnos, comportamientos fugaces y elevada sensibilidad a la presencia humana. A estas dificultades se añaden las limitaciones de carácter financiero, resultando por ello fundamental el uso de metodologías de bajo coste y al mismo tiempo eficaces en el diseño y obtención de resultados de los muestreos. La detección de un total de 10 especies diferentes de meso y macromamíferos silvestres en el PNM permite avanzar que la metodología empleada se reveló como una herramienta eficaz y adecuada en la obtención de una gran cantidad de información.

El análisis de regresión logística binario se revela asimismo como una herramienta de análisis eficaz de los datos de rastreo. Los muestreos estacionales y la detección del uso del espacio de las diferentes especies, permite valorar cuáles son los factores clave que explican la presencia y uso estacional del hábitat por parte de cada una de ellas y los intervalos de Bonferroni han corroborado la utilidad del análisis. La limitación más importante es la necesidad de obtener un número de muestra mínimo por especie para poder aplicar el análisis. El método ha permitido detectar diferencias en el uso del espacio entre las diferentes especies además de demostrar las influencia de determinados factores ambientales en su presencia.

La media anual de frecuencias de aparición muestra que el zorro es la especie con mayor presencia, seguido del jabalí, garduña, corzo y tejón en orden decreciente de abundancia. El resto de especies (liebre ibérica, conejo de monte, gato montés, gineta y comadreja) presentan una abundancia de indicios escasa.

De acuerdo con la teoría del nicho, las especies presentan preferencias ecológicas encontrándose donde las condiciones sean favorables y satisfagan sus requisitos vitales (Hutchinson 1957, *in* Callenge 2005). Veamos especie por especie lo que ocurre en el Moncayo.

El jabalí es oportunista, generalista y omnívoro (Klaa 1991, Abaigar 1993, Abaigar *et al.* 1994; Sáenz de Buruaga 1995, Durio *et al.* 1995b Acevedo *et al.* 2006) y esto le lleva a utilizar el medio de forma diferencial según las estaciones. Su gran potencial reproductivo y la recuperación de la vegetación, que le proporciona cobijo y alimento, unidos a la despoblación rural han creado unas condiciones ideales para la especie en amplias zonas de Europa (Herrero 2003) y muy particularmente en el Sistema Ibérico. Es uno de los grandes beneficiados del abandono rural en las extensas zonas de Europa, con sus procesos de reforestación (natural o no)

y matorralización. En el Moncayo, donde este proceso es particularmente importante, con la consiguiente desaparición de medios pastorales (Instituto Pirenaico de Ecología 2006) el jabalí está presente en todos los ambientes y presenta densidades comparables a las halladas en Europa (Melis *et al.* 2006) aunque modestas para el sur del continente. La posibilidad de poder asociar la variada gama de indicios de presencia dejada por esta especie a sus diferentes tipos de actividad, permite deducir valiosas inferencias sobre cómo utiliza y selecciona el hábitat (Abaigar *et al.* 1994, Dardaillon 1986). De este modo las hozaduras pueden relacionarse con su comportamiento alimentario, los revolcaderos o bañas a comportamientos de desparasitación y de termorregulación y los rascaderos o camas a zonas de refugio (Groot Bruinderink y Hazebroek 1996, Herrero 2003).

Es interesante destacar en cuanto al uso del hábitat: su ubicuidad; el desplazamiento estacional altitudinal durante el primer año; la selección de altitudes medias durante el primer año en primavera y verano; del bosque frente al matorral y su asociación a zonas no cinegéticas. Este último factor es el que mejor explica su presencia y ya había sido comprobado en el Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara (PNG) (Herrero *et al.* 2006). El hecho de que las zonas sin caza sean preferidas durante la mayor parte de los periodos de muestreo, independientemente de que se esté cazando o no, parece indicar que la actividad cinegética tiene una influencia importante, condicionando de alguna forma la ocupación del espacio por parte de esta especie que podría evitar claramente zonas donde la perturbación antropogénica es mayor o simplemente reducir su presencia como consecuencia de la muerte de ejemplares. La densidad de jabalí no se ha podido estimar en zonas sin caza por falta de resaques cinegéticos que permitieran el cálculo, pero a tenor de la abundancia de indicios, debe ser claramente mayor que en los cotos. Si existiera una relación directa entre presencia por tramos rastreados y densidad obtenida a partir de resaques cinegéticos, podríamos decir que en las zonas no cinegéticas en los muestreos estacionales realizados hay como mínimo el doble de jabalíes que en las cinegéticas (en algunas estaciones esta diferencia es más notoria).

Aunque sus desplazamientos en altitud son modestos, la diferencia significativa existente entre las altitudes medias en el invierno y en el verano puede estar relacionada con factores climáticos y con la disponibilidad de alimento (Durio *et al.* 1995a, Massei y Genov 1995). Hay que resaltar que el uso del hábitat ha sido diferente en cada año y que de acuerdo con diversos autores (Singer y Ackerman 1981, Dardaillon 1986, Massei y Genov 1995, Groot Bruinderink y Hazebroek 1996), la actividad hozadora varía en el tiempo y en el espacio de acuerdo con la disponibilidad trófica. Estos autores no valoran no obstante el efecto del hielo en el suelo o de las grandes nevadas, algo que seguro tiene un papel fundamental en el Moncayo. Los rigores invernales, caracterizados por la presencia de nieve y suelo helado que acompaña al invierno del

Moncayo, añadido a la carencia de alimento disponible en las mayores alturas, pueden influenciar el desplazamiento de los jabalíes a zonas más bajas en esta estación, donde encuentran áreas más favorables en terminos de refugio, insolación y alimento disponible (Erkinaro *et al.* 1982, Rosell *et al.* 2006). Como hemos visto esto ha ocurrido en 2006, pero no en 2007.

La disminución de indicios en verano, alrededor del 50%, considerando que son mayoritariamente hozaduras, puede ser interpretada de diversas maneras. Una primera interpretación nos hablaría de un cambio de dieta: los jabalíes estarían básicamente pastando y no buscando alimento hipogeo. El suelo además está muy seco y duro y buscar alimento en el subsuelo cuesta mucho más. Otra interpretación posible, justifica esta reducción como resultado de posibles migraciones en busca de alimento en zonas exteriores, ajenas a los límites del área de estudio (Singer y Ackerman 1981, Dardaillon 1986, Abáigar *et al.* 1994). Una tercera posibilidad es una disminución del dominio vital a áreas reducidas (seleccionan hayedos y robledales en esta época). Esto se justificaría por la dependencia del agua y su escasez durante el periodo estival: en hayedos y robledales, en la franja altitudinal media, es donde hay más agua.

Asociaciones otoñales e invernales con bosques de caducifolios productores de frutos secos, ya han sido comentadas para zonas de montaña por otros autores (Baubet 1998, Rosell *et al.* 2006). Las zonas abiertas y de cultivo son evitadas a lo largo de todo el año, tal y como ha sido reflejado en otros estudios en áreas de montaña (Meriggi y Sacchi 1991). En estas zonas, la escasez de alimento invernal lleva a la especie a un consumo preferencial de alimento hipogeo en la primavera (Schley y Roper 2003), lo que se traduce en una elevada actividad hozadora durante este período. Sin embargo los jabalíes hozaron abundantemente durante todo el período de desarrollo de este estudio en el PNM. Tal consumo preferencial puede contribuir para explicar la fuerte asociación demostrada con las áreas de pinos y proximidad de matorral en primavera, ya que las raíces de *Pinus sylvestris* se presentan como una alternativa de elevado contenido nutritivo tal como ha sido comentado por otros autores (Baubet 1998, Baubet *et al.* 2004, Meriggi y Sacchi 1991). Nuestras observaciones de campo indican que las raíces de pino silvestre son las únicas raíces de pino consumidas, ocupando extensas superficies removidas para este fin dada la importante superficie de este tipo de pinares.

Considerando que el bosque es el ambiente más utilizado por el jabalí en el Moncayo, donde encuentra alimento y cobijo, las densidades estimadas hasta ahora y la existencia de numerosas especies de flora amenazada o rara ligadas a ambientes abiertos y de pastos (Gil y García 2005), en principio la actividad pastadora y hozadora no plantea particulares problemas de

conservación para la flora catalogada. Sin embargo el efecto removedor puede estar jugando un papel relevante en el reciclaje de nutrientes y en la dinámica forestal, particularmente en las zonas más hozadas y hozadas reiteradamente: altitudes medias y zonas no cinegéticas, particularmente robledales y sobre todo pinares de pino silvestre.

La participación de los cazadores en este primer año de seguimiento en la cumplimentación de las fichas de resaque puede considerarse un comienzo prometedor, pues ha aportado información relevante sobre la caza del jabalí y su abundancia. La actividad cinegética está caracterizada por una gran heterogeneidad entre acotados, relativa a la superficie de los resaques, participantes y capturas y una cierta similitud en el desarrollo temporal diario y mensual de los resaques. El volumen de capturas en la actualidad puede considerarse importante y tendente a la estabilización. La eficiencia de caza es comparable a la hallada hasta ahora en estudios similares en Aragón (Herrero 2003).

La reciente expansión natural del corzo al conjunto del Sistema Ibérico (Gortázar *et al.* 2000) ha permitido notables crecimientos en los últimos años con densidades que comienzan a ser relevantes -superiores a las del jabalí- y cuya estima coincide con la hallada a partir de la tasa de defecación durante el mismo periodo de estudio (Ebronatura 2007). Los corzos exhiben un uso del espacio diferente al de los jabalíes: no poseen un diferente uso estacional altitudinal, aunque es más probable su presencia en altitudes inferiores a 1600m, se reparten homogéneamente por todos los tipos de bosque y zonas cazadas o no cazadas. Durante los dos años de estudio los corzos no han exhibido un desplazamiento estacional anual, en concordancia con un uso del hábitat más territorial y estacionario que el del jabalí. Las zonas no cinegéticas no representan un mayor volumen de indicios de corzo, probablemente porque la caza del mismo tal y como se realiza en la actualidad, no representa una importante fuente de mortalidad, lo que redundaría en abundancias similares entre ambos tipos de territorios. El encinar aparece como un ambiente particularmente ocupado por la especie y la altitud un factor ambiental relevante que explica su presencia: la diferencia en productividad, periodo vegetativo, clima y especies de las que se alimenta están sin duda en la base de las diferencias encontradas. La expansión numérica y areal del corzo continúa en la actualidad (Osuna *et al.* en prensa) por lo que es esperable que las densidades se vean incrementadas en el PNM en los próximos años.

Entre los pequeños carnívoros destaca por su ubicuidad y abundancia de indicios el zorro rojo. A pesar de su generalismo, muestra una preferencia clara por las zonas no cinegéticas, frente a las cinegéticas, hecho que contrasta con lo hallado en otros estudios similares (Herrero *et al.* 2006), zonas abiertas y de matorral (Herrero *et al.* 2002), y por último con un importante peso de la altitud como variable que explica su presencia. La densidad forestal del zorro estimada a

partir de resques cinegéticos puede considerarse importante y comparable a las de otros estudios similares en áreas de montaña en Aragón (Herrero 2003). La caza puede estar suponiendo un factor de mortalidad relevante para la especie, tal y como revela su asociación a espacios no cinegéticos.

La garduña es también ubiquista en todo el Parque, muestra una similitud con el zorro al estar asociada a zonas no cinegéticas y muestra una diferencia: está asociada a altitudes medias, lo que en conjunto indica que está seleccionando la franja altitudinal con mayor producción de frutos carnosos anual, que representa gran parte de su alimento. Tampoco presenta un uso estacional diferenciado. Hay que resaltar su evitación del pinar de pino negro, donde su presencia es residual, probablemente el ecosistema forestal menos productivo desde el punto de vista de los recursos tróficos que le interesan.

La presencia del tejón, que aparece por todo el rango altitudinal, está asociada a altitudes bajas, las más humanizadas, es decir se distribuye sobre todo cerca de las áreas abiertas y al matorral. Igual que en el caso de la garduña el pinar de pino negro no representa un hábitat relevante para la especie

El reducido número de observaciones obtenidas para la comadreja permite concluir solamente que su presencia es ubicua pero que utiliza sobre todo las zonas más bajas. Siendo una especie asociada a hábitat abiertos, probablemente su presencia esté ligada a la mayor abundancia de este tipo de ambientes en los rangos altitudinales inferiores. El gato montés presenta un uso similar y su presencia había sido señalada como ubiquista por Ebronatura (2003) en el PNM. Los resultados obtenidos para la gineta permiten solamente aportar información significativa sobre el nivel altitudinal máximo al que llega, posiblemente una de las citas de mayor altitud en el contexto ibérico (1323 m).

En cuanto a los dos lagomorfos presentes, aunque ambas especies están asociadas en teoría con ambientes abiertos, presentan un uso espacial y abundancia diferentes: el conejo está claramente asociado a altitudes bajas con una cierta abundancia local mientras que la liebre ibérica ocupa todo el rango altitudinal y es muy escasa.

Existen tres especies que no han sido detectadas en este muestreo ni en otro anterior (Ebronatura 2003): la ardilla, el armiño y el turón. La primera no se encuentra en la totalidad del Sistema Ibérico Zaragozaño (datos propios) y encontraría en los bosques de coníferas del Moncayo un hábitat adecuado a sus necesidades. El motivo por el que no aparece en la actualidad es desconocido. El armiño ha sido citado recientemente en el Sistema Ibérico riojano y podría estar

expandiéndose en la actualidad (Ceña y Ceña 2005). El turón es probablemente muy escaso y difícilmente reconocible a partir de rastreos por sendas. Otras dos especies han sido detectadas con anterioridad y no han aparecido en los muestreos: la cabra montesa *Capra pyrenaica* (Osuna *et al.* en prensa), a partir de la presencia de machos en dos zonas del parque y el ciervo rojo *Cervus elaphus*, que por el momento parece muy escaso. Ambas parecen no tener poblaciones estables en la zona aunque la potencialidad del territorio implicará sin duda su presencia en un futuro no muy lejano (Herrero *et al.* 2006).

El seguimiento de la caza en resaque de la última temporada ha permitido dilucidar mejor algunas características de la caza del jabalí en el PNM y de la propia especie, aunque se trate de resultados limitados a una sólo temporada. La abundancia de jabalíes es comparable a la de otras poblaciones ibéricas, coincidente con las de densidad más baja. La caza se desarrolla a lo largo de toda la temporada cinegética, durante fines de semana y festivos, fundamentalmente los domingos y por la mañana, coincidiendo con la mayor disponibilidad de participantes y con el mayor uso público en el PNM. Existe una gran variabilidad de comportamientos entre cotos (superficies resacadas, número de resagues, presión ejercida, búsqueda o no de rastros, etc.) pero con algunas regularidades. Así puede afirmarse que la presión ejercida (perros, puestos y resacadores) es intensa, al menos más que en otros territorios de los que existe información (Herrero 2003).

6. CONCLUSIONES

1. El rastreo llevado a cabo en el PNM ha permitido detectar la presencia de 10 especies silvestres de meso (garduña, tejón, comadreja, gineta, gato montés, zorro, liebre, conejo) y macromamíferos (jabalí, corzo), es decir todas las existentes en la actualidad en la zona. No se han detectado ardilla, armiño, turón, ciervo ni cabra montesa.
2. La especie con mayor frecuencia en los rastreos y de presencia ubicua es el zorro, seguido del jabalí y la garduña. Le siguen en orden de importancia el corzo y tejón. Los factores que mejor explican la presencia del jabalí son la presencia de áreas no cinegéticas en las que no se practica la caza. Su densidad es de unos 2 ejemplares km^{-2} . Sus capturas se han estabilizado en unos 300 ejemplares por temporada. Los parámetros cinegéticos deducidos a partir del seguimiento de los resaques se encuentran dentro del rango de los valores encontrados en Aragón para estudios similares.
4. El corzo está presente de forma homogénea en todos los medios y no manifiesta diferente uso estacional altitudinal. Es el ungulado silvestre más abundante en la zona con unos 4 ejemplares km^{-2} .
5. El zorro ocupa todos los medios y posee una densidad de 1 ejemplar km^{-2} . Está asociado a espacios no cinegéticos por lo que la caza podría estar suponiendo un factor de mortalidad relevante.
6. La garduña es igualmente abundante en todos los medios y está influida positivamente por las zonas no cinegéticas y las altitudes medias.
7. El tejón aparece en todo el rango altitudinal aunque está asociado a altitudes bajas, igual que la comadreja y el gato montés.
10. La gineta llega hasta los 1323 m.
11. El conejo está presente en las zonas cinegéticas y bajas exclusivamente y la liebre ibérica es muy escasa y vive en todo el rango altitudinal.

7. RECOMENDACIONES

1. Analizar anualmente los resultados de la caza del jabalí en los cotos del PNM a partir de la serie de datos de capturas, de los resaques, ficha de fructificación, de biometría y toma de datos sanitarios (ver Anejo 2).
2. Repetir el seguimiento del uso del espacio de los meso y macromamíferos un año más para comprender mejor el papel de los diversos factores ambientales que influyen en su abundancia y selección de hábitat.
3. Informar anualmente de los resultados obtenidos a los grupos de interés: cazadores, guardas y técnicos relacionados con los ENP y la conservación de la biodiversidad en Aragón. Establecer un intercambio informativo con la parte soriana del Moncayo.
4. Plantear un muestreo más completo de la población de jabalí, que incluya un estudio de la dieta a partir del análisis del contenido gástrico, estado reproductivo, biometría, estructura de la población cazada y estado sanitario.
5. Difundir los resultados de este trabajo en forma de publicaciones divulgativas, técnicas y científicas así como en charlas, cursos, encuentros, reuniones etc.
6. Integrar la información obtenida en los seguimientos preexistentes a mayor escala, como la monitorización de mamíferos en Aragón o el seguimiento del corzo en el Sistema Ibérico Zaragozano.
7. Monitorizar la comunidad de meso y macromamíferos a partir de la realización anual primaveral de una operación de rastreo, estación en la cual las condiciones de detectabilidad de indicios son mayores, que afecte a todos los recorridos llevados a cabo durante los últimos dos años.

BIBLIOGRAFÍA

- Abaigar T. 1990. Características biológicas y ecológicas de una población de jabalíes (*Sus scrofa* L., 1758) en el SE Ibérico. Tesis Doctoral. Universidad de Navarra. Pamplona, España.
- Abaigar T. 1992. Paramètres de la reproduction chez le sanglier (*Sus scrofa*) dans le sud-est de la peninsule ibérique. *Mammalia* 56 (2): 245-250.
- Abaigar T. 1993. Régimen alimentario del jabalí (*Sus scrofa*, L. 1758) en el sureste ibérico. Doñana, *Acta Vertebrata* 20 (1): 35-48.
- Abaigar T., G. del Barrio, J. R. Vericad 1994. Habitat preference of wild boar (*Sus scrofa* L., 1758) in a mediterranean environment. Indirect evaluation by signs. *Mammalia* 58: 201-210.
- Acevedo P., M. A. Escudero, R. Muñoz, C. Gortázar 2006. Factors affecting wild boar abundance across an environmental gradient in Spain. *Acta Theriologica* 51 (3): 327-336.
- Andrzejewski R., W. Jezierski 1978. Management of Wild boar population and its effects on commercial land. *Acta Theriologica* 23 (19): 309-339.
- Aplet G.H., S.J. Anderson, C.P. Stone 1991. Association between feral pig disturbance and the composition of some alien plant assemblages in Hawaii Volcanoes National Park. *Plant Ecology* 95(1): 55-66.
- Apollonio M., E. Randi, S. Toso 1988. The systematics of the Wild boar (*Sus scrofa* L.) in Italy. *Bollettino di Zoologia* 3: 213-221.
- Arroyo Nombela, J. A., R. C. Murcia, T. Abaigar, J. R. Vericad 1990. Cytogenetic analysis (GTG, CBG and NOR bands) of a Wild boar population (*Sus scrofa scrofa*) with a polymorphism in the South-East of Spain. *Genet. Sel. Evol.* 22: 1-9.
- Aumaitre A., C. Morvan, J. P. Quere, J. Peiniau, J. Valet 1982. Productivité potentielle et reproduction hivernale chez la laie (*Sus scrofa scrofa*) en milieu sauvage. *Journées Rech. Porcine en France* 14: 109-124.
- Baettig M. 1980. Contribution á la biologie et écologie du sanglier (*Sus scrofa*) dans le Canton de Vaud. Tesis Doctoral. Universidad de Bale, Confederación Helvética.
- Bailey R. E., R.J. Putman 1986. Estimation of a fallow deer (*D. dama*) population from faecal accumulation. *Journal of Applied Ecology* 18: 697-702.
- Baubet E. 1998. Biologie du sanglier en montagne: biodémographie, occupation de l'espace et regime alimentaire. Thèse de Doctorat: 293-98.
- Baubet E., C. Bonenfant, S. Brandt 2004. Diet of the wild boar in the French Alps. *Galemys* 16: 99-111.

- Boisaubert B., L. Klein 1984. Contribution a l'étude de l'occupation de l'espace chez le sanglier (*Sus scrofa*) par capture et recapture. *In: Les colloques de l'INRA n. 22.*
- Boisaubert B. 1997. Les cervides et le sanglier. *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* 225: 22-25.
- Boitani L., L. Mattei 1992. Aging Wild Boar (*Sus scrofa*) by tooth eruption. *Proceedings of the International Symposium "Ongulés/Ungulates 91"*. Spitz F., G. Janeau, G. Gonzalez, S. Aulagnier, Edt. Tolosa, Francia, pp.: 419-421.
- Boitani L., L. Mattei, D. Nonis, F. Corsi 1994. Spatial and Activity patterns of wild boars in Tuscany, Italy. *Journal of Mammalogy* 75: 600-612.
- Boitani L., P. Trapanese, L. Mattei, D. Nonis 1995. Demography of a wild boar (*Sus scrofa*, L.) population in Tuscany, Italy. *Gibier Faune Sauvage, Game & Wildlife* 12: 109-132.
- Bosma A. A., N. A. de Haan, A. A. Macdonald 1991. The Current Status of Citogenetics of the Suidae: A Review. *Bongo* 18: 258-272.
- Boulloire J. L. 1984. Le statut du sanglier en France. *Symposium International sur le Sanglier*. F. Spitz y D. Pepin. (Edt.), Pp : 173-186. Francia.
- Brandt E. 1961. Der wert der keilerwaffen als Alterweiser. *Beitr. Jagd-u. Wildforsch.* L, Tag-Ber. Akad. Landwirtsch.-Wis. Berlin, 37 : 53-77.
- Bratton S. P. 1975. The effect of the European wild boar, *Sus scrofa*, on Gray beech Forest in Great Smoky Mountains. *Ecology* 56(6): 1356-1366.
- Braza F., F. Álvarez 1989. Utilisation de l'habitat et organisation sociale du sanglier (*Sus scrofa* L.) à Doñana (Sud-Ouest de l'Espagne). *Canadian Journal of Zoology* 67: 2047-2051.
- Briedermann L. 1970. Zum körper und organwachstum des wildchweines in der DDR. *Arch. Forstwes.*19: 401-420.
- Briedermann L. 1971. Zur Reproduktion des Schwarzwildes in der Deutschen Demokratischen Republik. *Tag.Ber. Dt. Akad. Landwirtsch.Wiss-Berlin* 113: 169-186.
- Briedermann L. 1976. Ergebnisse einer inhaltsanalyse von 665 wildschweinmayer. *Zool.Garten* 46: 157-185.
- Briedermann L. 1986. Schwarzwild. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, Eastern Germany. 539 pp.
- Cabrera A. 1914. Fauna ibérica. Mamíferos. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid, España.
- Calderón J. 1977. El papel de la Perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la dieta de los predadores ibéricos. Doñana, *Acta Vertebrata*, 4: 61-126.
- Caughley G. 1977. *Analysis of Vertebrate Populations*. Editorial John Wiley & Sons. Londres, Reino Unido.
- Caughley G. 1981. Problems in Management of Locally Abundant Wild Mammals. En: *Large Mammal Abundance*, P. A. Jewell y S. Holt Editores. Editorial Academic Press.

- Caughley G., A.R.E. Sinclair 1994. Wildlife Ecology. Editorial Blackwell Science, Cambridge, Estados Unidos de Norteamérica.
- Caussimont G., J. Herrero 1997. Status and Management of Brown Bear in South Western Pyrenees. Ninth International Conference on Bear Research and Management (2): 7-12.
- Ceña J.C., J. Ceña 2005. Segunda cita del Armiño (*Mustela erminea*) para la Rioja. Galemys 17:(1-2).
- Clevenger A. P., F. J. Purroy 1991. Demografía del oso pardo (*Ursus arctos*) en la Cordillera Cantábrica. Ecología 5: 243-256.
- Clutton-Brock J. 1996. Extinct species. Handbook of British Mammals. En: Corbet G. B., S. Harris, Editores. Editorial Blackwell Science. Páginas: 571 – 575. Oxford, Reino Unido.
- Cortés J. 1996. Diccionario de Árabe Culto Moderno. Árabe-Español. Madrid, Gredos.
- Cousse S., G. Janeau 1992. Time budget and polyphasic activity in Wild boar, *Sus scrofa* L. Ungulés/Ungulates, F. Spitz, G. Janeau, G. Gonzalez, S. Aulagnier Editores. Páginas: 391 - 394. SFPEM-IRGM, Tolosa, Francia.
- Cuartas P. 1987. Estructura social y reparto temporal de actividades del jabalí (*Sus scrofa*) en Doñana. Universidad de Oviedo. Tesina de Licenciatura. Universidad de Oviedo, España.
- Cugnasse J. M., P. Teillaud, R. Bon 1987. Résultats préliminaires sur l'activité diurne et sur la structure des groupes de sangliers (*Sus scrofa* L.) dans les Monts de l'Espinouse. Gibier Faune Sauvage, 4: 267-277.
- Dardaillon M. 1984. Utilisation des ressources trophiques par le sanglier (*S.scrofa*) en Camargue. Processus d'acquisition précoce. Les communications. Publicaciones de la Universidad Autónoma de Barcelona y de la Société Francaise pour l'etude du comportement animal.
- Dardaillon M. 1986. Seasonal variations in habitat selection and spatial distribution of wild boar (*Sus scrofa*) in the Camargue, Southern France. Behavioural Processes 13: 251-268.
- Delcroix I., J. P. Signoret, R. Mauget 1985. L'élevage en commun des jeunes au sein du groupe social chez le sanglier. Journées Recherche Porcine en France, 17:167-164.
- Doménech, J.M., J.B. Navarro 2005. Regresión logística binaria, multinomial y de Poisson. Signo, Barcelona, Spain.
- Durio P., U. Gallo-Orsi, E. Macchi, A. Perrone 1995a. Structure and monthly birth distribution and structure of a Wild Boar population living in mountainous environment Ibex J.M.E. 3: 202-203.
- Durio P., D. Fogliato, A. Perrone, N. Tessarin 1995b. The autumn diet of the Wild boar (*Sus scrofa*) in an alpine valley. Preliminary results. Ibex, Journal of Mountain Ecology 3: 180-183.

- Dzieciolowski R. 1976. Estimating Ungulate numbers in a forest by track counts. *Acta Theriologica*. 21: 217 - 222.
- Ebronatura S. L. 2003. Atlas de los Mamíferos del Parque Natural del Moncayo. Informe interno del Gobierno de Aragón.
- Ebronatura S. L. 2006. El corzo en el Sistema Ibérico de Zaragoza. Propuesta de Plan de aprovechamiento cinegético para la temporada 2006-2007. Informe interno del Gobierno de Aragón.
- Ebronatura S. L. 2007. El corzo en el Parque Natural del Moncayo. Informe interno del Gobierno de Aragón.
- Erkinaro E., K. Heikura, E. Lindgren, E. Pulliainen, S. Sulkava 1982. Occurrence and spread of the wild boar (*Sus scrofa*) in Eastern Fennoscandia. *Memoranda* 58: 39 - 47.
- Fernández-Llario P. 1996. Ecología del jabalí en Doñana. Parámetros reproductivos e impacto ambiental. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura.
- Fernández-Llario P., J. Carranza 1996. La abundancia del jabalí en Doñana y sus implicaciones en la conservación del ecosistema. *Quercus*, Febrero.
- Fernández-Llario P., J. Carranza, P. Mateos-Quesada 1999. Sex allocation in a polygynous mammal with large litters: the wild boar. *Animal Behaviour* 58: 1079 - 1084.
- Fernández-Llario P., P. Mateos-Quesada 2005. Influence of rainfall on the breeding biology of Wild Boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean ecosystem. *Folia Zoologica* 54(3): 240-248.
- Fernández-Llario P. 2006. Jabalí – *Sus scrofa*. Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles. Carrascal. L. M. Salvador, A. (Eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Fonseca C., P. Santos, A. Monzón, P. Bento, A. Alves da Silva, J. Alves, A. Silvério, A.M.V.M. Soares, F. Petrucci-Fonseca 2004. Reproduction in the wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) populations of Portugal. *Galemys* 16 (N.E): 53-65.
- Fruzinski B. 1995. Situation of Wild boar populations in Western Poland. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3: 186-187.
- Gaillard J.M., J. Vassant, F. Klein 1987. Quelques caractéristiques de la dynamique des populations des sangliers (*Sus scrofa scrofa*) en Milieu chassé. *Gibier et Faune Sauvage* 4: 31-47.
- García-González R., R. Hidalgo, J. M. Ameztoy, J. Herrero 1992. Census, population structure and habitat use of a Chamois population in Ordesa N.P. living in sympatry with Pyrenean Wild Goat. *Ongulés/Ungulates* 91. F. Spitz, G. Janeau, G. González, S. Aulagnier Editores. Pp: 321-325. S.F.E.P.M. - I.R.G.M.. Tolosa, Francia.
- García-González, R., J. A. Aihartza, I. Garin, U. Goiti D. Trujillo, J. Zabala, J. Gosálbez, J.J. Luque, E. Monreal, P. Aymerich, G. Götzens, S. Couto, J. Herrero, Y. Hernández, C.

- Prada 2003. Inventario y criterios de gestión de los mamíferos del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. Informe interno.
- Garin I., J. Herrero 1997. Distribution, abundance and demographic parameters of the Pyrenean chamois (*Rupicapra pyrenaica pyrenaica*) in Navarre, Western Pyrenees. *Mammalia*, 61 (1): 55-63.
- Garzón P., F. Palacios, C. Ibáñez 1983. Primeros datos sobre la alimentación del jabalí (*Sus scrofa baeticus* Thomas, 1912) en el Parque Nacional de Doñana. II Reunión Iberoamer. Cons. Zool. Vert., Cáceres: 466-475.
- Garzón P. 1991. Biología y ecología del jabalí (*Sus scrofa* L.1758) en el Parque Natural de Monfragüe. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Madrid, España.
- Gauss C.B., J.P. Dubey, D. Vidal, F. Ruíz, J. Vicente, I. Marco, S. Lavin, C. Gortazar, S. Alemeria 2005. Seroprevalence of *Toxoplasma gondii* in wild pigs (*Sus scrofa*) from Spain. *Vet. Parasitol.*, 15 : 151-156.
- Genard M., F. Lescourret 1985. Le sanglier (*Sus scrofa scrofa* L.) et les diaspores dans le sud de la France. *Revue d'Ecologie* 40: 343 - 353.
- Genard M. F. Lescourret, G. Durrieu 1996. Mycophagie chez le sanglier et dissemination des spores des champignons hypogees. *Gaussenia* 2 : 17-23.
- Genov P. 1981a. Die Verbreitung des Schwarzwildes (*Sus scrofa* L.) in Eurasien und seine Anpassung an die Nahrungsverhältnisse. *Zeitschifte für Jagdwissenschaft* 27: 221 - 231.
- Genov P. 1981b. Food composition of wild boar in North-eastern and Western Poland. *Acta Theriologica* 26 (10): 185 - 205.
- Gerard J. F., P. Teillaud, F. Spitz, R. Campan 1991. Le sanglier. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, Suppl. 6: 11 - 66.
- Gil G. T., D. G. Garcia 2005. Delimitación y caracterización de la flora rara del Parque Natural del Moncayo (Aragón). Informe interno del Gobierno de Aragón.
- Giménez-Anaya A. J. Herrero, S. Couto, C. Rosell, A. García-Serrano 2007. Foods of wild boar *Sus scrofa* living in a Mediterranean continental wetland. *Wetlands*, *in press*.
- Gines E. 2001. Informe del estudio de la población de jabalí (*Sus scrofa*) en el P.N. del Moncayo. Informe interno. Sección de Caza y Pesca.
- Giuffra E., J. M. H. Kijas, V. Amarger, O. Carlborg, J. T. Jeon, L. Andersson 2000. The origin of the domestic pig: Independent domestication and subsequent introgression. *Genetics* 154: 1785-1791.
- Gortázar C., J. Herrero, R. Villafuerte, J. Marco 2000. Historical examination of the status of large mammals in Aragon, Spain. *Mammalia* 64: 411-422.
- Grimal S. 1987. Production et devenir des faines, chataignes et glands de chène vert en relation avec le sanglier dans le sud du Massif Central. Mémoire de 3ème année. Toulouse.

- Goustat Ph., R. Darre, M. Berland 1994. Statut chromosomique des populations de sangliers en France. Bulletin Mensuell de l'Office National de la Chasse 191: 120-122.
- Groot Bruinderink G. W. T. A., E. Hazebroek 1996. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. Forest Ecology and Management 88: 71 - 80.
- Groves C. P. 1991. Suid and Dicotylid Systematics today. En: Biology of Suidae. Barrett R. H., F. Spitz Editores. Páginas: 20 - 29. Institut pour la Recherche sur le Grande Mammifere. Grenoble, Francia.
- Heptner V. G., A. A. Nasimovich, A. G. Bannikov 1966. Artiodactyla and Perissodactyla. Vol. 1, 1147 pp. En: Mammals of the Soviet Union. Heptner V.G, N.P.Naumov Editores. Editorial Vysshaya Shkola. Moscú, Federación Rusa.
- Herrero J., I.Garin, A.Aldezabal, A.García-Serrano 2002. Los meso y macromamíferos como indicadores del estado de conservación natural del Parque Natural Señorío de Bertiz. Ecosistemas 11 (2), revista digital.
- Herrero J. 2003. Adaptación funcional del jabalí *Sus scrofa*, L. a un ecosistema forestal y a un sistema agrario intensivo en Aragón. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza en Aragón. Serie Investigación. 159 pp.
- Herrero J. y A. García-Serrano 2005. Seguimiento del jabalí *Sus scrofa* en el Valle Medio del Ebro durante 2005. Informe interno de Gobierno de Aragón.
- Herrero J. I. Irizar, N.A. Laskurain, A. García-Serrano, R. García-González 2005. Fruits and roots: wild boar foods during the cold season in the south-western Pyrenees. Italian Journal of Zoology 72: 49-52.
- Herrero J., C. Prada, A. García-Serrano, O. Fernández-Arberas 2006. Inventario y establecimiento de los criterios de gestión de los meso y macromamíferos del Parque Natural de la Sierra y Cañones de Guara. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie Difusión. 165pp.
- Höfle U., C. Gortázar, J.A. Ortíz, B. Knispel, E.F. Kaleta 2004. Outbreak of trichomoniasis in a woodpigeon (*Columba palumbus*) wintering roots. Eur. J. Wildl. Res. 50:73-77.
- Hone J. 2002. Feral pigs in Namadgi National Park, Australia: dynamics, impacts and management. Biol. Conserv., 105: 231-242.
- Howe T. D., S. Power 1976. Wither rooting activity of the european wild boar in the Great Smoky Mountains Natural Park. *Castanea* 41: 256-264.
- Howe T.D., F.J Singer, B. Ackerman 1981. Forage relationships of european wild boar invading northern hardwood forest. Journal of Wildlife Management 45 (3): 748 - 754.
- Huff M. H. 1977. The effect of the European wild boar (*Sus scrofa*) on the woody vegetation of gray beech forest in the Great Smoky Mountains. 2nd Conference Scientific Research in National Parks. Atlanta. USDI National Park Service 8: 63 - 75.

- Hutchinson G.E. 1957. A treatise on Limnology. Wiley New York
- Instituto Pirenaico de Ecología 2006. Informe sobre los pastos del Parque Natural del Moncayo y su aprovechamiento ganadero.
- Irizar I., N. A. Laskurain y J. Herrero 2004. Wild boar frugivory in the Atlantic Basque Country. *Galemys* (N.E): 125-133
- Janeau G., F. Spitz 1984. L'espace chez le sanglier (*Sus scrofa* L.). Occupation et mode d'utilisation. *Gibier Faune Sauvage*, 1: 73-89.
- Janeau G., M. Dardaillon y F. Spitz 1988. Influence de la mortalité précoce des femelles sur l'organisation sociale du sanglier (*Sus scrofa*). *Cahiers d'Ethologie Appliquée*, 8(3): 429-436.
- Jedrzejewska B., H. Okarma W. Jedrzejewski W., L. Miłkowski 1994. Effects of exploitation and protection on forest structure, ungulate density and wolf predation in Białowieza Primeval Forest, Poland. *Journal of Applied Ecology* 31: 664 - 676.
- Jedrzejewska B., W. Jedrzejewski, A. N. Bunevich 1997. Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Białowieza Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriologica* 42: 399 - 451.
- Jedrzejewski W., K. Schmidt, L. Miłkowski, B. Jedrzejewska, H. Okarma 1993. Foraging by lynx and its role in ungulate mortality: the local (Białowieza Forest) and the Palaearctic viewpoints. *Acta Theriologica* 38: 385 - 403.
- Jezierski W. 1977. Longevity and Mortality Rate in a Population of Wild Boar. *Acta Theriologica* 22(24): 337-348.
- Jezierski W., A. Myrcha, 1975. Food requirements of a wild boar population. *Polish Ecological Studies* 1: 61-83.
- Katahira L.K., P. Finnegan, C. P. Stone 1993. Eradicating feral pigs in montane mesic habitat at Hawaii Volcanoes National Park. *Wildlife Society Bulletin* 21: 269 - 274.
- Klaa K. 1991. The diet of Wild Boar (*Sus scrofa* L.) in the National Park of Chrea (Algeria). Pp 403-407. In: *Ongulés/Ungulates* (Spitz F., Janeau G., Gonzalez G., Aulagnier S. Eds). IRGM, Paris.
- Kleinbaum D.G., M. Klein 2002. Logistic regression. A self-learning text. Ed. New York: Springer-Verlag.
- Kurosawa Y., K. Tanaka 1991. PGD variants in several wild pig populations of East Asia. *Animal Genetics* 22: 357 - 360.
- Lacki M.J., R.A. Lancia 1986. Effects of wild pigs on beech growth in Great Smoky Mountains National Park. *Journal of Wildlife Management* 50: 655 - 659.
- Legendre P, L. Legendre 1998. Numerical Ecology. *Developments in Environmental Modelling*, 20. Elsevier Science B.V., Amsterdam.

- Leranoz I. 1983. Sobre la relación del jabalí (*Sus scrofa* L.) con la agricultura, en Navarra septentrional. XV Congreso Internacional de Fauna Cinegética y Silvestre: 639 - 645. Trujillo, España.
- Leranoz I., E. Castián 1996. Evolución de la población del jabalí (*Sus scrofa* L., 1758) en Navarra (N península ibérica). *Miscel.lània Zoològica*. 19 (2): 133 - 139.
- Lucas E. G. 1977. Feral hogs: problems and control on national forests lands. En: *Research & management of wild hog populations*. Wood G. W., W.Belle Editores. Páginas: 17 - 22. Baruch Forest Science Institute of Clemson University, Georgetown, South Carolina, Estados Unidos.
- Lynes B.C., S.D. Campbell 2000. Germination and viability of mesquite (*Prosopis pallida*) seed following ingestion and excretion by feral pigs (*Sus scrofa*). *Tropical Grasslands* 30: 125-128.
- Macchi E., M. Tarantola, A. Perrone, M. C. Paradiso, G. Ponzio 1995. Cytogenetic variability in the wild boar (*Sus scrofa*) in Piedmont (Italy): preliminary data. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3: 17 - 18.
- Mackin R. 1970. Dynamics of Damage Caused by Wild Boar to Different Agricultural Crops. *Acta Theriologica* 15 (27): 447 - 458.
- Maillard D., P. Fournier 2004. Timing and synchrony of births in the wild boar (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) in a Mediterranean habitat: the effect of food availability. *Galemys* 16 (nº especial): 67-74.
- Markina F. 1998. Estudio de las poblaciones de corzo (*Capreolus capreolus*) y jabalí (*Sus scrofa*) y análisis de su explotación cinegética en el Territorio Histórico de Álava. Tesis Doctoral, Universidad de León. 145 páginas.
- Marsan A., L. Schenone, S. Spanó 1990. Il cinghiale in Liguria. Regione Liguria, Recco, Genova. Italia.
- Marsan A., S. Spanó, C. Tognoni 1995. Management attempts of wild boar (*Sus scrofa* L.): first results and outstanding researches in northern Apennines (Italy). *Ibex J.M.E.* 3: 219-221.
- Martínez - Rica J. P. 1980. Nuevos datos sobre conducta social del jabalí, en condiciones de semilibertad. *Publicaciones de Centro pirenaico de Biología experimental* 12: 19 - 54.
- Massei G., S. Toso 1993. *Biologia e gestione del cinghiale*. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Bologna.
- Massei G., P. Genov 1995. Preliminary analysis of food availability and habitat use by the Wild Boar in a Mediterranean area. *IBEX J.M.E.* 3:168-170.
- Massei G., P. V. Genov, B. W. Staines 1996. Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica* 41: 307 - 320.

- Massei G., P. V. Genov, B. W. Staines, M. L. Gorman 1997a. Mortality of wild boar, *Sus scrofa*, in a Mediterranean area in relation to sex and age. *Journal of Zoology*, London ,242: 394 - 400.
- Massei G., P.V. Genov, B.W. Staines, M.L. Gorman 1997b. Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. *J. Zool.*, 242: 411-423.
- Mataix y Padrós 1997. El porc senglar a Catalunya. Caça, danys i gestió. Comunicació a las *Jornades científicotècniques sobre la fauna vertebrada salvatge de Catalunya* (libro de resúmenes).
- Matschke G. H. 1964. The influence of oak mast on European wild hog reproduction. *Proceedings of the Annual Conference of the South Game and Fish Commission* 18: 35 - 39.
- Mattioli, L., M. Apollonio, V. Mazzarone and E. Centofanti 1995. Wolf food habits and wild ungulate availability in the Foreste Casentinesi National Park, Italy. *Acta Theriologica*,40: 387-402.
- Mauget R. 1972. Observations sur la reproduction du sanglier (*Sus scrofa* L.) a l'etat sauvage. *Annales de Biologie Animale, Biochimie, Biophysique* 12 (2): 195 - 202.
- Mauget R., A. Sempere 1978. Comportement locomoteur déterminé par radiotracking chez deux ongulés sauvages en liberté : le chevreuil (*Capreolus capreolus* L.) et le sanglier (*Sus scrofa* L.). *Biology of Behaviour* 3 :331-340.
- Mauget R. 1980. Régulations écologiques, comportementales et physiologiques (fonction de reproduction), de l'adaptation du Sanglier, *Sus scrofa* L., au milieu. Thèse d'Etat, Université de Tours, Francia.
- Mauget R. 1981. Du sanglier au porc domestique : modifications comportementales et physiologiques liées a la domestication. *Soc. Ecophysiol.* 6(1-2) :37-53.
- Mauget R., R. Campan, F. Spitz, M. Dardaillon, G. Janeau, D. Pépin 1984. Synthèse des connaissances actuelles sur la biologie du sanglier, perspectives de recherche. En: *Symposium International sur le Sanglier*. F. Spitz y D. Pepin. Editores. Páginas: 15 - 50. Tolosa, Francia.
- Mauget R., D. Pepin 1985. La puberté chez le sanglier: étude préliminaire du rôle de l'alimentation. *Proc. Cong. Int. Union Game Biol.*, Brussels 17:191-197.
- Mauget R., J. Boissin 1987. Seasonal Changes in Testis Weight and Testosterone Concentration in the European Wild Boar (*Sus scrofa* L.). *Animal Reproduction Science* 13: 67 - 74.
- Mauget R. 1991. Reproductive Biology of the Wild Suidae. En: *Biology of Suidae*. Barrett H., F. Spitz, Editores. Páginas: 49 - 64. IRGM, Tolosa, Francia.

- Melis C., P. A. Szafrńska, B. Jędrzedewska y K. Bartoń 2006. Biogeographical variation in the population density of wild boar (*Sus scrofa*) in western Eurasia. *Journal of Biogeography*. 0:1-9.
- Meriggi A., P. Rosa, A. Branqui, C. Matteucci 1991. Habitat use in the diet of the wolf in Northern Italy. *Acta Theriologica*, 36 (1-2): 141-151.
- Meriggi A., O. Sacchi 1991. Habitat selection by Wild Boars in Northern Apennines (N-Italy). Pp: 435-438. In: *Ongulés/Ungulates* (Spitz F., Janeau G., Gonzalez G., Aulagnier S. Eds). IRGM, Paris.
- Middleton B.A., D.H. Mason 1992. Seed herbivory by nilgai, feral cattle, and wild boar in the Keoladeo National Park, India. *Biotropica* 24(4): 538-543.
- Morais M., 1979. Introdução ao estudo da biologia do javali (*Sus scrofa* L. 1758) em Portugal. Facultad de Ciencias. Universidad de Lisboa, Lisboa, Portugal
- Neet C. R. 1995. Population dynamics and management of *Sus scrofa* in Western Switzerland: a statistical modelling approach. *Ibex Journal of Mountain Ecology*. 3: 188 -191.
- Nores C., A. Fernández, E. García, R. Rodríguez 1994. Informe sobre los daños del jabalí en el Principado de Asturias en 1993. Análisis de la variabilidad espacial del jabalí y su incidencia en las haciendas campesinas. Consejería de Medio Ambiente y Urbanismo, Principado de Asturias y Universidad de Oviedo. Informe interno. Oviedo, España.
- Nores C., F. González, P. García 1995. Wild boar distribution trends in the last two centuries: an example in Northern Spain. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3: 137 - 140.
- Nores C., A. Fernández, N. Corral 2000. Estimación de la población de jabalí (*Sus scrofa*) por recuento de grupos familiares. *Naturalia Cantabrigiae* 1: 53 - 59.
- Okarma H. 1995. The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems in Europe. *Acta Theriologica* 40: 335-386.
- Oliver W. L. R. 1993. Pigs, Peccaries and Hippos: Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN. Gland, Confederación Helvética.
- Oloff H. B. 1951. Zur biologie und okologie des wildschweines. *Beitr. Tierz.* 2: 1-95.
- Onipchenko V. G., K.A. Golikov 1996. Microscale revegetation of Alpine lichen heath after wild boar digging: fifteen year of observations on permanent plots. *Oecologia* 5: 35-39.
- Osuna D., C. Prada, J. Herrero, J. Marco 2007 (en prensa). Distribución de los ungulados silvestres en Aragón (2001-2005) determinada a partir de encuestas. Lucas Mallada.
- Pedone P., S. Mattioli, L. Mattioli 1995. Body size growth patterns in wild boars of Tuscany, Central Italy. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3: 66 - 68.
- Puček K., B. Bobek, L. Labudzki, L. Miłkowski, K. Morow y A. Tomek 1975. Estimate of density and number of ungulates. *Pol. Ecol. Stud.* 1: 121 - 136.
- Puigdefábregas J. 1980. Observaciones sobre la hazienda del jabalí en ambiente forestal. *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental* 12: 7-16.

- Pulido C. 1999. Accidentes producidos por la presencia de animales de gran tamaño en las carreteras. En: Fauna y Carreteras. Asociación Técnica de Carreteras, Madrid. Pp: 81-90.
- Randall Byers C., R.K. Steinhorst, P.R. Krausman, 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* 48(3): 1050-1053.
- Randi E. 1995. Conservation genetics of the genus *Sus*. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 3: 6-12.
- Randi E., M. Apollonio, S. Toso 1989. The systematics of some Italian populations of Wild boar (*Sus scrofa*): a craniometric and electrophoretic analysis. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 54: 40 - 56.
- Randi E., G. Massei, P. Genov 1992. Allozyme variability in Bulgarian wild boar populations. *Acta Theriologica* 37: 271 - 278.
- Rodríguez Berrocal J., J. Zamora Lozano, M. Medina Blanco 1982. Hábitos alimenticios del jabalí: un condicionamiento para su explotación cinegética racional. *Archivos de Zootecnia* 31: 149 - 154.
- Rogers P.M., K. Myers 1980. Animal distribution, landscape classification and wildlife management, Coto Doñana, Spain. *J. Appl. Ecol.*, 17: 545-565.
- Rosell C. 1988. La població de senglar al Montseny. Introducció a la biología de l'espècie. Diputació de Barcelona. Servei de Parcs Naturals. Barcelona, España.
- Rosell C. 1998. Biología i ecología del senglar (*Sus scrofa* L., 1758) a dues poblacions del nord-est ibèric. Aplicació a la gestió. Departament de Biología Animal i Zoologia. Barcelona, Universitat de Barcelona: 261 pàgines.
- Rosell C., M. Fernández, A. Giménez, M. Guardiola, F. Navàs, J.M. Espelta, 2006. Seasonal variation in habitat use of wild boar in a Pyrenean National Park. Abstract of 6th International Symposium on Wild boar (*Sus scrofa*) and on sub-order Suiformes, Monastery of Kykkos, Republic of Cyprus.
- Sáenz de Buruaga M. 1995. Alimentación del jabalí (*Sus scrofa castilianus*) en el Norte de España. *Ecología* 9: 367 - 386.
- Sáez-Royuela C., J. L. Tellería 1986. The increased population of the Wild Boar (*Sus scrofa*) in Europe. *Mammal Review* 16 (2): 97 - 101.
- Sáez-Royuela C., J. L. Tellería 1987. Reproductive trends of the wild boar (*Sus scrofa*) in Spain. *Folia Zoologica*, 36 (1): 21 - 25.
- Sáez-Royuela C., J.L. Tellería 1988. Las batidas como método de censo en especies de caza mayor: aplicación al caso del jabalí en la provincia de Burgos. Doñana, *Acta Vertebrata* 15 (2): 215 - 223.

- Sáez-Royuela C. 1989. Biología y Ecología del jabalí (*Sus scrofa*). Colección Tesis Doctorales INIA 78. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid, España.
- Samayoa Valiente R.S. 2003. Daños a vegetación por jabalís (*Sus scrofa*). Parque Natural del Moncayo. Informe interno. Zaragoza.
- Sardin T., B. Cargnelutti 1987. Typologie des arbres marqués par le sanglier dans une région à faible taux de boisement. *Monitore zool. ital.* 21: 345-354.
- Schley L., A. Krier, M. Wagner, T.J. Roper 1998. Changes in the Wild Boar *Sus scrofa* population in Luxembourg during the period 1946 to 1996. *Bull. Soc. Nat. luxemb.* 99: 77 -85.
- Schley L., Roper T. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33: 43-56.
- Singer F.J., B.B. Ackerman 1981. Food availability, reproduction, and condition of European wild boar in Great Smoky Mountains National Park. U.S. Department of the Interior, National Park Service Southeast Region.
- Singer F.J., D.K. Otto, A.R. Tipton, C. P. Hable 1981. Home ranges, movements, and habitat use of European wild boar in Tennessee. *Journal of Wildlife Management* 45 (2): 342 - 353.
- Spitz F., F. Bourliere 1975. La dynamique des populations de mammifères. *In: Lamotte y Bourliere (eds): Problèmes d'Ecologie: La démographie des populations des vertébrés.* Masson, Paris.
- Spitz F., G. Janeau, G. Valet 1984. Eléments de démographie du sanglier (*Sus scrofa*) dans la région de Grésigne. *Acta Oecologica. Oecologia Applicata* 5 (1): 43 - 59.
- Stubbe W., M. Stubbe 1977. Vergleichende beiträge zur reproductions- und geburtsbiologie von wild- und hausschwein- *Sus scrofa* L., 1758. *Beiträge zur Jagd und Wildforschung* 10: 153 - 179.
- Sweeney J.M., J.R. Sweeney 1982. Feral Hog. *En: Wild mammals of North America: Biology, Management, Economics.* Chapman J. A., G.A.Feldman Editores. Editorial John Hopkins University Press. Páginas: 1099 - 1133. Baltimore, Estados Unidos.
- Sweitzer R.A., D. Van Vuren, I.A. Gardner, W.M. Boyce, J.D. Whaitman 2000. Estimating sizes of wild pig populations in the North and Central Coast of California. *Journal of Wildlife Management* 64: 521 - 543.
- Tellería J.L., C. Sáez - Royuela 1984. The large mammals of Central Spain. An introductory view. *Mammal Review* 14 (2): 51 - 56.
- Tellería J.L., C.Sáez-Royuela 1985. L'evolution démographique du sanglier (*Sus scrofa*) en Espagne. *Mammalia.* 49 (2): 195 - 202.

- Tellería J.L., 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.
- Timmer J. 1989. Les retournemants par le sanglier (*Sus scrofa scrofa*) dans les estives du val de Belonce. *C.B.E.A.* 60.
- UICN 1987. Translocation of living organisms. IUCN Position Statement, 4 September, Gland, Confederación Helvética.
- Uribe-Echevarría Díaz P. M^a 2002. Vegetación e itinerarios botánicos en el Parque Natural del Moncayo. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza, España
- Valet G., C. Rosell, L. Chayron, P. Fosty, F. Spitz, F. 1994. Regime alimentaire automnal du sanglier (*Sus scrofa*) en Ariège, France, et en Catalogne, Espagne. *Gibier Faune Sauvage, Game & Wildlife* 11: 313 - 326.
- Van Vuren D. 1984. Summer diets of bison and cattle in South-ern UTA. *Journal of Range Management* 37(3).
- Vassant J., J.M. Jullien, S. Brandt 1987. Réduction des dégates de sangliers sur blé et avoine en été. Etude de l'efficacité de l'épandage de maïs grain en forêt. *B.M.O.N.C.* 113: 23-34.
- Venero J.L. 1983. Gregarismo del jabalí (*Sus scrofa baeticus*) en el Parque Nacional de Doñana España. XV Congr. Int. Fauna Cinegética y Silvestre: 331-339. Trujillo, España.
- Venero J.L. 1984. Dieta de los grandes fitófagos silvestres del Parque Nacional de Doñana. Doñana, *Acta Vertebrata* 2 (3): 19 - 130.
- Vericad J.R. 1971. Estudio faunístico y biológico de los mamíferos del Pirineo. Tesis doctoral. Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental. Volumen 4.
- Vericad J.R. 1983. Estimación de la edad fetal y periodos de concepción y parto del jabalí (*Sus scrofa*) en los Pirineos occidentales. XV Congr.Int. Fauna Cinegética y Silvestre: 811 - 820. Trujillo, España.
- Vtorov I.P. 1993. Feral pig removal: effects on soil microarthropods in a hawaiian rain forest. *Journal of Wildlife Management* 57: 875-880.
- Welander J. 1995. Are wild boars a future threat to the swedish flora?. *Ibex, Journal of Mountain Ecology* 4: 165 - 167.
- Wood G.W., T.E. Lynn 1977. Wild Hogs in Southern Forests. *J. Appl.* 1: 12 - 17.