



JOSÉ MARÍA LÓPEZ MARTÍN

DEPARTAMENT DE BIOLOGIA ANIMAL (VERTEBRATS)

FACULTAT DE BIOLOGÍA

UNIVERSITAT DE BARCELONA

TESIS DOCTORAL

COMPARACIÓN DE LA ECOLOGÍA DE LA MARTA (*Martes martes* L. 1758) Y LA GARDUÑA (*M. foina* Erx.1777)
EN EL N.E. IBÉRICO, E INTERACCIONES CON LA GINETA
(*Genetta genetta* L. 1758)



**TESIS DOCTORAL
FACULTAT DE BIOLOGIA**

PROGRAMA DE DOCTORADO
BIOLOGÍA ANIMAL I – ZOOLOGÍA
BIENNIO 1994 – 96

**ASPECTOS DE LA ECOLOGÍA DE LA MARTA (*MARTES martes* L.
1758) Y LA GARDUÑA (*M. foina* Erx.1777) EN LOS AMBIENTES
MEDITERRÁNEOS: INTERACCIONES CON LA GINETA (*Genetta
genetta* L. 1758)**

Memoria presentada por José María López Martín para optar al título de Doctor en Ciencias Biológicas, en el Departament de Biologia Animal, Facultat de Biologia de la Universitat de Barcelona, bajo la dirección del Doctor Jordi Ruiz Olmo y la Tutoría del Doctor Jacint Nadal Puigdefàbregas

José María López Martín
Barcelona, Mayo de 2003

V.B.
El Director de la tesis doctoral
Dr. Jordi Ruiz Olmo
Departament de Medi Ambient
Generalitat de Catalunya

V.B.
El tutor de la tesis doctoral
Dr. Jacint Nadal Puigdefàbregas
Departament de Biologia Animal
Facultat de Biologia
Universitat de Barcelona

ÍNDICE

-
- 1. INTRODUCCIÓN**
 - 1.1. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS GENERALES
 - 1.2. ESTRUCTURA DE LA MEMORIA
-
- 2. PRESENTACIÓN DE LAS ESPECIES Y ÁREA DE ESTUDIO**
 - 2.1 TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN DEL GÉNERO *MARTES*.
 - 2.1.1 Taxonomía
 - 2.1.2 Evolución
 - 2.1.2 Distribución
 - 2.2 TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN DE LA GINETA *GENETTA GENETTA*.
 - 2.2.1 Taxonomía
 - 2.2.2 Distribución
 - 2.3 GESTIÓN Y CONSERVACIÓN.
 - 2.4 LAS ÁREAS DE ESTUDIO
 - 2.4.1 La vegetación
 - 2.4.2 La fauna terrestre
-
- 3 BIOMETRÍA Y ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN DE GARDUÑA (*MARTES FOINA*) EN EL NORDESTE DE LA PENINSULA IBERICA**
 - 3.1 INTRODUCCIÓN
 - 3.2 MATERIAL Y MÉTODOS
 - 3.2.1 Origen de las muestras
 - 3.2.2 Medidas corporales
 - 3.2.3 Determinación de la edad
 - 3.2.4 Alometría
 - 3.2.5 Tratamiento de los datos
 - 3.3 RESULTADOS
 - 3.3.1 Estructura de la población: sexos y edad
 - 3.3.2 Biometría
 - 3.3.3 Dimensiones de las huellas
 - 3.3.4 Crecimiento
 - 3.3.5 Alometría
 - 3.4 DISCUSIÓN
 - 3.4.1 Comparación de dimensiones entre poblaciones de Europa
 - 3.4.2 Dimorfismo sexual
 - 3.4.3 Estructura de la población: tasas de crecimiento
-
- 4 CRANEOMETRÍA Y ESTRUCTURA POBLACIONAL DE LA MARTA EN MENORCA (*MARTES MARTES MINORICENSIS*) Y EN LA PENÍNSULA IBÉRICA (*M. M. MARTES*)**
 - 4.1 INTRODUCCIÓN
 - 4.2 ÁREA DE ESTUDIO
 - 4.3 MATERIAL Y MÉTODOS
 - 4.4 RESULTADOS
 - 4.4.1 Proporción de sexos y estructura de edades de la muestra de Menorca
 - 4.4.2 Tamaño craneal
Menorca

- Península Ibérica
 - 4.4.3 Diferencias entre poblaciones
 - 4.4.4 Dimorfismo sexual
 - Menorca
 - Península Ibérica
 - 4.4.5 Anomalías de la dentición
- 4.5 DISCUSIÓN

5 USO DEL ESPACIO Y DEL HÁBITAT POR LA GARDUÑA (*MARTES FOINA*) Y LA GINETA (*GENETTA GENETTA*) EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS.

- 5.1 INTRODUCCIÓN
- 5.2 ÁREA DE ESTUDIO
- 5.3 MATERIAL Y MÉTODOS
 - 5.3.1 Capturas y seguimiento
 - 5.3.2 Encames.
 - 5.3.3 Análisis del hábitat
- 5.4 RESULTADOS DEL SEGUIMIENTO
 - 5.4.1 Dominios vitales
 - Garduñas
 - Ginetas
 - Garduñas vs. Ginetas
 - 5.4.2 Encames
 - Localizaciones de los encames
 - Garduñas.
 - Ginetas.
 - Frecuencia de uso de los encames
 - Garduñas
 - Ginetas
 - Garduñas vs. Ginetas
 - 5.4.3 Selección del hábitat
 - Garduñas
 - Ginetas
- 5.5 DISCUSIÓN
 - 5.5.1 Abundancias y densidades
 - 5.5.2 Tamaño del dominio vital
 - 5.5.3 Lugares de reposo
 - 5.5.4 Selección del hábitat
 - 5.5.5 Simpatría y coexistencia.

6 SELECCIÓN INVERNAL DEL HABITAT DE LA MARTA (*MARTES MARTES*) Y LA GARDUÑA (*M. FOINA*) EN AMBIENTES SUBALPINOS Y MONTANOS DEL PIRINEO.

- 6.1 INTRODUCCIÓN
- 6.2 ÁREA DE ESTUDIO
- 6.3 MATERIAL Y MÉTODOS
 - 6.3.1 Itinerarios
 - 6.3.2 Caracterización del hábitat
 - 6.3.3 Tratamientos estadísticos
 - 6.3.4 Sistema de Información Geográfica: modelo de distribución y gestión
- 6.4 RESULTADOS
 - 6.4.1 Descripción del medio
 - 6.4.2 Abundancia de especies de mamíferos
 - 6.4.3 Diferencias entre hábitats

- 6.4.4 Marta vs. Garduña
- 6.4.5 Análisis espacial
- 6.5 DISCUSIÓN
 - 6.5.1 Selección del hábitat
 - 6.5.2 Segregación y competencia entre marta y garduña
 - 6.5.3 Modelo espacial de distribución de la marta en el Pirineo catalán: GAP análisis.

7 ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA GARDUÑA (*MARTES FOINA*) EN EL NE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA: RELACIONES DE COMPETENCIA CON LA GINETA (*GENETTA GENETTA*).

- 7.1 INTRODUCCIÓN
- 7.2 MATERIAL Y MÉTODOS
 - 7.2.1 Origen de las muestras y análisis
 - 7.2.2 Comparación con otras poblaciones
 - Dieta de la garduña en Europa
 - Dieta de la gineta en el Mediterráneo
 - 7.2.3 Tratamientos estadísticos
- 7.3 RESULTADOS
 - 7.3.1 Análisis de la dieta de la garduña en el NE Ibérico
 - Diferencias entre sexos y estacional
 - Composición de la dieta
 - Diversidad de la dieta
 - Tamaño medio de las presas
 - 7.3.2 Análisis dieta de la garduña: comparación con otras poblaciones.
 - 7.3.3 Análisis de la dieta de las ginetas en Europa y en el norte de África
 - 7.3.4 Comparación de dietas
 - Frecuencia presas
 - Biomasa
 - Diversidad
 - Tamaño medio de las presas
- 7.4 DISCUSIÓN
 - 7.4.1 La dieta de la garduña: sexo y estacionalidad.
 - 7.4.2 La dieta de la garduña frente a la de la gineta

8 ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA MARTA (*MARTES MARTES*) Y LA GARDUÑA (*M. FOINA*) EN LOS AMBIENTES FORESTALES SUBALPINOS DEL PIRINEO CENTRAL: IMPORTANCIA DE LOS FRUTOS EN LA DIETA.

- 8.1 INTRODUCCIÓN
- 8.2 ÁREA DE ESTUDIO
 - 8.2.1 Mata de València
 - 8.2.2 Macizo del Orri
- 8.3 MATERIAL Y MÉTODOS
 - 8.3.1 Análisis de la dieta
 - 8.3.2 Análisis de las muestras y tratamiento de los datos
 - 8.3.3 Abundancia de frutos en el medio
 - 8.3.4 Abundancia de micromamíferos
 - 8.3.5 Depredación sobre el urogallo
- 8.4 RESULTADOS
 - 8.4.1 Dieta de la marta: Mata de València.
 - 8.4.2 Dieta de la garduña: macizo del Orri
 - 8.4.3 Patrones de fructificación y producción
 - 8.4.4 Consumo y disponibilidad de frutos.
 - 8.4.5 Abundancia de micromamíferos

8.4.6 Impacto sobre el urogallo

8.5 DISCUSIÓN

8.5.1 Estrategia de alimentación de la marta y de la garduña

8.5.2 Impacto de la depredación sobre el urogallo.

8.5.3 Importancia de los frutos en la dieta del género Martes.

8.5.4 Estrategias alimentarias y balance energético

9 SÍNTESIS

10 CONCLUSIONES

REFERENCIAS

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

1. INTRODUCCIÓN	9
1.1. ANTECEDENTES Y OBJETIVOS GENERALES	9
1.2. ESTRUCTURA DE LA MEMORIA	10

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes y objetivos generales

En los últimos 25 años se ha producido una proliferación de trabajos científicos, tesis, publicaciones y otros escritos sobre el estudio de las especies del Orden Carnívora en España. A partir de los años 70 y con el impulso de la creación de grupos de investigación en torno a especies emblemáticas de nuestra fauna como es el caso del lince ibérico, del oso pardo, del lobo o de la nutria, se inició el desarrollo de investigaciones sobre el resto de las especies de este Orden. La elevada diversidad de ambientes de la geografía peninsular se traduce en una riqueza específica superior a la que podemos encontrar en Europa, que ha llevado a la existencia de procesos y situaciones propias, a veces únicas. Ello permite a su vez la posibilidad de investigaciones no realizables en otros lugares de Europa.

Los estudios relacionados con estas especies emblemáticas cubren la mayoría de aspectos. La mayor parte de estas especies se catalogan como en peligro de extinción o amenazadas en la Península Ibérica y por tanto el conocimiento de su biología, ecología y comportamiento son urgentes y vitales para su conservación. En cuanto a las especies de carnívoros de menor talla y/o más comunes, su estudio y conocimiento de la mayoría de aspectos es escaso y faltan datos (en la mayoría de las poblaciones es nulo).

A este panorama cabe añadir la imagen de estas especies para la sociedad en general y para algunos sectores en concreto. Los carnívoros han sufrido una intensa persecución directa en Europa hasta los años 70, que los llevó en muchos casos a la extinción de muchas de sus poblaciones. Actualmente, sin embargo están considerados como animales que encarnan valores tales como valor, velocidad, supervivencia e inteligencia, y que en algunos casos favorecen incluso que se puedan realizar reintroducciones de algunos de ellos (lince eurosiberiano u oso), o se favorezcan especies tan problemáticas como el lobo. Actualmente, gracias a una mejora en el conocimiento de una parte de estas especies y a una mayor preponderancia de la sociedad urbana frente a la rural, se evitan los enfrentamientos directos, por lo que su conservación parece asegurada en las próximas décadas.

Sin embargo, no podemos olvidar el conflicto original entre el Hombre y los Carnívoros, la competencia por las presas, por los lugares de reposo (cavernas) e incluso por el alimento. Esta competencia está reducida actualmente a la actividad cinegética como actividad deportiva y económica, y a la influencia de los carnívoros sobre estas especies, y en algunos casos a la ganadería extensiva.

Las especies de carnívoros elegidas en la presente memoria son ejemplos de especies no amenazadas, esto es, relativamente abundantes en general. Sin embargo, paradójicamente, los estudios sobre ellas son escasos, frente a la facilidad de obtener datos 'a priori'.

Los objetivos generales del estudio son analizar parámetros de la biología y ecología de la marta (*Martes martes*) y la garduña (*Martes foina*), dos especies del mismo género muy similares en cuanto a talla, morfología, requerimientos y consideradas autóctonas de la zona de estudio, para poder explicar aspectos relacionados con la competencia, a la vez que se analiza el papel de estos animales en los ecosistemas en los cuales viven. El papel que juegan como pequeños carnívoros autóctonos de los hábitats terrestres en nuestras latitudes se puede ver modificado por la presencia de una especie de tamaño similar con costumbres muy parecidas introducida por el hombre en tiempos históricos. Este animal será la tercera pieza fundamental del estudio: la gineta (*Genetta genetta*).

1.2. Estructura de la memoria

La memoria intentará seguir un hilo conductor en torno a la biología y ecología de estas tres especies y sus relaciones entre ellas. Sin embargo algunos puntos se limitarán al análisis para una de las especies en situaciones típicas que ayudarán a entender el conjunto de la Tesis.

- *Presentación de las especies y el área de estudio*
A partir de una revisión bibliográfica general se pondrá en antecedentes sobre la situación taxonómica de las tres especies analizadas, a la vez que se describirá su distribución geográfica, tanto en el ámbito específico como poblacional.
- *Biometría y estructura poblacional de la garduña (Martes foina) en el nordeste de la Península Ibérica*
Se caracterizarán los parámetros básicos relativos a la biometría (peso, longitud corporal, etc.) de la garduña en el NE peninsular. Así mismo se analizarán las variaciones respecto a la edad (crecimiento) y el sexo (dimorfismo sexual). Se construirá un índice de condición corporal, y se compararán con otras poblaciones.
- *Craneometría y estructura poblacional de la marta en Menorca (Martes martes minoricensis) y en la Península Ibérica (M. m. martes)*
A partir de las variables craneométricas se caracterizará la subespecie de marta de Menorca. Esta situación atípica de la especie permite analizar algunos aspectos de su plasticidad ecológica, haciendo hincapié en la segregación de sexos y en el gigantismo debido a la insularidad. Es un ejemplo de marta (típica de ambientes boreales) estudiada sin la presencia de la garduña y de la jineta (sin competencia) y viviendo en ambientes mediterráneos.

- *Uso del espacio y del hábitat por la garduña (Martes foina) y la gineta (Genetta genetta) en ambientes mediterráneos*

A partir de los datos obtenidos por radioseguimiento se intentarán explicar las pautas de comportamiento de ejemplares de estas dos especies conviviendo en una misma zona. La posible competencia y segregación de hábitats y madrigueras será analizada en una zona de estudio altamente diversificada y alterada en cuanto a los ambientes.
- *Selección invernal del hábitat de la marta (Martes martes) y la garduña (M. foina) en los ecosistemas subalpinos y montanos del Pirineo*

Los rastros en la nieve en los Pirineos (incluyendo ecosistemas alpinos, eurosiberianos y submediterráneos), nos permiten la identificación de estas dos especies en los medios donde la competencia entre ambas es posible. Se analizarán los hábitats más utilizados por cada una, así como la caracterización de cada uno de ellos, y se explicará la segregación de hábitats.
- *Ecología trófica de la garduña (Martes foina) en el NE de la Península Ibérica: relaciones de competencia con la gineta (Genetta genetta).*

Se caracteriza la dieta de la garduña a partir de estómagos de animales atropellados o muertos en diferentes situaciones procedentes de diferentes puntos del NE Ibérico. Se analizarán las posibles diferencias entre sexos y a lo largo del año, así como la evolución de la diversidad trófica, tamaños de presa, etc. Por último se compararán estos resultados con los obtenidos para la gineta en diferentes trabajos y se discutirán las posibles influencias sobre la competencia entre estas dos especies.
- *Ecología trófica de la marta (Martes martes) y la garduña (M. foina) en los ambientes forestales subalpinos y montanos del Pirineo Central: importancia de los frutos en la dieta*

A partir de excrementos de martas y garduña de las poblaciones del Pirineo central se caracteriza la importancia de las diferentes categorías de presa consumidas por cada especie a lo largo del año. Se calcula la diversidad trófica y su evolución, así como el tamaño medio de las presas. Se comparan las estrategias de las dos especies en ambientes parecidos. Por último se compara la disponibilidad de alimento en forma de frutos de diferentes especies, así como la posible implicación de estas especies en la depredación sobre el urogallo *Tetrao urogallus*.

CAPÍTULO 2

PRESENTACIÓN DE LAS ESPECIES Y ÁREA DE ESTUDIO

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

2. PRESENTACIÓN DE LAS ESPECIES Y ÁREA DE ESTUDIO.....	17
2.1 TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN DEL GÉNERO MARTES.	17
2.1.1 <i>Taxonomía</i>	17
2.1.2 <i>Evolución</i>	19
2.1.2 <i>Distribución</i>	20
2.2 TAXONOMÍA Y DISTRIBUCIÓN DE LA GINETA <i>GENETTA GENETTA</i>	22
2.2.1 <i>Taxonomía</i>	22
2.2.2 <i>Distribución</i>	25
2.3 GESTIÓN Y CONSERVACIÓN.....	26
2.4 LAS ÁREAS DE ESTUDIO	27
2.4.1 <i>La vegetación</i>	28
2.4.2 <i>La fauna terrestre</i>	29

2. PRESENTACIÓN DE LAS ESPECIES Y ÁREA DE ESTUDIO.

2.1 Taxonomía y distribución del género *Martes*.

2.1.1 Taxonomía

La marta (*Martes martes* Linné 1758) y la garduña (*Martes foina* Erxleben, 1777) son los dos únicos representantes de uno de los 22 géneros de la Familia Mustelidae según MacDonald (1984) o de los también 22 que postula Wozencraft (1989), que podemos encontrar en la Península Ibérica y en las Islas Baleares. Esta Familia, perteneciente al Orden de los Carnívoros, presenta una gran diversidad de formas y adaptaciones que la convierte en uno de los grupos más diversos (tanto en géneros como de especies) y extendido de este Orden. Así, podemos encontrar Mustélidos en todas las regiones biogeográficas, excepto en Oceanía. Debido a introducciones accidentales, actualmente también podemos encontrar poblaciones salvajes de armiño, comadreja y hurón en Nueva Zelanda.

Las martas constituyen un género (*Martes*) bien definido dentro de los Mustélidos, actualmente englobados en la subfamilia de los Mustelinos, junto a los géneros *Mustela* y *Gulo* (Wozencraft 1989). Lo forman actualmente 8 especies (Tabla 1), todas tienen como característica diferenciadora respecto al género *Mustela*, al cual se asemeja, la presencia de cuatro premolares en cada mandíbula, así como un desarrollo apreciable del molar inferior, que lo convierte en la muela carnífera. A diferencia del género *Mustela*, que sólo tiene tres premolares y la muela carnífera (m1) está poco desarrollada. La fórmula dentaria es I3/3, C1/1, P4/4, M1/2. La morfología externa, el pelaje y la reproducción son muy similares a las del resto de especies de la Subfamilia, con un cuerpo alargado y patas cortas con relación a él. Presentan cierto dimorfismo sexual como en la mayoría de los Carnívoros, siendo el macho mayor que la hembra, y apreciándose sólo diferencias anatómicas en el esqueleto: presencia de cresta sagital marcada en los machos y en general un desarrollo de las piezas dentales, así como caracteres craneales que los hacen más robustos en cuanto a su apariencia. Como en el resto de los Mustélidos, los machos disponen de hueso peneal "baculum", con diferencias en cuanto a la edad del animal: longitud y forma.

En cuanto al esqueleto postcraneal de las especies del género *Martes*, éste muestra ciertas adaptaciones del aparato locomotor intermedias entre algunas Familias del Orden. Así Holmes (1980) destaca la elongación de los huesos de la cadera y una cierta locomoción digitigrada, lo que les permite andar con mayor facilidad sobre la nieve en el suelo (Raine 1987). Por lo que respecta a la capacidad de locomoción arborícola típica de este género y que les ha permitido

adaptarse a los medios forestales, destaca la forma de la cabeza del húmero que permite una mayor movilidad del hombro, que junto a las uñas recurvadas le permiten andar sobre ramas y ascender por los árboles. Por tanto tenemos una mezcla de adaptaciones que les permiten la vida en el suelo (e incluso con nieve) como la mayoría de los carnívoros, y además acceder al estrato arbóreo.

Tabla 1. Taxonomía del género *Martes*.

Género <i>Martes</i>		
Subgénero	Especie	Distribución
<i>Martes</i>	<i>M. foina</i>	Europa meridional hasta el Himalaya.
	<i>M. martes</i>	Europa y Rusia europea
	<i>M. zibellina</i>	Toda Asia, desde los Urales hasta el Pacífico
	<i>M. melampus</i>	Archipiélago del Japón
	<i>M. americana</i>	Norteamérica
<i>Pekania</i>	<i>M. pennanti</i>	Norteamérica
<i>Charronia</i>	<i>M. flavigula</i>	India
	<i>M. gwatkinsi</i>	Macizo del Nilgiri (India)

Según Wozencraft (1989)

La apariencia de estas especies destaca por su pelaje, en muchas de ellas extremadamente tupido que les permite vivir bajo condiciones de extremo frío y que ha motivado que sean capturadas (marta americana *Martes americana*, marta europea *M. martes*) o incluso criadas para la industria peletera (marta zibelina *M. zibellina*). Por lo general son de color marrón oscuro uniforme, sin ningún diseño, a excepción de alguna mancha pectoral que según la especie, puede llegar a ser más o menos grande, y puede variar su color entre el blanco y el amarillo ocre. En el caso de las dos especies que nos interesa la garduña posee generalmente un “babero” de color blanco bastante amplio que se prolonga frecuentemente por las extremidades anteriores. El diseño de esta mancha varía entre los individuos. En el caso de la marta la mancha pectoral se reduce normalmente en superficie, ocupando sólo una pequeña porción en la mandíbula inferior y del pecho y es generalmente de color amarillento. El pelo del resto del cuerpo también permite diferenciar las dos especies. La garduña posee una segunda capa de pelo más claro, al contrario que la marta que no posee este contraste.

A excepción del pekán *M. Pennanti*, cuyo peso llega los 5 kg, el resto de especies del género no supera los 2 kg, con variaciones respecto al sexo (los machos adultos son mayores que las hembras). Las proporciones son típicas de los Mustélidos, patas cortas y una cola no excesivamente larga, con el mismo color que el cuerpo y de pelos largos.

El dato más interesante respecto a la reproducción de estas especies es la presencia de oviimplantación diferida al igual que otros carnívoros, la mayoría mustélidos (Ewer 1973). Esta característica, que se da en todas las especies del género, les permite un control del crecimiento de la población en función de los recursos invernales, y por tanto en la condición física de las hembras.

La dificultad en la identificación de marta y garduña es uno de los problemas inherentes a cualquier estudio que involucre a ambas especies en la zona de simpatria. Si bien, cuando tenemos el animal en la mano no hay problemas, basándonos en el diseño del babero, en la posturas de las orejas, etc., los rastros son casi idénticos y por tanto allí donde las especies son simpátridas la identificación de estos restos es difícil por no decir imposible para un principiante o sobre substratos difíciles. Esto lleva a un descarte de observaciones realizadas por colaboradores esporádicos con pocos conocimientos. Lo mismo se puede decir de las observaciones nocturnas o fugaces.

2.1.2 Evolución

Una excelente recopilación de la evolución del género *Martes* puede encontrarse en Anderson (1994). La evolución de este género está íntimamente ligada a la expansión y retroceso de los procesos de glaciación y a la presencia de bosques de coníferas a los cuales las diferentes especies del género estaban asociadas. El flujo evolutivo parece ser desde centroeuropa hacia el Este, atravesando el estrecho de Bering, y colonizando posteriormente Norteamérica. Así, desde la aparición de la primera especie de marta en el Mioceno inferior de Alemania *M. laevidens*, hasta el período Villafranquiano (4 millones de años), no vuelve a aparecer una nueva especie de marta en Polonia, *M. wenzensis*, similar a *M. paleosinensis* y muy similar morfológicamente a la actual *M. martes*. Especies similares son descritas en depósitos de Grecia y Rumanía. *M. wenzensis* podría ser el ancestro de *M. vetus*, una forma primaria del Pleistoceno medio descrita en diferentes yacimientos de Alemania. Aunque del mismo tamaño que *M. martes*, *M. wenzensis* mostraba caracteres tanto de *M. foina* (proporciones de P4 y M1, y altura de la mandíbula) como de *M. martes* (longitud del tricónido sobre m1, longitud de P4 igual a la anchura de M1 así como la distancia entre los forámenes mentonianos). La fauna asociada indica que *M. vetus* era típicamente forestal con hábitos similares a *M. martes*. Sería un ancestro común de *M. martes* y *M. foina*.

Respecto a *M. foina*, el registro fósil parece incompleto. *M. vetus*, especie del Pleistoceno medio, podría haber sido el origen de esta especie ya que muestra similitudes en la dentición. La garduña es reconocida por vez primera en los depósitos de la edad media del Würm en el Líbano e Israel y en el Würm bajo en el norte de Irak y del Cáucaso, sin presentarse en ningún caso en Europa durante la última glaciación. Aparece posteriormente en el Holoceno en Hungría, países del este y llanuras de Rusia, Crimea y Asia central, y nunca en las Islas Británicas.

Respecto a la marta, el primer registro de *M. martes* (100.000 años) es del período Travertino interglacial del Riss-Würm en cuevas de Europa central, encontrándose en el Pleistoceno inferior en la Europa central y del oeste. Al estar asociada a otras especies boreales en estos registros, *M. martes* se ha usado como un paleoindicador de bosques de coníferas y condiciones climatológicas de frío riguroso (Anderson 1970). En los inicios del Holoceno se extiende hacia Escandinavia donde se han encontrado numerosos restos en los depósitos de

estratos superiores. Se observa en la especie durante este tiempo una tendencia a la reducción del tamaño corporal, correlacionada con la reducción de la longitud condilobasal, anchura entre caninos, longitud mandibular, etc.

M. zibellina y *M. melampus* han sido encontradas en la fauna pleistocénica de Siberia y Japón respectivamente. Ambas están muy relacionadas con *M. martes*, y por lo tanto con su ancestro *M. vetus*.

La marta americana llega a América a través del estrecho de Bering hace entre 65 y 122 mil años y se extiende hacia el este. Esta población permanece aislada en el este de Norteamérica por una pequeña glaciación, transcurrida la cual invade el oeste de Canadá y Alaska de nuevo. Una nueva invasión desde Siberia parece que colonizó la costa oeste de Norteamérica, mostrando esta población más similitudes con *M. zibellina* que con las martas americanas del este.

2.1.2 Distribución

Como se ha apuntado anteriormente, las especies del género *Martes* son originarias del Holártico boreal donde se han desarrollado, con ciertas modificaciones debidas a aislamientos secundarios por el movimiento de los hielos en las diferentes eras glaciares.

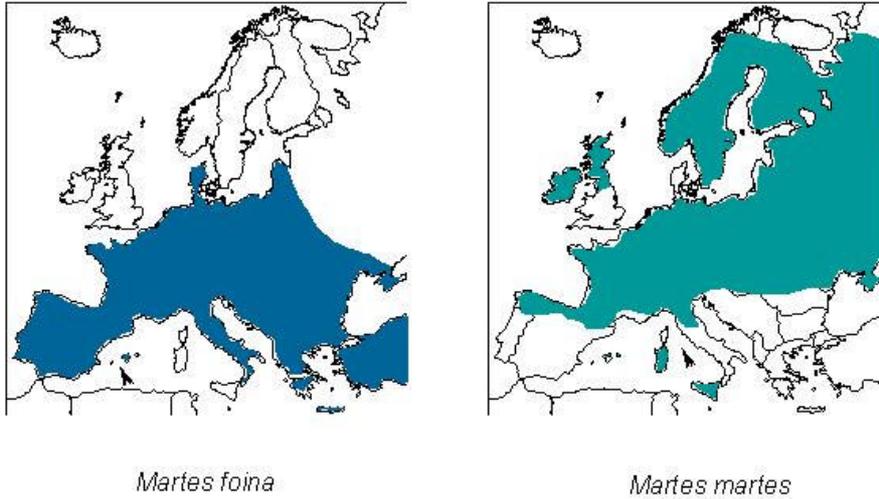
En cuanto a las dos especies que nos interesan, se pueden encontrar martas en Europa continental (Fig. 1), desde los Pirineos (Mitchell-Jones et al. 1999; López-Martín 2002) hasta el Círculo Polar Ártico, y desde el norte de Portugal (Santos-Reis 1983) hasta los montes Urales (Labrid 1986). Únicamente falta en la Península Jutlándica. Por el contrario, podemos encontrar poblaciones de marta en ciertas islas del mediterráneo (Menorca, Mallorca, Elba, Cerdeña y Sicilia) y del Atlántico (Gran Bretaña e Irlanda)(Mitchell-Jones et al. 1999).

En cuanto a la garduña, se la encuentra en la Europa continental, desde Gibraltar hasta el Báltico (Mitchell-Jones et al. 1999). Falta en la Península de Escandinavia, pero no de Jutlandia. Igualmente, se encuentra ausente de las Islas Británicas. Hacia el este por el sur de la antigua URSS, y Asia Menor, países del Báltico, Cáucaso, Irán, Afganistán, regiones del Himalaya, norte de China y Mongolia, sin llegar al Océano Pacífico (Novikov 1962; Corbet 1978; Bjarvall & Ullström 1986). En el Mediterráneo encontramos poblaciones insulares en la isla de Ibiza *M. foina* ssp. (actualmente esta forma se encuentra extinguida) (Delibes & Amores 1985) y Creta (Douma-Petridou 2000).

Respecto a la distribución de estas especies en la Península Ibérica, y en Cataluña en concreto podemos decir que la marta se encuentra en la Cordillera Cantábrica, con algunas poblaciones en el norte de Portugal (Santos-Reis 1983), y en el Pirineo (Delibes 1983; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995c; López-Martín 2002). El límite de distribución meridional parece estar relacionado con la competencia con la garduña en ambientes mediterráneos y con el límite de coníferas subalpinas (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995c). En Cataluña la marta se encuentra en el límite más septentrional del territorio.

La garduña vive en la mayoría de ambientes con cierta vegetación forestal (desde la forma de matorral arbustivo), con una distribución casi general por la Península Ibérica (Reig 2002). El mismo perfil se cumple en Cataluña (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a)

Figura 1. Mapa de distribución de la marta y la garduña en Europa.



2.2 Taxonomía y distribución de la gineta *Genetta genetta*.

2.2.1 Taxonomía

La gineta (*Genetta genetta* Linnaeus 1758) pertenece a la Familia Viverridae, uno de los grupos de Carnívoros cuyas características morfológicas son consideradas como primitivas (Wemmer 1977). Es el único representante de la Familia que puede ser encontrada en Europa, y su origen se presupone a una introducción, seguramente desde el norte de África. No se encuentran restos fósiles de la especie en yacimientos españoles del Turoliense, Plioceno o Cuaternario (Morales 1996), si bien aparecen restos de los primeros vivérridos en el Oligoceno de Europa (Fernández-Salvador 1996). En la historia reciente, existen yacimientos españoles con restos de la especie cercanos a asentamientos musulmanes (Muñoz 1995).

Esta familia está englobada dentro de la subfamilia Feliformia que incluiría a las hienas, proteles, mangostas y félidos (Wozencraft 1984; Wozencraft 1989). La formarían un total de 19 géneros distribuidos en 6 subfamilias: Hemigalinos, Nandinias, Euplerinos, Fosas y Viverrinos, a los cuales pertenece la gineta. La fórmula dentaria típica es: I3/3, C1/1, P4/4, M2/2.

La amplia distribución de esta especie por todo el continente africano ha llevado a una serie de revisiones en cuanto a la posible clasificación de esta especie, incluso a barajarse la posibilidad de que sea más de una especie. Schlawe (1981) separó la especie en dos: *G. genetta* que incluiría *afra*, *bonapartei*, *barbar*, *barbara*, *balearica*, *lusitanica*, *melas*, *peninsulae*, *pyrenaica*, *rhodanica* y *isabellae*, y separó de forma provisional *G. felina* incluyendo las formas *guardafuensis*, *hararensis*, *leptura*, *senegalensis*, *dongolana*, *granti*, *neumanni*, *bella*, *pulchra* y *ludia*. Wozencraft (1984) las sintetizó en un total de 4 formas alopátridas: *genetta* (mediterráneo), *dongola* (este de África), *felina* (sur de África) y *senegalensis* (oeste de África), aceptándose en general 14 especies del género (Tabla 2).

El pertenecer a una zona donde las investigaciones faunísticas son aún fuente de novedades puede hacer que la lista pueda aumentar en el futuro y algunas especies ser homónimas. Algunas de estas especies presentan un elevado grado de simpatría, y otras, disparidad de ciertas áreas de distribución. La especie que nos interesa sería uno de estos casos: se distribuye de forma continua desde el Cabo de Buena Esperanza hasta el Estrecho de Gibraltar y extendiéndose desde aquí por el sur de Europa.

Tabla 2. Taxonomía del género *Genetta*.

Género	Especie	Distribución
Genetta G. Cuvier, 1816	<i>G. abyssinica</i>	Egipto, Sudán, Abisinia y Somalia
	<i>G. angolensis</i>	Zaire, Tanzania, Malawi, Mozambique, Zimbabwe, Zambia, Angola
	<i>G. bini</i>	Benin, Nigeria
	<i>G. cristata</i>	SE Nigeria
	<i>G. genetta</i>	Sur Africa hasat Angola y Zaire, Este de Africa, Sudán, Hasta Mauritania, todo el Magreb, Palestina, Yemen, la Península Ibérica y Francia
	<i>G. johnstoni</i>	Guinea, Liberia, Costa del Marfil y Ghana
	<i>G. maculata</i>	Africa subsahariana
	<i>G. mossambica</i>	S tanzania y Mozambique
	<i>G. poensis</i>	Liberia
	<i>G. rubiginosa</i>	Mitad sur de África excepto zonas desérticas
	<i>G. servalina</i>	Níger, Camerún, Guinea Ecuatorial, Gabón, Congo, Zaire, Uganda, Kenia y Tanzania
	<i>G. thierryi</i>	Golfo de Guinea
	<i>G. tigrina</i>	Rep Sudáfrica
	<i>G. victoriae</i>	Zonas montañosas del centro de África

De la forma *mediterranea* se han descrito 5 subespecies en función de caracteres morfológicos:

G. genetta afra: Magreb

G. genetta balearica Thomas, 1902: Islas de Mallorca y Cabrera

G. genetta genetta: Península Ibérica

G. genetta isabelae Delibes, 1977: Isla de Ibiza

G. genetta rhodanica Matschie, 1902: Pirineos y Francia

En general son animales de pequeño tamaño, con un pelaje moteado oscuro sobre fondo claro, que les confiere una cierta apariencia felina. El cuerpo es alargado y las patas cortas de forma muy parecida al morfotipo de los mustélidos clásicos. La cola es larga, casi tanto como el cuerpo, y anillada.

La gineta posee un cuello alargado, una cabeza relativamente pequeña y puntiaguda, con unos pabellones auditivos bien desarrollados. Los ojos son grandes, con el iris vertical similar a los felinos. En la cara podemos distinguir 3 pares de manchas de color blanco con claro reconocimiento específico (Roeder 1984). Las uñas son semiretráctiles, lo cual le permite ascender por árboles a la vez que andar por el suelo sin problemas.

Respecto a su anatomía el esqueleto de la gineta destaca por la presencia de clavículas vestigiales, la inserción del cabo medio del tríceps sobre el húmero, que le permite descender de los árboles con la cabeza elevada sobre su plano, la inserción amplia del *pronatus*

quadratus bajo el cúbito (pronación necesaria para la locomoción en las ramas) y cojinete plantar largo y estrecho del de las patas traseras, así como un epicóndilo pequeño (parte distal del húmero, que le permite una pequeña flexión). Todas estas adaptaciones al medio arbóreo muestran a las ginetas con adaptaciones intermedias entre las especies eminentemente arborícolas y las totalmente terrestres (Taylor 1974).

Al igual que los demás carnívoros, en las ginetas también se aprecia un dimorfismo sexual apreciable siendo las hembras de tamaño inferior. Así, el peso de los ejemplares adultos no sobrepasa en la mayoría de los casos los 2 kg (Calzada 1998), con medias de 1,7 kg para las hembras (n= 14) y 1,8 kg en los machos (n= 19) de una muestra procedente de Andalucía. Según la misma muestra, la longitud media del cuerpo en los machos es de 490 mm y de 470 mm en las hembras. La longitud de la cola es sorprendente y llega a ser similar a la del cuerpo (434 mm y 415 respectivamente). Pese a ser los machos algo mayores que las hembras, no se han encontrado diferencias significativas para las medidas biométricas más comunes. Respecto a la identificación de los sexos, Delibes (1974a) destaca el uso de la anchura del canino inferior y la LCPm⁴ para discriminar entre los dos sexos.

La presencia de diferentes tipos de glándulas con un marcado fin comunicativo destaca en la ginetas en general. Así se pueden identificar la glándulas perianales (Pocok 1915) situadas entre el ano y la vulva o el pene; las glándulas anales, internas y abdominales cercanas al recto, aunque exógenas (Souloumiac & Canivenc 1976); y las glándulas plantares situadas entre las almohadillas. Las secreciones de carácter sudoríparo o sebáceo según los casos, permiten una modalidad de mensajes diversos en las ginetas y en otros carnívoros (Ewer 1973), ya sean comunicaciones activas o pasivas o indirectas (Roeder 1978; Roeder 1983b).

Uno de los signos característicos de esta especie es la formación de letrinas donde depositan los excrementos y que facilitan la comunicación sobre la dominancia territorial, el estado sexual, etc (Roeder 1984). Estas letrinas suelen estar situado en lugares característicos desde donde se domina el territorio: árboles, rocas, tejados de casas, etc. (Livet & Roeder 1987).

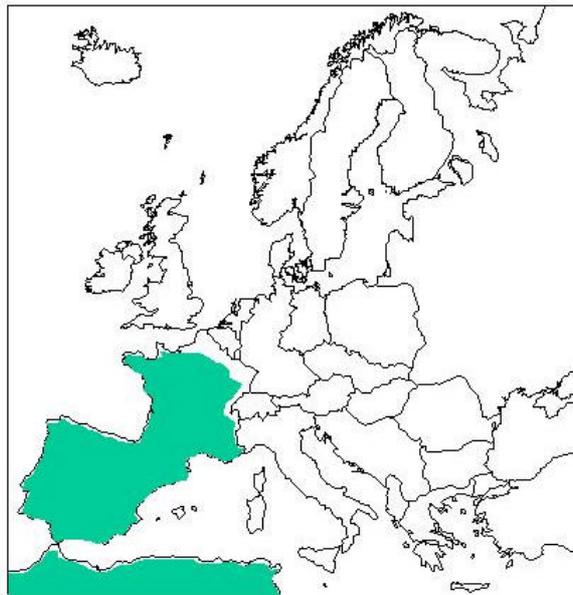
Respecto a la biología de la especie, el celo comienza en enero y acaba en septiembre, con un máximo en febrero y marzo y un segundo pico a partir de mayo (Aymerich 1982; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a). La gestación dura unas 10-11 semanas, produciéndose los partos entre marzo y noviembre, con un pico en abril y mayo y otro menor entre agosto y octubre. El tamaño de la camada varía entre 1 y 4, aunque en la mayoría suelen ser 2-3 crías por parto (Aymerich 1982).

2.2.2 Distribución

La gineta en Europa se encuentra en la Península Ibérica, en las islas de Ibiza y Cabrera, y en la mitad sur de Francia (Mitchell-Jones et al 1999; Calzada 2002)(Fig. 2). Conforme nos dirigimos a la frontera con Bélgica se puede encontrar esporádicamente algún ejemplar.

Es considerada una especie eminentemente forestal y asociada a la presencia de rocas, aunque se comporta como generalista necesita de una mínima cobertura vegetal. En la Península Ibérica es abundante en las zonas de matorral mediterráneo, en olivares, fresnedas, alcornoques, encinares, así como en hábitats forestales de ribera (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a). La ausencia de adaptaciones a temperaturas bajas o a la presencia de nieve la han restringido a las latitudes actuales y falta la mayor parte del año de las zonas altas de la mayoría de sistemas montañosos (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a; Virgós & Casanovas 1997).

Figura 2. Mapa distribución de la gineta en Europa y norte de África.



2.3 Gestión y conservación.

En el ámbito continental tanto las poblaciones de marta como de garduña son abundantes por lo que en general no están protegidas en sentido estricto. La legislación europea las clasifica a ambas en el Convenio de Berna en el Apéndice III (especies cuyas poblaciones pueden ser gestionadas), además la marta se encuentra incluida en la Directiva Hábitats de la Unión Europea (DOCE 1996) en el Anexo V. En España sólo la garduña de Ibiza (*M. foina* ssp.) está clasificada en el Libro Rojo de los Vertebrados Españoles (Blanco & González 1992), aunque esta población parece actualmente extinguida. Por lo que respecta a la marta en España, sólo la legislación de Cataluña la incluye en la lista de especies protegidas desde el año 1992. Los motivos de la posibilidad de gestión de sus poblaciones radican principalmente en la protección de sus presas frente a una sobredepredación, mayoritariamente sobre especies de caza, como ocurre en países del norte de Europa con las grandes aves Tetraónidas (*Tetrao urogallus* y *T. tetrrix*). Debido a su pelaje la marta es capturada en el norte de Europa, actividad que también se realizaba en España con la mayoría de carnívoros para el mismo fin.

La gineta es abundante y sus poblaciones no se encuentran en peligro, por lo que actualmente no necesita ninguna medida de conservación especial. En España en algunas comunidades se la considera como especie cuyas poblaciones pueden ser controladas para preservar la fauna cinegética. Está incluida en el Convenio de Berna en el Apéndice III y en la Directiva Hábitats de la Unión Europea en el Anexo V. La IUCN considera la subespecie de Ibiza (*G.g. isabellae*) como Vulnerable. Por el contrario la legislación del estado francés sí la contempla como especie protegida. Hace años era capturada también por su piel.

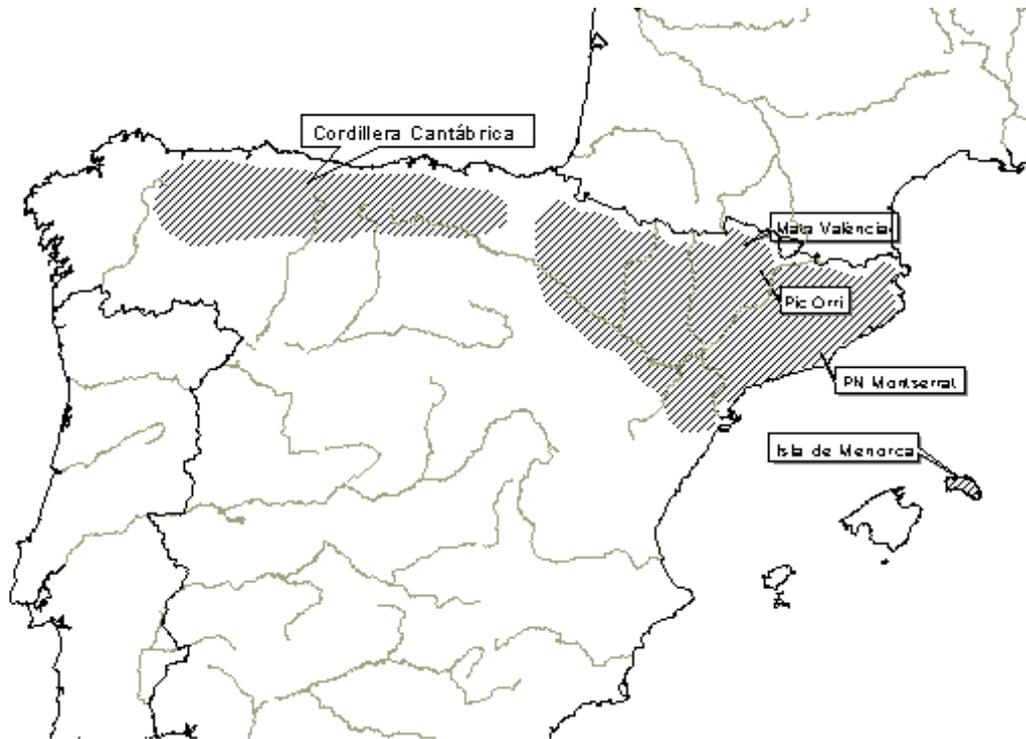
2.4 Las áreas de estudio

Las áreas de estudio elegidas se encuentran situadas en el Noreste de la Península Ibérica, la cordillera cantábrica, así como la isla de Menorca (Fig. 3). En el caso de la cordillera cantábrica sólo se analizaron muestras craneométricas de marta como material de comparación. Dicha zona, tuvo su origen el período Oligo-Mioceno coincidente con la fuerte orogenia característica de la transición entre el Mesozoico e inicios del Terciario (Solé-Sabarís et al 1952). Destaca la asimetría entre la vertiente septentrional que cae abruptamente al mar, sometida a la influencia climática atlántica, y la vertiente meridional que accede a las tierras altas de la meseta del Duero, bajo influjo mediterráneo continental. Este hecho configura un paisaje montañoso heterogéneo cuyo contacto con el Pirineo occidental a través de las sierras vascas ha permitido un ir y venir de especies de la fauna y flora medioeuropea. Las cabeceras de la mayoría de los ríos ofrecen gradientes abruptos que favorecen la fuerza erosiva cuando se producen precipitaciones intensas y dehielos. La vegetación corresponde a la provincia Orocantábrica de la región eurosiberiana (Rivas-Martínez et al 1984). Las comunidades vegetales existentes responden no sólo a la adaptación de las plantas a las diversas condiciones fisiográficas, climáticas y edáficas, sino también al largo período cronológico de coevolución con una intensa actividad ganadera. Destacan las comunidades vegetales meridionales de influencia mediterránea con presencias de bosques de melojo (*Quercus pyrenaica*) formando masa de monte bajo y asociada en su distribución altitudinal con el roble albar (*Q. petraea*), el cual es común sobre substrato silíceo. Este último casi siempre se mezcla con haya (*Fagus sylvatica*) y en menor proporción con abedul (*Betula pendula*). El matorral lo forman las comunidades de piornal y brezal dependiendo del tipo de suelo. Por lo que respecta a la vertiente septentrional en la franja en el piso montano destacan los hayedos, con escasez de arbustos en el subsuelo condicionado por su carácter umbrófilo. La fauna de la Cordillera cantábrica responde a este contexto biogeográfico y de conservación con la presencia de 18 especies de anfibios, 35 de reptiles, más de 190 especies de aves nidificantes y 67 especies de mamíferos. Entre las especies de gran fauna destacan el urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*), el armiño (*Mustela erminea*), la marta (*Martes martes*), el oso pardo (*Ursus arctos*), el lobo (*Canis lupus*), así como una abundante y diversa población de ungulados.

Respecto al grueso de la información, procede del NE Ibérico, que es donde confluyen también las 3 especies analizadas a lo largo de la memoria. Esta zona del Mediterráneo occidental muestra una gran variedad de hábitats y condiciones debido básicamente a la altitud diferencial en el caso de la zona continental. Así, la presencia de los Pirineos, que constituyen una cordillera de más de 3000 m en la zona más elevada (Aneto 3404 m), permite la presencia de ecosistemas alpinos y subalpinos que han permitido la permanencia de una fauna boreal que encuentra aquí su límite de distribución meridional (urogallo, lechuza de Tengmalm, etc.). A la vez, la latitud mediterránea provoca la irrupción de hábitats típicos de estas zonas con la presencia de especies ligadas a temperaturas y condiciones diferentes.

Se ha elegido esta zona por estos condicionantes que permiten el estudio de especies simpátridas y que debido a esta cercanía sus interacciones resultan más complicadas a la vez que atractivas para su estudio científico.

Figura 3. Situación de las diferentes zonas donde se ha desarrollado el trabajo de investigación de esta memoria.



En el caso de Menorca la elección de un lugar típicamente mediterráneo con el presumible efecto que la insularidad provoca en las especies, permitió estudiar a la marta como ejemplo de la posibilidad de que esta especie no prospera en los medios mediterráneos debido a la acción de la garduña, mucho mejor adaptada. De la misma forma que pasaría en islas como Cerdeña y Sicilia, típicamente mediterráneas.

2.4.1 La vegetación

La variedad de hábitats va desde la montaña baja mediterránea, hasta los medios alpinos. Describiremos a continuación las características de esta vegetación.

Montaña baja mediterránea. Comprende en general los terrenos por debajo de los 500 – 600 m, y que se pueden encontrar desde el Rosellón francés (42 °N) hasta el bajo Segura (38 °N) con diferentes situaciones intermedias. Entre estos ecosistemas destacarían las zonas meridionales (sur de Barcelona), donde la sequedad estival característica del clima y la falta de grandes comunidades forestales espontáneas de gran porte caracterizarían estas formaciones vegetales no llegando a constituir más que maquias densas y altas y pinares de pino de halepo (*Pinus halepensis*), pino insigne (*P. radiata*), pino piñonero (*P. pinea*) y pino marítimo (*P. pinaster*) poco densos sin llegar a constituir bosques densos. La destrucción de la vegetación

natural por su transformación agrícola o urbana ha reducido la superficie de vegetación natural. Por lo que respecta a la mitad norte de este paisaje mediterráneo, el aumento de la pluviosidad permite la presencia no sólo de maquias elevadas y densas, sino la de verdaderos bosques impenetrables principalmente de encinas (*Quercus ilex*) y alcornoques (*Q. suber*), con formaciones arbustivas de relieve de *Q. coccifera*, *Arbutus unedo*, *Smilax aspera*, *Viburnum tinus*, *Rhamnus alaternus*. La transformación secular por parte de las diferentes culturas han moldeado igualmente estas formaciones, aunque menos que en las latitudes meridionales. Tanto en una como en otras, las variaciones debido a la presencia de rocas, la influencia del mar o bien la situación típica de los bosques de ribera diversifican aún más este extenso territorio.

Montaña media lluviosa. Correspondería a las tierras comprendidas entre los 500-600 m y los 1600-1700 m aprox. El clima no es el típico del mediterráneo, sino más bien submediterráneo o de tendencia atlántica. Conforme avanzamos en altitud aumenta la presencia de especies y paisajes eurosiberianos de latitudes inferiores, aunque con la influencia mediterránea: paisaje montano. El paisaje submediterráneo, no suele sobrepasar los 1200 m., no presenta la sobriedad mediterránea pero sin llegar a la exuberancia medioeuropea. Destacan las formaciones forestales de quejigo (*Q. faginea*), el roble pubescente (*Q. pubescens*) y el boj (*Buxus sempervirens*). Son por tanto los robledales secos las comunidades estables más características de este paisaje. Hasta el límite superior dominan las especies típicas de las latitudes superiores adaptadas a humedad y temperaturas típicas de centroeuropa. Las especies forestales caducifolias como el haya (*Fagus sylvatica*), el roble albar (*Q. petraea*), el roble (*Q. robur*), el fresno (*Fraxinus* sp.), el nogal (*Juglans regia*), el castaño (*Castanea sativa*), etc. son las más abundantes. Las alteraciones de estos hábitats son escasas, las condiciones climáticas no son propicias para los cultivos, por lo que la presencia de prados de pasto o de siega son las pocas modificaciones a tener en cuenta.

Alta montaña. Presencia de temperaturas frías y agua abundante, con una parte del invierno ocupado el suelo por la nieve, son las características típicas de la alta montaña y que encontramos en las altitudes superiores a los 1800 m. La vegetación forestal es dominada por las coníferas, el pino rojo (*P. sylvestris*) y el pino nigral (*P. uncinata*), con presencia de algunas caducifolias resistentes como el abedul (*Betula pendula*) en los estadios tempranos de las sucesiones. El paisaje subalpino es un paisaje aún forestal dominado por las especies antes nombradas, que limita en altitud con el paisaje alpino donde las formaciones arbóreas desaparecen. Son las cumbres de las montañas más altas del Pirineo. Las gramíneas del estrato herbáceo, y único, dominan la vegetación.

2.4.2 La fauna terrestre

La variedad de ecosistemas y ambientes debidos a la orografía y a la influencia de la historia postglaciación permiten la existencia de una fauna rica y diversa en el NE ibérico, con la

intrusión de especies de centro de Europa y norte de África, a la vez que las típicas del mediterráneo occidental, con la presencia de pocos endemismos.

La situación actual de la fauna que podemos encontrar en el bioma mediterráneo correspondiente a la cuenca mediterránea se fundamenta en tres procesos:

- ❑ Efecto de las glaciaciones. Hace unos 3 millones de años se inicia el régimen térmico oscilante que caracteriza el Plioceno y Pleistoceno. Las últimas glaciaciones fueron hace 1 millón de años. Sobre la fauna mediterránea produjeron cambios muy significativos. En Europa hubo un casquete de hielo que empujaba con sus avances la fauna y flora termófilas hacia el sur, a la vez que se producían casquetes de hielo secundarios en los Alpes y otras cordilleras. Debido a esto muchas especies desaparecieron. Sin embargo quedaban zonas o refugios cálidos en las penínsulas mediterráneas donde las especies podían evolucionar de forma diferente a sus parientes del continente. Estos refugios actuaron como centros de dispersión cuando los casquetes retrocedían.
- ❑ La especiación insular. Las glaciaciones estaban acompañadas con avances y retrocesos del mar debido a la congelación de los mares. Debido a que las especies de refugiaban en los lugares peninsulares del Mediterráneo podían quedar totalmente aisladas durante los procesos de calor. Se formaban poblaciones separadas del resto. Las especies terrestres y termófilas han estado más diferenciadas que las acuáticas y voladoras. Destacan el género *Podarcis* el cual ha dado origen a un número importante de razas y subespecies insulares.
- ❑ El papel de los humanos. El paisaje mediterráneo se encuentra altamente humanizado. Las diferentes civilizaciones han ocupado la cuenca desde hace milenios y han dejado su huella hasta no poder entender este paisaje sin la acción del hombre. Agricultura itinerante o permanente, el regadío, el pastoreo o el turismo, el fuego, ... han producido su efecto degradando y originando un paisaje que actualmente parece natural. Ha producido la disminución o desaparición de bosques esclerófilos originarios, a favor del incremento de maquias. Cambios en la vegetación que han producido cambios en el suelo. Los efectos también han sido sobre la fauna: consecuencia de los cambios en la vegetación y hábitats de ciertas especies. Domesticación de animales. La introducción de especies de flora y fauna. La persecución y caza y eliminación (león o guepardo). La diversidad faunística se ha reducido y ha reducido los efectos diferenciadores de la topografía y oscilaciones térmicas. Los incendios repetidos ha eliminado a los animales menos móviles y favorece a los que huyen con más facilidad.

Así, el noreste ibérico presenta la confluencia de hasta 12 especies de carnívoros (Tabla 3): armiño, comadreja, turón, garduña, marta, tejón, nutria, gato salvaje, gineta, visón americano,

zorro, oso pardo, y la extinción en tiempos históricos del lince (*Lynx sp.*) y el lobo (*Canis lupus signatus*) (Ruiz-Olmo & Aguilar 1995).

Del resto de mamíferos la zona cuenta con la presencia de hasta 7 especies de ungulados salvajes, 3 especies de lagomorfos (*Lepus europaeus*, *L. granatensis*, *Oryctolagus cuniculus*) de los cuales el conejo es claramente el más abundante. Entre los micromamíferos podemos encontrar rarezas como el desmán de los Pirineos (*Galemys pyrenaicus*), y hasta 18 especies de roedores y 12 de insectívoros (Gosálbez 1986).

Tabla 3. Listado de las especies de carnívoros que se distribuyen por el NE Ibérico, junto a las características más representativas de ellos.

Nombre	N.científico	Tamaño medio (Kg)	Origen	Hábitat	Alimentación	Estado de conservación
Armiño	<i>Mustela erminea</i>	0,5	Autóctona	Prados subalpinos	Micromamíferos	Vulnerable
Comadreja	<i>M. nivalis</i>	0,5	Autóctona		Micromamíferos	No amenazada
Turón	<i>M. putorius</i>	1	Autóctona		Presas acuáticas	Vulnerable
Visón europeo	<i>M. lutreola</i>	1	Autóctona	Ríos y riberas	Presas acuáticas	En Peligro
Visón americano	<i>M. vison</i>	1	Introducida	Ríos y riberas	Presas acuáticas	No amenazada
Garduña	<i>Martes foina</i>	1,5	Autóctona	Forestal mediterr. y montano	Frutos y Micromam.	No amenazada
Marta	<i>M. martes</i>	1,5	Autóctona	Forestal subalpino	Frutos y Micromam.	Vulnerable
Nutria	<i>Lutra lutra</i>	8	Autóctona	Ríos y riberas	Presas acuáticas	Vulnerable
Tejón	<i>Meles meles</i>	12	Autóctona	Forestal	Insectos y raíces	No amenazada
Gato salvaje	<i>Felis sylvestris</i>	4	Autóctona	Forestal	Conejo y Micromam.	Vulnerable
Gineta	<i>Genetta genetta</i>	2	Introducida	Forestal mediterr.	Micromam. y frutos	No amenazada
Zorro	<i>Vulpes vulpes</i>	7	Autóctona	General	Omnívora	No amenazada
Lince	<i>Lynx sp.</i>	10-12	Autóctona	Forestal	Lagomorfos	Extinta
Lobo	<i>Canis lupus</i>	25	Autóctona	Todos	Ungulados	En Peligro
Oso	<i>Ursus arctos</i>	100-200	Autóctona	Montano	Frutos y ungulados	En Peligro

La presencia de la línea de la costa, así como el paso migratorio de aves y la presencia de humedales destacados tanto en el interior como en la misma costa permite que la avifauna sea una de las más ricas de la Península y del continente. Actualmente se hallan 230 especies nidificantes en Cataluña (Muntaner et al. 1984; Ferrer et al. 1986). Destacan las comunidades de aves acuáticas, esteparias, así como las aves rapaces, entre ellas las necrófagas.

La fauna de Menorca

La fauna actual de las Islas Baleares es fruto de los procesos históricos producidos por la evolución de las especies endémicas, la colonización posterior debida a la reducción del nivel del mar y la comunicación entre islas, y por último las introducciones por parte de las diferentes civilizaciones de especies como la propia marta.

Lógicamente las especies terrestres son las menos abundantes y diversas. Entre los mamíferos de la isla de Menorca actualmente podemos encontrar 12 especies (Alcover 1983; Alcover 1988), entre estas la marta es el único carnívoro salvaje junto a la comadreja.

El grupo de vertebrados más diverso es el de las aves favorecido por el importante paso migratorio. Actualmente las islas alojan hasta 113 especies nidificantes (Mayol 1981; Ferrer et al. 1986).

CAPÍTULO 3

BIOMETRÍA EXTERNA Y ESTRUCTURA POBLACIONAL DE LA GARDUÑA EN EL NE IBÉRICO

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

3	BIOMETRÍA EXTERNA Y ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN DE <i>MARTES FOINA</i> EN EL NORDESTE DE LA PENINSULA IBERICA.....	37
3.1	INTRODUCCIÓN	37
3.2	MATERIAL Y MÉTODOS	39
3.2.1	<i>Origen de las muestras</i>	39
3.2.2	<i>Medidas corporales</i>	40
3.2.3	<i>Determinación de la edad</i>	41
3.2.4	<i>Alometría</i>	42
3.2.5	<i>Tratamiento de los datos</i>	43
3.3	RESULTADOS	44
3.3.1	<i>Estructura de la población: sexos y edad</i>	44
3.3.2	<i>Biometría externa</i>	46
3.3.3	<i>Dimensiones de las huellas</i>	47
3.3.4	<i>Alometría e índice de condición corporal</i>	48
3.4	DISCUSIÓN	50
3.4.1	<i>Estructura de la población</i>	50
3.4.2	<i>Comparación de dimensiones entre poblaciones de Europa</i>	51

3 BIOMETRÍA EXTERNA Y ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN DE *MARTES FOINA* EN EL NORDESTE DE LA PENINSULA IBERICA

3.1 Introducción

Pese a ser una especie abundante en Europa, y en concreto en los países de la cuenca Mediterránea, los datos sobre la biometría de las garduñas *Martes foina* son relativamente escasos (ver Libois (1991). La ausencia de datos en la Península Ibérica es casi total, con sólo algunos datos parciales de la isla de Ibiza (Delibes & Amores 1985) y del Pirineo (Vericad 1970). Sin embargo esta ausencia contrasta con la abundancia de trabajos que determinan las medidas craneométricas de la especie (Anderson 1970; Delibes & Amores 1985; Reig 1992; Douma-Petridou 2000), un tipo de estudios con mayor tradición y seguramente más prácticos años atrás por la ausencia de congeladores para la conservación de ejemplares completos. Lo mismo podemos decir respecto al crecimiento y a las relaciones entre edad y las diferentes variables morfológicas. A raíz de esta escasez de datos, se hace necesario dedicar un capítulo de esta memoria a analizar los valores obtenidos para esta especie durante su desarrollo.

En este capítulo se mostrarán los valores medios que caracterizan a las garduñas del noreste ibérico (*M. f. foina*) en cuanto a su morfología externa y se compararán con los obtenidos en otra poblaciones de su rango de distribución. El conocimiento de estos valores permitirán establecer parámetros que influyen en la ecología y comportamiento de la especie. Así mismo, se desprenden las relaciones de crecimiento y alometría. De este último aspecto se construirá un Índice de Condición Corporal (k) basado en el peso y la longitud (Kruuk et al 1987; Kruuk & Conroy 1991) de los ejemplares con el fin de establecer en el futuro el estado de salud de estos animales de cara a su manejo, gestión y conservación. La relaciones alométricas obtenidas, así como los valores de las diferentes medidas biométricas obtenidos nos permiten describir la especie en el rango de estudio, y las variables poblacionales ampliar el escaso conocimiento de este aspecto en la garduña.

Respecto al dimorfismo sexual típico de la Familia, sólo los datos provenientes del análisis de las medidas craneométricas han confirmado las diferencias entre sexos (Gerasimov 1985; Reig & Ruprecht 1989). Si bien no existen datos para establecer este grado de dimorfismo entre zonas geográficas, los datos fraccionados permiten hablar de un mayor tamaño de los machos de garduña respecto a las hembras (Libois 1991), característica típica de los carnívoros y

cuyos beneficios adaptativos han sido analizados para diferentes especies de mustélidos (Erlinge 1979; Ralls 1977; Powell 1979a; Moors 1980) y en el caso de la marta americana como especie más cercana (Holmes & Powell 1994). Diferentes hipótesis han sido debatidas en la bibliografía para explicar esta diferenciación. Una de ellas intentaría explicar el mayor tamaño de los machos para reducir la competencia intersexual por los recursos alimenticios (Erlinge 1979; Powell 1982; Hedrick & Temeles 1989; Shine 1989), de forma que habría una repartición de éstos; otros estudios, por el contrario, niegan dicha hipótesis (Moors 1980; Ralls & Harvey 1985; Holmes & Powell 1994), siendo la repartición de recursos entre mustélidos una consecuencia del dimorfismo sexual producido por diferentes presiones selectivas: menores requerimientos energéticos en la hembra durante la reproducción por ejemplo, o la presencia de otras especies competidoras (Holmes 1987). Para el caso de la garduña se intentarán explicar estas diferencias de tamaño en función de los conocimientos de su ecología y biología.

3.2 Material y métodos

3.2.1 Origen de las muestras

Los diferentes individuos estudiados fueron recolectados entre los años 1992 y 2000, en la zona comprendida entre el triángulo de Navarra, Delta del Ebro y Pirineos (Fig. 1). Se midieron los ejemplares procedentes de diferentes fuentes:

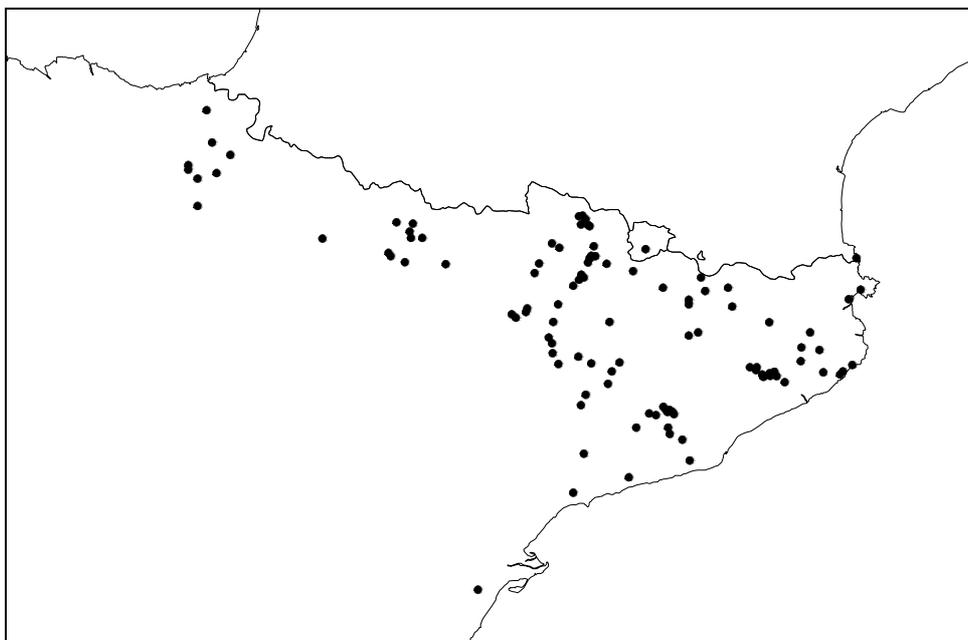
- a) Capturas en trapeos destinados a su radioseguimiento, o al de otras especies de carnívoros y que fueron posteriormente liberados.
- b) Ejemplares muertos recogidos de taxidermistas que provenían en su mayoría de cazadores.
- c) Ejemplares encontrados muertos atropellados en las carreteras.

De los ejemplares de estos dos últimos grupos se obtuvieron valores de craneometría y edad a partir de cortes histológicos de los dientes. Todos los animales fueron sexados mediante los caracteres sexuales externos.

Así mismo, se utilizaron 9 ejemplares extraídos de Vericad (1970), aunque en estos casos no se pudo determinar la edad.

De algunos animales debido a su estado de descomposición o fragmentación, fue difícil tomar todas las medidas.

Figura 1. Mapa de las localizaciones de las muestras de garduña analizadas.



3.2.2 Medidas corporales

Las medidas corporales se establecieron con una regla de aluminio (error de $\pm 0,1$ cm), y el peso con una pesola (error ± 10 g). Las medidas pequeñas fueron realizadas con un calibrador *Mitutoyo* con una precisión de $\pm 0,01$ cm.

En la Tabla 1 se describen las diferentes variables biométricas estudiadas y en la figura la forma en que se obtuvieron (Fig. 2 y 3).

Tabla 1. Descripción de las variables biométricas analizadas.

Medida		Descripción
Peso	W	Peso del animal entero en gramos
Cuerpo	CC	Longitud del cuerpo en milímetros, con la cabeza, medida desde la punta del morro hasta el ano o base de la cola. Con el animal en posición ventral totalmente estirado.
Cola	C	Longitud de la cola, desde el ano hasta la última vértebra caudal sin tener en cuenta el pelo.
Oreja	O	Longitud de la oreja, desde la base del cartílago en su parte interior hasta la punta sin contar el pelo.
Pie	P	Longitud del pie posterior, desde el inicio del dedo central sin contar la uña hasta la articulación del astrágalo con el calcáneo.

Figura 2. Sistema de obtención de las variables biométricas.

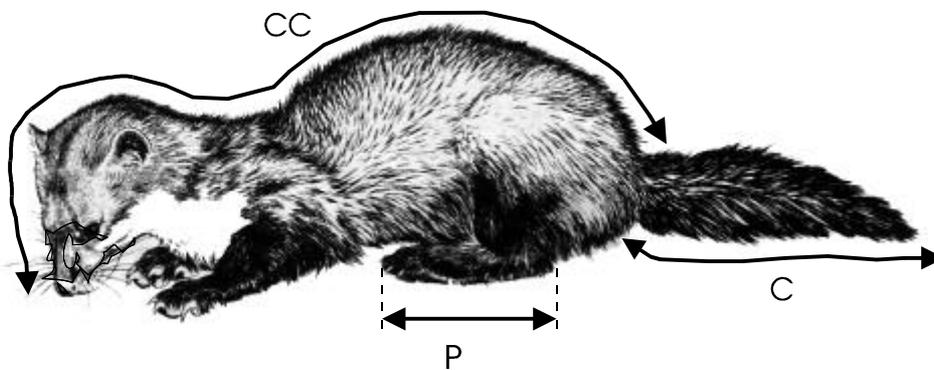
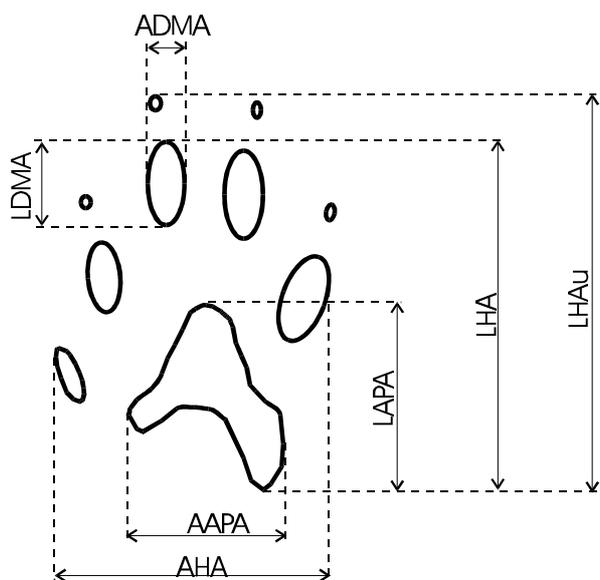


Tabla 2. Descripción de las variables medidas en las huellas de las garduñas

Medida	Descripción		
LHA	Longitud de la huella anterior	LHP	Longitud de la huella posterior
LHAu	Ídem con las uñas	LHPu	Ídem con las uñas
AHA	Anchura de la huella anterior	AHP	Anchura de la huella posterior
AAPA	Anchura almohadilla plantar anterior	AAPP	Anchura almohadilla plantar posterior
LAPA	Longitud almohadilla plantar anterior	LAPP	Longitud almohadilla plantar posterior
LDMA	Longitud del dedo medio anterior	LDMP	Longitud del dedo medio posterior
ADMA	Anchura del dedo medio anterior	ADMP	Anchura del dedo medio posterior

Figura 3. Sistema de obtención de las variables obtenidas de las huellas.

3.2.3 Determinación de la edad

Para establecer la edad se tuvieron en cuenta diferentes criterios según el origen de las muestras. Así, de los animales muertos se extrajo una pieza dentaria (normalmente uno de los caninos) y los anillos de cemento. Estas piezas fueron descalcificadas con RDO (Apex Engineering Ltd.) durante un máximo de 48 horas dependiendo de la edad del animal, hasta que se comprobó la ausencia de calcio en el diente. Una vez descalcificado se limpio con agua corriente el exceso de RDO durante 24 horas y posteriormente se obtuvieron mediante criotomo, cortes longitudinales de la parte central de la raíz. Se tiñeron con hematoxilina de Erlich e incluidos en DPX para observar al microscopio óptico las líneas de cemento (Douglas

& Strickland 1987; Calzada et al. 1994a). Se asumió que estas líneas se forman desde el primer invierno (Grue & Jensen 1979).

En los animales que eran capturados vivos se estimó la clase de edad relativa según:

- Fecha de captura o muerte.
- Desgaste dentario y erupción de las piezas
- Presencia al tacto de la cresta sagital.
- Desarrollo mamario en las hembras o indicios de haberse reproducido.

Se consideraron los ejemplares adultos como aquellos que tenían una línea de cemento o más, bien eran capturados en la primera mitad del año sin signos relacionados con la juventud, o bien por el desgaste de las piezas dentarias.

3.2.4 Alometría

Se establecieron para los ejemplares adultos de cada sexo las relaciones de dependencia entre las diferentes variables biométricas, tomando como variable independiente la longitud del cuerpo L.

A partir de la longitud total del animal expresada en metros ($L = CC + C$) y su peso expresado en kilogramos (W) se han establecido las funciones alométricas que relacionan ambas variables de cara a establecer un índice de condición corporal que caracterice el estado de salud de esta especie (Kruuk et al. 1987; Kruuk & Conroy 1991; Ruiz-Olmo 1995a). Se incluyeron sólo los ejemplares adultos cuya muerte se produjo por causas accidentales (obviando otras que podrían ser causa de su estado de delgadez), y los ejemplares capturados vivos para otros estudios (radioseguimiento). Para cada sexo se estableció una función diferente. El ajuste ideal considera a los individuos en condiciones normales, de forma que la solución de dichas funciones permite establecer un índice K que se deduce como sigue

$$\begin{aligned} \ln(W) &= b + n \cdot \ln(L) \\ \text{si } b &= \ln(a) \text{ entonces } \ln(W) = \ln(a) + n \cdot \ln(L) \\ W &= a \cdot L^n \\ \frac{W}{a \cdot L^n} &= 1 \end{aligned}$$

De esta forma el valor 1 se considera como el valor medio que debería tener una garduña para poseer el peso que debería tener una longitud determinada, considerando una población sana. De aquí se desprende el Índice de Condición Corporal (K):

$$K = \frac{W}{a \cdot L^n}$$

Cuando $K < 1$ se considera que el animal está delgado, y cuanto más se aleja de este valor peor es su condición física; y si $K > 1$, el animal tiende a pesar más que lo que debería según su longitud.

3.2.5 Tratamiento de los datos

Para la estadística descriptiva se consideraron ejemplares adultos aquellos que tenían más de un anillo de cemento y aquellos que fueron capturados en verano y mostraban signos de ser adultos (cresta sagital, desarrollo mamario, presencia de cuerpos lúteos, etc.) y cuya edad absoluta no pudo ser establecida.

La caracterización morfológica se realizó para cada sexo y para las dos clases de edad establecidas, indicando los valores de la estadística descriptiva para cada grupo. El dimorfismo sexual entre los ejemplares adultos se calculó mediante el índice porcentual de Rossolino & Pavlinov (1974):

$$\% ID = \left(\frac{\bar{X}_m - \bar{X}_h}{\bar{X}_h} \right) \cdot 100$$

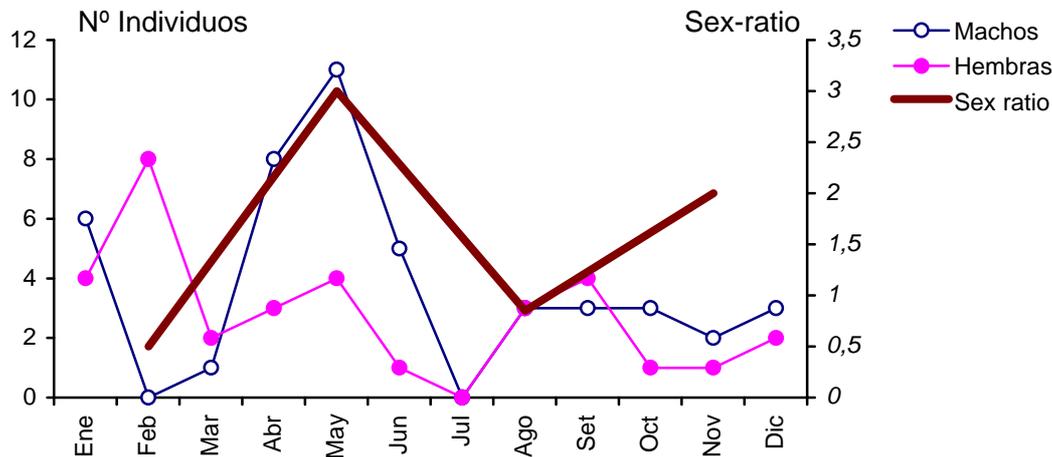
y las diferencias estadísticas comparando las medias mediante ANOVA. Respecto a las regresiones lineales se comprobó la normalidad de las variables mediante el test de Kolmogorov-Smirnov.

3.3 Resultados

3.3.1 Estructura de la población: sexos y edad

En total se tomaron medidas totales o parciales de 133 individuos, 64 machos, 52 hembras, y de 17 no se pudo determinar el sexo. Los ejemplares recopilados fueron distribuidos por el mes de captura, ya fuesen capturados vivos o encontrados muertos, de forma que la gran mayoría procedían de la primera mitad del año, con distribuciones diferentes entre sexos. Así el 42,2% de los machos analizados de fecha conocida (n= 45) pertenecieron a los meses de abril y mayo (Fig. 4), mientras que en las hembras (n= 33) el mes con mayor número de ejemplares fue el mes de febrero (24,2%). A un total de 14 machos y de 14 hembras no se les pudo asignar fecha de muerte o captura.

Figura 4. Distribución de las fechas de captura o muerte de los diferentes ejemplares de garduña analizados y valor de la proporción de sexos por estaciones del año.

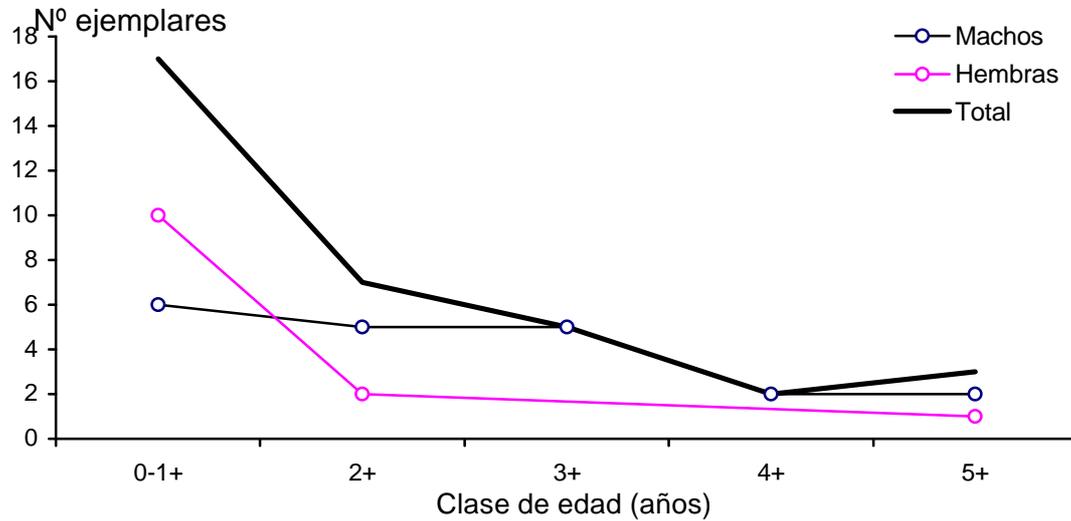


Para el total de animales analizados de sexo conocido (n= 116) la proporción de sexos o *sex-ratio* se mantuvo descompensada respecto a los machos 64 machos:52 hembras (*sex-ratio* = 1,2:1), valor que no difiere significativamente de la proporción 1:1 ($p < 0,05$). A lo largo del año y agrupando los ejemplares por estaciones (Diciembre, Enero y Febrero correspondería al invierno, y así sucesivamente) la proporción de sexos es claramente favorable a las hembras en invierno (0,5:1), mientras que el resto del año son los machos mayoritarios, siendo máximo en primavera (3:1). Sin embargo, el número de muestras es insuficiente para obtener diferencias significativas (Fig. 4) ($p > 0,05$).

Respecto a las edades sólo se obtuvieron las edades absolutas mediante la lectura de las capas de cemento de los colmillos de 20 machos y 13 hembras. La edad máxima en ambos sexos fue de 5 años (Fig. 5). Para evitar la falta de ejemplares de menos de 9 meses (primer invierno) los 3 machos y 2 hembras de la clase 0+ fueron añadidas a la clase 1+. Esta categoría 0-1+ fueron las mayoritarias (51,5%) mostrando un descenso fuertemente acentuado

respecto a las clases consideradas adultas (>1 año). Las esperanzas de vida calculadas fueron de 2,3 años en los machos y de 1,3 en las hembras.

Figura 5. Curva de supervivencia de la población de garduña analizada a partir de las edades absolutas estimadas de machos y hembras.



A partir de esta estimación absoluta de la edad y a partir de los indicios indirectos, se pudo catalogar en juveniles y adultos a 70 ejemplares de sexo conocido, de forma que 35 machos y 27 hembras fueron clasificados como adultos.

La causa de mortalidad de los animales encontrados muertos (n=73) fue debida mayoritariamente al atropello en las carreteras (85 %), mientras que sólo 5 murieron por artes de caza. Del resto la causa no pudo ser determinada.

3.3.2 Biometría externa.

A partir de los ejemplares adultos se ha caracterizado morfológicamente a las garduñas de la población del NE de la Península Ibérica. En la tabla 3 se indican la media aritmética, la desviación típica y el número de ejemplares de cada variable, agrupados por sexos. Todas las dimensiones fueron significativamente superiores en los machos, excepto la longitud de la cola C ($F= 1,919$; $p= 0,171$), cuyas medidas fueron similares.

Tabla 3. Dimensiones de los ejemplares adultos de garduña analizados procedentes del NE de la Península Ibérica según sexos. Se calcula el índice porcentual %ID de Rossolino y Pavlimov (1974). Se muestra el valor de F (ANOVA) entre sexos así como la significación estadística para cada variable.

	Macho			Hembra				ANOVA	
	Media	D _{Std}	N	Media	D _{Std}	n	%ID	F	p
CC	446,2	21,4	40	423,4	18,68	23	5,38	18,094	0,0001
C	245,8	13,7	40	235,9	19,7	26	4,19	1,919	0,171
L	692,7	27,8	38	657,8	31,2	22	5,30	20,068	0,0001
P	83,9	3,6	40	77,5	4,5	26	7,63	40,868	0,0001
O	39,3	1,9	34	37,2	2,3	24	5,34	13,989	0,0001
W	1582	189,8	39	1205	166,9	25	23,83	65,961	0,0001

Respecto al grado de dimorfismo sexual, el índice porcentual de Rossolino fue del 23,8% para el peso, y de 7,6% en la longitud del pie (P), como valores máximos.

3.3.3 Dimensiones de las huellas

A través de los diferentes animales capturados y encontrados muertos se midieron las dimensiones de las huellas anterior y posterior con el fin de caracterizar la especie (Tabla 4). La mayoría de las medidas longitudinales fueron significativamente superiores en los machos adultos ($p < 0,05$). Sin embargo, algunas medidas de anchura (AHA, AAPA, ADMA, AHP) no mostraron las diferencias esperadas entre sexos.

Tabla 4. Dimensiones de las 14 variables medidas de las huellas anteriores y posteriores de garduña por sexos. Se muestra el valor de $F(ANOVA)$ así como la significación de la prueba (p) para comparar machos y hembras.

	Machos			Hembras			ANOVA	
	Media	D _{Std}	n	Media	D _{Std}	n	F	p
LHA	44,07	7,16	28	38,22	5,55	22	9,931	0,003
LHAu	51,60	7,23	25	43,25	6,26	20	16,658	0,0001
AHA	28,52	3,15	29	26,41	3,06	22	5,741	0,020
AAPA	21,03	3,13	28	19,59	3,05	22	2,682	0,108
LAPA	19,96	2,55	27	18,61	1,24	18	4,347	0,043
LDMA	10,53	1,74	29	9,52	1,16	21	5,322	0,025
ADMA	5,81	1,02	29	5,33	0,91	21	2,900	0,095
LHP	38,20	2,91	29	35,36	3,14	22	11,165	0,002
LHPu	43,08	2,76	25	39,35	2,25	20	23,707	0,0001
AHP	27,65	3,80	29	25,41	2,98	22	5,225	0,027
AAPP	20,00	2,59	29	17,32	1,89	22	16,777	0,0001
LAPP	19,14	2,99	29	16,32	3,11	22	10,730	0,002
LDMP	11,03	1,29	29	10,55	2,04	20	1,037	0,314
ADMP	5,93	0,86	28	5,31	0,93	21	5,827	0,020

3.3.4 Alometría e índice de condición corporal

La función alométrica Peso – Longitud total del cuerpo que permite ajustar el Índice de Condición Corporal K establecido a partir de los ejemplares medidos sólo pudo ser obtenida de forma significativa para los machos ($F= 7,04$; $p= 0,012$). Aunque la relación de dependencia está expresada en forma de índice para las hembras hay que tomar este resultado con cautela, al no existir una relación significativa entre el peso de los ejemplares y su longitud (Tabla 5).

Machos: $\text{Ln}W = 1.032 + 1.789 \cdot \text{Ln}L$

Hembras: $\text{Ln}W = 0.443 + 0.679 \cdot \text{Ln}L$

Estableciéndose así el valor de k para cada sexo como

Machos: $K = \frac{W}{2.806 \cdot L^{1.789}}$

Hembras: $K = \frac{W}{1.557 \cdot L^{0.679}}$

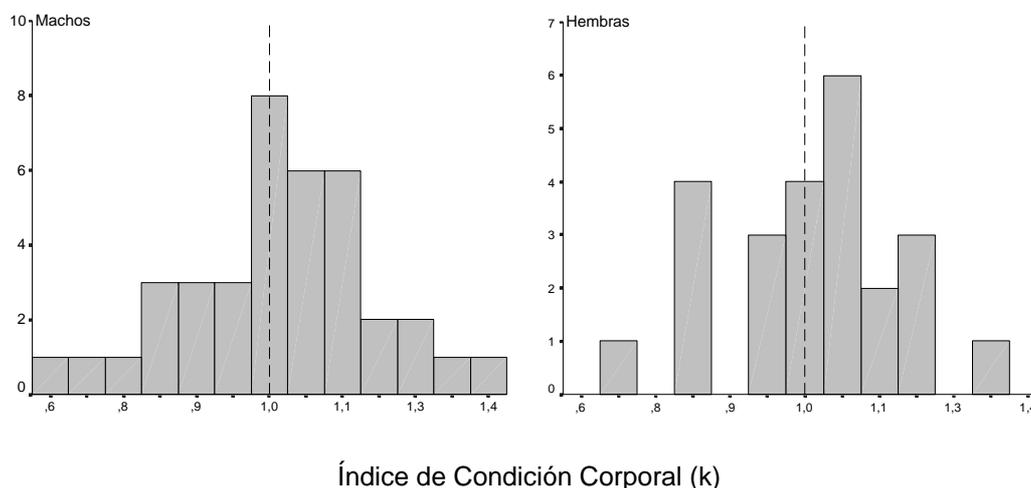
Las relaciones de alometría obtenidas permiten predecir valores perdidos en el caso de todas las variables lineales medidas.

Tabla 5. Relaciones dependientes entre las diferentes variables biométricas. Todas las relaciones responden al modelo $y= a+b \cdot x$. Se indica el valor de $F(\text{ANOVA})$ así como el valor de la significación (p).

Variables		a	b	r	n	F	p
Independiente	Dependiente						
CC	C	54,36	0,430	0,408	43	8,391	0,006
		67,92	0,385	0,401	25	4,587	0,043
CC	L	51,76	1,436	0,829	40	85,76	0,001
		69,38	1,38	0,846	24	58,08	0,0001
C	L	352,46	1,371	0,851	40	102,81	0,0001
		328,27	1,423	0,827	24	49,827	0,0001
P	CC	277,34	1,949	0,346	42	5,56	0,023
		171,80	3,255	0,661	23	17,073	0,001
CC	Ln W	-1,44	$4,11 \cdot 10^{-3}$	0,468	41	11,227	0,002
		-0,387	$1,29 \cdot 10^{-3}$	0,176	24	0,736	0,4
L	Ln W	-1,442	$2,62 \cdot 10^{-3}$	0,404	37	7,04	0,012
		-0,5	$1 \cdot 10^{-3}$	0,241	23	0,241	0,257

Respecto a los machos la relación parece ser suficiente y puede ser utilizada para determinar en el futuro la condición física de los individuos y establecer las correlaciones con parámetros de carácter estacional o fenológicos (Fig. 6).

Figura 6. Distribución de los valores de condición corporal a partir del índice calculado para los ejemplares de garduña medidos.



Por lo que respecta a las relaciones entre las diferentes dimensiones de las huellas y las medidas corporales de cada ejemplar en el caso de las hembras sólo se pudo encontrar unas pocas relaciones significativas. La longitud del cuerpo CC sólo se puede predecir a partir de la longitud de la almohadilla plantar anterior LAPA ($r= 0,544$; $p= 0,007$; $n= 23$), mientras que la longitud del pie posterior P puede predecirse mediante regresión lineal a partir de LAPA ($r= 0,579$; $p= 0,004$; $n= 23$) y de la longitud de la huella posterior LHP ($r= 0,577$; $p= 0,001$; $n=28$). En el caso de los machos las relaciones de regresión lineal fueron más numerosas, tal y como se expresa en la Tabla 6.

Tabla 6. Relaciones dependientes significativas entre las medidas de las huellas y las variables biométricas para machos y hembras de garduña. Todas las relaciones responden al modelo $y=a+b \cdot x$. Se indica el valor de $F(ANOVA)$ así como el valor de la significación (p).

Variables		a	b	r	n	F	p
Independiente	Dependiente						
Hembras							
LAPA	CC	311,32	6,02	0,544	23	8,847	0,007
	P	52,23	1,37	0,579	23	10,567	0,004
LHP	P	50,00	0,76	0,577	28	12,995	0,001
Machos							
LDMA	CC	355,52	8,12	0,502	34	10,799	0,002
	LT	574,57	10,99	0,493	31	9,314	0,005
	P	73,09	1,00	0,484	34	9,807	0,004
LPu	P	47,32	0,85	0,613	31	17,476	0,0001
AAPP	CC	338,42	5,14	0,458	34	8,505	0,006
	LT	539,18	7,55	0,484	31	8,875	0,006
	P	67,35	0,81	0,559	35	15,026	0,0001
LAPP	LT	575,42	6,12	0,525	31	11,021	0,002
LDMP	P	68,89	1,33	0,462	35	8,935	0,005
ADMP	P	72,03	1,95	0,472	34	9,448	0,004

3.4 Discusión

3.4.1 Estructura de la población

Existe poca información sobre la estructura de edad de las poblaciones de garduña, tanto en la Península Ibérica como en el resto de su rango de distribución. Los pocos trabajos proceden del centro de Europa, donde Stubbe (1968) establece una proporción del 59% de individuos clasificados como juveniles (<2 años), Habermehl & Röttcher (1967) un 86%, Krüger (1991) establece un 55% de animales de entre 6 y 10 meses, y Lachat (1993a) en Suiza un 58% de los animales capturados como juveniles. Sin embargo, el trabajo más importante en cuanto al tamaño de la muestra corresponde al realizado en Suiza por Baumann (1989) a partir de 821 animales cazados, atropellados o encontrados muertos, donde el 61% tenía menos de 1 año. Los resultados obtenidos de las garduñas del NE ibérico establecen valores similares con más de la mitad de la población en esta clase de edad. En el resto de especies del género la proporción de jóvenes se encuentra en este rango, tanto en la marta europea *M. martes* (Schmidt 1943; Rossolino & Pavlinov 1974; Marchesi 1989; Drillon & Stahl 1997), como en *M. americana* (Clark et al. 1987; Strickland & Douglas 1987; Clark et al. 1989; Aune & Schladweiler 1997) y en *M. pennanti* (Berg & Kuehn 1994). Las oscilaciones en la proporción de juveniles en las poblaciones de *Martes* se ven afectadas por la presión de captura, siendo más elevada en aquellas zonas donde se ve sometida a una captura continua (Clark et al. 1987; Berg & Kuehn 1994). La extracción de individuos elimina la competencia permitiendo a las clases de edad juvenil acceder mejor a los recursos, respondiendo la población a esta tasa de captura. En nuestro caso, la proporción obtenida sería típica de estas situaciones. Si bien la garduña no es una especie cinegética en la zona de estudio, sufre con cierta frecuencia pérdidas por captura ilegal con el pretexto de realizar un control de depredadores en las áreas de caza menor y de la que no se disponen de datos por resultar muy difícil acceder a esos animales. A esta causa se han de añadir las muertes producidas por atropellos en las carreteras (Ruiz-Olmo 1988; Ruiz-Olmo 1995b), aunque debido a la facilidad de encontrarlos sesga seguramente las proporciones reales.

Respecto a la edad máxima registrada para las garduñas, a partir de unos pocos trabajos, está entre los 8-10 de registrados por Habermehl & Röttcher (1967) y los 13 años de Baumann (1989). En otras especies del género, las edades máximas en animales salvajes son muy similares (Strickland & Douglas 1987; Clark et al. 1987; Marchesi 1989; Aune & Schladweiler 1997). En nuestro caso la edad máxima registrada de 5 años debe ser originada por el reducido tamaño de la muestra. Este dato no parece afectar a la esperanza de vida de las garduñas al nacer en la zona de estudio, inferior a los 3 años en ambos sexos, similar a los resultados del amplio trabajo de Baumann (1989).

Respecto a la proporción de sexos encontrada es habitual en la especie una mayor presencia de machos en la muestra (Stubbe 1968; Nicht 1969; Rasmusen et al. 1986), aunque otros trabajos (Baumann 1989; Lachat 1993a), la proporción tiende a equilibrarse a 1:1, como

también en nuestro caso, pero nunca el número de hembras supera al de machos. Este dato se repite en la mayoría de especies del género (Lampio 1951; Newby & Hawley 1954; Francis & Stephenson 1972; Aune & Schladweiler 1997), y podría estar relacionado con la mayor capturabilidad de este sexo debido al mayor dominio vital de estos y a su mayor movilidad (Powell 1979b; Marchesi 1989; Lachat 1993a). Hay que añadir la atención de las hembras a las crías durante la etapa de desarrollo de éstas (Labrid 1986; Libois 1991; Jones et al. 1997; Henry et al. 1997) y su menor presencia en el rango del dominio vital al concentrar su actividad en los lugares de cría. Los cambios en la proporción de sexos a lo largo del año con una mayor presencia de machos en los meses de primavera tal y como se observa en la Figura 4 demostraría este último punto. El uso del valor de la proporción de sexos en las poblaciones de especies del género y en los modelos predictivos en los que ha sido utilizada (Douglas & Strickland 1987; Berg & Kuehn 1994; Aune & Schladweiler 1997) no parece aconsejable debido al sesgo en el origen de las muestras.

3.4.2 Comparación de dimensiones entre poblaciones de Europa

La caracterización biométrica de la garduña en el NE de la Península Ibérica no parece diferir de las medidas de otras poblaciones más septentrionales. Así, tal y como se puede apreciar en la Tabla 6 y con los pocos trabajos publicados al respecto, las garduñas del NE de la Península Ibérica analizadas tienen una talla intermedia. El peso máximo de 1910 g en los machos no supera el encontrado en algún ejemplar en Suiza (Marchesi 1989; Lachat 1993a) ni los mínimos de Mongolia (Chotolchu et al. 1980). Lo mismo podemos decir de las hembras que no fueron de las más pesadas, frente a las de Suiza que fueron las más pesadas de nuevo, aunque sí se obtuvo la hembra más pequeña.

Respecto a las medidas corporales longitudinales, existe un mayor número de trabajos disponibles aunque pocos expresan la media aritmética por lo que la baja calidad de estos datos hace difícil la comparación. Los machos de la Península parecen ser los más pequeños en cuanto a longitud corporal, con valores mínimos y máximos inferiores a cualquier otro de los trabajos, destacando los machos de garduña de Rusia y de la Península de Crimea como las de mayor talla (Heptner & Naumov 1974). Las hembras, por el contrario, aparecen entre las poblaciones de mayor tamaño sólo superadas por los ejemplares de Rusia (Heptner & Naumov 1974) y Suiza (Marchesi 1989; Lachat 1993a). A tenor de estos resultados, podríamos apuntar una ligera tendencia de la especie a cumplir la regla de Bergman en la que incrementa su tamaño con la latitud (Margalef 1974). La explicación a este hecho es compleja y de difícil comprobación con los datos disponibles y la heterogeneidad del origen de las muestras.

Así mismo, la elevada variabilidad obtenida en las hembras adultas ha impedido un cálculo adecuado del índice de condición corporal (Tabla 5), al obtener unas funciones de regresión longitud – peso no significativas. Uno de los posibles sesgos de esta función es la presencia de hembras gestantes o lactantes, con la consecuente influencia en el peso de este estado fisiológico. Para el cálculo de esta función estos individuos han de ser excluidos (Kruuk et al.

1987; Kruuk & Conroy 1991; Ruiz-Olmo 1995a). Si bien el estado de las hembras no parecía corresponder a estos momentos, la revisión posterior de algunos ovarios mediante corte histológico sí demostró la presencia de fecundación. El rápido deterioro de estos tejidos, sin embargo, no permitió en la mayoría de los casos comprobar la presencia de cuerpos lúteos y en otros no se pudo acceder a ellos por diferentes causas.

En la mayoría de especies de mamíferos, y en especial en los carnívoros, el dimorfismo sexual es típico (Ewer 1973), aunque entre las especies de mustélidos el género *Martes* es el menos dimórfico (Reig & Ruprecht 1989). Diferentes hipótesis han sido debatidas en la bibliografía para explicar esta diferenciación. Una de ellas intentaría explicar el mayor tamaño de los machos para reducir la competencia intersexual por los recursos alimenticios (Erlinge 1979; Powell 1982; Hedrick & Temeles 1989; Shine 1989), de forma que habría una repartición de éstos; otros estudios, por el contrario, niegan dicha hipótesis (Moors 1980; Ralls & Harvey 1985; Holmes & Powell 1994), siendo la repartición de recursos entre mustélidos una consecuencia del dimorfismo sexual producido por diferentes presiones selectivas: menores requerimientos energéticos en la hembra durante la reproducción por ejemplo, y mayores tallas en los machos debido a la lucha entre ellos. En el caso de las garduñas del NE Ibérico, las diferencias en la dieta entre ambos sexos no difirió en general (ver capítulo 7). En el caso que estamos analizando, si bien los machos son mayores, las diferencias son mínimas debido al mayor tamaño de las hembras. La presencia de otras especies competidoras como el gato montés, la gineta, la marta, el turón y el visón europeo, pueden haber influido en el desplazamiento de caracteres, reduciendo los márgenes de variación. La diversidad de especies de carnívoros y otros depredadores en el NE Ibérico puede haber influido en esta reducción del dimorfismo. Siguiendo a Dayan & Simberloff (1994) los sexos de cada especie tenderían a comportarse como morfoespecies, por lo que, en comunidades de carnívoros más diversas, el dimorfismo se reduciría. El resultado que encontramos aquí podría ser reflejo de la composición de la comunidad. En los ambientes insulares, como la isla de Menorca, la reducción de especies ha sido una de las causas del elevado dimorfismo detectado en la marta *M. m. minoricensis* (López-Martín et al. 1998b) y que ha sido también detectado en otras poblaciones de *Martes* (Giannico & Nagorsen 1989).

Tabla 6. Dimensiones medias y rangos de garduñas extraídas de diferentes referencias. El peso se expresa en gramos y las longitudes en mm. CC, Longitud cabeza cuerpo; C, longitud de la cola.

Localidad	MACHOS						HEMBRAS						Referencia
	Peso	CC	C	Pie	Oreja	N	Peso	CC	C	Pie	Oreja	N	
Alemania	1700-2000	450-500	250-270	80-100	-	-	1000-1500	400-440	230-250	75-90	-	-	Schmidt (1943)
Rusia	-	430-590	250-320	85-95	43-47	-	-	380-470	230-275	-	-	-	Heptner & Naumov (1974)
Pen. Crimea	-	465-510	300-325	94-95	43-47	-	-	470	275	-	41	-	
Mongolia	1180-1600	430-470	230-270	71-89	39-44	11	950-1500	390-430	205-240	70-80	34-41	6	Chotolchu et al. (1980)
Balcanes, Grecia	-	469,9 400-480	241,6 215-270	86,0 80-90	39,5 35-43	34	-	644,0 370-440	237,3 215-250	79,4 72-85	37,5 30-41	19	Douma-Petridou (2000)
Suiza	1675 1260-2050	464,2 440-480	246,3 215-282	82,7 79-86	-	16	1279 1068-1550	437,5 395-472	229,9 200-251	77,5 73-82	-	26	Marchesi (1989) y Lachat (1993a)
NE Península Ibérica	1574 1300-1910	450,4 385-475	240,3 135-260	84,2 78-94	39,1 34-42	32	1215 800-1500	424,9 390-455	233,2 180-270	78,8 71-85	37,3 31-41	21	Trabajo actual

CAPÍTULO 4

CRANEOMETRÍA Y ESTRUCTURA POBLACIONAL DE LA MARTA EN MENORCA Y EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

4 CRANEOMETRÍA Y ESTRUCTURA POBLACIONAL DE LA MARTA EN MENORCA (*MARTES MARTES MINORICENSIS*) Y EN LA PENÍNSULA IBÉRICA (*M.M.MARTES*).60

4.1	INTRODUCCIÓN	60
4.2	ÁREA DE ESTUDIO	62
4.3	MATERIAL Y MÉTODOS	64
4.4	RESULTADOS	67
4.4.1	<i>Proporción de sexos y estructura de edades de la población de Menorca</i>	67
4.4.2	<i>Tamaño craneal</i>	68
	Menorca.....	68
	Península Ibérica	68
4.4.3	<i>Diferencias entre poblaciones</i>	72
4.4.4	<i>Dimorfismo sexual</i>	75
	Menorca.....	75
	Península Ibérica	75
4.4.5	<i>Anomalías de la dentición</i>	77
4.5	DISCUSIÓN	78

4 CRANEOMETRÍA Y ESTRUCTURA POBLACIONAL DE LA MARTA EN MENORCA (*MARTES MARTES MINORICENSIS*) Y EN LA PENÍNSULA IBÉRICA (*M.M.MARTES*).

4.1 INTRODUCCIÓN

Podemos encontrar poblaciones de marta en diferentes islas del Mediterráneo Occidental: Sicilia, Elba, Cerdeña, Mallorca y Menorca (Corbet 1978; Mitchell-Jones et al 1999; López-Martín 2002). Su presencia, alejada de su área de distribución natural, parece responder a la introducción por parte del hombre, al quedar descartada su separación con el movimiento de las subplacas que originaron las islas (Alcover 1982). Las poblaciones continentales se distribuyen desde la Cordillera Cantábrica a través del Pirineo y por toda Europa (Mitchell-Jones et al 1999; López-Martín 2002), mostrando cierta variabilidad (Reig 1989; Reig 1992).

El efecto de la insularidad en las poblaciones animales ha sido estudiado por parte de diversos investigadores (Alcover 1982; Dayan & Simberloff 1994; Case 1978). Más aún si tenemos en cuenta las relaciones ecológicas y las consecuencias que tienen los cambios, tanto en la diversidad de especies en ambientes insulares como en las nuevas adaptaciones que sufren las poblaciones de éstas, y el cambio en las comunidades.

De estas poblaciones, sólo la marta de Menorca ha sido descrita como una subespecie diferente *M. m. minoricensis* a partir de 12 cráneos (Alcover et al. 1986). Según este estudio, la marta menorquina es más grande que las encontradas en el continente, aunque los resultados deberían ser considerados con reservas, ya que no fueron discriminados por sexos ni por edades. Este mayor tamaño parece confirmarse posteriormente en Reig (1989), en su comparación de las diferentes poblaciones europeas de la especie, remarcando el dimorfismo sexual como una característica propia de la especie, aunque no aporta nuevos datos de la población menorquina. Por lo tanto, no existen datos relativos al dimorfismo sexual de esta población, ni una caracterización adecuada de la subespecie. Este mayor tamaño podría responder a fuertes presiones adaptativas ante un nuevo ambiente, a las diferentes relaciones de competencia, al efecto fundador o al aislamiento genético, que pueden interactuar promoviendo divergencias evolutivas, tanto en las variables fenotípicas como en el genotipo (Nagorsen 1994). Estos efectos han sido estudiados en diferentes especies. Entre los mustélidos, Lomolino (1985) formula una regla que predice un cierto grado de gigantismo en las especies pequeñas de la familia Mustelidae. Sin embargo, Nagorsen (1994) introduce una

cierta variabilidad a la regla, al tener en cuenta variables como el grado de aislamiento de la isla, la estructura de la comunidad, y la disponibilidad de alimento. Por otro lado, el dimorfismo sexual en ciertos mustélidos (como *Martes americana*), tiende a hacerse más extremo en las poblaciones insulares (Nagorsen 1994), aunque en algunos casos se puede dar el efecto contrario (Holmes & Powell 1994).

La marta de Menorca se encuentra en una zona totalmente mediterránea con ausencia de competidores de su clase. Ante esta situación esperamos tamaños diferentes a los de la Península y una segregación de sexos a partir de un elevado grado de dimorfismo.

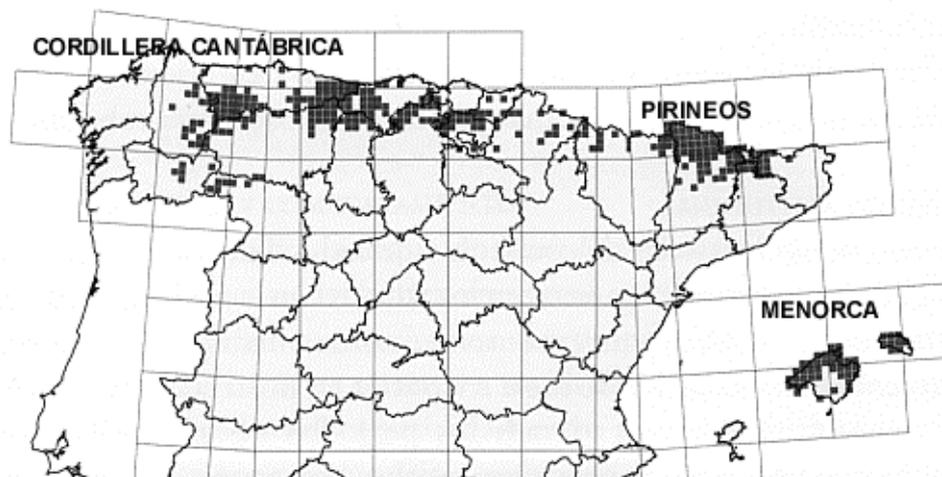
A partir de 47 nuevos ejemplares procedentes de diferentes años, se intentarán describir las medidas craneales, con la intención de establecer las características de la población de Menorca segregadas por sexos, y también el grado de dimorfismo sexual, así como comentar las hipótesis existentes sobre el mayor tamaño de la población menorquina y sobre las causas del dimorfismo sexual en mustélidos, con un énfasis en la insularidad de la población. Se utilizaron 26 medidas craneométricas: 13 craneales, 10 dentales y 3 mandibulares. Con la finalidad de establecer diferencias con la población de martas continental más cercana geográficamente, se realizó el mismo análisis a 95 ejemplares de marta de la Cordillera Cantábrica y Pirineos. Por lo tanto, en este capítulo se establece también las principales medidas e índices craneométricos de dicha población.

4.2 ÁREA DE ESTUDIO

La isla de Menorca tiene una superficie de 689 km² y forma parte del archipiélago Balear ocupando la posición más meridional de éste (Fig. 1). Desde el punto de vista geográfico y geológico la isla está dividida en dos sectores: Migjorn y Sa Tramuntana. El primero consiste en un altiplano calcáreo, muy parecido a otras comarcas baleáricas. El segundo, de origen Paleozoico y Mesozoico, es silíceo y está compuesto por relieves suaves, ondulados y bien articulados. El relieve de la isla es suave, con una altitud máxima de 350 m (Monte Toro).

En la zona de Sa Tramuntana, comprendida entre los puertos de Ciutadella y Maó, el clima es estrictamente mediterráneo, con precipitaciones moderadas (500-600 mm), una temperatura media que supera ligeramente los 17° C y una amplitud térmica anual cercana a los 14° C. A destacar la frecuencia e intensidad de los vientos de componente norte y noreste, principalmente en invierno.

Figura 1. Área de estudio, a partir del área de distribución de la marta en España (López-Martín 2002).



La costa de Sa Tramuntana posee un gran interés faunístico, especialmente entre su comunidad de aves marinas (*Puffinus diomedea*, *P. puffinus mauritanicus*, *Phalacrocorax aristotelis*, etc.). Entre las aves rapaces destaca la presencia continua de *Falco peregrinus*, *F. eleonora*, *Milvus milvus*, *Neophron pernocterus* y esporádicamente *Pandion haliaetus*. Durante las fases migratorias aumenta la diversidad de la ornitofauna, con especial interés en las pequeñas zonas húmedas como la Albufera donde diferentes especies de Ardeidas y Anátidas la usan como escala en sus migraciones. Pese a todo, la composición faunística destaca por la baja diversidad debido a su condición de isla, pese a ser un punto importante del Mediterráneo como paso migratorio de aves. En cuanto a los carnívoros sólo encontramos la comadreja (*Mustela nivalis*) como posible competidor natural y el gato cimarrón (*Felis catus*). La isla es fuente de endemismos, la mayoría extintos con la llegada de las primeras poblaciones

humanas (Alcover 1982). Actualmente destaca entre los mamíferos la presencia de *Crocidura suaveolens balearicus*.

El paisaje y la vegetación han sido modelados por la población humana a través de los usos agrícolas y ganaderos. Destacan las zonas boscosas del centro y noroeste de la isla, donde la especie es más abundante (Clevenger 1991), compuestas originariamente por *Ciclamini-Quercetum illicis typicum*, y reemplazadas total o parcialmente por formaciones de pino de halepo *Pinus halepensis*. En general podemos destacar la presencia de una máquia más o menos fragmentada por los hábitats agrícolas de secano.

El material de comparación tiene su origen en las poblaciones de la Cordillera Cantábrica y Pirineos. La descripción de estas zonas secundarias queda explicado en el capítulo 2.

4.3 MATERIAL Y MÉTODOS

A lo largo de la década de los años 80, se recuperaron 47 cadáveres de marta sin piel, procedentes de la isla de Menorca, todos ellos pertenecientes a la subespecie *M. martes minoricensis*. Los cuerpos, fijados en formol al 10%, fueron sexados a partir de los caracteres externos e internos (27 machos y 20 hembras). Los cráneos limpios y clasificados, están depositados provisionalmente en la colección del Departamento de Biología Animal de la Universidad de Barcelona.

De cada uno de los cráneos se extrajo el canino inferior izquierdo para calcular la edad de cada ejemplar en años. Dicha pieza fue descalcificada con RDO® (Rapid Decalcifier, USA), durante un máximo de 48 horas, hasta que se comprobó la ausencia de compuestos cálcicos. Una vez descalcificada la pieza dental, se obtuvieron mediante criotomo, cortes longitudinales de la parte central de la raíz, que posteriormente fueron teñidos con hematoxilina de Erlich e incluidos en DPX para observar al microscopio óptico las líneas de crecimiento del cemento (Douglas & Strickland 1987; Calzada et al. 1994b). Se asumió que una línea de cemento correspondía a un año, considerando que se formaba durante el invierno (Grue & Jensen 1979), por tanto se asumió que los ejemplares con sólo una línea o ninguna eran ejemplares de la clase de edad juvenil (el primer anillo de cemento se forma durante el primer invierno). La identificación de dichas líneas fue establecida de manera independiente por dos personas.

Como material de comparación de la población continental más cercana, se midieron los ejemplares de marta procedentes de la Península Ibérica incluidos en la colección del Museo de Ciencias Naturales del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) en Madrid. Un total de 151 cráneos fueron medidos para las mismas variables que los anteriores. La edad absoluta no pudo ser estimada a través de las líneas de cemento, al no poder disponer de las piezas dentarias, por lo que fue necesaria la clasificación en función de otras variables para poder extraer los individuos adultos: fecha de captura, grado de osificación (suturas craneales), desgaste dental y grado de formación de la cresta sagital. Se crearon 3 categorías siguiendo las recomendaciones de Reig (1989):

Cat.	Descripción
0	Capturados en invierno, tienen menos de 6 meses. Sin desarrollo de cresta y porosidad de la superficie craneal
1	Capturado después del invierno, entre 6 y 12 meses. Ausencia de cresta sagital.
2	Inicios de cresta sagital, más de 12 meses

Se utilizaron sólo los animales de la clase 2 como individuos adultos

Según la clasificación que constaban en esta colección 31 cráneos fueron hembras, 73 machos y de 47 no constaba el sexo. Así mismo, se observaron ciertos ejemplares que podrían estar

mal clasificados debido a tener valores extremos muy alejados y ciertos indicios de estar mal sexados (9 hembras y 3 machos).

Se tomaron datos de 25 medidas (12 craneales, 10 dentales y 3 mandibulares) de cada ejemplar, con la ayuda de un calibre digital Mitutoyo© con un error de 0,1 mm, tal y como quedan reflejadas en la Figura 2. Los nombres y abreviaturas de las medidas siguen las recomendaciones de Von den Driesch (1976). Para cada población (Menorca y Península Ibérica) los valores fueron agrupados por sexos y comparadas mediante ANOVA si cumplían las condiciones de normalidad (Kolmogorov-Smirnov), sólo considerando los ejemplares adultos de la muestra. Se calcularon para cada ejemplar los valores de 10 índices craneales y los valores medios comparados entre sexos y para el mismo sexo entre las dos poblaciones (ANOVA). Las variaciones entre los machos y hembras fueron resumidas mediante el análisis de componentes principales. Los tres vectores principales fueron extraídos de las matrices de correlación derivadas de las 25 variables. Se utilizó la matriz de correlaciones en vez de la matriz de varianzas - covarianzas debido a que la primera mide las variaciones estandarizadas y no está afectada por las posibles desigualdades entre varianzas que se dan en las matrices de datos con variables de diferente valor absoluto. Los coeficientes del cálculo de las puntuaciones en las componentes fueron utilizados para determinar la contribución de cada variable a los tres vectores. Los valores de las puntuaciones de los dos primeros componentes o factores fueron proyectados en gráficos bidimensionales. A la vez que se medían los cráneos de los individuos de las dos poblaciones se anotaron las anormalidades en cuanto a la dentición (número y posición).

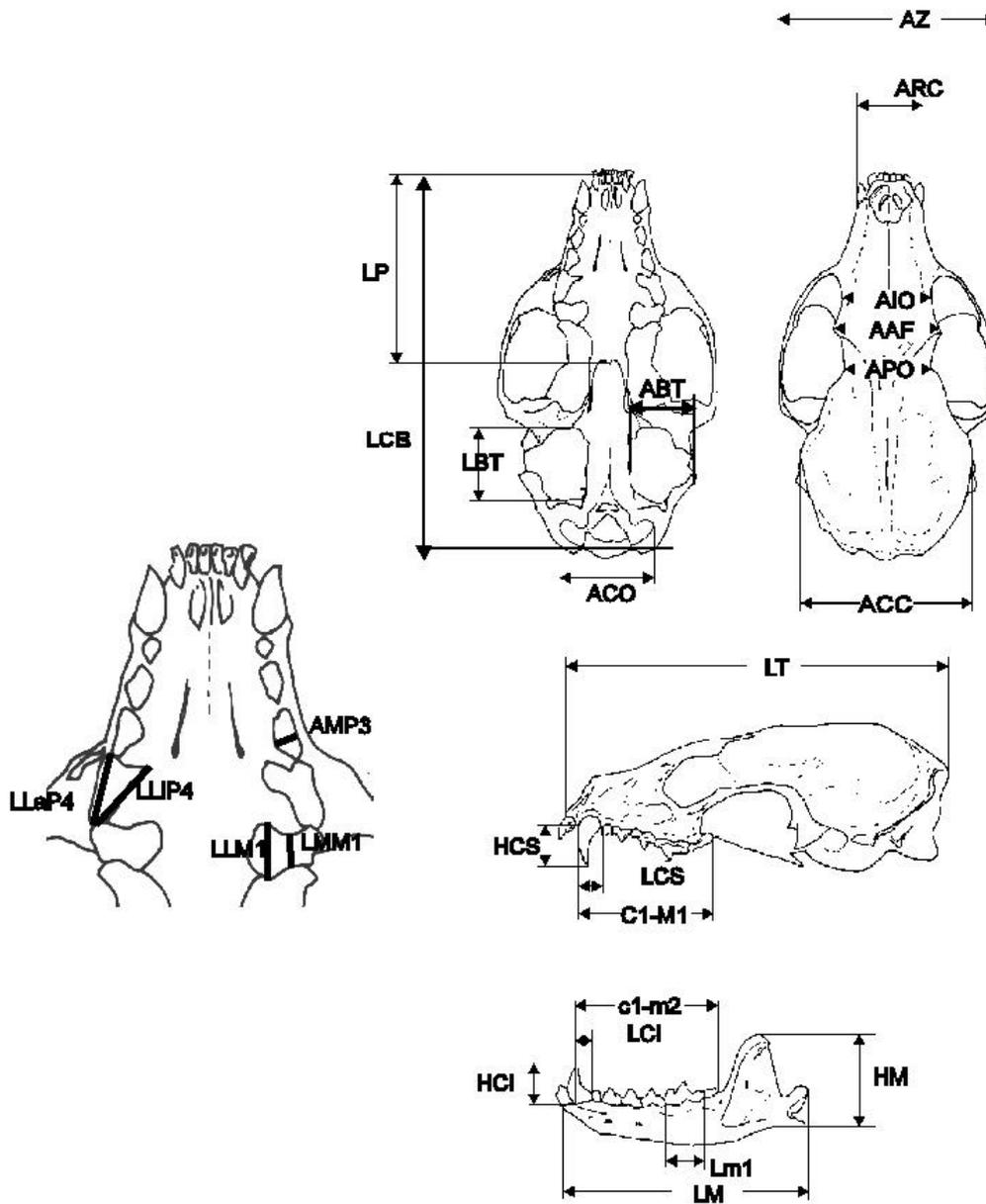
Para evaluar el grado de dimorfismo sexual entre variables se utilizó el índice de variación porcentual %ID (Rossolino & Pavlinov 1974):

$$\%ID = \left(\frac{\bar{x}_m - \bar{x}_h}{\bar{x}_h} \right) \cdot 100$$

Además se analizó el dimorfismo de los ejemplares adultos mediante análisis multivariante. De unos pocos individuos, no fue posible disponer de todas las medidas, estimándose estos valores a partir de la regresión múltiple obtenida con el paquete estadístico SPSS 9.0.1. Sólo en algunos casos con muy pocas medidas disponibles, no fue posible calcular dichos valores. El análisis de componentes principales, calculado con la inclusión de las 25 variables, determinó la variabilidad, y la dispersión de los valores. Mediante el análisis discriminante utilizando la distancia de Mahalanobis (D^2), se obtuvieron la distribución por sexos de los ejemplares y los valores de los centroides hallados mediante MANOVA de una cola. De forma alternativa, se calculó el valor de Tamaño de cada sexo de cada una de las dos poblaciones fue también medido utilizando la suma de las medias de las 25 variables ($\sum \bar{x}_i$); las diferencias entre los valores se utilizó también como medida de dimorfismo sexual (McGillivray 1985; McGillivray & Johnston 1987).

Para las martas mal clasificadas o indeterminadas procedentes del Museo Nacional de Ciencias Naturales se calculó una función discriminante inicial que permitió reclasificar dichos animales de forma adecuada. Una vez incluidos de nuevo en el análisis la función discriminante definitiva fue realizada.

Figura 2. Esquema de la localización de las diferentes variables obtenidas de los cráneos.

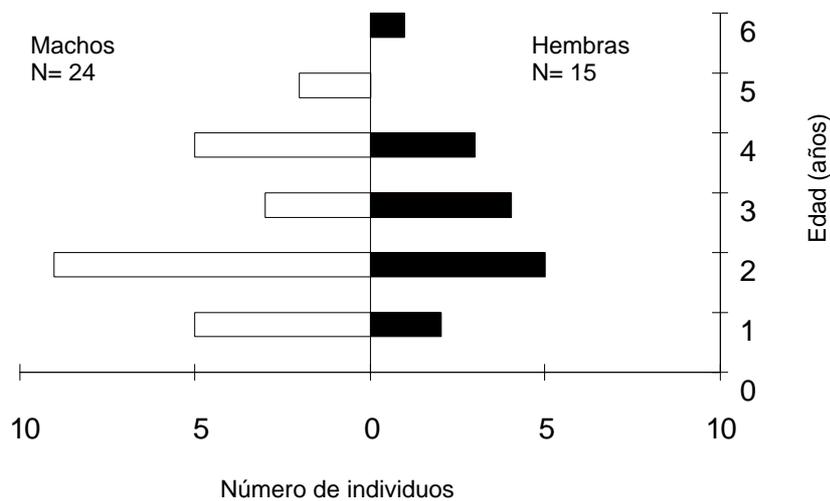


4.4 RESULTADOS

4.4.1 Proporción de sexos y estructura de edades de la población de Menorca

La proporción de sexos no difirió estadísticamente de la proporción 1:1 (χ^2 : 1,042 g.d.l. =1; $p < 0,05$) para todos los ejemplares. La distribución gráfica por edades y sexos dibuja una pirámide truncada por la base, con una baja proporción de ejemplares de la categoría juvenil ó 0+ en la muestra, 5 ejemplares machos y 2 ejemplares hembras (Fig. 3). La edad máxima encontrada fue de 6 años en una hembra.

Figura 3. Distribución de las frecuencias de edad de los ejemplares con edad estimada respecto al sexo.



4.4.2 Tamaño craneal

Menorca

Los ejemplares adultos medidos procedentes de la isla de Menorca permitieron establecer por primera vez las medias por sexos de las principales variables craneométricas, para 21 machos y 17 hembras (Tabla 1), así como los 10 índices que se derivaron. Las medias extraídas para las hembras resultaron siempre significativamente menores que los obtenidos de los machos ($p < 0,05$) (Tabla 1), excepto la anchura de la caja craneal (ACC).

Se pueden establecer diversas relaciones de dependencia a partir de estos datos, lo que permite la discriminación entre sexos para los individuos adultos, y a la vez permite encontrar valores perdidos (Fig. 4)

Los índices craneométricos casi no mostraron diferencias entre ambos sexos manifestando un paralelismo en las relaciones, excepto en LM/LCB que fue mayor en los machos ($p < 0,05$), mostrando un mayor desarrollo mandibular respecto a la tamaño general del cráneo.

Península Ibérica

Respecto a los ejemplares adultos de marta de la Península Ibérica se midieron 67 machos y 28 hembras, midiéndose las mismas variables que en las martas de Menorca, y calculándose los mismos índices craneales (Tabla 2). Todas las medidas mostraron diferencias significativas entre machos y hembras (ANOVA; $p < 0,005$). Así mismo, se establecieron relaciones de dependencia entre las diferentes variables de forma significativa ($p < 0,05$). A diferencia de las martas de Menorca estas no fueron tan discriminantes entre sexos (Fig. 4). De forma similar a las martas de Menorca, los índices calculados mostraron pocas diferencias entre los valores medios, siendo máximo en LM/LCB.

Figura 4. Relación entre la longitud de la mandíbula (LM) y la longitud condilobasal (LCB) para machos ($p < 0,001$) y hembras ($p < 0,001$) de Menorca y de la Península Ibérica MNCN.

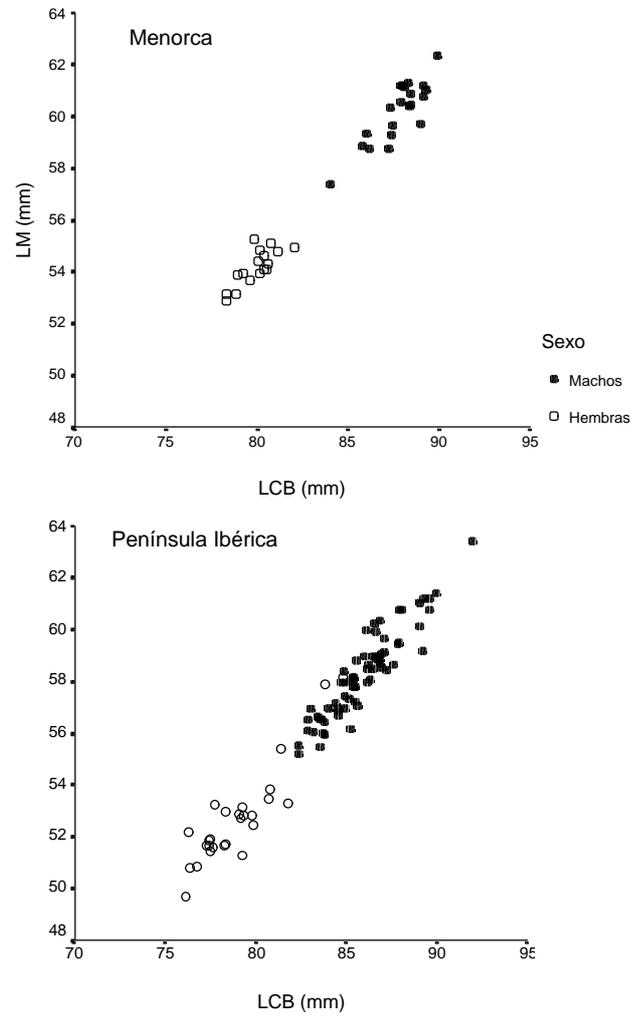


Tabla 1. Resumen de las 25 variables medidas en los 40 cráneos de marta de Menorca clasificados como adultos por sexos, así como el porcentaje de dimorfismo para cada una y el valor del estadístico F de las variables significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Variable	Machos			Hembras			F	%ID
	Media	D _{Std}	N	Media	D _{Std}	N		
LCB	87,76	1,38	21	79,95	1,00	17	356,13	9,77
LT	90,90	1,61	21	82,83	1,37	17	252,13	9,74
LP	46,16	1,21	21	41,68	1,64	17	93,84	10,75
LBT	19,52	0,59	22	18,67	0,40	17	26,22	4,55
AZ	51,65	2,78	21	47,44	1,81	17	28,88	8,87
ARC	17,57	0,60	21	16,06	0,64	17	55,63	9,40
AAF	24,72	1,15	21	23,38	0,87	17	15,89	5,73
AIO	20,68	0,73	21	18,97	0,56	16	60,26	9,01
APO	19,24	0,71	21	18,19	0,85	16	16,79	5,77
ACC	36,44	1,71	21	35,58	1,21	17	n.s.	2,42
ACO	19,51	0,30	21	18,57	0,45	17	58,64	5,06
LM	60,25	1,15	22	54,18	0,71	17	363,77	11,20
HM	26,66	1,03	22	22,84	0,84	17	155,25	16,73
C1-M1	37,06	1,56	22	32,55	2,44	17	49,53	13,86
c1-m2	38,59	0,96	22	34,95	1,01	17	130,69	10,41
LCS	4,79	0,17	22	4,29	0,20	17	67,24	11,66
HCS	9,88	1,11	22	8,65	1,36	17	9,57	14,22
AmP3	3,99	0,28	22	3,58	0,26	17	21,29	11,45
LLM1	6,89	0,68	22	5,87	0,27	17	34,00	17,38
LMM1	4,99	0,18	22	4,40	0,18	17	107,92	13,41
LLiP4	9,93	0,27	22	9,04	0,19	17	132,49	9,85
LLaP4	9,17	0,28	22	8,28	0,30	17	92,78	10,75
LCI	5,78	0,43	22	5,02	0,42	17	30,34	15,14
HCI	9,05	0,73	22	7,79	1,28	17	14,96	16,17
Lm1	10,59	0,26	22	9,47	0,28	17	164,96	11,83
Media %ID								10,61
LP/LCB	0,52	0,011	21	0,52	0,023	17	n.s.	
LM/LCB	0,68	0,007	21	0,67	0,004	17	21,82	
AIO/LCB	0,23	0,010	21	0,23	0,011	17	8,35	
AAF/LCB	0,28	0,006	21	0,29	0,008	17	n.s.	
APO/LCB	0,21	0,007	21	0,22	0,012	17	5,91	
ARC/LCB	0,20	0,005	21	0,20	0,007	17	n.s.	
AZ/LCB	0,58	0,027	21	0,59	0,019	17	n.s.	
C1-M1/LCB	0,42	0,017	21	0,40	0,029	17	4,91	
C1-m2/LM	0,64	0,010	21	0,67	0,064	17	n.s.	
LM1/LCB	0,12	0,003	21	0,11	0,011	17	n.s.	

Tabla 2. Resumen de las 25 variables medidas en los 95 cráneos de marta de la Península Ibérica clasificados como adultos por sexos, de los 10 índices, así como el porcentaje de dimorfismo para cada una y el valor del estadístico F de las variables significativamente diferentes $p < 0,05$.

Variable	Machos			Hembras			F	%ID
	Media	D _{Std}	N	Media	D _{Std}	N		
LCB	85,94	2,02	67	78,92	2,16	27	222,76	8,90
LT	87,19	2,18	67	79,81	2,28	26	208,61	9,25
LP	44,68	1,28	68	40,72	1,47	27	180,06	9,72
LBT	18,27	0,63	68	16,95	0,65	27	86,08	7,79
AZ	49,95	2,05	63	45,27	2,04	26	97,119	10,34
ARC	17,71	0,75	67	15,91	0,80	27	107,54	11,31
AAF	26,41	1,74	64	23,68	1,77	20	36,79	11,53
AIO	21,62	1,03	64	19,49	1,27	22	61,30	10,93
APO	19,55	1,44	64	18,54	1,03	23	9,36	5,45
ACC	36,91	1,20	64	35,27	0,85	26	39,96	4,65
ACO	20,24	0,67	68	18,94	0,72	27	68,96	6,86
LM	58,27	1,69	68	52,72	1,92	27	193,11	10,53
HM	26,26	0,97	68	23,45	1,00	27	160,24	11,98
C1-M1	32,33	0,89	68	29,41	0,87	27	209,53	9,93
c1-m2	37,16	1,33	68	33,97	0,88	27	129,91	9,39
LCS	4,81	0,27	68	4,29	0,30	27	63,78	12,12
HCS	10,80	1,08	68	9,55	1,01	26	26,47	13,09
AmP3	3,15	0,21	68	2,83	0,23	27	39,52	11,31
LLM1	6,47	0,35	68	5,68	0,35	27	96,31	13,91
LMM1	4,58	0,22	68	4,13	0,23	27	78,68	10,90
LLiP4	9,77	0,34	68	8,81	0,37	27	155,28	10,90
LLaP4	8,93	0,35	68	8,15	0,33	27	97,73	9,57
LCI	5,34	0,33	67	4,84	0,33	27	43,16	10,33
HCI	10,28	0,83	64	9,04	0,89	27	40,62	13,72
Lm1	10,43	0,29	68	9,55	0,35	27	154,13	9,21
Media %ID								10,14
LP/LCB	0,52	0,01	67	0,51	0,01	27	5,117	
LM/LCB	0,67	0,01	67	0,66	0,02	27	24,11	
AIO/LCB	0,25	0,01	64	0,24	0,01	22	n.s.	
AAF/LCB	0,30	0,02	64	0,30	0,02	20	n.s.	
APO/LCB	0,22	0,02	64	0,23	0,01	23	n.s.	
ARC/LCB	0,20	0,01	66	0,20	0,01	27	7,02	
AZ/LCB	0,58	0,02	63	0,57	0,02	26	n.s.	
C1-M1/LCB	0,38	0,01	67	0,37	0,01	27	7,39	
C1-m2/LM	0,64	0,02	68	0,64	0,01	27	n.s.	
LM1/LCB	0,12	0,00	67	0,12	0,01	27	n.s.	

4.4.3 Diferencias entre poblaciones

Se encontraron diferencias entre sexos entre las dos poblaciones analizadas, de forma que de las 25 variables medidas, los valores medios fueron superiores significativamente en los machos de Menorca en 13 variables, y los machos de la Península sólo en 5 variables de forma significativa. Las variables que mostraron un pronunciado aumento en las martas insulares fueron todas las longitudinales, además de las dentales (Tabla 1 y 2). Las martas de la Península analizadas mostraron valores superiores en variables relacionadas con las anchuras apofisarias (AAF) e interorbitales (AIO), además de las anchura bicondilar (ACO) y las alturas de los colmillos superior (HCS) e inferior (HCI)

Respecto a las hembras, las diferencias fueron escasamente inferiores. Así, las hembras de Menorca obtuvieron valores medios significativamente superiores sólo en 10 variables, de las cuales siguen predominando las longitudinales y algunas relacionadas con las mandibulares y los arcos dentarios. Sin embargo, las hembras de marta de la Península mostraron valores medios superiores en 3 variables, la altura de la mandíbula HM, y las alturas de los caninos (HCS y HCI).

Las diferencias en cuanto a la forma del cráneo y las relaciones de morfometría se reflejan en los índices craneales calculados y en algunas de las alometrías entre variables (Tabla 3).

Tabla 3. Valores de *F* y significación de los valores de los 10 índices calculados por sexos y entre las dos poblaciones.

	MACHOS		HEMBRAS	
	F	p	F	p
LP/LCB	6,042	0,016	1,484	0,230
LM/LCB	16,715	0,0001	6,448	0,015
AIO/LCB	132,731	0,0001	120,109	0,0001
AAF/LCB	311,575	0,0001	143,910	0,0001
APO/LCB	4,324	0,041	2,782	0,104
ARC/LCB	11,434	0,001	0,128	0,722
AZ/LCB	1,768	0,187	10,372	0,003
C1-M1/LCB	337,225	0,0001	35,767	0,0001
C1-m2/LM	0,335	0,564	0,005	0,945
LM1/LCB	0,983	0,324	4,485	0,040

En cuanto a los índices, tanto en los machos como en las hembras de Menorca los valores relativos fueron significativamente superiores a los de la Península en aquellos que describían un desarrollo de la parte masticadora de la boca respecto a la longitud del cráneo (Tabla 3). Mientras que las medidas que describieron una anchura relativa mayor fueron significativamente mayores en los machos y hembras de la Península.

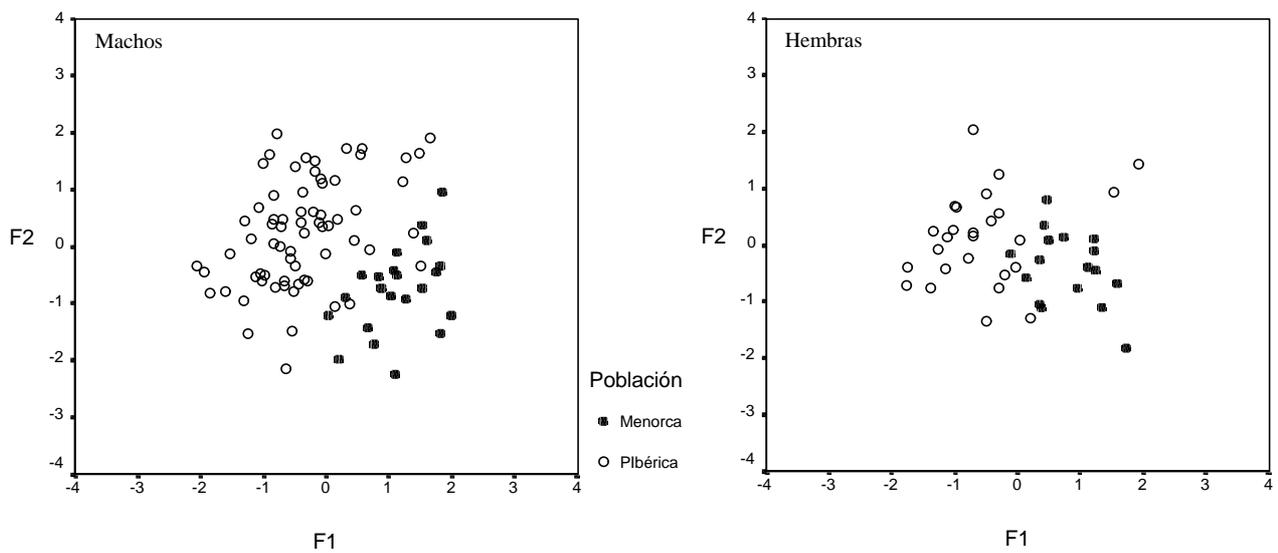
Mediante el análisis de componentes principales los primeros dos factores (F1 y F2) explicaron un 46,3% de la varianza de los 88 machos y un 47,3% de las 61 hembras (Tabla 4). Los valores de las 25 variables en los tres primeros factores extraídos fueron relativamente similares entre los dos sexos. Excepto APO, ACC, HCS y HCI en las hembras y ACO en los machos, el resto de las variables se correlacionaron positivamente con el Factor 1. Excepto las anchuras AAF, AIO, APO, ACC y ACO en los machos y APO y ACC en las hembras, los valores fueron moderadamente elevados. Este factor describiría un aumento de la longitud general del cráneo, a la vez que un estrechamiento de las anchuras orbitales y de ACO. Los valores de altura de los caninos HCS y HCI, fueron inversamente proporcionales a la longitud, hecho posiblemente relacionado con la edad y el desgaste dentario de estas piezas. En el Factor 2 mostró en los machos un dominio de las anchuras frente a los valores de las piezas dentarias, y en las hembras una relación inversa. El Factor 3, la variabilidad explicada fue inferior en los machos, con una dominancia de las correlaciones positivas de APO, ACC, LliP4 y LLaP4, además de las alturas de los caninos; mientras que en las hembras hubo una bipolaridad de variables positivas (LP, LliP4, LLM1, HCS y HCI) y variables negativas (AAF, ACO, AIO, APO).

Tabla 4. Valores de los factores de correlación de las 25 variables craneométricas con los tres primeros componentes principales extraídos de las matrices de correlación de 88 machos y 44 hembras de martas.

	Factor 1		Factor 2		Factor 3	
	M	H	M	H	M	H
LCB	0,823	0,806	0,294	0,278	0,083	0,011
LT	0,901	0,874	0,093	-0,102	0,029	0,040
LP	0,767	0,591	0,103	0,098	0,144	0,394
LBT	0,731	0,705	-0,155	-0,424	-0,130	0,243
AZ	0,692	0,733	0,351	-0,049	-0,122	-0,284
ARC	0,406	0,693	0,626	0,343	-0,085	-0,346
AAF	0,104	0,353	0,834	0,460	-0,138	-0,487
AIO	0,120	0,333	0,850	0,655	-0,112	-0,415
APO	-0,102	-0,047	0,051	0,258	0,448	0,048
ACC	-0,019	-0,054	0,152	0,232	0,610	0,532
ACO	-0,074	0,264	0,637	0,458	0,074	-0,412
LM	0,878	0,884	0,221	0,215	0,072	0,055
HM	0,566	0,493	0,272	0,454	0,107	-0,314
C1-M1	0,853	0,802	-0,362	-0,499	-0,220	-0,096
c1-m2	0,739	0,875	0,047	-0,171	0,103	-0,119
LCS	0,240	0,290	0,282	0,352	0,052	0,232
HCS	-0,334	-0,320	0,050	0,612	0,629	0,560
AmpP3	0,723	0,632	-0,471	-0,448	-0,119	0,374
LLM1	0,391	0,326	-0,351	0,074	0,229	0,616
LMM1	0,585	0,717	-0,341	-0,123	0,016	0,224
LLiP4	0,532	0,647	-0,116	0,191	0,441	0,410
LLaP4	0,515	0,520	-0,246	0,123	0,393	0,270
LCI	0,348	0,275	-0,401	-0,486	-0,070	-0,181
HCI	-0,462	-0,298	0,082	0,707	0,681	0,414
Lm1	0,563	0,438	-0,057	0,370	0,307	0,037
% Varianza	32,2	33,1	14,1	14,2	8,5	11,2

La representación gráfica de los individuos respecto a los dos primeros factores principales fueron similares para los dos sexos (Fig. 5), sin llegar a formar dos grupos totalmente diferenciados. Los machos de las poblaciones mostraron una distribución positiva con el alargamiento del cráneo (F1) y con el tamaño de las piezas dentarias (F2). En las hembras, las dos poblaciones se mostraron igualmente poco diferentes respecto a estos dos primeros factores, aunque las tendencias parecen diferentes, con una pendiente positiva en las hembras de la Península Ibérica y negativa en las de Menorca.

Figura 5. Disposición de machos y hembras de martas respecto a los dos primeros componentes principales.



4.4.4 Dimorfismo sexual

Menorca

Tras el análisis discriminante de las 25 variables, de 21 machos y 16 hembras adultas con todos los valores, se obtuvieron los centroides y la función canónica discriminante. El resultado mostraron una separación significativa de los dos sexos ($p < 0,00001$; F de Wilks = 0,048, gdl= 4). Las variables incluidas en la función discriminante permitieron clasificar el 100% de machos y hembras correctamente (Fig. 6):

$$\text{Variable Canónica} = -89,58 + 0,840 \cdot \text{LCB} - 0,20 \cdot \text{AZ} + 2,04 \cdot \text{LLiP4} + 1,946 \cdot \text{LMM1}$$

Dicha función calculó los centroides de los dos grupos, así como la distribución de los individuos respecto a los nuevos factores.

Con el análisis factorial de correspondencias se obtuvieron los valores de los dos factores principales, que explicaron el 70,1% de la variabilidad conjuntamente.

A partir de las medias de las variables se obtuvieron las diferencias entre sexos para cada variable utilizando el índice de variación porcentual %ID. Todas ellas fueron significativamente mayores en los machos que en las hembras (Tabla 1), con valores máximos que superan el 17%, y un valor medio para las 25 variables craneométricas utilizadas de 10,6%. Los índices de dimorfismo con diferencias significativas fueron mínimos para el valor de AAF y APO y máximos para LLM1, HM y HCI. En la muestra de Menorca, las variables con un marcado dimorfismo sexual (superior al valor medio) fueron todas las dentales y las del esplanocráneo, aunque las medidas con valores de F superiores son LM, LCB y LT (Tabla 1).

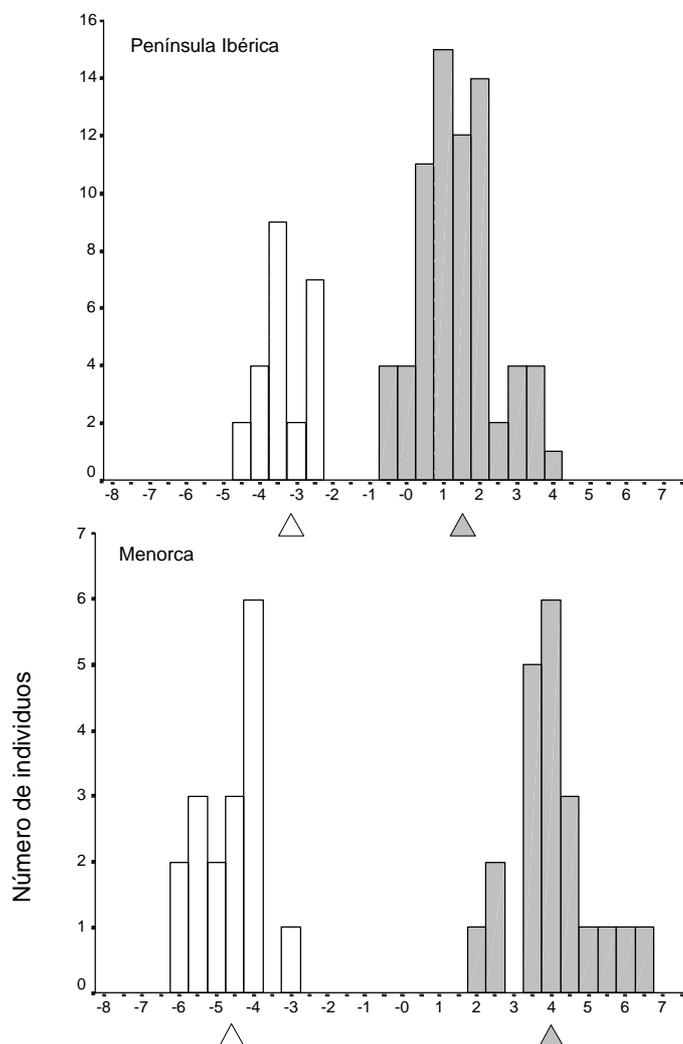
Península Ibérica

Respecto a los individuos de la Península Ibérica medidos se obtuvieron igualmente los centroides y la función canónica discriminante. El resultado mostró una separación significativa de los dos sexos ($p < 0,0001$; F de Wilks= 0,196; gdl= 4). En este caso la función que se derivó consiguió clasificar bien el 100% de los machos y sólo el 85,7% de las hembras (Fig. 6):

$$\text{Variable Canónica} = -43,67 + 0,576 \cdot \text{LCB} - 0,511 \cdot \text{C1_M1} + 1,351 \cdot \text{LCI}$$

Todas las variables también fueron significativamente mayores en los machos, con valores medios de variación algo inferiores a los de Menorca (%ID medio = 10,1) para las 25 variables analizadas. Las medidas con mayor dimorfismo fueron también las dentales, y a diferencia de las de Menorca, los caracteres relacionados con las anchuras del cráneo (AZ, ARC, AAF y AIO) y las que mostraron valores superiores de F fueron las longitudes LCB y LT, así como la serie dentaria inferior c1-m2, aunque el grado de dimorfismo no fue muy elevado para estos caracteres.

Figura 6. Frecuencias de la distribución respecto a la función canónica de los machos y hembras adultas, así como la posición de los centroides para las martas de la Península Ibérica y de las martas de Menorca medidas en este trabajo.



En las dos poblaciones encontramos, por tanto, diferencias significativas entre los dos sexos. Los machos son mayores que las hembras, siendo el dimorfismo sexual evidente en la Figura 6, donde no se mostró, en ninguno de los dos casos, solapamiento alguno. Esta figura sugiere también una diferenciación en las dos poblaciones en el grado de dimorfismo sexual. Así, la diferencia de tamaños entre sexos fue mayor en la población de la isla de Menorca, así como el grado de dimorfismo sexual %ID (Tabla 5).

Tabla 5. Medidas del índice de tamaño craneal y de dimorfismo sexual en las dos poblaciones de marta analizadas.

	Tamaño machos	Tamaño hembras	Diferencia	%ID
Península Ibérica	657,05	599,92	57,13	10,14
Menorca	671,76	612,23	59,93	10,61

4.4.5 Anomalías de la dentición

Para los individuos de la isla de Menorca se encontró la falta de alguna pieza dentaria en 13 individuos lo que constituyó un 27,3 % de la población analizada (n= 47), de los cuales 6 fueron machos (Tabla 6). En total mostraron la falta de 16 piezas. De estos casos, en 6 animales tuvieron una falta, con un ejemplar al cual se le detectaron 4 piezas ausentes. La pieza dental que más faltó fue el primer premolar superior, en 9 ocasiones.

Respecto a los individuos de la Cordillera Cantábrica y del Pirineo (Tabla 6), sólo en 17 ocasiones faltó alguna pieza dentaria, de los cuales 12 fueron machos, lo que constituyó un 11,25% de la población (n=151), siendo significativamente menor esta proporción respecto a los de Menorca ($\chi^2= 12,63$; $p < 0,001$). En 4 animales faltaban 2 dientes, siendo lo normal una falta (82,3%; n= 14). A diferencia de la muestra de Menorca el diente que más faltó fue el primer premolar inferior (66,6%; n= 21).

Respecto al lado del cual faltaron algunas de las piezas, en la población peninsular no hubo diferencias entre el lado izquierdo y derecho (11:9) ($p > 0,05$), sin embargo en la muestra de Menorca, el lado derecho presentó un número significativamente mayor ($p < 0,05$).

Tabla 6. Porcentaje de faltas de las diferentes piezas dentarias que fueron detectadas en las dos poblaciones de martas estudiadas.

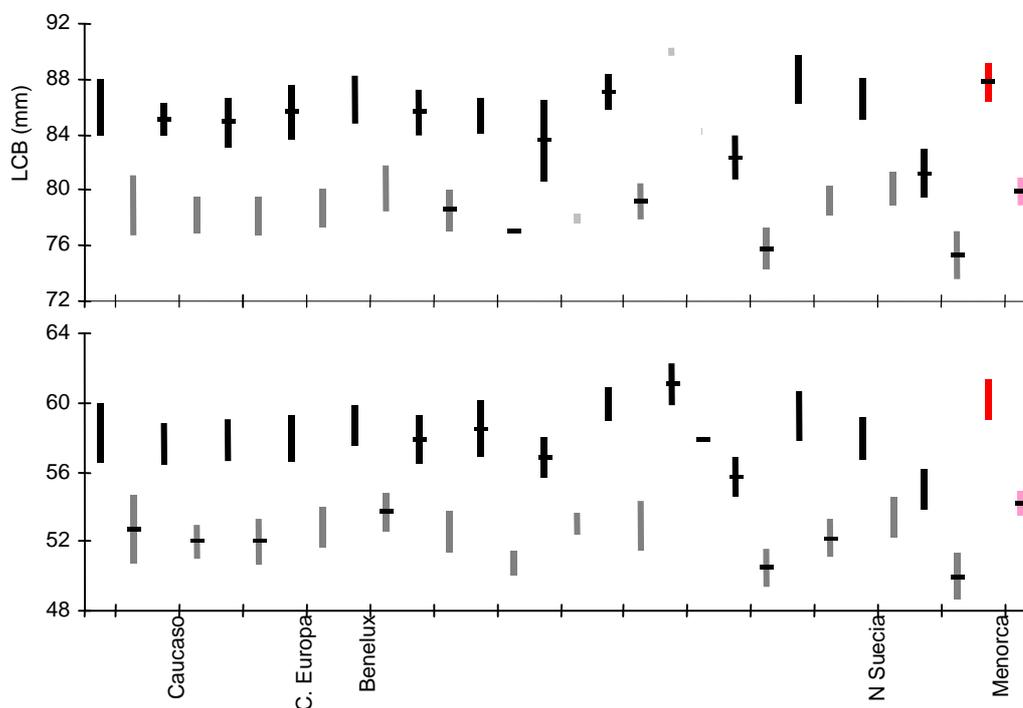
	Menorca N= 47	Península Ibérica N= 151
Pm¹	18,9	2,0
Pm₁	13,6	9,8
Pm²	2,1	-
Pm₂	-	1,3
Pm³	-	0,7
M₂	-	0,7
Indiv. con anomalías	27,3	11,2

4.5 DISCUSIÓN

La edad máxima de las martas analizadas de Menorca es muy inferior a la que la especie puede llegar a vivir en cautividad (J. Guillén com. personal), e inferior a los 13 años encontradas en *Martes americana* (Strickland & Douglas 1987) y *Martes foina* (Baumann 1989), aunque similar a esta especie en el NE Ibérico (Cp. 3). Así mismo, la distribución de frecuencias de las edades mostró al perfil de una población con una cierta tasa de capturas o muertes por caza tal y como Clark et al (1987) y Berg & Kuehn (1994) sostienen para otras especies del género.

Los valores medios obtenidos para las diferentes medidas craneales (Tabla 1) reafirman la consideración de subespecie para la marta de esta isla, y que en su momento describieron Alcover et al. (1986) aunque con sólo 12 ejemplares y sin clasificarlos por sexos ni edades. La subespecie *M. martes minoricensis* posee valores medios significativamente más elevados en general en sus medidas craneales que en la subespecie que se encuentra en la Península Ibérica (Tabla 3) y en el resto del continente (Fig. 7).

Figura 7. Medias aritméticas y coeficientes de variación de las medidas de LCB y LM de diferentes poblaciones de marta de Europa según Reig (1989), comparándolas con las obtenidas en la población de Menorca y de la Península Ibérica.



Así, según el análisis exhaustivo de Reig (1989) donde se comparan muestras de 15 poblaciones de Europa, y los resultados de este trabajo, los ejemplares mayores serían los de Menorca, tanto en los machos como en las hembras en ocho de las 15 medidas comparables. Las medidas que han mostrado medias superiores son en su mayoría de carácter longitudinal, con un desarrollo más acentuado las del esplanocráneo.

Machos: LCB, LP, LM, c1-m2, C1-M1, HM, LCI, AIO.

Hembras: LT, LP, LM, c1-m2, C1-M1, LCI, AZ, AIO.

Así, podríamos afirmar a partir de esos datos, que la marta de Menorca tiene el cráneo más alargado pero más estrecho que los individuos del continente, sobretodo la parte anterior. Los valores de los índices craneométricos calculados de las principales medidas permitieron destacar aún más dichas variaciones. Así, tanto para machos como para hembras los valores superiores se dieron en esta muestra en las medidas longitudinales de los caracteres del esplanocráneo respecto a la longitud condilobasal (LCB) comparándolos con los datos que ofrece Reig (1989), así como con los datos obtenidos de la muestra de la Península Ibérica. Este mayor tamaño posiblemente estaría relacionado con el mayor tamaño de las presas que consume (Moreno et al. 1988; Clevenger 1993c; Ruiz-Olmo & Nadal 1991), aunque no se han de descartar otros aspectos como el efecto fundador o la ausencia de competidores (Giannico & Nagorsen 1989). Los datos por tanto confirman la regla de que los pequeños mustélidos en ambientes insulares aumentan de tamaño (Lomolino 1985). Efectos similares parecen darse en *M. americana* en islas de la costa del Pacífico de Norteamérica, aunque variables como el tamaño de la isla, la distancia al continente, la presencia de competidores y origen de los fundadores modifican el grado de gigantismo (Nagorsen 1994). La falta de datos de otras poblaciones insulares de marta en el Mediterráneo impiden por ahora un análisis comparativo.

La posible deriva genética de las poblaciones insulares puede llevar consigo la aparición reiterada por encima de frecuencias normales de peculiaridades o anomalías (Mayr 1963). La ausencia de ciertas piezas dentales u oligodoncia en los cráneos analizados de Menorca pueden ser resultado de este fenómeno, si bien en los ejemplares analizados de la Península también es común, aunque los valores son superiores en Menorca. Pese a que casi no hay referencias a estos acontecimientos, Delibes & Amores (1985) encuentran porcentajes similares en ejemplares de garduña en Ibiza, también en condiciones de insularidad y en el mismo archipiélago.

El valor de dimorfismo sexual es similar entre las martas de Menorca y las de la Península Ibérica (Tabla 2) y de Reig & Ruprecht (1989) para las 20 medidas métricas de las martas continentales de Europa consideradas (%ID = 10,14; max: 12,19; min:8,88). Sin embargo, para algunas medidas, los índices de las martas de Menorca fueron apreciablemente diferentes. El dimorfismo sexual está presente en la mayoría de especies de carnívoros (Ewer 1973), aunque entre las especies de mustélidos el género *Martes* es el menos dimórfico (Reig & Ruprecht 1989). Diferentes hipótesis han sido debatidas para explicar esta diferenciación. Una de ellas intentaría explicar el mayor tamaño de los machos para reducir la competencia con las hembras por los recursos alimenticios, de forma que habría una repartición de éstos; otros estudios, por el contrario, niegan dicha hipótesis (Erlinge 1979; Ralls & Harvey 1985; Holmes & Powell 1994; Moors 1980), siendo la repartición de recursos entre mustélidos una consecuencia del dimorfismo sexual producido por diferentes presiones selectivas: menores requerimientos energéticos en la hembra durante la reproducción por ejemplo. Como se ve en

la Tabla 1, el mayor dimorfismo se da en las variables relacionadas con la masticación y el desgarrar de presas y por tanto con la posibilidad de acceder los machos a la captura de presas mayores. Aunque esta diferencia de tamaño se debe en la mayoría de los casos a una consecuencia funcional derivada del mantenimiento de las proporciones (Wiig 1989), en las variables LM y C1-M1 no se cumple este hecho tal y como se desprende de los índices craneales (Tabla 1). Por lo tanto una fuerte selección de estos caracteres ha modificado la proporcionalidad de estas estructuras tróficas del cráneo de los machos, acorde pues con la hipótesis de la repartición de los recursos. Encontramos en la dieta de la marta diferencias entre los dos sexos en el continente (Pulliainen 1981a; Marchesi & Mermod 1989). Aunque la selección de alimentos es de carácter generalista para los dos sexos, parece que los machos capturarían presas de mayor tamaño que las hembras (Marchesi 1989). Nagorsen (1994) apunta el hecho de que una dieta diversa que incluiría alimentos de origen marino, junto a la ausencia de competidores y la relajación de las presiones selectivas (Schoener 1974), que favorecería a los machos relativamente mayores. Esta situación sí que se puede encontrar en la dieta de la marta de Menorca donde se han encontrado algunas presas de origen marino en ejemplares procedentes de la costa (Ruiz-Olmo & Nadal 1991), y la comadreja (*Mustela nivalis*) sería el único carnívoro salvaje competidor en la isla (Alcover et al. 1986).

Otras hipótesis basadas en medidas de carácter craneométrico intentarían explicar el mayor dimorfismo sexual en las piezas masticadoras donde el macho se vería favorecido en las disputas por la pareja o el territorio (Erlinge 1979). Sin embargo, la ausencia de trabajos sobre comportamiento en mustélidos impide aceptar *a priori* esta explicación. Aunque Dayan & Simberloff (1994) relacionan el tamaño de los caninos más grandes con estos episodios, al mostrar los machos en sus enfrentamientos la boca abierta, por lo que los colmillos grandes serían un factor de superioridad. Sin embargo se han de tener en cuenta ciertos trabajos (ver Dayan & Simberloff 1996) que, aunque limitados en la experiencia, no parecen sostener esta hipótesis al presentarse en los mustélidos pocas ocasiones de lucha cara a cara: la presencia de un amplio abanico de sustancias comunicativas segregadas por glándulas limitaría estos encuentros. La limitación en la superficie de territorios en un ambiente insular como es Menorca produciría una mayor competencia entre machos por los territorios, que serían más pequeños. Pese a los datos que existen de ejemplares radioseguidos en esta población concuerdan con esta hipótesis (Clevenger 1993a), la falta de una muestra mayor impide comprobarla con rotundidad.

Podemos concluir que la marta de Menorca es más grande que los ejemplares de poblaciones continentales, con un marcado alargamiento del esplanocráneo y de la parte masticadora de éste, en respuesta a efectos de la insularidad en la que vive motivada por un mayor tamaño de las presas. El dimorfismo sexual característico de la especie parece ser mayor en la isla de Menorca que en el continente, producido por diferentes presiones selectivas que podrían incluir la repartición de recursos para impedir la competencia entres sexos.

CAPÍTULO 5

USO DEL ESPACIO Y DEL HÁBITAT POR LA GARDUÑA Y LA GINETA EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

5	USO DEL ESPACIO Y DEL HÁBITAT POR LA GARDUÑA (<i>MARTES FOINA</i>) Y LA GINETA (<i>GENETTA GENETTA</i>) EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS.....	87
5.1	INTRODUCCIÓN	87
5.2	ÁREA DE ESTUDIO.....	89
5.3	MATERIAL Y MÉTODOS	91
5.3.1	<i>Capturas y seguimiento</i>	91
5.3.2	<i>Encames</i>	93
5.3.3	<i>Análisis del hábitat</i>	94
5.4	RESULTADOS DEL SEGUIMIENTO.....	96
5.4.1	<i>Dominios vitales</i>	96
	Garduñas	97
	Ginetas.....	99
	Garduñas vs. Ginetas	100
5.4.2	<i>Encames</i>	101
	Localizaciones de los encames	101
	Garduñas.....	101
	Ginetas.....	101
	Frecuencia de uso de los encames	101
	Garduñas.....	101
	Ginetas.....	103
	Garduñas vs. Ginetas	104
5.4.3	<i>Selección del hábitat</i>	106
	Garduñas.....	106
	Ginetas.....	106
5.5	DISCUSIÓN.....	108
5.5.1	<i>Abundancias y densidades</i>	108
5.5.2	<i>Tamaño del dominio vital</i>	109
5.5.3	<i>Lugares de reposo</i>	112
5.5.4	<i>Selección del hábitat</i>	114
5.5.5	<i>Simpatría y coexistencia</i>	117

5 USO DEL ESPACIO Y DEL HÁBITAT POR LA GARDUÑA (*MARTES FOINA*) Y LA GINETA (*GENETTA GENETTA*) EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS.

5.1 Introducción

Por primera vez se analizan conjuntamente los datos de uso del espacio y del hábitat de dos especies como la gineta y la garduña. Dos especies muy similares en cuanto a sus requerimientos tróficos (ver capítulo 7 de esta memoria) y que parece también similares en cuanto a la utilización del hábitat (Livet & Roeder 1987; Libois 1991; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b), así como en cuanto a las características morfológicas adaptativas y de tamaño corporal.

Las especies del género *Martes* están asociadas a los ecosistemas forestales (Anderson 1994), diversificándose a partir de la distribución de los bosques de coníferas, y dando lugar a las diferentes formas alopátricas que hoy conocemos en Europa, Asia y Norte América del subgénero *Martes* (ver capítulo 2). Sin embargo, a pesar de esta fuerte asociación, los datos que provienen de los trabajos que analizan la selección del hábitat de la garduña en Europa no parecen adecuarse a esta generalización, de forma que esta especie no formaría parte de la *superespecie* *Martes* circumpolar (*M. martes*, *M. zibellina* y *M. flavigula*), viviendo en ambientes más diversos. Así, la garduña Broekhuizen (1983) se encuentra fuertemente asociada con los hábitats agrícolas, y urbanos (Skirnisson 1986), en centro Europa. La hipótesis que se baraja es la segregación de hábitats con la marta, posiblemente mejor adaptada al hábitat forestal boreal y medioeuropeo (Delibes 1983), y desplazando a la garduña en este tipo de hábitats en las zonas de simpatría. Herrmann (1994) apunta diferentes motivos a este desplazamiento, que son motivo de controversia si los analizamos por separado: la dieta generalista que le permite acceder a diversos tipos de presas (aunque la marta también lo es), la poca adaptación al frío que le impide la colonización de la Península Escandinava (aunque la garduña puede llegar a vivir en ambientes muy duros en Asia central y en la región del Cáucaso), con la selección de lugares secos y cálidos para sus madrigueras, así como la cobertura frente a los depredadores (son especies de pequeño tamaño). La garduña en el en el centro del Continente sale favorecida en al vivir con las poblaciones humanas, posiblemente debido a la segregación de hábitats, y a la creación de nuevos ambientes por parte del hombre a los que ha sabido adaptarse. Sin embargo en ausencia de esta fuerte competencia la especie debería mostrar un patrón más natural y explotar los ecosistemas forestales.

Buskirk & McDonald (1989) para la marta americana, defienden la hipótesis de que el tamaño del dominio vital se ve influenciado por la calidad del hábitat. Si el hábitat no es muy bueno el dominio vital será más grande. En este caso las martas que vivían en los ambientes forestales tienen dominios superiores a los de martas que vivían en medios urbanos. En la calidad del hábitat incluiríamos la presencia de competidores. En los lugares estudiados en Europa las garduñas compiten presumiblemente, con una especie muy similar como es la marta (tamaño, requerimientos tróficos, etc.). En la Península Ibérica la garduña sufriría la competencia de otra especie similar introducida: la gineta. Las dos especies son muy similares en cuanto a requerimientos con adaptaciones muy similares para la vida en los árboles, son también competidores potenciales. La gineta, originaria de África, no parece tan adaptada a Europa, con una distribución actual restringida a la Península Ibérica y a ambientes mediterráneos franceses. La garduña demuestra además, una preferencia por hábitats más meridionales que la marta (ver capítulo 6).

En este capítulo se analizará la situación en una zona con una heterogeneidad de ambientes determinando la posible segregación de hábitats entre especies y del uso del espacio. Se estimará para cada especie los tamaños de los dominios vitales a partir del radioseguimiento de ejemplares. Así mismo se analizará el uso de las madrigueras así como su caracterización, y por último el uso del hábitat en general: las dos especies son consideradas como forestales.

Si utilizan los mismos recursos podríamos estar frente a fuertes grados de competencia. Este equilibrio podría estar modificado según las zonas y hábitats donde se podría decantar hacia uno de los dos bandos. La distribución de la gineta por Europa se vería frenada por la competencia ventajosa de la marta y de la garduña en climas más fríos (2 contra 1) frente a los cuales la gineta no podría responder.

5.2 ÁREA DE ESTUDIO

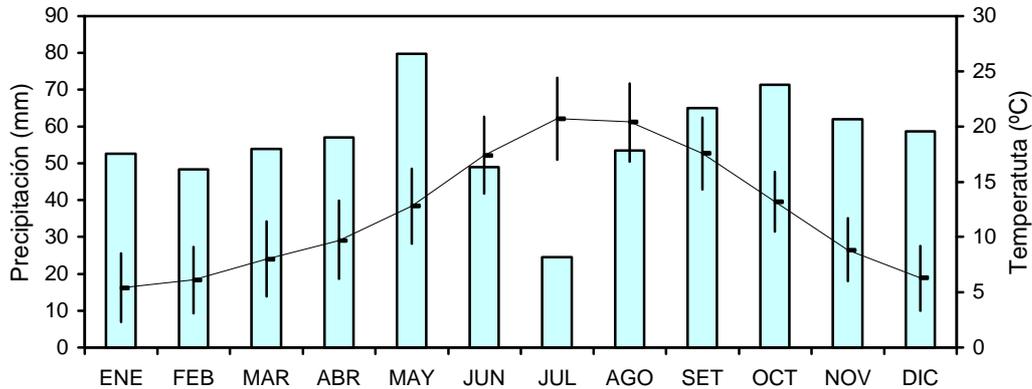
La zona de estudio se encuentra en la vertiente sur del Parque Natural del Macizo de Montserrat (UTM 400000-4603000) (Fig. 1). La zona se caracteriza por una formación geológica compuesta por grandes bloques de conglomerados derivados de la sedimentación de aluviales y la posterior elevación de estos de forma que resalta de forma característica respecto al paisaje de la zona, y que forma parte de la Sierra Prelitoral catalana. Situado a 40 Km. al oeste de Barcelona está formado por un paisaje de mosaico típico, a raíz de las transformaciones del bosque mediterráneo de encina (*Quercetum ilicis galloprovinciale*), típico de la Sierra Prelitoral, mientras que en las zonas bajas se dan formaciones de pino de halepo (*Pinus halepensis*). Con asentamientos humanos distribuidos por todo el territorio y explotaciones agrarias relativamente pequeñas de olivo, viña, y algunas parcelas destinadas en algún momento a cultivos estacionales de girasol, maíz, etc. A raíz de recientes incendios algunas zonas forestales quedaron completamente arrasadas, constituyendo hoy en día amplias zonas de regeneración con mayor o menor desarrollo.

Figura 1. Localización geográfica de la zona de estudio y del Parque Natural del Macizo de Montserrat.



La climatología (Estación Meteorológica Abadía de Montserrat: 730 m de altitud s.n.m.) se caracteriza por tener inviernos templados y veranos cálidos, con una influencia de las brisas húmedas del mar, aunque hay diferencias entre la vertiente norte y sur, y según la altitud. La temperatura media anual es de 10,9 °C, con mínimas en Febrero (5,4 °C) y máximas en el mes de julio (20,7 °C). La precipitación media anual es de 1985 mm, con mínimos en el mes de julio y máximo en mayo y octubre, si bien las precipitaciones suelen ser uniformes a lo largo del año (Fig. 2). De media sólo 3 días al año estas precipitaciones son en forma de nieve.

Figura 2. Temperaturas medias, máximas medias y mínimas medias de la Abadía de Montserrat a 730 m de altitud, así como las precipitaciones medias (período 1970-91)



La fauna es relativamente variada debido a la especial orografía, pese a mantener una pobreza típica de estos hábitats alterados. Entre los carnívoros salvajes encontramos sólo 3 especies más a parte de garduñas y ginetas: el zorro (*Vulpes vulpes*), el tejón (*Meles meles*) y la comadreja (*Mustela nivalis*). Entre las aves rapaces la riqueza específica es mayor, destacando el águila perdicera (*Hieratus fasciatus*), el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), el ratonero (*Buteo buteo*) y el buho real (*Bubo bubo*) entre los de mayor tamaño.

En la zona de estudio encontramos diferentes figuras en cuanto a la gestión del territorio, así destaca el Parque Natural de la Montaña de Montserrat, el PEIN de Roques Blanques, la Zona de Caza Controlada de Montserrat, y terrenos públicos y privados estos últimos destinados a la caza menor y del jabalí en áreas privadas de caza (cotos).

5.3 MATERIAL Y MÉTODOS

5.3.1 Capturas y seguimiento

Los animales fueron capturados mediante cajas trampa metálicas con una sola entrada y utilizando atrayentes como sardinas o arenques ahumados. Las cajas se colocaban a lado y lado de los caminos siguiendo una línea de trampas y parando con el vehículo cada 500 m para no dejar rastros entre trampas que pudiesen ser seguidos por otros animales como zorros o jabalíes. Durante los años 1997 y 1998 se realizaron 8 sesiones de trampeo con un total de 2261 trampas-noche. Se capturaron 7 ginetas (2 y 5) y 6 garduñas (1 y 5) (Tabla 1). Todos los individuos fueron considerados como adultos, excepto el macho de garduña (MF18) y la gineta (GG19), que tenían características típicas de animales nacidos en el año, aunque ya poseían la apariencia y comportamiento de animales emancipados del grupo familiar.

Tabla 1. Resumen de los períodos de captura, trampas noche y capturas realizadas.

Período	Nº Trampas	Nº Noches	Capturas ID
Febrero 1997	35	10	GG10 MF11 MF12 MF14 MF15 MF16
Julio 1997	31	10	-
Diciembre 1997	25	12	GG17 MF18 GG19
Enero 1998	25	5	GG20 MF16
Febrero 1998	23	8	-
Marzo 1998	26	7	-
Noviembre 1998	27	15	GG21 GG22
Diciembre 1998	27	15	GG23

A los 13 individuos les fueron colocados emisores de radioseguimiento de la marca Biotrack (TW3) dotados de sensor de actividad. Fueron radiolocalizados regularmente mediante un receptor *Custom Electronics of Urbana* CE-12 con antena omnidireccional y la localización exacta con una antena Yagi de 3 elementos. Las localizaciones fueron georeferenciadas mediante las coordenadas UTM situados sobre ortofotomapas 1:5.000 del *Institut Cartogràfic de Catalunya* ICC. La duración del seguimiento de estos animales fue variable (Tabla 2). Así, entre las ginetas osciló entre los 11 y los 166 días, con una media de 48 días. Entre las garduñas el rango fue similar aunque algo superior, entre 2 y 153 días, con una media de 65 días.

Las fechas de captura oscilaron entre el 12 de noviembre y el 15 de febrero, aunque durante el resto del año diferentes períodos de captura se produjeron sin éxito. Aunque los períodos de

trampeo fueron durante todo el año en algunos se tuvo más éxito que en otros, de forma que en la primera sesión (feb. 97) se capturaron 5 garduñas y una gineta (Tabla 1).

Las jaulas eran revisadas cada mañana, evitando así que los animales se estresaran o fuesen atacados por otros animales. Ninguno sufrió herida o daño alguno durante estas fases. Para su mejor manejo fueron anestesiados con mezclas de Imalgene® 1000 y Rompún® con las dosis y recomendaciones de Bull et al. (1996). Una vez dormidos fueron medidos y pesados, y se procedió a la colocación del collar emisor. Pasadas unas 2 horas, el animal se encontraba en perfecto estado y era liberado. En algunos casos de narcosis más prolongada, se los mantuvo en una caja de manejo hasta que la recuperación fue total.

El análisis de las localizaciones se realizó con el programa informático Tracker® Camponotus AB (Suecia). El dominio vital o área de campeo fue estimado utilizando el 100% de las localizaciones, incluyendo así las localizaciones más extremas y esporádicas, el 95%, evitando los puntos más extremos ocasionales y el 50% para establecer el área núcleo y por tanto donde el animal se encontraría la mayoría de las ocasiones, mediante el estimador del Mínimo Polígono Convexo (Mohr 1947). Este método se utiliza de forma general para poder comparar diferentes trabajos. Se calculó también el método probabilístico de Kernel con el 50 % (método de Gauss, CV= 0,15, 30%) de las localizaciones como un método alternativo para estimar también el área núcleo (Worton 1989). Para estimar la independencia de las localizaciones se aplicó el Índice de Schoener de forma que los valores inferiores a 2 muestran dependencia (Swihart & Slade 1985).

Tabla 2. Resumen capturas se muestra el sexo, edad y principales medidas biométricas, así como los datos básicos del seguimiento

ID	Sexo	Edad	Peso	CC	C	P	O	Capt	Fin	Nloc	Causa
Ginetas											
GG10	M	Ad	1825	510	440	85	47	8/2/97	30/1/98	166	Fin batería
GG17	H	Ad	1500	450	410	82	45	16/12/97	29/4/98	24	¿?
GG19	H	J	1000	390	380	74	42	22/12/97	15/4/98	47	¿?
GG20	H	Ad	1700	470	410	90	45	25/1/98	25/4/98	37	Disparos
GG21	M	Ad	1950	520	445	82	45	13/11/98	26/11/98	11	¿?
GG22	H	Ad	1450	470	430	81	40	15/12/98	23/2/99	33	Depredado
GG23	H	Ad	1400	350	340	83	45	19/12/98	12/3/98	18	Depredado
Garduñas											
MF11	H	Ad	1150	400	211	71	37	11/2/97	26/3/97	26	Depredado
MF12	H	Ad	1150	445	260	78	36	10/2/97	16/1/98	99	Fin batería
MF14	H	Ad	1125	425	252	77	38	11/2/97	12/2/97	2	Depredado
MF15	H	Ad	1250	430	210	75	39	13/2/97	21/8/97	109	¿?=1999
MF16	H	Ad	950	415	222	75	35	15/2/97	27/1/98	153	Liberada
MF18	M	J	1550	462	250	87	35	22/12/97	23/12/97	2	¿?

Peso expresado en gramos. CC: longitud del cuerpo en mm, C: long. de la cola, P: long. del pie y O: long. de la oreja
¿? Causa desconocida

Sólo un animal fue recapturado al cabo de un año (MF16) y posteriormente liberado del collar al presentar ciertas ulceraciones en el cuello. La finalización del seguimiento se debió a diferentes causas (Tabla 2), siendo la mayoritaria la muerte del animal (38,4%). Una gineta murió por

disparos fuera de la época de caza (GG20) y el resto lo fueron por efecto de la depredación: las ginetas por zorros o perros, y las garduñas por búho real. La falta de datos impidió relacionar especies depredadoras y depredadas. En dos casos el fin del seguimiento coincidió con el fin teórico de las baterías del emisor. En 5 animales la causa del fin del seguimiento no pudo ser descrita debido a la ausencia inesperada de la señal. En uno de estos casos (MF15) el animal fue encontrado atropellado dentro del área de campeo casi dos años después de finalizar el seguimiento, por lo que es posible que los emisores sufrieran algún tipo de avería técnica debida al medio o a mordiscos del propio animal.

A partir de las capturas se estableció una estimación de la densidad de ambas especies en la superficie del área de estudio.

5.3.2 Encames.

La dificultad de encontrar el lugar exacto donde los diferentes animales dormían o reposaban durante el día debido a la densa vegetación y/o lo escarpado del relieve impidió en la mayoría de los casos describir la forma y características concretas del lugar. Por eso, sólo se estimaron las características generales de estos lugares clasificándolos en 8 categorías para las dos especies.

- Margen de torrente. En el suelo, ya sea en algún agujero o cavidad o en la superficie, de las paredes de los torrentes que forman profundas pendientes que pueden llegar hasta los 5 metros y se encuentran densamente cubiertos de vegetación. Puede haber en muchos casos afloramientos de roca.
- Bloques de roca. Dentro de las grietas que quedan entre los grandes bloques de rocas que forman el paisaje típico de la montaña de Montserrat. Pueden estar acompañados de vegetación más o menos compleja.
- Fondo de torrente. Al igual que en el primer caso no se describe la posición exacta a no ser que fuese en un árbol, pero son localizaciones en lo más profundo del torrente que la mayoría del año carecen de agua y permiten transitar por ellos. La vegetación también es abundante en las paredes y en el fondo.
- Árbol. Posiciones claras de los animales encima de un árbol, con independencia de estar situados en alguno de los lugares anteriores. Se utilizó esta categoría debido a su peculiaridad en las especies estudiadas.
- Matorral. En el suelo de formaciones arbustivas bien formadas fuera de los torrentes y sin estrato arbóreo bien formado.
- Casa habitada. Encames situados dentro de una casa o recinto donde hay de forma regular actividad humana o bien en los alrededores (jardín,...)
- Construcción humana. Alguna estructura construida no destinada a ser habitada: puente, cobertizo, etc.

- Bosque. Encames dentro de una formación forestal (pino, roble, encina,...) con mayor o menor cobertura de sotobosque pero siempre en el suelo dentro de esta vegetación.

5.3.3 Análisis del hábitat

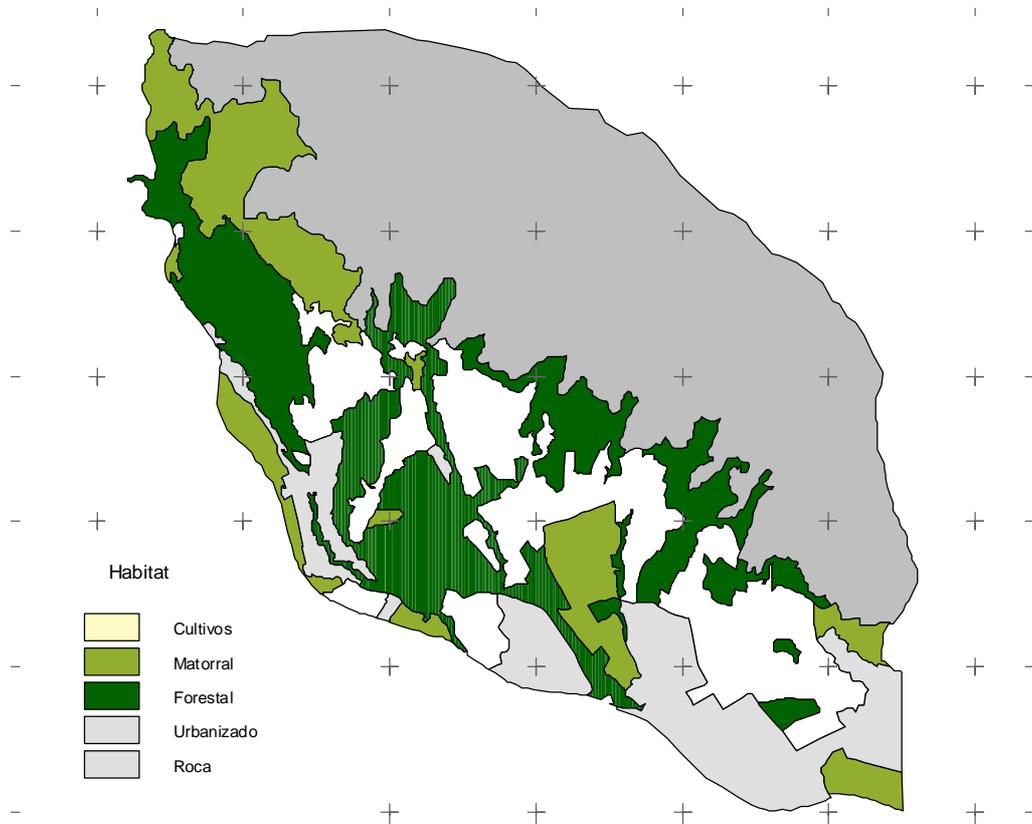
Las localizaciones de los diferentes animales seguidos fueron analizadas para estimar la selección que hacían de los diferentes tipos de hábitat. Para ello, se construyó un mapa de hábitats ayudado por las hojas ortofotomapa 1:25.000 del ICC del vuelo de 1988, actualizado con datos de campo. Este mapa fue digitalizado y los polígonos resultantes integrados en un GIS mediante MiraMon 2.0 (©X. Pons). El mapa fue introducido como base en el programa informático Tracker y las localizaciones asignadas a cada tipo de hábitat. Un total de 5 categorías de hábitats fueron establecidos en la zona de estudio, basadas en la vegetación, orografía, conservación y alteración humana en una superficie de unas 1842 ha correspondientes al terreno ocupado por los individuos seguidos y de los ambientes que serían accesibles (Fig. 3). Como límites de esta zona se adoptaron el norte de la carretera N-II, al este de la carretera a Manresa hasta el Coll de la Massana, al oeste de la localidad de Collbató y como límite septentrional, la línea imaginaria de cambio de vertiente del macizo de Montserrat.

Tipos de hábitat:

- Cultivos. Terrenos destinados a la producción agrícola, que en la zona se dedican casi en exclusiva al cultivo de olivos, con alguna parcela de cereal o forrajeras dependiendo del año y de la temporada. (330,5 ha; 16,3%)
- Urbano. Terrenos correspondientes a los cascos urbanos propiamente dichos de las poblaciones del Bruc y de Colbató, así como urbanizaciones de segundas residencias, y todo tipo de zonas de servicios. (182,5 ha; 9,9%)
- Zonas quemadas o en regeneración. Terrenos que sufrieron alteraciones de algún tipo que motivó la pérdida de cobertura vegetal natural y que se encontraba en proceso de regeneración, con matorral incipiente no superior a los 60 cm de altura. (205,8 ha; 11,2%)
- Forestal. Terrenos que conservan una cubierta vegetal con estratos completos arbóreo y arbustivo. (328,8 ha; 17,8%)
- Roca-montaña. Terreno que caracteriza al macizo de Montserrat formado por grandes bloques con pendientes del 100% y que destaca sobre el resto. (824 ha; 44,7%)

Se compararon la utilización de estos cinco hábitats por parte de las 4 garduñas con localizaciones y de las 7 ginetas a partir de las radiolocalizaciones, con la proporción disponible de estos a partir de la planimetría de las áreas de campeo calculadas con el 100% de las localizaciones y estimadas con el método del Mínimo Polígono Convexo. El método utilizado fue el de Neu et al. (1974), utilizando la prueba de la χ^2 y el test z de Bonferroni. Comparaciones entre las dos especies se realizaron con análisis no paramétrico de la U de Mann-Whitney.

Figura 3. Mapa de hábitats en los que se ha catalogado la zona de estudio ocupada por los ejemplares seguidos. Se marcan las cuadrículas de 1 km².



5.4 RESULTADOS DEL SEGUIMIENTO

5.4.1 Dominios vitales

De los 13 animales capturados, solamente de 11 (4 garduñas y 7 ginetas) se pudieron calcular y analizar los dominios vitales por poseer un número suficiente de localizaciones. Debido a la escasez de individuos machos no se pudo realizar comparaciones entre sexos. Los datos de los individuos de cada especie se agruparon para estimar diferencias entre garduñas y ginetas (Tabla 3). Las densidades calculadas a partir de las capturas fue de 0,6 garduñas/km² y de 0,7 ginetas/km².

Tabla 3. Resumen dominios vitales. Valores de los diferentes estimadores de las superficies de las áreas de campeo de los animales seguidos según el Mínimo Polígono Convexo (MPC) y el método de Kernel (K) anotándose el número de núcleos (NCo). Se ha calculado el Índice de Schoener.

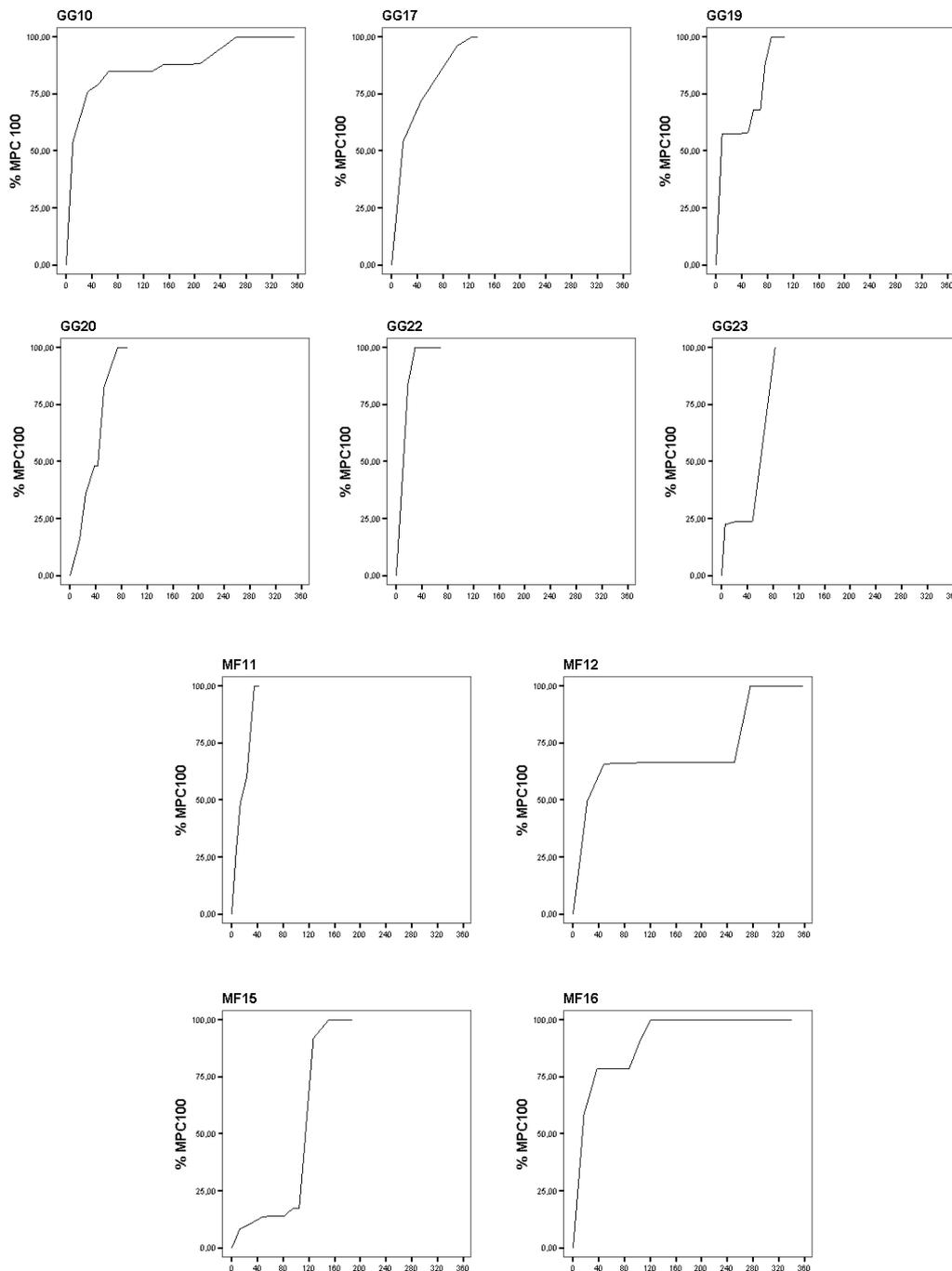
ID	Sexo	N	Schoener	MPC100	MPC95	MPC50	K50	NCo
GG10	M	166	1,56	2,14	1,94	0,42	0,6	4
GG17	H	24	1,36	0,42	0,42	0,023	1,8	2
GG19	H	47	1,41	0,49	0,16	0,02	2,6	1
GG20	H	37	1,82	1,48	1,04	0,24	1,0	3
GG21	M	11	1,52	1,10	1,01	0,43	22	2
GG22	H	33	0,72	3,52	2,83	0,05	0,3	1
GG23	H	18	1,02	1,47	0,30	0,025	8,1	1
Media			1,35	1,48	1,10	0,01	5,2	2
<i>DStd</i>			<i>0,28</i>	<i>1,07</i>	<i>0,97</i>	<i>0,99</i>	<i>2,9</i>	
MF11	H	26	0,57	0,19	0,16	0,004	1,0	2
MF12	H	90	1,76	0,662	0,41	0,05	0,4	2
MF14	H	1	-	-	-	-	-	
MF15	H	109	1,91	2,24	0,45	0,084	2,3	2
MF16	H	153	1,32	0,78	0,69	0,089	1,2	2
MF18	M	2	-	-	-	-	-	
Media			1,39	0,96	0,44	0,07	0,01	2
<i>DStd</i>			<i>0,6</i>	<i>0,89</i>	<i>0,20</i>	<i>0,02</i>	<i>0,01</i>	

El aumento de los dominios vitales de los ejemplares radioseguidos mostró patrones diferentes entre las dos especies (Fig. 4). Este aumento del dominio vital se calculó con el número de localizaciones en intervalos de 10 días (y a partir de aquí el número de días transcurridos desde el inicio) y el porcentaje del área del dominio vital estimado con el MPC con el 100% de las localizaciones al final del seguimiento.

Para los cuatro ejemplares de garduña con un número suficiente de localizaciones se observó en tres ejemplares una estabilización inicial del incremento para luego sufrir un aumento espectacular en algún caso (MF15). Estos acontecimientos sucedieron en mayo (MF16), junio (MF15) y al final de octubre (MF12).

Respecto a las ginetas, en los 6 ejemplares la curva de utilización de dominio vital no parece estabilizarse, excepto en el caso del macho GG10, por lo que posiblemente durante el período de seguimiento no se obtuvo el dominio vital máximo.

Figura 4. Patrones de incremento de los dominios vitales respecto al MPC con el 100% de los datos para los ejemplares de garduña y gineta agrupados por especies. GG21, MF18 y MF14 no fueron incluidos al no tener un número suficiente de localizaciones.



Garduñas

Los dominios vitales calculados se correspondieron con los de las hembras, con número de localizaciones que varió entre 26 y 153 (Tabla 3). El valor del MPC100, utilizado como referencia, mostró un valor medio de 0,96 km², si bien el valor del MPC95, que obvia las

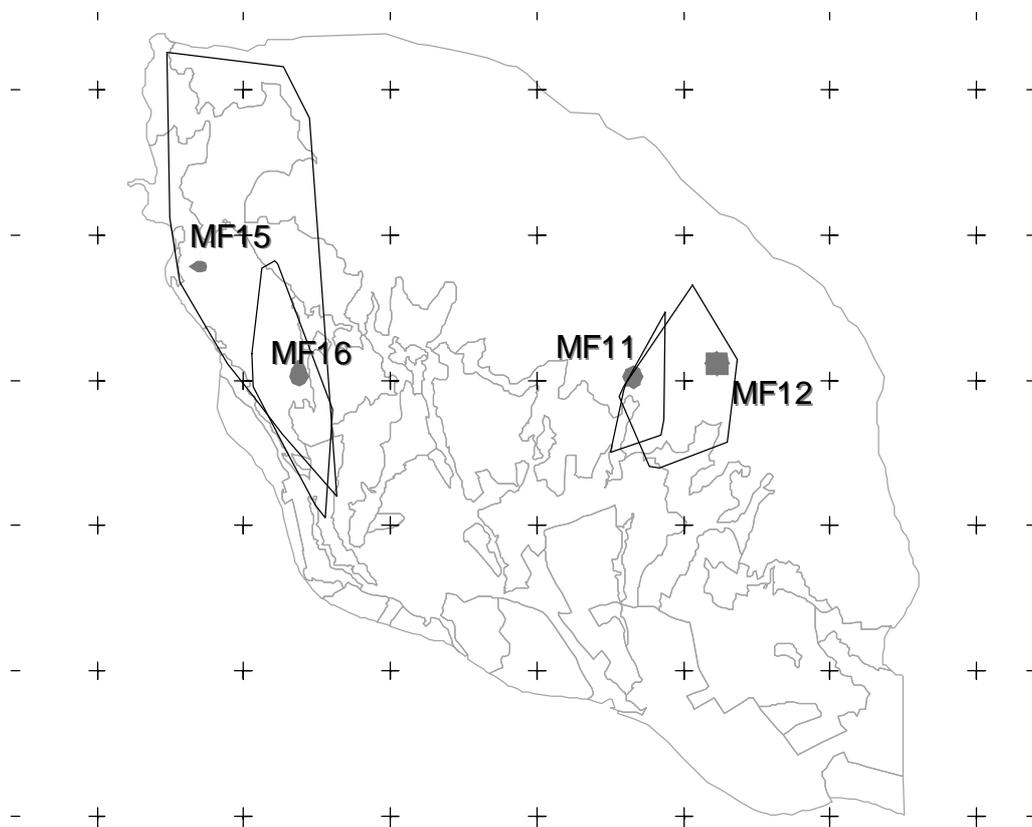
localizaciones extremas esporádicas, fue de $0,44 \text{ km}^2$. Se da una gran variabilidad entre individuos, desde $0,19 \text{ km}^2$ (MF11) hasta $2,24 \text{ km}^2$ (MF15).

Los valores del mínimo polígono convexo con el 50% de los datos MPC50 mostraron una reducción considerable respecto al máximo, representando sólo 13,7% del MPC100 ($n= 4$; $D_{\text{Std.}}= 12,36$). Las áreas núcleo calculadas mediante Kernel con el 50% de las localizaciones mostraron, en todos los casos, dos sectores para cada animal, no llegando en ningún caso a solaparse en los 4 animales (Fig. 5).

Respecto al valor del índice de Schoener, todos los individuos mostraron grados de dependencia entre las localizaciones, mucho mayor cuanto menor fue el tamaño de la muestra. El valor medio fue de 1,39, muy inferior al valor crítico de 2.

Los dominios vitales de las cuatro garduñas estuvieron solapados dos a dos (Fig. 5), encontrándose en hábitats diferentes. Así, MF11 y MF12 estuvieron viviendo en la propia montaña, con escasas incursiones al llano, y MF15 y MF16 en dos torrentes que conflúan al sur en una de las poblaciones (El Bruc). El solapamiento de los dominios vitales según el estimador MPC95 fue del 19,4% de la superficie en las dos primeras y del 13,2% en las otras dos. Las formas de los dominios reflejan la situación de torrentes y la zona de mayor cobertura vegetal arbórea y arbustiva.

Figura 5. Áreas de los dominios vitales de las 4 garduñas que pudieron ser calculadas. Se muestran los MPC95 y los Kernel50.



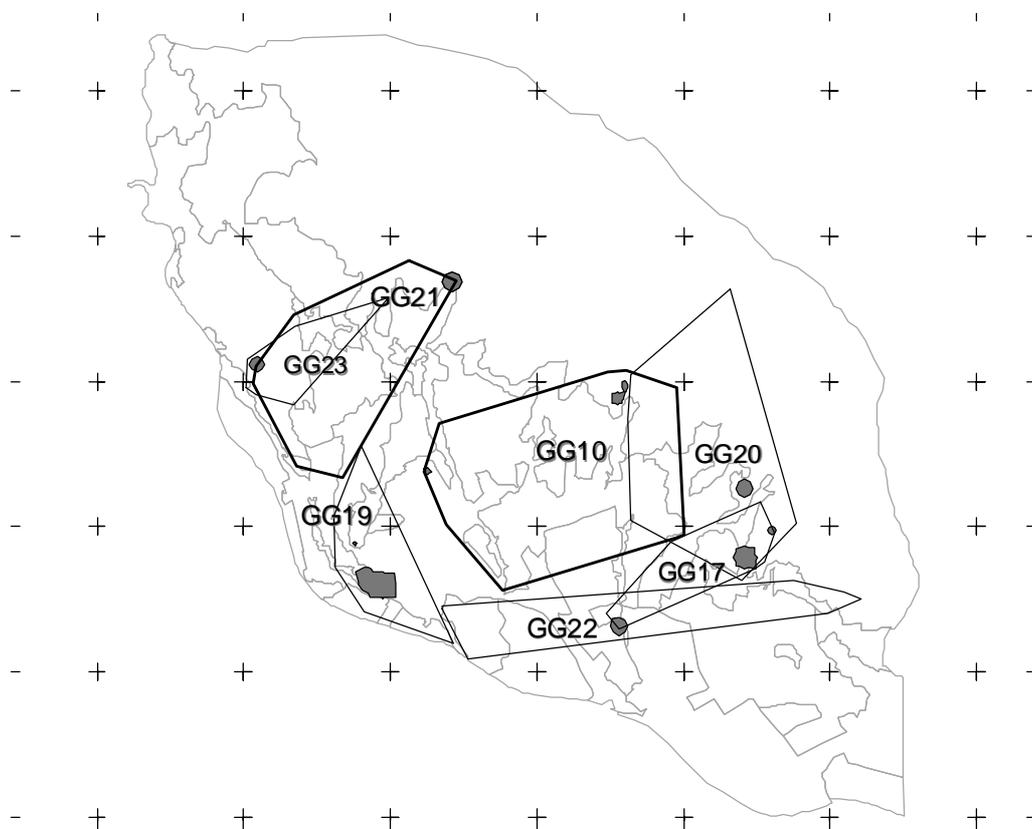
Ginetas

Los valores de las 7 ginetas de las que se estimaron las superficies de los dominios vitales mostraron también una variabilidad elevada entre ellas (Tabla 3), con un valor medio de MPC100 de $1,48 \text{ km}^2$ ($D_{\text{Std}}= 1,07$) que con el 95% de las localizaciones se sitúa en las $1,10 \text{ km}^2$ ($D_{\text{Std}}= 0,97$) Entre los valores se incluyen los de dos machos, siendo GG10 más elevado que el resto (MPC95 $1,94 \text{ km}^2$), aunque no se puede realizar una comparación entre sexos debido a la ausencia de capturas suficientes de machos.

Las zonas del área de campeo donde se encontraron el 50% de las localizaciones MPC50 mostraron un valor medio de $0,01 \text{ km}^2$ ($D_{\text{Std}}= 0,99$), representando de media el 12,5% del valor MPC100 ($D_{\text{Std}}= 13,73$). Como en el caso de las garduñas, el área núcleo representada por el kernel50 en algunos animales mostró diferentes unidades que conformaban estas áreas de máximo uso. Tampoco hubo solapamientos para estas áreas.

Entre las ginetas, el solapamiento entre los diferentes dominios vitales según el MPC95 osciló entre el 0,1% y el 25%. Sólo un ejemplar no tuvo relación de solapamiento con los otros (GG19). Entre sexos diferentes GG10 y GG20 se solaparon en el 7,2% y GG21 y GG23 en el 24,7% del dominio.

Figura 6. Áreas de los dominios vitales de las 7 ginetas que pudieron ser calculadas. Se muestran los MPC95 y los Kernel50 para cada individuo. Los machos en línea gruesa.



Garduñas vs. Ginetas

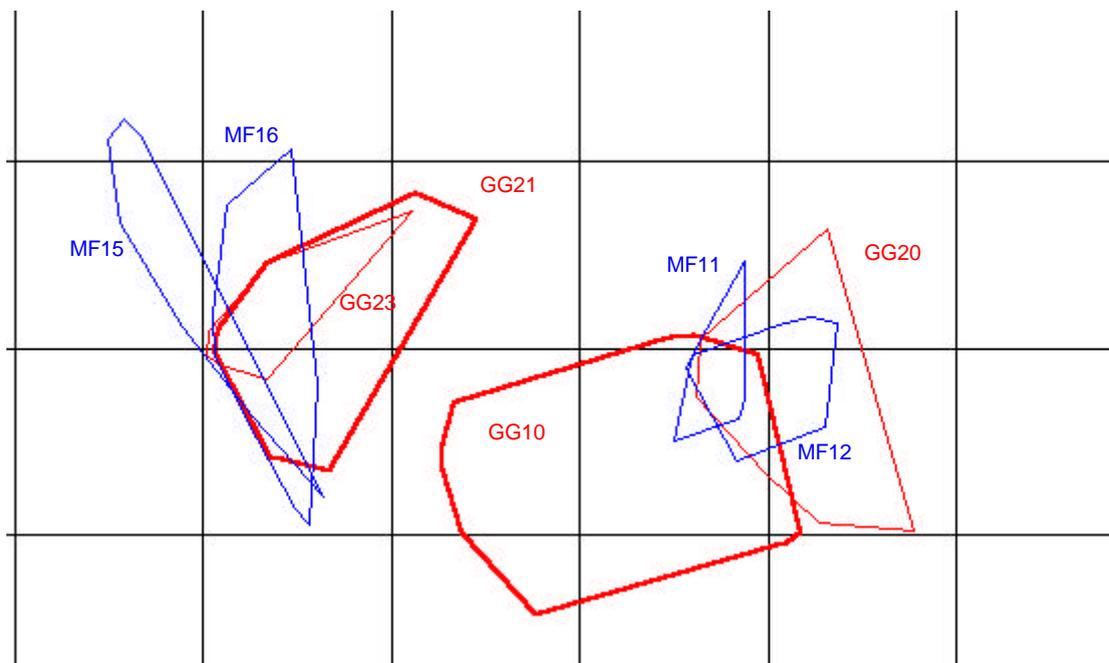
En general, y comparando las dos especies, las ginetas tuvieron valores medios de dominios vitales superiores a las garduñas, que llegan a ser hasta casi 3 veces superiores. Sin embargo no se apreciaron diferencias significativas entre las dos especies comparando cualquiera de los valores de estimador de dominio vital mediante U de Mann-Whitney ($p > 0,05$), ni tan sólo comparando las hembras de ambas especies entre sí..

El Índice de Schoener tampoco mostró independencia de los datos en ninguno de los ejemplares. Para todos los animales en conjunto, garduñas mas ginetas, el valor de Schoener se correlacionó con el valor de MPC50 ($r_s = 0,721$; $p < 0,02$), por tanto este valor mostraría una mayor dispersión de los datos que denotarían el comportamiento de animales menos territoriales, si bien no hubo correlación con Kernel50.

Para los 11 animales conjuntamente no hubo correlación entre el número de localizaciones y ninguna de las estimas del dominio vital ($r_s = 0,227$; $-0,064$; $0,236$; $-0,456$; $p > 0,05$, para MPC100, MPC95, MPC50 y Kernel50 respectivamente) lo que sugiere que el tamaño muestral no influye sobre las estimas de los dominios vitales.

Entre los individuos ambas especies consideradas en conjunto, los solapamientos entre los diferentes dominios vitales calculados fueron mínimos. Así, si colocamos las localizaciones de las dos especies observamos un reparto de la zona (Fig. 7), quedando una franja de terreno donde hay una ausencia de actividad por parte de ejemplares de ambas especies. Entre estos dos dominios específicos se encontró un solapamiento del 11,1% entre garduñas y ginetas.

Figura 7. Solapamientos de los dominios vitales de las garduñas (azul) y de las ginetas (rojo) según el MPC95.



Los casos de solapamiento (Fig. 7) coinciden también con las zonas de solapamiento entre los animales de la misma especie, por tanto zonas del hábitat con especial atracción.

5.4.2 Encames

Localizaciones de los encames

Garduñas.

Para esta especie, de 333 observaciones de reposo diurno, de las 4 garduñas con un seguimiento continuo (MF11, MF12, MF15 y MF16), se situaron y clasificaron 115 sitios diferentes. Los lugares más utilizados (Tabla 4) fueron, entre bloques de rocas con más o menos cobertura (36,5%, n =115), seguido en el suelo en los márgenes de los torrentes con abundante vegetación (24,3%) o en el fondo del torrente (23,5%). El resto de lugares elegidos son más o menos anecdóticos, destacando sólo 11 posiciones encima de un árbol englobado en un sistema forestal más o menos complejo y con cobertura de sotobosque. Sólo una posición correspondió a una casa habitada.

Ginetas.

Las ginetas fueron localizadas en 109 lugares de reposo diferentes que correspondían a 297 observaciones de reposo de los 7 individuos capturados y radioseguidos. Los lugares diferentes donde se les encontraron más asiduamente fueron en el suelo entre los bloques de rocas (33,1%, n= 109) y en los márgenes de los torrentes con abundante vegetación (31,2%). Entre los restantes lugares destacan las posiciones en el suelo de sistemas forestales con una elevada cobertura arbustiva o en el fondo de los torrentes también con cobertura. Al igual que en las garduñas, sólo un lugar fue una casa habitada.

Tabla 4. Resumen de las localizaciones y frecuencia de uso por especies y total. Resultados de la prueba binomial entre frecuencias de uso de cada tipo de encame.

	Garduñas				Ginetas		
	Sig.	Lugares	Días	% Uso	Lugares	Días	% Uso
Margen torrente	***	28	123	36,9	34	62	20,9
Bloques rocas	n.s.	42	118	35,4	36	135	45,4
Fondo torrente	**	27	57	17,1	14	28	9,4
Árbol	*	11	16	4,8	4	4	1,3
Matorral	n.s.	5	7	2,1	5	10	3,4
Casa habitada	*	1	11	3,3	1	1	0,3
Construcc. Humana	n.s.	1	1	0,3	1	1	0,3
Bosque	***				14	56	19,0
Total		115	333		109	297	

Frecuencia de uso de los encames

Garduñas

Las diferentes posiciones descritas de los animales seguidos fueron usadas de forma diferente (Tabla 4). Así, entre las 333 ocasiones de encames destacan las dos primeras categorías: en el suelo entre la vegetación espesa de las paredes de los torrentes (36,9%) y entre los bloques de rocas con mayor o menor cobertura (35,4%). Por tanto en estos dos tipos de encames se han encontrado en más del 70% de las ocasiones de reposo recopiladas.

Por término medio la misma madriguera fue utilizada 2,9 días ($D_{Std}= 4,25$). Lo más habitual es descansar sólo una vez en estos lugares (66,1%, n=115) (Fig. 8). Existen sin embargo lugares

en los cuales suelen estar de forma reiterada, llegando a casos en los que se les localizó hasta 25 veces.

Si se analizan los lugares más frecuentados (>10 ocasiones, n= 7), observamos que la mitad fueron encames situados en las paredes de los torrentes, en el suelo y con abundante y espesa vegetación arbustiva y arbórea. El lugar con 25 localizaciones fue entre grandes bloques de roca (MF12). Lugares protegidos que han demostrado ser de forma general los más utilizados.

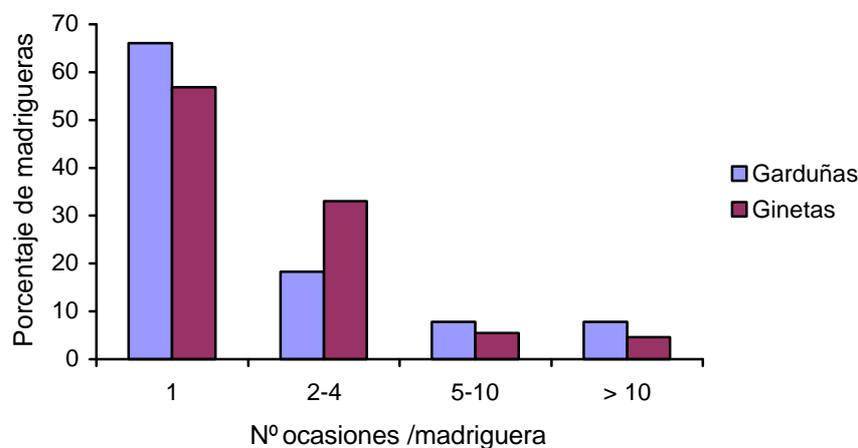
Respecto al tipo de encames, la media de días en cada uno fue de 4,4 días en los situados en el suelo en los márgenes de los torrentes, y de 2,8 en los bloques de roca (Tabla 5). El hecho de estar en una casa habitada en 11 ocasiones fue un hecho puntual de un solo individuo.

Tabla 5. Número medio de días de utilización de los diferentes tipos de encames en las ginetas y las garduñas.

	Ginetas			Garduñas		
	Media	n	D _{Std}	Media	n	D _{Std}
Margen torrente	1,82	34	1,19	4,39	28	5,05
Bloques rocas	3,75	36	6,89	2,79	42	4,60
Fondo torrente	2,00	14	1,56	2,11	27	3,44
Árbol	1,00	14	0,00	1,45	11	0,68
Matorral	2,00	4	1,41	1,40	5	0,89
Casa habitada	1,00	5		11,0	1	
Construcc. humana	1,00	1		1,0	1	
Bosque	4,00	1	6,59			
Total	2,72	109	4,74	2,89	115	4,24

Las distancias medias entre encames consecutivos fueron de 316 m en las 151 ocasiones en las cuales pudo comprobarse para las 4 garduñas que se siguieron de forma continua (Fig. 9). El valor más repetido fue 0 m (25,5%), o sea repetir el encame del día anterior. Como valor más extremo destaca la distancia de más de 3200 m de un encame al siguiente, aunque en la mitad de las ocasiones esta distancia fue inferior a los 135 m. A lo largo del año la distancia media mensual entre encames consecutivos se mantuvo entre los 200 y 400 metros, excepto en los meses de junio donde los desplazamientos fueron mucho más largos (media = 849 m), y durante los meses de setiembre a diciembre donde fueron inferiores a los 140 m en valor medio (Fig. 10).

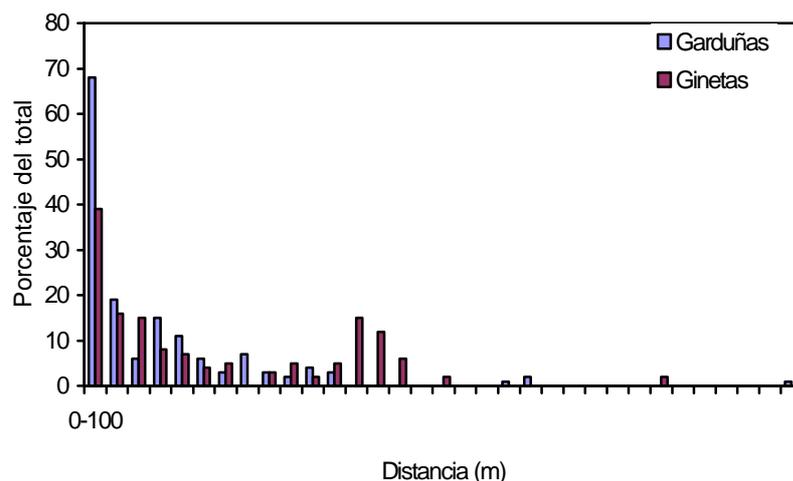
Figura 8. Distribución de los encames por frecuencia de uso.



Ginetas

Entre las ginetas seguidas el patrón de frecuencias de uso fue similar al de las garduñas (Tabla 4). Se han utilizado un total de 297 localizaciones en encames, entre las cuales destacan el uso habitual de los bloques de rocas (45,5%), seguido de lejos por los encames en el suelo en los márgenes de torrentes con abundante cobertura (20,9%) y en el suelo de unidades forestales con cobertura arbustiva (19,0%). Pese al carácter arborícola de la especie, sólo utilizaron las ramas de árboles en 4 ocasiones.

Figura 9. Distribución de las distancias entre encames consecutivos de los 4 ejemplares de garduña (n= 151) y de las 7 ginetas (n=148) en intervalos de 100 m.



La misma madriguera fue utilizada por término medio 2,7 veces o días como encames (Tabla 5) ($D_{Std}= 4,74$), aunque como en el caso de las garduñas, el valor más repetido fue estar una sola vez (56,9%, n= 109) (Fig. 8). De la misma forma, existen encames que también se repiten de forma asidua, llegando alguno a ser utilizado hasta 35 veces, tal y como se observa en la Figura 8. Los encames que fueron utilizados más de 10 veces fueron sólo 5, de los cuales 3

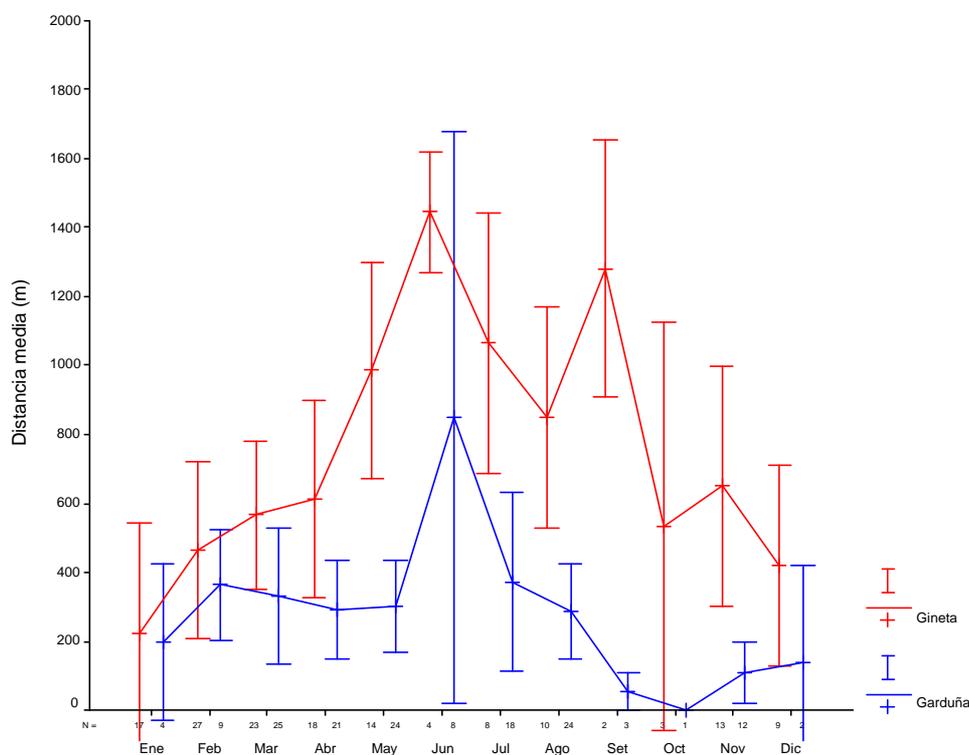
fueron entre grandes bloques de rocas y los otros dos en el suelo entre la vegetación de sotobosque con cobertura arbórea (pinos).

Respecto al tipo de encame más utilizado por término medio, fueron las cavidades entre los grandes bloques de rocas (3,75; n= 36), aunque el valor medio más elevado fue en el suelo de bosque con abundante sotobosque (Tabla 5), aunque sólo una única localización (4; n=1).

La distancia media entre encames consecutivos fue el doble que el de la garduña (631,2 m), para un total de 148 movimientos de este tipo (Fig. 9). En este caso también la distancia normal fue repetir el mismo encame, aunque sólo en el 19,6% de las ocasiones, con valores máximos similares cercanos a los 3000 m (en la mitad de las ocasiones la distancias fueron inferiores a los 342 m). Se aprecia una leve distribución bimodal en esta especie, con desplazamientos frecuentes entre los 800 y los 1100 m.

A lo largo del año, los valores medios mensuales entre encames consecutivos, oscilaron de forma parecida a los de las garduñas, con picos de máximo desplazamiento en junio (1445 m) y en septiembre (1280 m), siendo el mínimo durante el mes de enero (222 m) (Fig. 10).

Figura 10. Valores medios (- error de la media) de las distancias consecutivas entre encames por meses para las garduñas y ginetas seguidas. Se indican el número de ocasiones medidas por especie y mes.



Garduñas vs. Ginetas

Respecto al tipo de encame utilizado por parte de las dos especies según la frecuencia de uso de cada uno las diferencias son significativas ($\chi^2= 109,34$; $p<0,0001$). Entre las dos especies las garduñas utilizaron más los márgenes con cobertura de los torrentes (prueba binomial,

$p < 0,0001$) y el fondo de estos ($p < 0,001$), así como encima de los árboles ($p < 0,004$) y las casas habitadas ($p < 0,003$). Las ginetas utilizaron más claramente los encames en el suelo de las zonas forestales con cobertura ($p < 0,0001$). No se mostraron diferencias en el uso de los encames entre las rocas ni en las zonas con matorral.

Se dieron 5 localizaciones de encames que fueron compartidas por más de un individuo durante el período de estudio. De ellas, 3 lo fueron entre individuos de las dos especies (2 por dos ginetas y una garduña) y el resto por sólo ginetas. Estos encames tan frecuentados por diferentes individuos fueron todos en el suelo en ambientes no humanizados: 2 en márgenes de torrente con abundante vegetación, uno en el fondo de un torrente, uno entre bloque de rocas y uno entre olivos abandonados con abundante cobertura arbustiva.

Los valores de las distancias entre encames consecutivos difirió significativamente entre las dos especies (ANOVA, $F = 24,5$; $p < 0,0001$). Así mismo, la distancia entre encames consecutivos difirió significativamente entre las dos especies variando a lo largo del año (ANOVA, $F = 2,931$, $p < 0,001$) y afectando por igual a las dos (ANOVA, g.d.l. =11, $p = 0,23$), aunque debido a la escasez de datos de los meses de verano no se diferenciaron estadísticamente con el test post-hoc de Scheffé en ninguna de las dos especies (Fig. 10).

5.4.3 Selección del hábitat

La proporción de los cinco tipos de hábitat mostró una clara preponderancia del paisaje típico de la Montaña de Montserrat compuesto por grandes bloques de roca, constituyendo en la zona de estudio elegida el 44,7% de la superficie. El resto del área de estudio lo constituirían a partes similares los campos cultivos (16,3%) y las zonas forestales (17,8%).

Garduñas

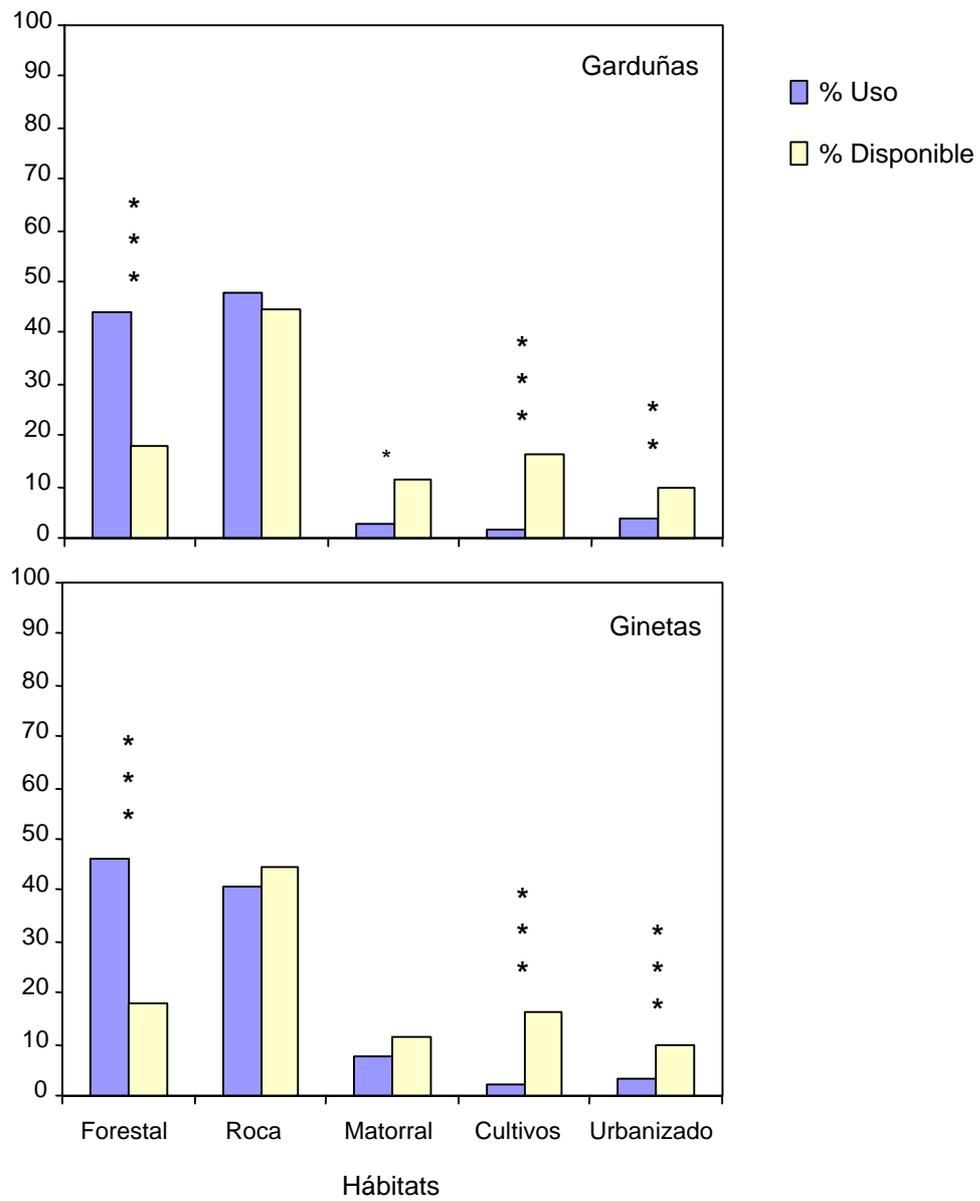
A partir de las localizaciones de las 4 garduñas con datos suficientes se extrajeron los porcentajes de uso de cada uno de los 5 hábitats propuestos. Estas localizaciones mostraron un uso medio repartido entre el hábitat de roca (47,84 %; n=4) y el hábitat forestal (44,3%) (Fig. 11). Sin embargo, si analizamos este uso entre los 4 animales observamos dos estrategias diferentes, así MF11 y MF12 fueron encontrados en más del 90% de las ocasiones en las rocas llegando a no tener localizaciones en zonas urbanizadas ni de matorral. Mientras que MF15 y MF16 utilizaron en más del 80% el hábitat forestal, así como el resto de los cuatro hábitats. Las proporciones de los valores de uso y disponibilidad de los diferentes hábitats difirió por tanto significativamente ($\chi^2 = 252,56$; gdl=4; $p < 0,0001$). Estos ejemplares mostraron una clara preferencia por las zonas forestales con un estrato arbóreo más o menos importante y de composición específica variable (test de Bonferroni; $p < 0,0001$; 95% IC), mientras que cultivos ($p < 0,0001$), matorrales o zonas en regeneración ($p < 0,0001$) y zonas urbanizadas ($p < 0,05$) fueron rechazados frente a la proporción disponible. Los grandes bloques de rocas son utilizados en la misma proporción en que eran disponibles en el área de campeo.

Ginetas

Por lo que respecta a los 7 individuos de ginetas seguidos, la selección del hábitat fue similar a las garduñas, con un 46,4% de media de las localizaciones en hábitat forestal y un 40,5% en las rocas. La distribución de las proporciones de uso frente a las disponibles en las áreas de campeo difirieron significativamente ($\chi^2 = 447,23$; gdl= 4; $p < 0,0001$). Las ginetas prefirieron de forma significativa las zonas forestales (test de Bonferroni; $p < 0,0001$; IC 95%), y rechazaron los cultivos y zonas urbanizadas según la disponibilidad en sus áreas de campeo ($p < 0,0001$). El hábitat rocoso de la montaña fue utilizado en la misma proporción en la que se encontraba disponible, al igual que las zonas con matorral o regeneración.

En cuanto el uso que hicieron garduñas y ginetas de media por especies no mostraron diferencias para cada uno de los hábitats (U de Mann-Whitney; $n_1 = 4$, $n_2 = 7$; $p > 0,05$). Por tanto los ejemplares seguidos de las dos especies mostraron patrones similares.

Figura 11. Proporciones de uso medio de las ginetas y de las garduñas, así como el porcentaje medio de cada hábitat disponible en la zona de estudio. Test de Bonferroni * $p < 0,05$; ** $p < 0,001$; *** $p < 0,0001$; 95% IC.



5.5 DISCUSIÓN

5.5.1 Abundancias y densidades

Si bien no existen suficientes datos aún sobre densidades de estas especies de carnívoros en la literatura, parece ésta una zona con una abundancia relativa por capturas moderada. Así, para las garduñas podríamos establecer una densidad de unos 0,6 indiv./km², inferior a los sorprendentes datos de Nicht (1969) de 8 indiv/km² en una zona urbana de Alemania, y más próxima a la obtenida en Suiza por Marchesi (1989) de 1 indiv/km², y los 1,4 indiv/km² estimados por Lachat (1993a) en la misma zona. La ausencia de datos en regiones mediterráneas impide una discusión adecuada respecto a estas diferencias donde la ausencia de una competidora como la marta habría de permitir un adecuado aumento de las poblaciones de garduña aprovechando los recursos disponibles.

Un valor similar lo obtendríamos para la gineta (0,7 indiv/km²), aunque para esta especie la escasez de datos impide una adecuada comparación, excepto la cifra extraordinaria obtenida en Argelia por Desmet & Hamdine (1988) con 7 indiv/ha y los obtenidos por Palomares & Delibes (1993) en el Parque Nacional de Doñana con 0,2 indiv/km² y que estos autores consideran como relativamente elevada. Pese a esta abundancia, extrapolable a otras zonas similares de la Península, es un animal que pasa más desapercibido que otros carnívoros de tamaño similar, por lo que su abundancia puede que se encuentre subestimada en muchos casos.

Las oscilaciones en la abundancia de carnívoros generalistas, como estas dos especies, parece responder a los cambios en la abundancia de los recursos alimenticios (*Martes foina*: (Lachat 1993b) o al aumento de hábitat adecuado; así, la presencia de matorral o reforestación de zonas parece ser la causa de un posible aumento de la población de ginetas en zonas donde antes parecían faltar (Delibes, 1987). Sin embargo la presencia de otras especies competidoras o depredadoras en ambientes limitados, puede influir claramente sobre éstas (Lindström et al. 1995). Así, la depredación causada por el lince ibérico en Doñana (Palomares et al. 1996) o las causadas por búhos reales o zorros (este estudio) podría limitar estas densidades, así como ocurre en otras poblaciones de carnívoros (Cypher & Spencer 1998; Litvaitis & Harrison 1989). La situación de sobrepoblación de garduñas que en los últimos años se da en las zonas urbanas y rurales del centro de Europa (Rasmusen et al. 1986; Herrmann 1989; Libois 1991) sería una adaptación a un medio sin depredadores y con alimento abundante, sosteniendo a unas poblaciones supernumerarias.

5.5.2 Tamaño del dominio vital

Los valores de las dimensiones de las áreas de campeo o dominio vital estimadas para las garduñas en otros trabajos mediante radioseguimiento en Europa, han mostrado valores similares, si tenemos en cuenta los valores de las hembras (ver Tabla 6), aunque la escasez de datos en diferentes condiciones y un número suficiente de ejemplares impide una correcta comparación. En general y como para la mayoría de carnívoros no sociales, los machos poseerían un dominio vital superior al de las hembras (Powell 1979b; Powell 1994).

Tabla 6. Valores de tamaños medios de dominios vitales (km^2), rango y número de individuos de garduña en diferentes estudios realizados en Europa con radioseguimiento. Se especifica el sexo y el tipo de hábitat donde se llevó a cabo.

Fuente	País	Hábitat		
Lachat (1993a)	Suiza	Pastos con bosque	1,11	0,49
			3	5
			0,20-1,93	0,27-0,97
		Rural con bosque	3,00	2,80
			2	1
Skirnisson (1986)	Alemania	Urbano rural	3,01	1,55
			2	2
			2,9-3,1	1,11-2,00
Herrmann (1994)	Alemania		0,40	0,20
			6	6
Broekhuizen (1983)	Holanda	Cultivos	4,30	1,37
			4	5
			0,78-7,77	0,82-1,80
Labrid (1983)	Suiza	Bosque con prados		0,36
				1
Krüger (1989)	Alemania			
López-Martín et al. (1992)	NE España	Bosque húmedo mediterráneo	0,52	
			1	
Waechert (1975)		Mosaico cultivos		0,8
Heptner & Naumov (1974)				2,5-4
Lodé (1991)	Francia	Humedal agrícola		0,7
				1
Fohrenbach (1984)	Alemania	Bosque	0,47	1,05
			5	2
			0,09-1,12	1,05-1,06
Kalpers (1984)	Alemania	Urbano	0,6	
			1	
López-Martín (sin publicar)	Pirineo Lleida	Bosque coníferas subalpino	0,33	
			2	
			0,53-0,12	
Este estudio	Barcelona	Mosaico mediterráneo modificado		0,96
				4
				0,19-2,24

Respecto a las ginetas, sólo se conocen los datos de Palomares & Delibes (1993) con 8 ejemplares en Doñana con una media de $7,81 \text{ km}^2$, casi 6 veces superior a la media obtenida en este trabajo. Una zona donde la garduña se puede considerar ausente. En otros trabajos menos significativos, como el de Livet & Roeder (1987) con una sola hembra, el dominio total

fue de 1,06 km². En general parece una estrategia similar a la de la garduña y a carnívoros similares: dominios vitales de machos mayores que en las hembras y territorios excluyentes para el mismo sexo al menos una parte del año.

Los tamaños de dominios vitales calculados para la garduña en Europa pueden diferir dentro de unos rangos que puede ser afectados por el sexo de los individuos y la edad (Tabla 3), e incluso el propio estimador utilizado (Powell 1994) y los posibles errores asociados a su cálculo. Para el caso de la marta americana Buskirk & McDonald (1989) analizan las variaciones geográficas del dominio sin encontrar una relación latitudinal, correlacionada con la diversidad de presas. El tamaño del dominio y sus variaciones parecen relacionados con la calidad del hábitat y con la abundancia de recursos (refugio, alimento, etc.) (Buskirk & McDonald 1989). Así, en medios con abundancia de recursos los dominios habían de ser inferiores a los que encontraríamos en lugares con menor diversidad y/o abundancia de presas.

Un análisis más recomendable es la comparación en el uso del dominio vital (Powell 1994). Si bien aún existen pocos datos en el análisis de este aspecto, puede constatarse una reducida área de máximo uso (*core area*). Estos lugares son típicos en la mayoría de mustélidos, como la marta europea (Marchesi 1989), la garduña (Labrid 1986; Skirnisson 1986; Lodé 1991), la marta americana (Potvin & Breton 1997), el turón *Mustela putorius* (Lodé 1991), o el visón europeo *M. lutreola* (Palazón 1998).

La defensa de estas zonas viene determinada por ser lugares con una máxima calidad y cantidad de recursos y por lo tanto asimilables al concepto de territorio. Si bien algunos autores dan una importancia a este uso diferencial a una estrategia de utilización del alimento en parcelas (Kalpers 1984; Labrid 1986; Skirnisson 1986), otros recursos como la disponibilidad de refugios, la influencia del estado reproductor y de celo, así como la influencia de otros ejemplares del mismo sexo o la presencia de individuos de otras especies en mayor o menor competencia (depredación), podrían influir de forma importante a lo largo del año o en épocas concretas sobre el tamaño de estas zonas de máxima explotación.

La proporción que representan estos lugares respecto al MPC100 nos define el uso más o menos homogéneo del dominio. Así, las martas de la Jura Suiza (Marchesi 1989) mostraron áreas núcleo con intervalos entre el 3% y el 32% respecto al MPC100, con leves variaciones a lo largo del año. Estos valores son muy similares a los obtenidos aquí para la garduña, posiblemente debido a una relación similar a la que existe entre el tamaño corporal y el tamaño del dominio vital.

En las ginetas podemos extraer conclusiones similares, observando un comportamiento muy similar al de los mustélidos. En este caso, y para el mismo tipo de medio las ginetas utilizaron pequeñas zonas de sus dominios vitales con máxima intensidad, tal y como ya constataron Palomares & Delibes (1993) en Doñana.

Las oscilaciones del tamaño de los dominios vitales y la fidelidad de los ejemplares a estas zonas han sido confirmadas para la garduña (Genovesi & Boitani 1997), si bien la misma

estrategia es generalizable al resto de especies del género (Powell 1994; Balharry 1993; O'Doherty et al. 1997) y de otros representantes de la familia (Powell, 1979). Estas modificaciones vendrían condicionadas por el estado sexual de los ejemplares y por lo tanto un aumento del dominio en los meses de celo por parte de los dos sexos, pero mucho mayor en el caso de los machos (Herrmann 1989; Sandell 1989; Mead 1994), aunque el modelo de territorialidad de Powell (1979b) condiciona el tamaño de los dominios de las hembras en las llamadas especies 'solitarias' a la disponibilidad de alimento. Sería pues estas zonas las que dispondrían de una mayor abundancia de alimento. En el capítulo 7 de esta tesis se demuestra que la garduña aumenta su diversidad trófica durante los meses de verano, diversidad que se puede obtener al explotar nuevas áreas del dominio a la vez que al incremento intrínseco de disponibilidad de presas diferentes que se da durante estos meses en nuestras latitudes (migraciones, reproducción). En nuestro estudio, la falta de machos impide una demostración completa de estas teorías. Sin embargo, respecto a las hembras de garduña, las zonas de mayor uso (forestal, con presencia de setos y matorral) fueron las zonas con una mayor riqueza de alimento (frutos, micromamíferos, aves, etc.).

En nuestro estudio podemos comprobar el aumento de los dominios vitales de las garduñas en los meses de junio - julio a partir de las distancias entre noches consecutivas, medida que refleja estos mayores desplazamientos. Balharry (1993) obtiene para la marta un patrón similar para la marta en Escocia estudiando ejemplares de ambos sexos y utilizando un índice de movimiento.

En el caso de las ginetas el patrón es bimodal, con un pico también en junio y otro en setiembre. Este hecho coincidiría con la biología de la especie que podría tener un segundo celo después del verano a raíz de los nacimientos registrados en la Península Ibérica (Aymerich 1982; Delibes 1974b; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b). El uso del espacio de la gineta sigue mostrando el mismo modelo de las especies 'solitarias'.

5.5.3 Lugares de reposo

La elección de los lugares de reposo en los mustélidos y los pequeños carnívoros responde básicamente a dos características: el aislamiento térmico y el confort, y la defensa frente a los depredadores.

En climas boreales de Norte América, la presencia de una adecuada protección frente al frío en los mamíferos que no hibernan, es vital para impedir una pérdida de calor excesiva y que les llevaría a la muerte. Así, la distribución y abundancia de la marta americana parece estar limitada por los hábitats con presencia de lugares aislados térmicamente (Buskirk 1984; Buskirk et al. 1989; Chapin et al. 1997; Raphael & Jones 1997), utilizando de forma significativa los refugios bajo la nieve en raíces y tocones de árboles caídos en noches frías. Este aspecto también queda demostrado en el caso de *M. martes* en Escandinavia (Brainerd et al. 1995) y en *M. pennanti* (Kilpatrick & Rego 1994).

Waechert (1975) para la garduña, determina la misma selección en hábitats con inviernos crudos, aunque los lugares utilizados para conseguir un ambiente térmicamente apropiado son los situados en cavidades humanizadas: pajares, granjas (Schmidt 1943; Waechert 1975; Skirnisson 1986), tejados (Fohrenbach 1984), cuadras (Krott 1985). Esta selección ligada al hombre, podría derivarse de una exclusión de las zonas naturales dominadas por la marta (Delibes 1983). El mayor uso de estos lugares queda patente durante el invierno, llegando a utilizarse en el 95% de las ocasiones en Suiza (Lachat 1993c). En el Pirineo de Lleida una garduña utilizó casas deshabitadas de un pequeño pueblo y gallineros en el 84% de las ocasiones (n= 44) (López-Martín, inédito).

Respecto a la gineta, cabría esperar una selección similar respecto a la utilización de las madrigueras más resguardadas de la intemperie, sobretodo en donde su área de distribución alcanza su máximo septentrional. Por otra parte, la ausencia de trabajos en estas zonas impide concluir nada al respecto. Aunque cabe recordar que la distribución de esta especie en Europa se ciñe a zonas con ambientes invernales poco rigurosos, mostrando ya una selección previa respecto a esta variable (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a).

En el presente trabajo, el clima no parece determinar la elección del lugar de reposo al no constituir un ejemplo de rigurosidad invernal, manteniéndose temperaturas que no llegaron a ser inferiores a los 0° C ningún día mientras duró el estudio. Por lo tanto, ninguna de las dos especies se vio forzada a utilizar habitaciones humanas. Evitar a los depredadores sería entonces el principal motivo de selección de los lugares de reposo. Casos de depredación sobre pequeños y medianos carnívoros son habituales tal y como ya ha sido apuntado anteriormente (ver sección 5.5.1), con ejemplos de martas depredadas por zorros (Storch et al. 1990; Lindström et al. 1995) o por grandes rapaces como el águila real (Korpimäki & Norrdahl 1989). La gineta sufre al menos la persecución de lince ibérico (Palomares et al. 1996). La selección del lugar de reposo es mucho más acentuada en los casos de hembras con crías (Buskirk & Ruggiero 1994). En nuestro caso el impacto de otros depredadores pudo ser

constatado; así de los ejemplares radioseguidos, dos ginetas y dos garduñas murieron por zorros y por búhos reales. Los lugares preferidos (más frecuentados para el descanso) presentan una abundante cobertura vegetal y/o son oquedades en las rocas de difícil acceso a cualquier depredador de tamaño mayor. La elevada utilización de los torrentes y la vegetación riparia asociada a ellos ha sido descrita ya por otros autores para el género *Martes* como lugares para la situación de refugio (Buskirk et al. 1989; Raphael & Jones 1997). La abundante vegetación natural, así como la presencia de material arrastrado por las corrientes estacionales, aumentan la disponibilidad de refugios tanto para la garduña como la ginetas.

La ausencia casi general de localizaciones de descanso o reposo en árboles, contrasta con las claras adaptaciones arborícolas de estas dos especies. Agujeros en árboles, huecos en el tronco, nidos de pájaros carpinteros, cajas nido, etc. son utilizados por otras especies del género *Martes* (Sonerud 1985; Selas 1990; Johnsson et al. 1993; Kilpatrick & Rego 1994; Brainerd et al. 1995). La falta de árboles adecuados en nuestro caso, podría ser la causa que dificulte su uso al tratarse de bosques jóvenes y en transición. En los ambientes forestales o con abundante vegetación arbórea en la mayoría de las ocasiones se encontraron sotobosques densos que permitían un refugio adecuado. Este hecho diferencial de los bosques mediterráneos de esclerófilas, mucho más cerrados y con sotobosque, que no los ambientes caducifolios o de coníferas, donde la vegetación es escasa en el suelo, permite a las garduñas y a las ginetas utilizar estos lugares altamente seguros para descansar.

Se desprende de estos datos una selección del recurso similar en las dos especies pudiendo motivar, *a priori*, una competencia que, en caso de ausencia de suficientes lugares adecuados, podría motivar claras disputas.

5.5.4 Selección del hábitat

Tanto la gineta como la garduña son dos especies que han sido asociadas a sistemas forestales (Livet & Roeder 1987; Libois 1991), entendiendo este concepto en su ámbito más amplio. En cuanto a la selección de los diferentes hábitats donde pueden vivir, se las considera como generalistas, lo que ha condicionado que la garduña tenga la mayor superficie de distribución de las *Martes* del Paleártico, y que la gineta haya podido expandirse con éxito por la Península Ibérica y Francia después de su introducción. Pese a esta elevada valencia ecológica, existen unos ambientes donde estas dos especies se sienten mucho más 'a gusto'. Estos hábitats óptimos, donde el desarrollo de la población es máximo, están condicionados para la mayoría de las especies por una serie de aspectos:

- i. Los recursos alimenticios (Storch 1993; Lodé 1994a; López-Martín et al. 1998a).
- ii. La disponibilidad de refugio (Chapin et al. 1997).
- iii. La ausencia de competidores y/o depredadores (Storch et al. 1990).
- iv. El grado de molestias derivados de las actividades humanas.

La importancia de estos aspectos puede variar según la especie, de la época del año en función del cambio de dieta (Skirnisson 1986; Marchesi 1989; Clevenger 1993c; Lachat 1993b) e incluso la edad y el sexo, de los que se deriva el estado sexual (celo) o la fase reproductora.

Según los datos obtenidos, se demuestra la selección positiva para las dos especies por los ambientes con máxima cobertura vegetal, y un claro rechazo a la utilización de las zonas cultivadas sin cobertura (Fig. 11). La dificultad en encontrar trabajos donde la disponibilidad haya sido contrastada con el uso, impide una adecuada comparación. Sin embargo, algunos autores (Broekhuizen 1983; Skirnisson 1986; Herrmann 1989; Lachat 1993a) sí destacan el hecho de que la garduña en ambientes fragmentados utiliza de forma reiterada las zonas del dominio vital con vegetación suficiente (taludes, setos, pequeños bosquetes, márgenes), y obvia pasar por zonas de cultivos y prados con escasa o nula vegetación. Respecto a la utilización de los sistemas rocosos, que en nuestro caso fue para las garduñas el hábitat con una mayor proporción de localizaciones, es destacado como un hábitat preferido en otras zonas de su rango de distribución (Waechert 1975; Chotolchu et al. 1980; Delibes 1983; Santos-Reis 1983), motivo por el cual una de las denominaciones inglesas de la especie ya remarca este hecho: 'stone marten'.

Sin embargo, la elevada presencia de garduñas en las zonas habitadas que se constata en Europa (Jensen & Jensen 1970; Waechert 1975; Stubbe 1989) no ha sido confirmada en este estudio, mostrando un carácter mucho más salvaje, y evitando este medio (Fig. 11). Aunque este comportamiento antropófilo es típico de regiones más septentrionales de Europa, no está completamente ausente en los ambientes mediterráneos, donde la presencia de garduñas en zonas rurales cerca de las granjas y pueblos pequeños es, en algunas ocasiones, común, aunque no en las proporciones que se indican en esos trabajos. Así, en el área de estudio, el

macho MF18 nació en el tejado de una casa de una urbanización. Parece que hacia el norte (Pirineos) este hecho podría ser más común (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b). Delibes (1983) explica esta llamada antropofiliación de la especie como causa de una competencia interespecífica con la marta (*M. martes*), mucho mejor adaptada a los medios forestales salvajes y al clima mucho más severo. En ausencia de esta especie, la garduña presentaría lo que Heptner & Naumov (1974) distinguieron como la categoría primaria de hábitat de la especie, en contra de la secundaria o antropófila. Parece pues, que este hecho queda demostrado a partir de los datos extraídos de este trabajo. El desplazamiento de las garduñas a medios subóptimos en presencia de otra especie competidora, queda reflejado en el capítulo 6 de esta memoria, donde la marta ocupa los medios forestales mejor formados en los medios subalpinos del Pirineo central.

En nuestro caso, la presencia de una especie potencialmente competidora como es la gineta podría influir también sobre estos valores. La selección positiva de las zonas consideradas como forestales eran de esperar en la gineta, una especie con cualidades para la escalada en los árboles, propias de su género. Livet & Roeder (1987) describen el hábitat típico de la gineta en Francia mediante el uso de letrinas, como zonas con elevada vegetación, presencia de agua y formaciones rocosas. Recientemente, Virgós & Casanovas (1997) también con localizaciones de letrinas en el centro de la Península, destacan los ambientes de dehesas como los preferidos, justificados por la mayor abundancia de alimento. Sin embargo, la utilización de estas zonas de marcaje como indicadoras del hábitat debe tratarse con cuidado (Kruuk et al. 1986; Kruuk & Conroy 1987). Con datos más fiables, provenientes del radioseguimiento de 8 individuos en el Parque Nacional de Doñana, Palomares & Delibes (1993) destacan la utilización de ciertas zonas de matorral, con ausencia de esta especie en zonas más forestales. Pese a su origen supuestamente doméstico, las ginetas esquivan la presencia humana tal y como queda reflejado en el estudio, aunque en ciertas ocasiones se ha podido encontrar ejemplares en casa abandonadas o en pueblos pequeños (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b). Respecto a las zonas cultivadas o con escasa vegetación, la ausencia de la gineta es casi total, hecho que motivaría su falta en algunas zonas de Cataluña donde la extensión de la agricultura es más elevada (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b). Respecto a los medios rocosos, la gineta los ha utilizado de forma similar a las garduñas, tal y como se indica en otras zonas de su distribución (Delibes 1974b; Cugnasse & Riols 1984) y resumidos por Livet & Roeder (1987) como zonas preferentes para la situación de letrinas de marcaje.

Podemos sintetizar por ahora, que ambas especies siguen un patrón muy similar de selección del hábitat. Volviendo a los factores que explicarían su selección, la presencia de una mayor diversidad y abundancia de alimento en las zonas forestales y de setos, en forma de frutos, micromamíferos y paseriformes, podría explicar esta selección positiva para las dos especies. Tanto garduñas como ginetas presentan una dieta altamente adaptable (Clevenger 1994a; Virgós et al. 1999) con una elevada presencia de frutos y micromamíferos como base alimenticia (capítulos 7 y 8). Así mismo, la posibilidad de encontrar refugios para descansar en

este medio bajo el sotobosque es en estas zonas y en las zonas rocosas máximo, tal y como indican los resultados de selección de madrigueras, y tal y como ocurre como especies como en *M. pennanti* (Arthur et al. 1989; Jones 1991), o incluso la propia garduña en medios urbanos de Europa, donde la presencia de refugios secos y calientes es fundamental en invierno (Waechert 1975, Lachat 1993c).

Por el contrario, en los medios abiertos (cultivos) la selección negativa es propia de especies depredadas y que buscan la máxima cobertura como defensa frente a depredadores (Palomares & Delibes 1993; Palomares et al. 1996). Posiblemente la presencia de especies presas accesibles como tálpidos y roedores podrían ser una fuente de alimento aprovechable, sin embargo los riesgos que esta captura conlleva impiden su utilización de forma segura. Una selección similar, positiva para los medios forestales (abundancia de alimento) (Thompson 1986) y negativa para los medios abiertos (depredación) (Brainerd 1990; Storch et al. 1990) ya ha sido especulada para la marta *M. martes* en Escandinavia (Brainerd et al. 1994).

No parece que la gineta sea capaz de modificar la selección de la garduña por los hábitats preferidos, ni tampoco al contrario. Sin embargo, debería esperarse una clara competencia.

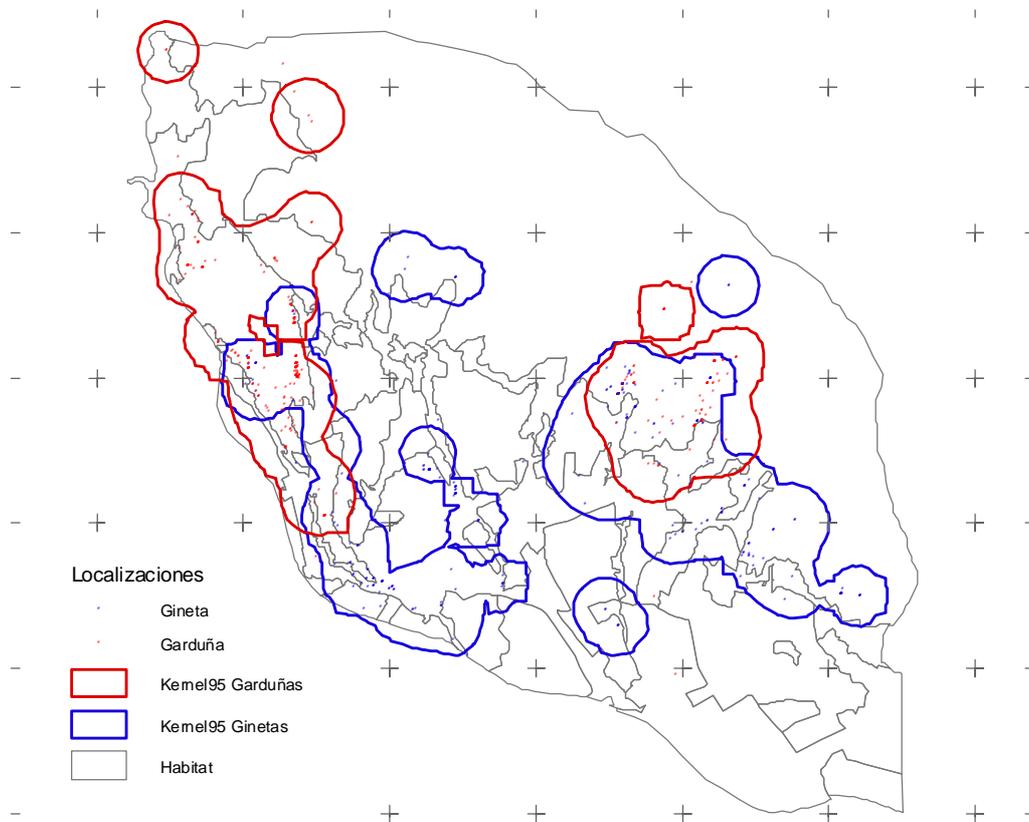
5.5.5 Simpatría y coexistencia.

Como síntesis de los datos obtenidos y de las conclusiones sobre el uso del espacio y de las áreas núcleo, utilización y selección de las madrigueras, y del uso y selección del hábitat, se desprende que ambas especies de talla y peso similares tienden a comportarse de forma parecida en el área estudiada. Si además añadimos los datos sobre preferencia de presas (ver capítulo 7), las similitudes en cuanto a su comportamiento espacial y ecológico en los ambientes mediterráneos son muchas. Frente a este hecho, se debería esperar una fuerte relación de competencia entre las dos especies. Para el caso de la simpatría entre Mustélidos (la familia de Carnívoros más diversa y donde estos acontecimientos ocurren de forma más frecuente) las teorías existentes tienden a explicar tales situaciones por diferencias en el tamaño, lo que podría reducir la competencia por el alimento (Rosenzweig 1966; McNab 1971; Erlinge 1986; MacDonald 2002); y cuando existe solapamiento entre especies de tamaño similar, se registran diferencias entre la dieta y en las estrategias de búsqueda del alimento (Erlinge 1972; Lodé 1993). Una situación similar ha sido apuntada en otras familias como los Cánidos (Sargeant et al. 1987; Harrison et al. 1989; Cypher & Spencer 1998; Neale & Sacks 2001) y ciertos Félidos de gran tamaño (Sunquist & Sunquist 1989). Pero tal segregación no parece producirse *a priori* entre garduña y gineta.

En cuanto a su distribución geográfica, las dos especies no suelen diferir, si nos atenemos al área de simpatría (ver capítulo 1 de esta memoria). Si nos centramos en el caso de Cataluña la superposición de áreas de distribución es casi total (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b), pudiéndose extrapolar al resto de la Península Ibérica (Calzada 2002; Reig 2002).

Por lo tanto, debería esperarse algún tipo de estrategia que permita explicar esta coexistencia y solapamiento ecológico tan pronunciado. Los resultados generales obtenidos del radioseguimiento muestran una cierta segregación en la zona de estudio, aunque no relacionada con ningún tipo de hábitat en especial. Se intuye una segregación del espacio individual reflejada en las radiolocalizaciones de los diferentes ejemplares que se siguieron. Las zonas usadas por las garduñas son menos usadas por las ginetas y viceversa (Figura 12), sin que en realidad esta segregación se corresponda con grandes cambios en el hábitat. Por otro lado, existen zonas concretas de reducidas dimensiones, de calidad ambiental presumiblemente elevada, muy usadas por ambas especies.

Figura 12. Localizaciones de las posiciones de los diferentes animales seguidos (todos) y agrupados por especie. El estimador Kernel95 se muestra para todos los ejemplares de cada especie de forma conjunta.



A la vista de este hecho, las posibles explicaciones podrían dividirse entre las que implican (1) el efecto directo de una especie, y (2) las que se derivan de factores independientes a la presencia de la otra especie.

Respecto a la primera hipótesis consistiría en la acción de algún tipo de barrera etológica: (i) defensa activa del territorio frente a la otra especie, o (ii) establecimiento de señales odoríferas de comprensión recíproca por parte de ambas especies.

La exclusión de ejemplares de otra especie competidora en el grupo de los carnívoros ha sido descrito en gran número de especies (Sunquist & Sunquist 1989), con acontecimientos de encuentros violentos que llegan en algunos casos a la muerte de uno de los contrincantes. Normalmente, los acontecimientos suelen dar por ganador a la especie más grande; en nuestro caso la similitud en cuanto a biomasa de garduña y gineta, no nos ofrece un ganador *a priori* al cual dar la victoria. En cautividad, no ha sido comprobada la reacción de individuos de las dos especies, y tampoco se han confirmado estos encuentros en la vida salvaje

Respecto a la utilización del marcaje, se nos ofrece como una estrategia en la que a igualdad de fuerzas los individuos de las dos especies podrían rechazar el combate y ahorrarse daños innecesarios. Si bien, tanto garduñas como ginetas disfrutan de un amplio abanico de señales con función intraespecífica, con el que intercambiar información con sus congéneres (Roeder

1978; Roeder 1983b; Roeder 1983a; Roeder 1984; Monte & Roeder 1990; Seiler et al. 1994; Monte 1997), la presencia de señales de una especie no suele pasar desapercibida a la otra. Ejemplos hay de todos los tipos, desde el seguimiento de la presa por parte del depredador (Oksanen 1983; Willebrand & Marcström 1988; Sonerud 1993), hasta el caso contrario, la detección del depredador por parte de la presa (Jedrzejewski et al. 1993a). No hay trabajos en cuanto a las reacciones de señales entre las dos especies que nos permitan comprobar de forma controlada esta hipótesis. Sin embargo estos acontecimientos y mecanismos debería mantener un empate teórico al nivel poblacional.

La segunda hipótesis entiende la situación como una relación de coexistencia temporal similar a la que propuso Powell & Zielinski (1983) para el género *Mustela* y generalizable a nuestro caso. Según este modelo, dos o más especies altamente simpátridas podrían coexistir cuando las poblaciones de presas fuesen altas, sobretodo si la depredación reduce la competencia cuando las poblaciones de presa fluctúen. Cuando las poblaciones de las presas se reducen se espera que sólo una de las dos especies permanezca, y que el tamaño inicial de la población, adaptaciones reproductoras, o las habilidades en la depredación sobre las diferentes presas, determinarán cuál es la especie que se quedará, y cuál se extinguirá, así como cuándo ocurrirá la recolonización de esta especie con el tiempo. Estas diferencias habrían de buscarse en sensibles estrategias en la depredación o formas de captura (Fitzgerald 1977; Simms 1979); la gineta podría exhibir una mejor adaptación a la captura de aves en las ramas de los árboles dándole una sensible ventaja; o bien, en fluctuaciones en las poblaciones de presas y sobre la depredación sobre estas especies (Rosenzweig 1966; Powell 1979a), a la que podríamos añadir una mayor mortalidad debido a causas antrópicas como son los atropellos, más comunes en las garduñas. Se podrían añadir otras causas, como la afección de alguna epizootia que redujese el número de efectivos de alguna de las dos poblaciones. Así, en el momento del estudio, la población de ginetas se encontraría en un momento favorable, quedando las garduñas en una situación que podría llevarla a la desaparición momentánea de la zona. Si bien ningún dato sobre dinámica poblacional ha sido establecido de estas dos poblaciones y de ninguna otra zona, no podemos concluir que esto suceda. Sin embargo, destaca el hecho de que de los ejemplares adultos capturados de garduña todo fueron hembras, y ninguna dio pruebas de reproducción, posiblemente debido a la ausencia significativa de machos en la zona. Los machos de garduña son más grandes que las hembras y más parecidos a las ginetas, por lo que la competencia podría establecerse de forma más fuerte en estos.

La gineta suele aumentar o disminuir su abundancia en los límites de altitud o latitud (por las limitaciones propias del clima) en función de la época del año, y de la rigurosidad de los inviernos.

En ambientes insulares la situación de coexistencia quedaría disuelta en el momento de la extinción de una de las dos especies sin posibilidad de colonización. De la misma forma podríamos llegar a explicar la situación en las Islas Baleares donde marta, garduña y gineta

han habitado y habitan alguna de las islas. Es muy probable que las tres especies fueran introducidas en las islas, en todas, pero la coexistencia se decantó en cada isla hacia alguna de las especies. Así, en Menorca restaría sólo la marta; en Ibiza, la garduña; y en Mallorca coexistirían la marta y la gineta al disponer de una superficie crítica lo suficientemente grande para que el proceso fuese similar al del continente.

Garduña y gineta se encuentran en una situación de equilibrio aparente, seguramente regulada y facilitada por la competencia a que están sometidas. En nuestra área de estudio la densidad de cada especie se mantuvo por debajo de la capacidad de carga teórica por causa de la superdepredación, casi no hubo machos, no hubo reproducción y no hubo reclutamiento. Esta situación no puede mantenerse mucho tiempo y podría ser la antesala de cambios importantes (recuérdese que además, las bajas no fueron ocupadas por nuevos individuos y en una garduña, esta extendió su dominio vital al de otra hembra vecina que murió). Ello nos demostraría que, las relaciones de competencia existen otros factores importantes diferentes de la fluctuación de alimento o de refugio que pueden impedir que se cumplan los modelos predictivos basados en estos únicos parámetros.

CAPÍTULO 6

SELECCIÓN INVERNAL DEL HÁBITAT DE LA MARTA Y LA GARDUÑA EN AMBIENTES SUBALPINOS Y MONTANOS DEL PIRINEO CENTRAL

Índice del Capítulo

6 SELECCIÓN INVERNAL DEL HABITAT DE LA MARTA (<i>MARTES MARTES</i>) Y LA GARDUÑA (<i>M. FOINA</i>) EN AMBIENTES SUALPINOS Y MONTANOS DEL PIRINEO CENTRAL.....	125
6.1 INTRODUCCIÓN	125
6.2 ÁREA DE ESTUDIO	128
6.3 MATERIAL Y MÉTODOS	130
6.3.1 <i>Itinerarios</i>	130
6.3.2 <i>Caracterización del hábitat</i>	131
6.3.3 <i>Tratamientos estadísticos</i>	133
6.3.4 <i>Sistema de Información Geográfica: modelo de distribución y gestión</i>	134
6.4 RESULTADOS	137
6.4.1 <i>Descripción del medio</i>	137
6.4.2 <i>Abundancia de especies de mamíferos</i>	137
6.4.3 <i>Diferencias entre hábitats</i>	139
6.4.4 <i>Marta vs. Garduña</i>	143
6.4.5 <i>Análisis espacial</i>	147
6.5 DISCUSIÓN	150
6.5.1 <i>Selección del hábitat</i>	150
6.5.2 <i>Segregación y competencia entre marta y garduña</i>	155
6.5.3 <i>Modelo espacial de distribución de la marta en el Pirineo catalán: GAP análisis</i>	158

6 SELECCIÓN INVERNAL DEL HABITAT DE LA MARTA (*MARTES MARTES*) Y LA GARDUÑA (*M. FOINA*) EN AMBIENTES SUALPINOS Y MONTANOS DEL PIRINEO CENTRAL.

6.1 Introducción

El género *Martes* está considerado como asociado al medio forestal (Anderson 1994). Esta característica está presente en todas las especies actuales, *Martes foina* (Libois 1991; Herrmann 1994), *M. martes* (Marchesi 1989; Pulliainen 1981b; Brainerd et al. 1994), *M. zibellina* (Bakeyev & Sinitsyn 1994; Xu et al. 1997), *M. melampus* (Tatara 1994) y *M. americana* (Buskirk & Powell 1994), así como en las extinguidas (Anderson 1970). Por otro lado, la marta y la garduña, junto a *M. zibellina*, son los únicos representantes del género que se encuentran en el continente europeo (ver capítulo 2) con distribuciones en un alto porcentaje de simpatria: mucho más elevado entre las dos primeras. La similitud entre *M. martes* y *M. zibellina* las lleva en algunos casos a producir híbridos de forma natural, por lo que algunos autores (Hagmeier 1961; Anderson 1970; Anderson 1994) han propuesto la hipótesis de que sean una única especie de carácter circumpolar, junto a *M. melampus* y *M. americana*. Sólo la marta americana *M. americana* y el pekán *M. pennanti* disponen de un solapamiento similar dentro de las especies del género (Clark et al. 1987; Douglas & Strickland 1987; Strickland & Douglas 1987), aunque la diferencia de tamaños y la preferencia por presas distintas hace que el reparto de los recursos sea mucho más apreciable. Las elevadas similitudes entre las martas de Europa las convierten en candidatas a una fuerte competencia por los recursos (ver capítulo 7). Dentro de este solapamiento se aprecian sin embargo ciertas diferencias. Así, a la marta la podemos encontrar relacionada con latitudes más septentrionales, ligada a climas más fríos y con un gran número de días con nieve en el suelo (Mitchell-Jones 1999), mientras que a la garduña la relacionamos con medios mediterráneos donde la climatología es más benigna (Bakeen 1972). La situación de simpatria en la que se encuentran en Europa y que representa un 70% del área de distribución de ambas, se ve alterada cuando se analiza en detalle la selección de hábitats, distinguiéndose cada una por utilizar hábitats realmente diferentes (Waechert 1975; Marchesi 1989; Libois 1991; Labrid 1986).

En la Península Ibérica habitan dos representantes del género *Martes*, la marta y la garduña. La primera se distribuye tan sólo por una estrecha franja constituida por los sistemas montañosos del tercio norte peninsular (ver capítulo 2). La segunda lo hace prácticamente por todo el territorio ibérico (Delibes 1983; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a; Ruiz-Olmo et al. 1988; Ruiz-

Olmo & López-Martín 1995c; Reig 2002; López-Martín 2002). Además, existen poblaciones de marta en las islas Baleares de Mallorca y Menorca (Alcover et al. 1986; Alcover 1988), de forma similar a lo que ocurre en otras islas del Mediterráneo como Cerdeña y Sicilia (Mitchell-Jones et al. 1999). Hasta hace poco, también existía una población insular de garduña en la isla de Ibiza (Delibes & Amores 1986), aunque actualmente se la da por extinguida (Reig 2002).

El conocimiento general y distribución de estas dos especies en España se limita generalmente a obras de tipo general (Cabrera 1914; Aguilar-Amat 1924; Vericad 1970b; Vericad 1970a; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995c), y con pocos trabajos que analicen concretamente ambas especies (Delibes 1983; Ruiz-Olmo et al. 1988; Clevenger 1991; Clevenger 1993d; Ruiz-Olmo 2001). Los estudios publicados sobre la taxonomía (Altuna 1973; Delibes & Amores 1985; Alcover et al. 1986; López-Martín et al. 1998b), parasitología (Sospedra 2000) y dieta (Delibes 1978; Amores 1980; Braña & del Campo 1982b; Cheylan 1984; Ruiz-Olmo & Jordan 1986; Moreno et al. 1988; Ruiz-Olmo & Nadal 1991; Clevenger 1993b; Clevenger 1993c; Ruiz-Olmo & Palazón 1993; López-Martín et al. 1996; Ruiz-Olmo & López-Martín 1996) completan el conocimiento que sobre el género *Martes* se ha conseguido en España hasta la fecha.

Las dos especies son consideradas, al igual que el resto de los representantes del género, como forestales, en el sentido estricto de este término. Así, se puede asociar a la garduña con zonas de matorral alto, hasta sistemas forestales más o menos complejos en cuanto a la composición de estratos, ya sean bosques caducifolios, mixtos o de coníferas (Waechert 1975; Broekhuizen 1983; Labrid 1983; Lachat 1993a). En cuanto a las preferencias de la marta, siendo estrictos también, la diversidad de medios forestales donde la podemos encontrar en Europa sería similar (Pulliainen 1981b; Labrid 1983; Marchesi 1989; Storch et al. 1990). En el caso del Pirineo, las condiciones ambientales podrían asimilarse a las que encontraríamos en los medios boreales del norte y de centro Europa. Sin embargo la orografía típica de este sistema montañoso permite una sucesión de comunidades de vegetación y de usos desde el fondo del valle hasta los estadios culminales en unos pocos kilómetros. Este hecho permite la intrusión de las comunidades de sistemas mediterráneos en los medios subalpinos y montanos.

Las interacciones y relaciones de competencia entre ambas especies no ha sido casi nunca abordado, y rara vez encontrándose ambas especies simultáneamente en el mismo lugar (Waechert 1975; Labrid 1983). Se estudiará la selección que realizan la marta y la garduña del medio subalpino y montano durante el invierno, permitiendo un mejor conocimiento para afrontar su gestión y la conservación de los hábitats reducidos en los que la marta encontraría su último refugio en el Pirineo.

Como último procedimiento, y utilizando diferentes fuentes de la planificación del territorio, se establecerán las zonas donde la marta establece sus hábitats invernales más adecuados en función de los resultados de campo. Mediante la obtención de estas áreas potenciales, su delimitación y situación, sus características, se abordará el grado de protección legal del hábitat de la marta con las figuras de espacios protegidos vigentes actualmente en Cataluña. Este tipo

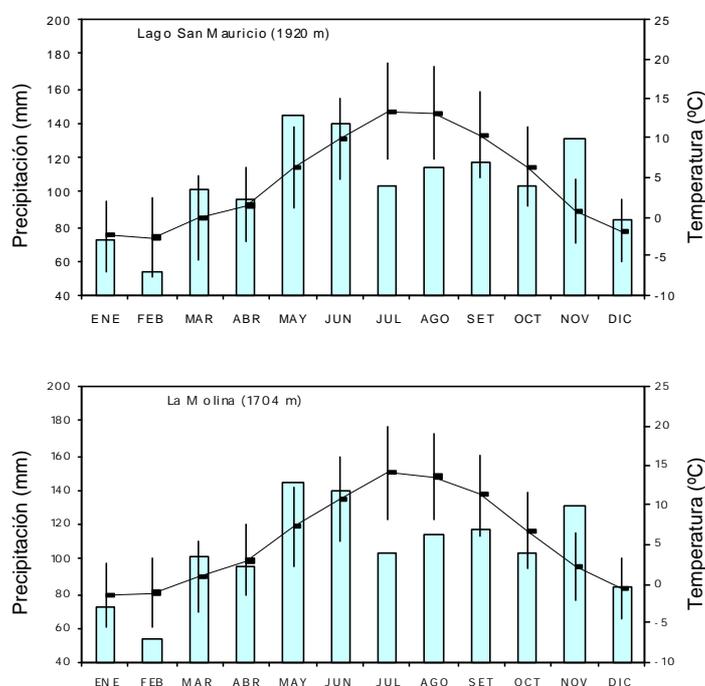
de análisis, denominado GAP Análisis, fue desarrollado como una herramienta en la gestión de especies y comunidades por la División de Recursos Biológicos del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). El uso de las herramientas de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) combinadas con los datos de selección de hábitat, riqueza específica, densidades, abundancias o parámetros poblacionales, por ejemplo, permite la creación de modelos espaciales que ayudan en la toma de decisiones y que son ya utilizados de forma habitual en la gestión (Scott et al. 1993; Miller 1994; Bustamante 1997; Corsi et al. 1999; Allen et al. 2001; Iverson et al. 2001).

6.2 ÁREA DE ESTUDIO

Coincide con la vertiente sur de los Pirineos centrales, en las provincias de Huesca, Lleida, Barcelona y Girona, en ambientes subalpinos o montanos.

El Pirineo es una sierra rectilínea de unos 450 km. de longitud y una anchura máxima de 150 km. en su sector central. El núcleo central, más elevado, donde aflora el zócalo, está formado por terrenos del Paleozoico –granitos, gneis, pizarras, etc.- afectados por la orogenia herciniana, conforma el Pirineo axial o zona axial. A lado y lado afloran los terrenos Mesozoicos y Terciarios, predominantemente calcáreos. Las sierras formadas por materiales Mesozoicos y Terciarios que se elevan a los lados se denominan Prepirineos. La mitad oriental es donde se encuentran las máximas altitudes: Aneto (3404 m), Posets (3367 m) y Pica d'Estats (3143 m), entre los de más altura. En la zona de máxima amplitud podemos encontrar las sierras transversales exteriores como el macizo del Turbón (2492 m), Sant Gervàs (1839 m) y Boumort (2076 m). Al este del río Segre encontramos las sierras del Cadí (2642 m), Port del Comte (2332 m) y Bassegoda (1376 m). La orografía es diferente entre ambas vertientes, siendo la cara norte de pendiente más suave y la sur mucho más abrupta amplia, y con fuertes desniveles.

Figura 1. Diagrama ombrométrico de dos estaciones meteorológicas del estadio subalpino (Servei Meteorologia de Catalunya, DMA). Temperaturas medias máximas, mínimas, medias y precipitación media mensual.



El clima alpino y subalpino del Pirineo central se caracteriza por una pluviosidad elevada (1200-2500 l/m² al año), especialmente abundante durante la primavera, y por sus temperaturas medias bajas. Los inviernos son muy crudos, con medias mínimas de hasta -15 °C, y los

veranos frescos. Generalmente en forma de nieve en los meses más fríos. Si bien los dos climas se parecen, el estadio alpino está más innivado.

La zona de estudio se incluye dentro del rango de distribución de las dos especies de *Martes* (Ruiz-Olmo et al. 1988; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995c; Reig 2002; López-Martín 2002). En cuanto a las otras especies de carnívoros, la diversidad en la zona de Pirineos en estos estadios es muy elevada, encontrándose además de las especies estudiadas, el oso pardo (*Ursus arctos*), el gato montés (*Felis silvestris*), el tejón (*Meles meles*), el zorro (*Vulpes vulpes*), la nutria (*Lutra lutra*), la gineta (*Genetta genetta*), la comadreja (*Mustela nivalis*) y el armiño (*M. erminea*), constituyendo una de las más ricas zonas de la Península Ibérica y Europa en cuanto a la riqueza de especies de esta comunidad (Vericad 1970; Ruiz-Olmo & Aguilar 1995; Palomo & Gisbert 2002).

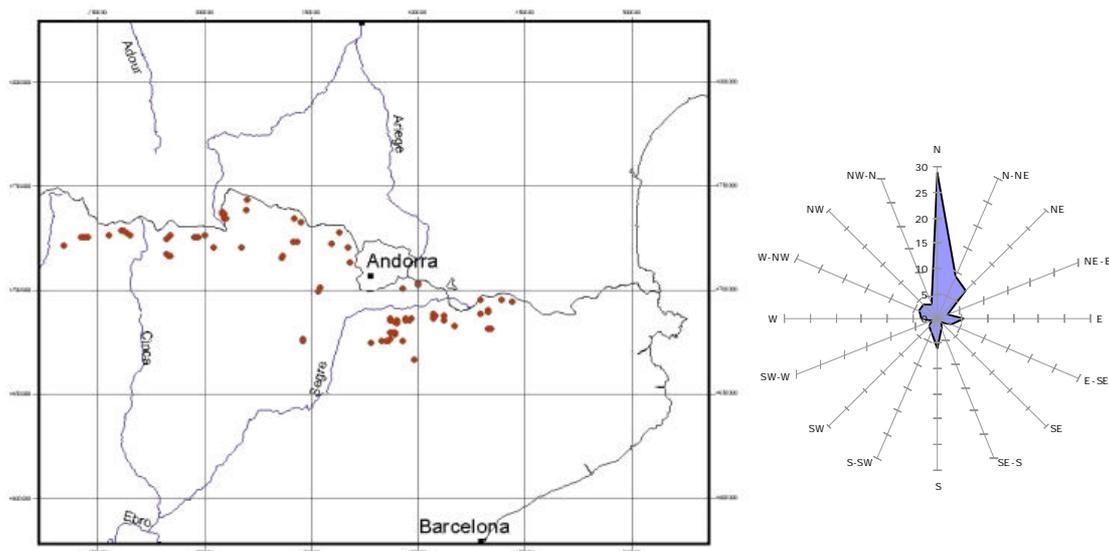
La situación geográfica de la sierra constituye una importante frontera biogeográfica con la intrusión de especies del norte de Europa y de la región Mediterránea, (con ejemplos en la botánica y en la fauna) así como centro de especiación y de endemismos. Es durante el invierno cuando las condiciones típicas del Pirineo (alta innivación, temperaturas mínimas, etc.) han permitido la presencia continua de representantes de la Europa boreal como el urogallo (*Tetrao urogallus*), la perdiz nival (*Lagopus mutus*), la lechuza de Tegmalm (*Aegolius funereus*), la marta (*M. martes*) o el armiño (*M. erminea*) entre otros, y la presencia de bosques de coníferas de abeto y pino negral, así como formaciones de árboles caducifolios (*Betula* sp., *Fagus sylvatica*, etc.). Es en este momento del año cuando estas especies se ven favorecidas por sus adaptaciones a este medio, y por lo tanto cuando dominan sobre las especies de origen o preferencia mediterránea.

6.3 MATERIAL Y MÉTODOS

6.3.1 Itinerarios

Entre los inviernos de los años 1985 y 1990 se recorrieron por la nieve a pie o con esquís de montaña un total de 108 itinerarios siguiendo pistas forestales, caminos o montaña a través (Fig. 2). La elección de los itinerarios se basó en su accesibilidad y por estar situados en los pisos montanos o subalpinos (pinar de pino negro, abetal, prado montanos, etc.) utilizándose los datos ya publicados parcialmente en Ruiz-Olmo et al. (1988). Cada itinerario era homogéneo respecto a un tipo de hábitat o vegetación, empezando en el ecotono y acabando cuando había otra transición destacable, siguiendo la metodología del transecto lineal en la cual se van detectando las diferentes huellas o rastros tal y como definieron para situaciones similares en Canadá o Escandinavia (Pulliainen 1981b; Thompson et al. 1989; Storch et al. 1990). La misma metodología es utilizada en especies del género *Martes*, como *M. americana* (Jones & Raphael 1990; Bull et al. 1992) y *M. pennanti* (Powell 1994).

Figura 2. Mapa de la localización de los 108 itinerarios realizados. Distribución de los valores de las orientaciones.



A cada itinerario le fue asignado un código basado en la fecha de realización y los datos geográficos relevantes (Municipio, Zona o paraje). Así mismo, se situó en un mapa 1:50.000 la situación y recorrido de cada itinerario. A partir de este mapa se anotó la altitud mínima y máxima del recorrido, así como la orientación general de la vertiente. La distancia total recorrida se calculó en el mapa 1:50.000 y se expresó en kilómetros.

Los itinerarios se realizaban con nieve en situaciones lo más óptimas posibles descartando su realización cuando la nevada había sido reciente (<3 días), o bien cuando el calor había fundido las huellas y su interpretación pudiese inducir a error. En cada itinerario se anotó el número de rastros de las especies de grandes y medianos mamíferos (Carnívoros, Artiodáctilos,

Lagomorfos, y Esciúridos) que se encontraban en la pista y/o se detectaban en una franja de 5 m a cada lado, así como los rastros de micromamíferos en general. Siguiendo las recomendaciones de Thompson et al. (1989) se consideraba un rastro nuevo de una especie cuando este era detectado por primera vez y cuando parecían no seguir la pista, evitando contar animales duplicados cuyos rastros discurren paralelos al itinerario.

La identificación de los rastros y su asignación a cada grupo de mamíferos y a la especie correspondiente se basaba en la propia experiencia. En caso de duda se asignaban al grupo correspondiente como indeterminado. En los casos concretos de rastros de marta y garduña la identificación se realizó teniendo en cuenta una característica de estas especies: la presencia de pelos entre los dedos de la marta (Muskens 1984) como adaptación a los suelos innivados que suele habitar. La garduña por el contrario posee los dedos totalmente desprotegidos durante todo el año. Esta presencia de pelos produce en la huella de la marta que ésta quede desdibujada, formando una especie de óvalo con los bordes difuminados. Para llegar a poder distinguir esta característica la nieve se ha de encontrar en sus mejores condiciones, por lo que muchos rastros de este género no pudieron ser asignados a una de las dos especies (*Martes* sp).

6.3.2 Caracterización del hábitat

Para cada itinerario se anotaron las especies vegetales y se les asignó un valor de riqueza / dominancia, siendo el valor 0 la ausencia, el valor 1 la presencia de algún pie de la especie, 2 número relevante de pies sin constituir la especie mayoritaria y 3 cuando era la especie típica y dominante. Así, se valoraron las siguientes situaciones

Prados *	Arce blanco <i>Acer monspesolanum</i>
Abeto <i>Abies alba</i>	Avellano <i>Corylus avellana</i>
Pino nigral <i>Pinus uncinata</i>	<i>Sarotagnus</i> sp.
Pino silvestre <i>P. sylvestris</i>	Rododendro <i>Rhododendron ferrugineum</i>
Serbal del cazador <i>Sorbus aucuparia</i>	Olmos <i>Ulmus minor</i>
Haya <i>Fagus sylvatica</i>	Ginesta <i>Genista scorpium</i>
Abedul <i>Betula pendula</i>	Enebro <i>Juniperus comunis</i>
Chopo <i>Populus</i> sp.	Acebo <i>Ilex aquifolium</i>
Sauce <i>Salix</i> sp.	Cultivos
Roble de montaña <i>Quercus cerrioides</i>	Boj <i>Buxus sempervirens</i>
Majuelo <i>Crataegus monogyna</i>	Fresno <i>Fraxinus excelsior</i>
Rosal silvestre <i>Rosa</i> cf. <i>canina</i>	

También se anotaba la ausencia o presencia de microhábitats característicos:

- Presencia de río
- Presencia de fuerte talud en forma de cortado
- Presencia de rocas

Los tipos de hábitats fueron definidos en cuanto a criterios de estructura de la vegetación y composición de la especie forestal característica. De esta forma se definieron las situaciones siguientes:

- **Bosque.** Cuando la cobertura forestal era dominante. Se anotaba las especies en cuanto a su abundancia según una escala visual de 0: ausencia hasta 3: dominancia absoluta. Se consideraron las formaciones boscosas de Abeto *Abies alba*, Pino nigral *Pinus uncinata*, Pino silvestre *P. sylvestris*, Serbal del cazador *Sorbus aucuparia*, Haya *Fagus sylvatica*, Abedul *Betula* sp, Chopo *Populus* sp., Sauces *Salix* sp., Roble de montaña *Quercus cerrioides*.
- **Matorral.** Cuando la cobertura vegetal estaba constituida por vegetación arbórea pero que no superaba en porte el metro y medio de altura, aunque este dato no pudo ser establecido en muchos casos al cubrir la nieve este sustrato y por lo tanto estar infravalorado en la mayoría de ocasiones
- **Prados.** Formaciones herbáceas extensas sin casi cobertura arbórea.

En cuanto a la composición exacta del hábitat, se definieron las siguientes categorías siguiendo la clasificación previa de Ruiz-Olmo et al. (1991) basada en la combinación de especies según su ausencia y dominancia:

- Bosque de *Pinus uncinata* (**BPun**). Bosque de pino negro con presencia ocasional de abedules (*Betula* sp.)
- Bosque de *P. uncinata* laxo (**Bpul**). Hábitats con presencia de pino negro muy aclarado como consecuencia de talas o de recolonización de prados subalpinos. Habitualmente con abedul.
- Bosque de *P. uncinata* y *P. sylvestris* (**BpuP**)
- Abetal *Abies alba* **BAal**
- Bosque de *P. sylvestris* **BPsyl**
- Bosque mixto de *A. Alba* y/o *P. sylvestris* y *Fagus sylvatica* (**BMixto**)
- Hayedo *F. sylvatica* **BFsy**
- Prados subalpinos **PSub**
- Prados montanos sin cobertura arbustiva **PMon**
- Prados montanos con cobertura arbustiva (*Buxus sempervirens*, *Juniperus communis* y/o *Rhododendrum ferrugineum*) **PMar**

Con el fin de determinar las diferencias del uso del hábitat que realizaban marta y garduña cuando un rastro de estas especies era detectado se anotaban una serie de características del hábitat en un radio de unos 25 m. Para evitar la sobrevaloración de los datos referentes a un mismo individuo se volvieron a considerar los rastros que se hallaban hasta 100 m después del primero. Los datos anotados fueron:

Altitud en metros	Diámetro a 1,5 m. (Dbh) del árbol más ancho
Orientación en grados	Tipo de hábitat
Pendiente	Distancia a un núcleo humanizado
Cobertura Vegetación	Edad aparente de la masa forestal: <ul style="list-style-type: none"> • Joven - Regeneración • Medio • Maduro

Se estimó visualmente el porcentaje de la superficie del bosque cubierto por las copas de los árboles como la cobertura arbórea, y la cobertura arbustiva como la superficie ocupada por los arbustos inferiores a 40 cm. de altura.

Para estimar la edad aparente del bosque se definieron las categorías como:

- Ausente.
- Juvenil. Número dominante de pies jóvenes procedentes de repoblación o regeneración natural.
- Medio. Bosque no explotado en tiempos recientes con un crecimiento suficientemente adelantado. Presencia de tocones.
- Maduro. Bosque no explotado desde hace muchos años o nunca. Presencia de árboles muertos y/o caídos produciendo claros.

Además se anotaron el número de rastros de otras especies de mamíferos en los 100 m siguientes.

Los datos serán tratados con el objetivo de:

1. Determinar las diferencias de abundancia de las dos especies del género *Martes* respecto a las variables ambientales
2. Asociación de *Martes martes* y *M. foina* a los diferentes hábitats estudiados y segregación entre ambas especies
3. Asociación de estas especies con el resto de especies de carnívoros.
4. Definición de las áreas de Cataluña con presencia de Marta, especie protegida según Llei del Parlament 3/88, de 4 de marzo, de protección de los animales.

6.3.3 Tratamientos estadísticos

La abundancia de cada especie fue establecida como el número de rastros dividido por la longitud total del itinerario en kilómetros. Debido a que se contaron un elevado número de valores 0 de las especies prospectadas, los datos no permitieron satisfacer los requerimientos de la estadística paramétrica. Para establecer diferencias significativas se utilizó el test de Kruskal-Wallis (Siegel 1956). Se utilizó este test para comparar: a) número de rastros por kilómetro de cada especie entre los diferentes hábitats, b) si había diferencias entre hábitats para cada especie.

Para establecer posibles correlaciones se utilizó el análisis de rangos de Spearman (Siegel 1956). Las comparaciones entre frecuencias fueron resueltas mediante la prueba G (χ^2)

6.3.4 Sistema de Información Geográfica: modelo de distribución y gestión

Con los resultados obtenidos respecto a la selección y abundancia de la marta en el Pirineo se ha de preestablecer el territorio donde la especie muestre su hábitat más idóneo. Mediante el uso de diferentes bases digitales de Cataluña (Tabla 1) (Instituto Cartográfico de Catalunya ICC, Centre de Recerca i Aplicacions Forestals CREAM y Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya DMA) ayudados por el programa ArcView 3.2 (©ESRI) y la extensión Patch Analyst 2.2 (© Dr. Rob Rempel) se eligieron las zonas donde la especie es más abundante, ayudando a la priorización en cuanto a su conservación, definiéndose las zonas idóneas y comparándolas con el grado de protección legal actual.

Tabla 1. Relación y descripción de las diferentes bases digitales utilizadas para la modelización del hábitat de la marta

Base Digital	Tipo	Base referencia	Fuente
Altimetría	Arc	1:50.000	ICC ¹
Mapa Forestal de Cataluña (MFC)	Arc	Uso del suelo Especie Principal Especie Secundaria Combustibilidad Inflamabilidad Formación vegetal	DMA ²
Inventario Ecológico y Forestal de Cataluña (IEFC)	Arc	Datos de las 20196 estaciones de muestreo de los dos inventarios forestales.	CREAF ³
Espacios Naturales de Protección Especial (ENPE)	Arc	Mapa de los límites de los espacios protegidos según la Ley de Espacios Protegidos 12/1985 y la Ley de Protección de los Animales 3/1988	DMA
Espacios incluidos en el Plan Espacios de Interés Natural (PEIN)	Arc	Mapa de los límites de los 144 espacios declarados en el PEIN	DMA
Datos de las Estaciones de Meteorología de Cataluña	Arc	Base de Datos de las 664 estaciones de meteorología pertenecientes a diferentes organismos y entidades.	SMC ⁴

Respecto a la altimetría, los valores de las cotas seleccionadas se obtuvieron a partir de las hojas digitales 1:50.000 del Institut Cartogràfic de Catalunya. Las cotas elegidas y los límites administrativos de Cataluña definieron una superficie que fue establecida en rangos de 200 metros a partir de la cota 1400.

Las base digital del Mapa Forestal de Cataluña MFC fueron todas obtenidas mediante la clasificación de las imágenes del satélite LANDSAT TM-5 (25x25 m), tratadas según diferentes criterios de clasificación, permitiendo la obtención de 32709 polígonos asociados a 6 valores de

¹ Institut Cartogràfic de Catalunya

² Departament de Medi Ambient

³ Centre de Recerca i Aplicacions Forestals

⁴ Servei de Meteorologia de Catalunya

variables diferentes: Uso del suelo, Especie Principal, Especie Secundaria, Combustibilidad, Inflamabilidad y Formación Vegetal. De esta última variable se obtiene una clasificación general para todo el territorio en 31 formaciones diferentes.

Los valores del Inventario Ecológico y Forestal de Cataluña IEFC realizado por el CREAM, fueron obtenidos mediante el muestreo de campo de 10600 estaciones entre los años 1988 y 1998 y las 9596 realizadas en el segundo inventario, distribuidas por toda la superficie de Cataluña generando más de 2 millones de registros y que en conjunto constituyen el SIBosc (Sistema de Información de los Bosques de Cataluña).

Para establecer el grado de protección se eligieron las bases que delimitan el Plan de Espacios de Interés Natural de Cataluña PEIN y que se deriva de la Ley 12/1985 del Parlament de Catalunya de Espacios Naturales y que se constituye como un Plan Territorial Sectorial. Su delimitación fue aprobada por el Decreto 328/1992. Lo constituyen un total de 144 espacios que equivalen al 20% del territorio (648.965 ha). El grado de protección básico considera este suelo como no urbanizable a la vez que restringe algunas actividades y obliga a la realización de Evaluaciones de Impacto Ambiental de una serie de actuaciones. A partir de esta misma legislación se delimitan los Espacios Naturales de Protección Especial ENPE, en los cuales el grado de protección es superior y están todos incluidos en el PEIN. Las diferentes figuras de protección establecen diferentes normas de usos y finalidades de protección: Parque Nacional (1) y su Zona de Protección, Parajes Naturales de Interés Nacional (6), Reservas Naturales Parciales (46), Reservas Naturales Integrales (5) y Parques Naturales (10). En estos espacios se han de incluir la figura de Reservas Naturales de Fauna Salvaje (13), derivada de la Ley 3/1998 de Protección de los Animales con limitaciones afines con la protección de ciertas especies protegidas.

Por último, se utilizaron los valores históricos de las estaciones de meteorología de los diferentes organismos competentes o de las incluidas en la red de estaciones de meteorología actualmente gestionadas por el Servicio de Meteorología de Cataluña SMC del Dep. de Medio Ambiente. El rango de tiempo de los diferentes valores y la calidad de estos osciló según la estación.

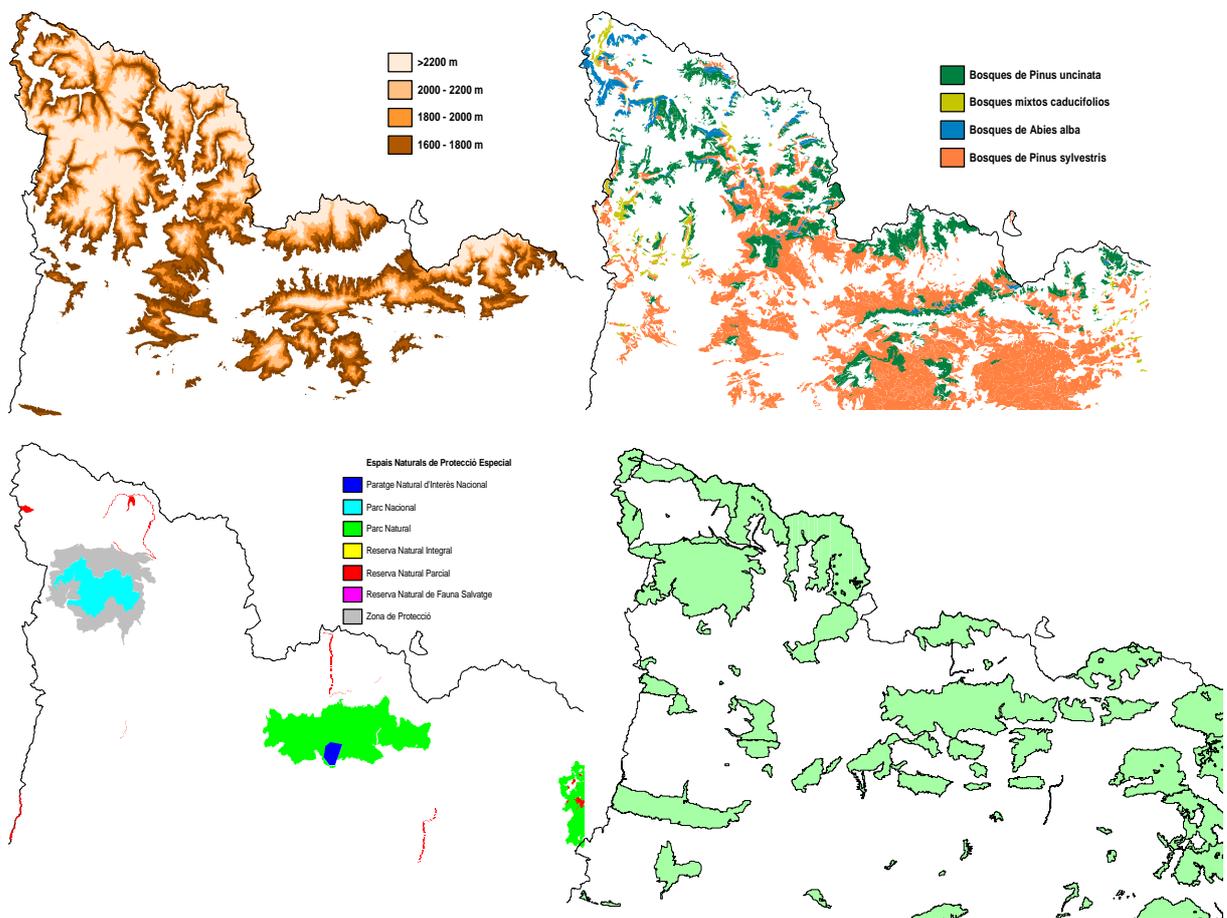
El proceso seguido para elegir los hábitats idóneos para la marta se realizó en función del resultado de selección del hábitat en los trabajos de seguimiento de huellas en el campo de la totalidad de los itinerarios. De cada una de las bases digitales se seleccionaron los campos con los valores de trabajo adecuados y se procedió a una reclasificación y digitalización de las áreas (Fig. 3).

De cara a reducir el ámbito físico de trabajo se seleccionaron las líneas de cotas 1400 a 2200 m en intervalos de 200m y se establecieron las superficies de estas áreas de intervalos. En cada uno de estos intervalos se clasificaron los hábitats forestales a partir del campo Formación Vegetal del MFC.

Con cada uno de los valores establecidos para cada una de las bases digitales se estableció el número de polígonos y su superficie, tanto para el total del área de estudio, como para cada uno de los intervalos de altitud.

Con el fin de determinar la protección de la especie según se desprende de la Ley 3/1988 y la Ley 12/1985 donde la marta goza de total protección en Cataluña, se analizó el futuro de su conservación en función del rango de protección de estos lugares basándonos en la figura de la protección del hábitat (ENPE y PEIN).

Figura 3. Mapas establecidos a partir de las bases digitales después de realizarse la selección de campos: cotas altimétricas, hábitats forestales, espacios protegidos (ENPE) y espacios de interés natural (PEIN).



6.4 RESULTADOS

6.4.1 Descripción del medio

El resultado del recorrido de los 108 itinerarios describió un medio en el cual la especie de árbol con mayor dominancia fue el pino negral (n= 25; 23,1%) seguido del pino silvestre (n= 18; 16,7%). Las especies forestales de coníferas fueron mayoritarias respecto a las caducifolias: haya y abedul sólo constituyeron las especies dominantes en 6 y 2 ocasiones respectivamente (5,6% y 1,9%). En total, en el 73,1% de los itinerarios una de estas especies o formaciones fue dominante, en el resto las abundancias estuvieron combinadas mostrando bosques de carácter heterogéneo en mayor o menor grado. Los prados fueron la vegetación dominante en el 20,4% de los itinerarios.

6.4.2 Abundancia de especies de mamíferos

Respecto al esfuerzo realizado, se recorrieron un total de 211,6 Km. (\bar{x} : 1,95 Km.; D_{Std} = 1,05) donde se detectaron 3763 rastros diferentes (Tabla 2). Por Órdenes, el más numeroso fue el de los Carnívoros (30,6 % de los rastros) y los más escasos los Lagomorfos (16,0 %). Por especies identificadas, la más abundante fue el zorro (18,6% del total de rastros), seguido por la liebre (15,1 %).

Tabla 2. Resumen de los rastros detectados por especies. N: número de rastros; %: respecto al total de rastros en el total de itinerarios. % Presencia de rastros en el total de itinerarios n=108.

Especie	N	%	% Presencia
<i>Vulpes vulpes</i>	701		90,74
<i>Felis silvestris</i>	21		12,03
<i>Martes martes</i>	221		50,00
<i>Martes foina</i>	15		9,26
<i>Martes sp. No Determinado</i>	56		22,22
<i>Mustela sp. (Armiño - comadreja)</i>	18		10,19
Carnívoro N.D.	95		37,04
Total Carnívoros	1127	30,45	
<i>Sus scrofa</i>	198		45,37
<i>Rupicapra pyrenaica</i>	289		39,81
<i>Cervus elaphus</i>	159		8,33
<i>Capreolus capreolus</i>	107		12,96
<i>Dama dama</i>	14		5,56
<i>Ovis musimon</i>	43		0,93
Total Ungulados	810	21,52	
<i>Lepus euopaeus</i>	569		68,52
<i>Orictolagus cuniculus</i>	33		7,41
Total Lagomorfos	602	16,00	
<i>Sciurus vulgaris</i>	563		62,96
Micromamíferos	409		55,56
Total Micromamíferos	972	25,83	
TOTAL	3763		

Respecto a los Carnívoros, se detectaron 6-7 especies (ya que no pudo diferenciarse totalmente entre la comadreja *Mustela nivalis* y el armiño *M. erminea*). De entre las del género *Martes*, los rastros encontrados fueron mayoritariamente identificados como marta (n= 221), y sólo 15 como garduña. La imposibilidad en su distinción debido a las condiciones de la huella o de la propia nieve impidió clasificar la especie en 56 rastros.

La presencia de las diferentes especies en los 108 itinerarios no fue homogénea entre todos (Tabla 2), de forma que sólo podemos considerar el zorro como la única especie que fue detectada en casi todos los itinerarios (90,7%). Del resto, la liebre (68,5%), la ardilla (62,9%) y la marta (50%), estuvieron presentes en la mayoría de itinerarios. El muflón, por el contrario fue detectado en sólo uno. Agrupando las dos especies de *Martes* y los rastros de los que no pudo determinarse la especie de este género, establece una presencia del género en el 65,7% de los itinerarios.

Entre los valores medios de abundancia de cada una de las especies de carnívoros más abundantes por hábitats (Tabla 3), los correspondientes al zorro mostraron el valor máximo (\bar{x} = 4,8 rastros/Km.; D_{Std} = 6,1), mientras que los de garduña y gato montés fueron los más escasos (\bar{x} = 0,07 rastros/Km. ; D_{Std} = 0,3 y 0,25 respectivamente). La abundancia media de la marta fue de 1,4 rastros/Km. (D_{Std} = 4,4).

Tabla 3.- Abundancias medias (rastros/km) de las especies de carnívoros más importantes agrupadas por hábitats. Se muestran la media aritmética y debajo la Desviación Estándar. De 14 itinerarios no se dispone de datos de hábitat.

Hábitat	NºItin.	Alt.Media	Long. Media	Long.Total	Marta	Garduña	Zorro	Gato montés
Pun	21	1670 150,5	2047,6 1229,3	43	3,67 9,14	0,002 0,12	4,23 5,79	0,005 0,14
BPul	8	1903 165,6	1087,5 420,67	8,7	2,96 4,33	0,00 0,00	5,50 5,02	0,00 0,00
BPuP	3	1757 126,3	2200 1081,67	6,6	1,24 1,52	0,13 0,23	2,59 2,95	0,13 0,23
BAal	11	1769 247,5	1927,3 945,9	21,2	1,28 1,65	0,003 0,12	3,87 7,94	0,20 0,38
BPsyl	16	1397 154,1	1796,9 836,7	28,7	0,31 1,03	0,004 0,17	7,06 7,89	0,002 0,009
Bmixto	11	1580 213,9	1675,3 1017,9	18,4	0,96 1,48	0,25 0,83	5,16 7,81	0,002 0,008
BFsyl	1	1632	2900	2,9	3,10	0,00	1,38	0,00
PSub	9	1946 202,9	1455,6 496,5	13,1	0,00 0,00	0,005 0,17	3,64 2,87	0,00 0,00
PMon	6	1569,2 216,9	1658,2 849,3	9,9	0,11 0,27	0,00 0,00	7,14 6,89	0,00 0,00
PMar	8	1472,5 192,7	2543,7 1601,2	20,4	0,17 0,49	0,23 0,33	6,32 5,82	0,00 0,00
TOTAL	108	1692,33 266,79	1960 1054	211,6	1,42 4,41	0,07 0,3	4,78 6,06	0,07 0,25

6.4.3 Diferencias entre hábitats

Las abundancias medias de marta fueron superiores en los hábitats forestales con pino negral, pino silvestre o abeto, siendo escasa en los hábitats abiertos de los diferentes tipos de prados (Tabla 3), significativamente (Tabla 4). De entre estos sistemas forestales, destacan sin embargo, los bosques de pino silvestre (BPSYL) donde los rastros de marta fueron más escasos ($\bar{x} = 0,31$; $D_{Std} = 1,03$), mostrando diferencias con el resto de hábitats del grupo ($\chi^2=12,22$; $p=0,0004$; BPUN), y siendo muy similar a los sistemas abiertos pratenses (Tabla 4).

Respecto a la garduña, las abundancias registradas fueron en general escasas en la mayoría de hábitats subalpinos y montanos analizados. Los valores medios máximos (Tabla 3) se obtuvieron en los bosques mixtos (MIXTOS: $\bar{x} = 0,25$; $D_{Std} = 0,83$) y en los prados montanos con matorral (PMAR: $\bar{x} = 0,23$; $D_{Std} = 0,33$). La escasez de datos impide una mejor aproximación que la de constatar una escasez general de esta especie en el ámbito estudiado. Sin embargo, se detectaron diferencias entre algunos sistemas forestales y los hábitats abiertos ($\chi^2=8,636$; $p=0,003$ BPUN y PMAR, por ejemplo). Respecto al gato montés, se detectó en muy pocas ocasiones, aunque siempre en los hábitats forestales.

Tabla 4. Valores de las comparaciones entre hábitats de los valores medios de abundancia de marta y garduña mediante el test de Kruskal-Wallis. Para evitar grupos reducidos, todos los hábitats con *Pinus uncinata* (BPUN, BPUL y BPUP) fueron agrupados como uno sólo BUNC. La categoría BPSYL fue eliminada al disponer de sólo un itinerario y no ser comparable.

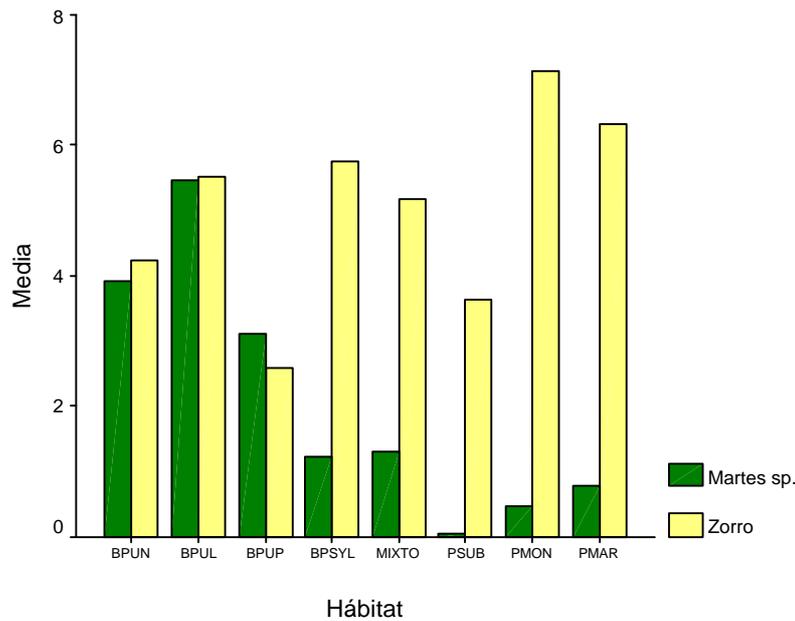
	BUNC n= 32	BAAL n= 11	BPSYL n= 16	MIXTO n= 11	PSUB n= 9	PMON n= 6	PMAR n= 8
BAAL	$\chi^2=0,513$ $p= 0,474$						
BPSYL	$\chi^2=12,22$ $p= 0,0004$	$\chi^2=7,231$ $p= 0,007$					
MIXTO	$\chi^2=2,213$ $p= 0,137$	$\chi^2=0,612$ $p= 0,434$	$\chi^2=2,723$ $p= 0,099$				
PSUB	$\chi^2=12,464$ $p= 0,0004$	$\chi^2=9,539$ $p= 0,002$	$\chi^2=1,832$ $p= 0,176$	$\chi^2=5,047$ $p= 0,025$			
PMON	$\chi^2=6,215$ $p= 0,013$	$\chi^2=4,288$ $p= 0,038$	$\chi^2=0,003$ $p= 0,956$	$\chi^2=1,673$ $p= 0,196$	$\chi^2=1,50$ $p= 0,221$		
PMAR	$\chi^2=8,519$ $p= 0,004$	$\chi^2=5,604$ $p= 0,018$	$\chi^2=0,109$ $p= 0,741$	$\chi^2=2,254$ $p= 0,133$	$\chi^2=1,125$ $p= 0,289$	$\chi^2=0,011$ $p= 0,916$	

La abundancia de zorros pese a ser general en todos los hábitats, presentó máximos en los bosques de pino silvestre BPSYL ($\bar{x} = 7,06$ r/km; $D_{Std} = 7,89$) y en los prados montanos PMON ($\bar{x} = 7,14$; $D_{Std} = 8,89$) (Tabla 3).

Las diferencias de abundancias de marta y zorro para cada tipo de hábitat fueron realmente significativas cuando el medio era más abierto. Si unimos los rastros de *Martes* como una única

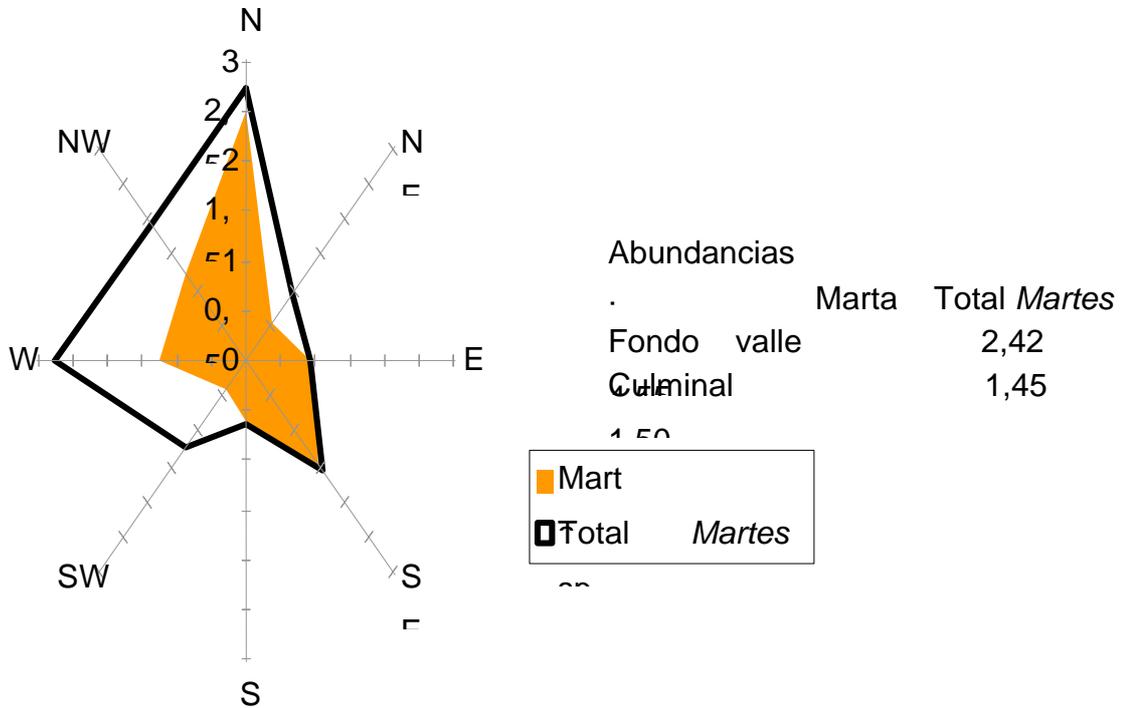
especie las diferencias son significativas (Figura 4) en los bosques de pino silvestre (BPSYL: $\chi^2= 12,93$; $p < 0,0001$) y en los medios pratenses (PSUB: $\chi^2= 11,215$; $p < 0,001$; PMON: $\chi^2= 5,40$; $p < 0,02$; PMAR: $\chi^2= 8,052$; $p < 0,005$), donde en todos los casos la abundancia media de rastros de zorro fue superior.

Figura 4. Valores medios de las abundancias por hábitat de zorro y de las dos especies del género *Martes* conjuntamente.



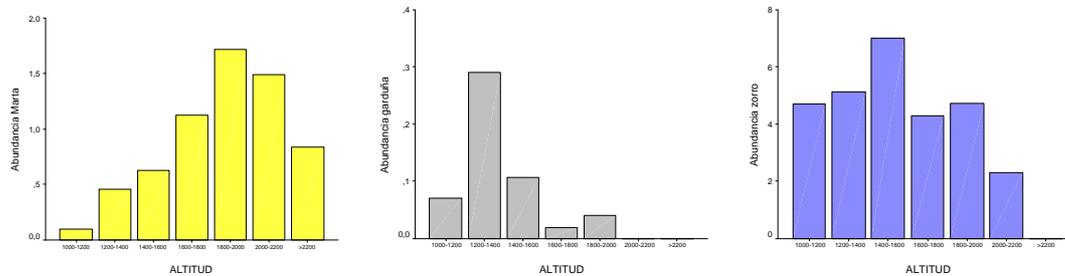
La orientación de la ladera presentó diferencias en cuanto a la abundancia de marta y garduña. En cualquiera de las orientaciones la marta fue siempre mucho más abundante que la garduña (Figura 5). Las abundancias medias de la marta fueron superiores en las orientaciones Norte ($\bar{x} = 2,47$; $D_{Std} = 8,02$; $n = 28$) y en el fondo de valle ($\bar{x} = 2,42$; $D_{Std} = 4,19$), y mínimas en las orientaciones SW ($\bar{x} = 0,41$; $D_{Std} = 0,73$; $n = 9$) y NE ($\bar{x} = 0,561$; $D_{Std} = 1,07$; $n = 19$). Para el total de rastros del género *Martes* (martas + garduñas + no determinados), el valor máximo se obtuvo en los fondos de valle ($\bar{x} = 4,55$; $D_{Std} = 8,13$; $n = 9$) y mínimo en las orientaciones S ($\bar{x} = 0,64$; $D_{Std} = 1,22$; $n = 6$).

Figura 5. Valores medios de abundancia de rastros de marta respecto a la orientación de la ladera, así como para el total de las dos especies más los rastros no determinados.



Respecto a la altitud (Fig. 6), la abundancia media de marta fue máxima en el tramo 1800-2000 m. ($\bar{x} = 1,72$; $D_{Std} = 3,05$; $n = 22$). En el caso de la garduña el máximo de abundancia fue en el tramo 1200-1400 m ($\bar{x} = 0,29$; $D_{Std} = 0,81$; $n = 12$), no observándose a partir de los 1800 m. Entre las demás especies de carnívoros, el zorro mostró abundancias medias similares en casi todas las altitudes, con un máximo en la categoría 1400-1600 m ($\bar{x} = 7,01$; $D_{Std} = 9,46$; $n = 18$) y estando también ausente a partir de los 2200 m.

Figura 6. Distribución de la abundancia media (rastros/km) de marta, garduña y zorro respecto a la altitud media de los itinerarios.



Las correlaciones entre abundancia de rastros de las diferentes especies sólo fue positiva significativamente entre la marta y las ardillas ($r_s = 0,367$; $p = 0,0001$), el zorro y la liebre ($r_s = 0,343$; $p = 0,0001$) y el zorro con la abundancia de micromamíferos ($r_s = 0,325$; $p = 0,001$). Sólo

se establecieron correlaciones negativas entre la abundancia de zorro y gato montés ($r_s = -0,231$; $p = 0,016$). En el caso de la marta y la garduña no se detectaron correlaciones significativas de ningún signo ($p = 0,844$) entre ambas, posiblemente influenciado por el reducido número de rastros de garduña.

Respecto a la altitud media de los itinerarios, sólo la abundancia de la marta mostró una correlación positiva ($r_s = 0,233$; $p = 0,022$).

Se puede resumir que las abundancias de marta fueron máximas en los bosques de pino negro (BPUN), con una orientación predominantemente norte, con presencia en fondos de valle, y situados a una altitud preferente de 1800-2000 m. Respecto a la garduña, en general sus abundancias fueron muy reducidas en el ámbito de estudio, pero donde la encontraríamos con una mayor abundancia en invierno sería en los bosques de carácter (MIXTO) o en los prados montanos con cobertura arbustiva importante (PMAR), en el intervalo de altitud 1200-1400m. No se la encontró en altitudes superiores a los 1800 m.

Para comparar, las abundancias de zorros en los medios subalpinos en invierno fueron máximas en los prados montanos (PMON) y bosques de pino silvestre (BPSYL), y pese a encontrarse en la mayoría de altitudes, es máxima en el rango 1400-1600 m. No se le encontró en altitudes superiores a los 2200 m.

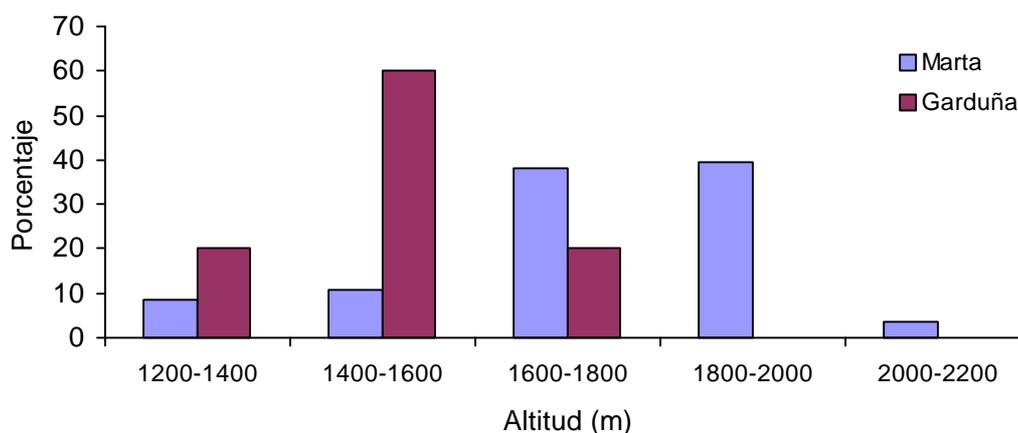
6.4.4 Marta vs. Garduña

A partir de 90 rastros de marta y 20 de garduña en nieve se analizaron las características del hábitat de ambas especies en función del ambiente encontrado alrededor de estos.

Altitud

A partir de los datos específicos del género *Martes*, en la Figura 7 se muestran las frecuencias de aparición de los rastros de marta y garduña en las diferentes clases de altitud. Se puede observar un claro desplazamiento de una especie respecto a la otra, ocupando la marta las cotas más altas ($G_4 = 26,564$; $p < 0,0001$). Así, el rango altitudinal de la garduña se situó entre 1280 y 1700 m, y para la marta entre 1250 y 2100 m. El máximo uso encontrado para la primera fue en el intervalo 1400-1600 m (60 % de los rastros), mientras que para la marta fue en el intervalo 1800-2000 m (39,3%). Se observó una zona de solapamiento entre los 1200 y 1800 m de altitud donde podemos encontrar a las dos especies, mientras que la garduña no se encontró en las cotas superiores.

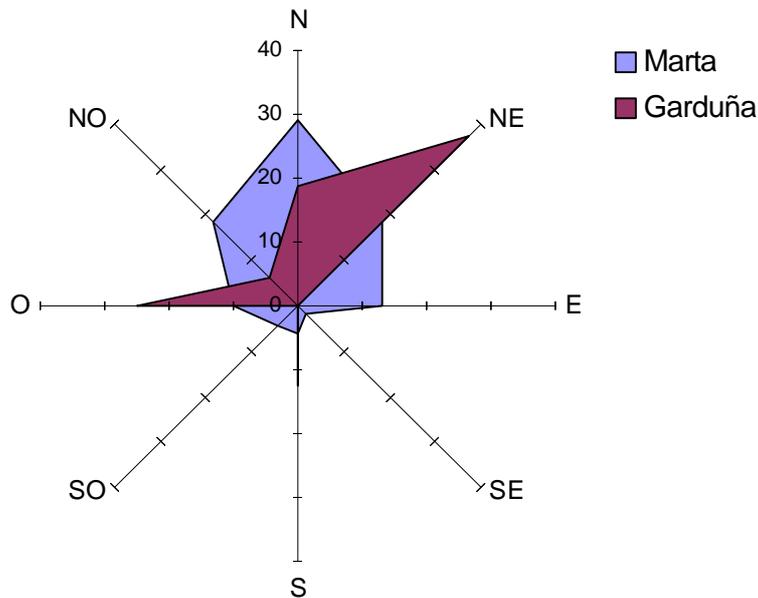
Figura 7. Distribución de los rastros de marta ($n = 84$) y garduña ($n = 15$) respecto a la altitud clasificada en rangos de 200 m.



Orientación y pendiente

No se encontraron diferencias significativas entre ambas especies en cuanto a la posición (fondo de valle, ladera o culminal). Tampoco se encontraron diferencias en cuanto a la pendiente ($G_3 = 1,67$; n.s.). En cambio, las diferencias sí manifestaron una tendencia a ser significativas en cuanto a la orientación ($G_7 = 12,35$; $p < 0,05$). La marta ocupó casi exclusivamente orientaciones hacia el norte (umbrías con bosques de este tipo), con un 71,6% de los rastros con orientación NE-NO (Fig. 8). En cambio, las garduñas mostraron los rastros en orientaciones más variadas, aunque hay que tener en cuenta que las vertientes sur fueron menos prospectadas al aguantar menos la nieve fresca.

Figura 8. Distribución de las orientaciones de las laderas donde fueron encontrados los rastros de marta ($n= 69$) y garduña ($n= 16$).



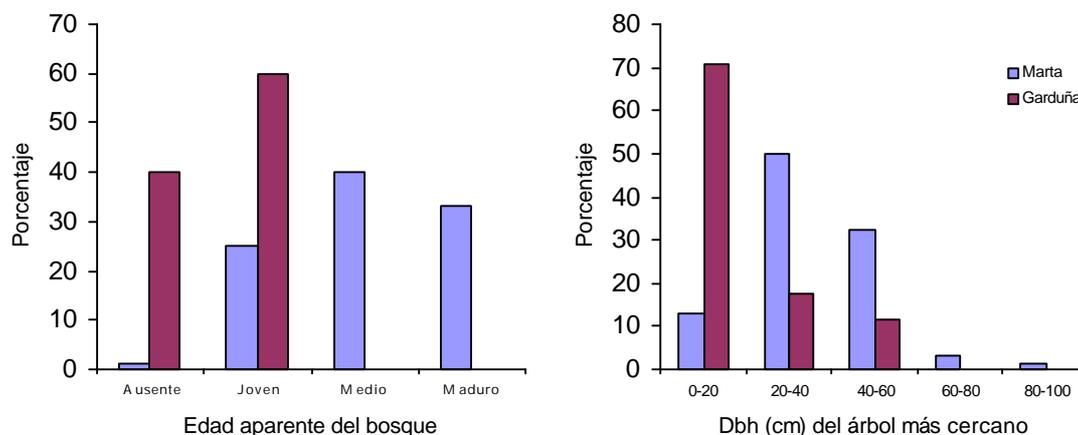
Vegetación

Las diferencias entre las dos especies fueron muy apreciables en cuanto a los dos parámetros correlacionados con la vegetación: cobertura y madurez.

En la Figura 9 se observa que la marta estuvo casi ausente de las zonas sin bosque, y que fueron casi exclusivas en los bosques maduros y medios (73,6% de los rastros clasificados como marta, $n= 90$). Por el contrario, la garduña sólo estuvo presente en las zonas sin bosque y en los jóvenes, difiriendo significativamente respecto a la distribución de la marta ($G_3= 55,65$; $p < 0,0001$). La marta eligió en un gran porcentaje los bosques de coníferas (85,6 %, $n= 90$) frente a la garduña, que eligió los prados de forma mayoritaria (65%, $n= 20$) ($G_3= 18,66$; $p < 0,0001$). Respecto a la especie de árbol dominante los casos de rastros de marta se detectaron de forma mayoritaria en los bosques de *P. uncinata* (55,1%, $n= 90$), mientras que la garduña en los pocos casos que estuvo fuera de los prados ($n= 10$) no mostró una predilección por ninguna especie ($G_4= 9,66$; $p < 0,05$).

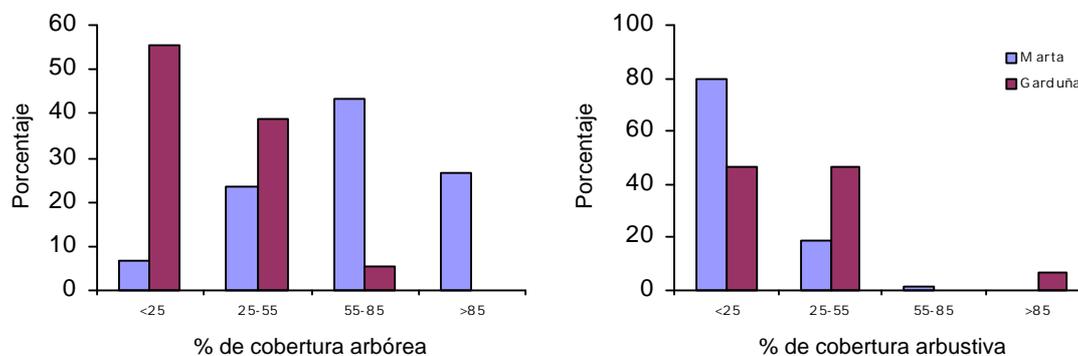
Las martas seleccionaron más los bosques con árboles con unas dimensiones superiores a los 20 cm. de Dbh (87% de los rastros, $n= 62$)(Fig. 9), mientras que las garduñas prefirieron los bosques con troncos de un diámetro inferior a 20 cm. o sin árboles (70,6%, $n= 17$), mostrando de nuevo diferencias significativas entre ambas especies ($G_3= 21,658$ $p < 0,0001$).

Figura 9. Distribución de los rastros de marta y garduña respecto a la edad aparente del bosque y respecto a la anchura del tronco del árbol más cercano.



En la Figura 10 se observa que, además, las martas prefirieron las zonas con una cobertura arbórea superior al 55% (70% de los rastros, $n = 90$), mientras que las garduñas fueron dominantes en los lugares con una cobertura nula o menor del 25% (55,5% de los rastros, $n = 18$), mostrando diferencias significativas ($G_3 = 35,305$; $p < 0,0001$). En cuanto a la cobertura de los arbustos, las diferencias fueron significativas entre ambas especies ($G_2 = 6,443$; $p < 0,05$), aunque en este caso las garduñas buscaron hábitats una mayor cobertura de este tipo.

Figura 10. Distribución de los rastros de marta y garduña respecto a la cobertura arbórea y arbustiva.

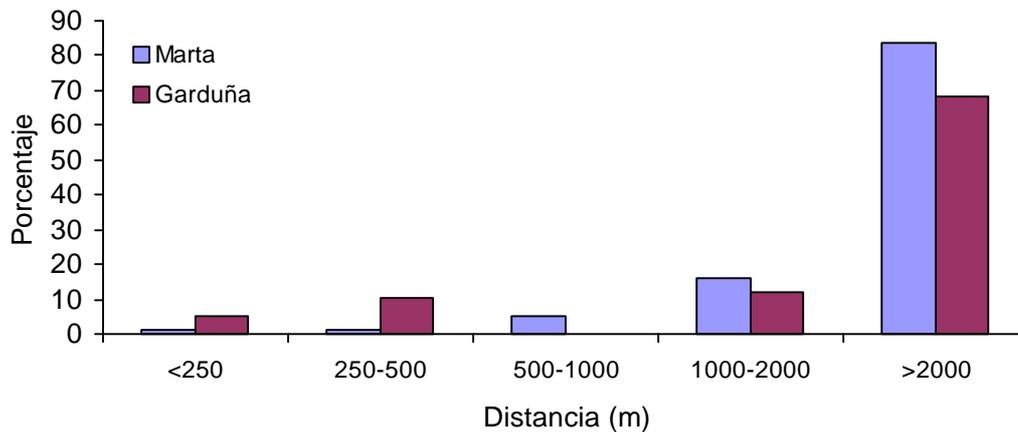


Distancia a la actividad humana

Los resultados de la Figura 11 resumen la relación con el Hombre o con sus actividades de las dos especies de *Martes* en la zona de estudio. Si bien se observa una ligera tendencia de la garduña a convivir con el hombre, no se han encontrado diferencias significativas. No obstante, se observa que también la marta puede acercarse a los hábitats humanos. En dichos casos, se trató de instalaciones de estaciones de esquí (hoteles, bares, restaurantes, tiendas, etc.) en zonas boscosas que no se encuentran siempre ocupadas. Por otra parte, la garduña también ocupó zonas alejadas del Hombre. En cualquier caso, estos datos son un fiel reflejo de los

pocos núcleos humanizados en la zona. La dureza del clima y la orografía han llevado a que los pocos núcleos habitados (pueblos) fuesen abandonados hace años, y las únicas actividades existentes (esquí, excursionismo, aprovechamientos forestales, la mayoría) no parecen resultar condicionantes para la presencia o ausencia de estas especie.

Figura 11. Distribución de los rastros de marta y garduña respecto al núcleo habitado más cercano (m).



Relaciones con otras especies

Los datos obtenidos mediante el análisis de las cercanías de los rastros de marta y garduña permitió comparar de nuevo la relación de estas con el resto de especies de mamíferos, sobretodo con las de los Carnívoros.

Con los pocos datos de garduña (n= 20), se encontraron rastros de marta en el 10% de las ocasiones, siendo los más frecuentes los de zorro (20%) y otros rastros de garduña (20%). Las liebres, ligadas a espacios abiertos, y micromamíferos en general se presentaron en los alrededores en el 15 % de las ocasiones, siendo los rastros de ardilla escasos (5%)

En el caso de los rastros de marta (n= 90), lo más común fue encontrar rastros de zorro (28,9%), seguido por otros rastros de marta (26,7%). Los rastros de garduña se presentaron conjuntamente sólo en el 3,3% de las ocasiones. De forma inversa a la garduña, los rastros de ardilla fueron abundantes (20%), relacionados también con la presencia de bosques de coníferas.

6.4.5 Análisis espacial

La selección previa de las cotas altitudinales incluidas por encima de los 1400 m. presenta una superficie total de 3599,19 km². Los diferentes intervalos de altitud fueron desiguales en cuanto a su superficie. Así la zona altitudinal más importante es la situada entre 1400 y 1600 m con 900 km² de superficie (Tabla 3), siendo el resto 748 km² (1600-1800 m), 614 km² (1800-2000 m), 503 km² (2000-2200 m) y 837 km² (>2200 m). Atendiendo a los resultados obtenidos en el campo se seleccionaron las 3 formaciones vegetales más importantes para la marta: bosques de abeto, de pino negral y de pino silvestre (Fig. 3).

Tabla 5. Resumen de los hábitats forestales clasificados por rangos de altitud de 200 metros. Se expresa el porcentaje de cada uno de las formaciones forestales seleccionadas en función de la superficie total de cada rango, y el porcentaje incluido en cada una de las figuras de protección (PEIN y ENPE).

Rango altitud	Superf. Km ²	Hábitat	Superf. Km ²	%	% PEIN	% ENPE
1400-1600	899,4	Forestal	534,33	59,41		
		Abeto		4,37	2,59	0,68
		Pino negral		2,89	0,90	0,23
		Pino silvestre		40,34	13,74	6,90
1600-1800	747,98	Forestal	455,08	60,86		
		Abeto		6,27	3,95	1,47
		Pino negral		17,74	8,60	3,09
		Pino silvestre		31,87	13,15	4,90
1800-2000	613,53	Forestal	314,78	51,31		
		Abeto		3,28	2,24	0,99
		Pino negral		39,10	24,51	4,03
		Pino silvestre		7,64	3,79	1,04
2000-2200	502,90	Forestal	174,36	34,67		
		Abeto		0,34	0,18	0,07
		Pino negral		33,75	25,29	7,92
		Pino silvestre		0,42	0,40	0,05
>2200	835,38	Forestal	51,67	6,18		
		Abeto		0,00	-	-
		Pino negral		6,17	5,73	2,18
		Pino silvestre		0,01	0,01	-
TOTAL	3599,19	Forestal	1530,22	42,52		
		Abeto		3,00	1,87	0,65
		Pino negral		17,22	11,04	2,99
		Pino silvestre		18,06	6,86	2,92

En la zona de estudio y por encima de los 1400 metros (Fig. 3) existen hasta el momento 7 espacios del ENPE (1 Parque Nacional, 1 Zona Periférica, 1 Parque Natural, 1 Paraje Natural de Interés Nacional y 3 Reservas Naturales Parciales) con una superficie total de 818,37 km². Respecto a los espacios del PEIN situados bajo estas mismas condiciones hay 42 espacios, con una superficie total de 2.453,52 km².

Tal y como se desprende de la Tabla 5 las formaciones forestales fueron las mayoritarias en la zona de estudio (42,5% de la superficie), y entre ellas los bosques de pino silvestre (18,1%) seguido de cerca por los de pino negral (17,2%). Sin embargo, estos valores se modifican substancialmente si segregamos los datos por rangos altitudinales. Así, las formaciones

forestales son mayoritarias entre los 1400 y los 2200 m de altitud, llegando a representar más del 60% de la superficie. Por encima de esta cota las formaciones forestales son minoritarias debido a los condicionantes climáticos, dando paso a los prados alpinos, afloramientos rocosos y glaciares.

En cuanto a los tipos de formaciones forestales (Tabla 5), el pino silvestre constituye la clase mayoritaria hasta los 1800 metros, con una presencia predominante en los primeros 200 metros donde la encontramos en el 40,8% de la superficie. A partir de aquí la tendencia es a ser substituido por los bosques de pino negral que predominan entre los 1800 y los 2200 metros, siendo máximo en los primeros 200 metros (39,1% de la superficie).

No hay prácticamente formaciones de abeto, no llegando a constituir más del 3% de la superficie total, y mostrando el máximo de abundancia en el rango 1600-1800 m (6,3%).

Mediante la selección con los puntos de muestreo del IEFC se eligieron los polígonos de hábitat donde las abundancias de marta eran superiores a las de garduña, atendiendo a los valores de:

1. Formaciones de *Pinus uncinata* o *Abies alba* (Tabla 3).
2. Rango altitudinal superior a los 1600 metros (Fig. 6 y 7).
3. Diámetro del árbol más cercano superior a 20 cm. (Fig. 9).
4. Cobertura del estrato arbóreo superior al 55 % (Fig. 10)

Esta clasificación seleccionó 106 polígonos (Fig. 12) con una superficie de 399,64 km² (Tabla 6). La formación mayoritaria fueron los bosques de pino negral (n= 77; 90,9%) con una superficie media de 4,7 km². En cuanto a los abetales, los que reunieron las mejores condiciones fueron un total de 29, representando una pequeña proporción (36,3 km²).

Por lo tanto, la proporción de hábitat óptimo para esta especie es realmente muy reducida, aunque hay que tener en cuenta la época del año y la presencia de la especie en otros hábitats secundarios, que nos dibuja el área de distribución de la especie en esta zona del Pirineo.

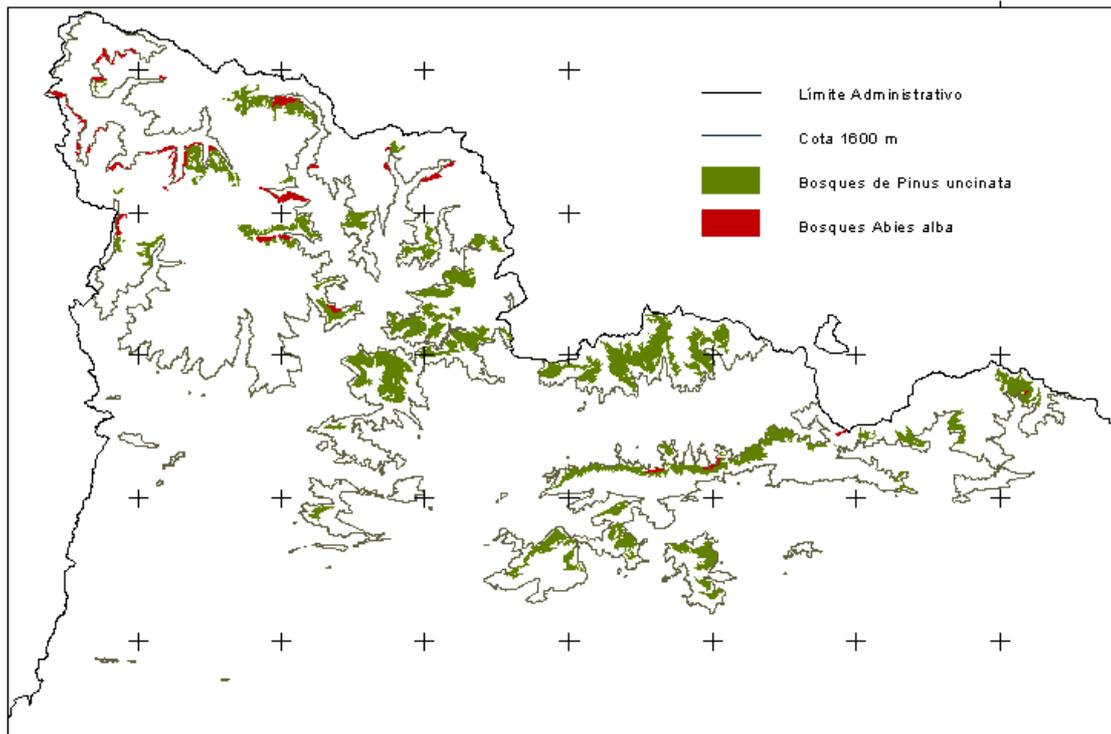
Tabla 6. Resumen de la selección de los hábitats más favorables para la marta según los criterios establecidos en los transectos invernales

	N	Sup. Km ²	Media	D _{Std}
Bosques de Abeto	29	36,30	1,25	0,99
Bosque de Pino Negral	77	363,34	4,72	6,14
Total	106	399,64		

El grado de protección del hábitat de las poblaciones de marta atendiendo a los criterios más generales (formaciones vegetales de coníferas), por encima de la cota 1400 m en la zona de estudio fue de sólo el 19,8 % de la superficie total (Tabla 5). La proporción es aún menor en el caso de la integración en alguna figura del ENPE: 6,6%. En ambos casos la formación mejor representada son los bosques de *P. uncinata*, protegida el 11,0% en forma de PEIN y el 3,0% como ENPE. Los valores oscilaron en cuanto al rango de altitud, siendo el pino silvestre protegido en forma de PEIN un poco más del 13% de la superficie relativa entre los 1400 y los

1800 metros. A partir de esta cota son las formaciones de pino negral las que aumentan considerablemente su porcentaje de protección (más del 25% de la superficie) en consonancia con la mayor abundancia de estos bosques a partir de los 1800 metros. Las proporciones en cuanto a la protección como ENPE son inferiores, aunque bajo el mismo criterio que el PEIN.

Figura 12. Selección de los polígonos clasificados como abetal y bosque de pino negral situados por encima de la cota 1600 m y en los cuales la parcela del IEFC estableció valores de dbh superiores a 20 cm y la cobertura arbórea se situó por encima del 55%.



6.5 DISCUSIÓN

6.5.1 Selección del hábitat

Los resultados obtenidos para la selección del hábitat invernal de estas dos especies del género *Martes* nos muestran dos estrategias similares condicionadas por diversas adaptaciones, *a priori* a las condiciones climáticas, la presión de los depredadores y la competencias entre ellas. Teniendo en cuenta siempre que el hecho de que el estudio se llevó a cabo durante el invierno, y que estas condiciones del estudio pueden sesgar los resultados de distribución de la garduña. Esta especie está menos adaptada a caminar sobre la nieve y por lo tanto la marta se ve favorecida. Este hecho se confirma en especies como *M. pennanti* que en situaciones con nieve utiliza los bosques de coníferas con mayor cobertura (Leonard 1980; Raine 1983). Por lo tanto es esperable que la situación cambie durante el período estival, incluso con la irrupción de otras especies de carnívoros más termófilos y presentes en la zona, como la gineta.

A la vista de estos resultados y teniendo en cuenta este condicionante temporal, la marta habita en el Pirineo en invierno en hábitats estrictamente forestales constituidos por bosques de coníferas compuestos por pino negral (*P. uncinata*) principalmente, abeto (*Abies alba*) y/o pino silvestre (*P. sylvestris*), y en las pocas zonas de bosque atlántico de hayas (*Fagus sylvatica*). La selección del hábitat es típica por lo tanto de la que realiza la especie en Europa, utilizando los medios forestales (Yurgenson 1939; Schmidt 1943; Waechert 1975; Pulliainen 1981b; Labrid 1983; Marchesi 1985; Marchesi 1989) (Tabla 7), aunque con ciertas variaciones respecto a la especie de árbol dominante. Es mayoritario el uso de los bosques de coníferas, si bien también destacan algunos de carácter mixto y caducifolios (Corbet & Southern 1977; Pelikan & Vackar 1978; Nasbadbova & Zejda 1984; Alvarez et al. 1985; Marchesi 1989), relacionado con la dominancia de estas especies respecto a las coníferas en algunas regiones de Europa. Hay que destacar, sin embargo, la presencia habitual de la especie en los bosques caducifolios de la vertiente atlántica en el valle de Arán, en zonas del fondo de valle (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995c). La relación de la marta con los bosques de coníferas es similar a la que podemos encontrar con la marta americana (Allen 1982; Hargis & McCullough 1984; Buskirk & Ruggiero 1994; Buskirk & Zielinski 1997; Potvin et al. 2000) en su rango de distribución, aportando una prueba más a la teoría de la superespecie circumpolar que postulan Hagmeier (1961), Anderson (1970 y 1994), asociada a la presencia de los bosques de coníferas.

Las únicas excepciones a la selección positiva de bosques boreales o eurosiberianos la encontramos descrita en la población de marta de las islas Baleares, donde Clevenger (1993a, b y c) destaca el uso de los bosques mediterráneos de *P. halepensis* y otras formaciones con una elevada cobertura vegetal, incluido el matorral con un cierto grado de desarrollo.

Según Buskirk & Powell (1994) el patrón de selección del hábitat es cuestión de *fitness* o calidad del hábitat (Fretwell 1972). A nivel individual, la marta puede explotar una gran variedad de bosques y tipologías diferentes, pero a nivel poblacional, las densidades deberían ser superiores donde la reproducción y la supervivencia estén garantizadas. En el caso del Pirineo,

las mayores abundancias se darían en los bosques de *P. uncinata*, los cuales han estado sometidos históricamente a una menor gestión y explotación, debido al difícil acceso que encarecía los costes. La lenta regeneración de estas formaciones también es un factor a tener en cuenta la lenta recuperación una vez aprovechados. El resto de formaciones forestales de menor calidad en las que la marta está presente son menos interesantes. En términos poblacionales la marta tendría en estos lugares unas tasas de crecimiento y abundancias inferiores. Cuáles serían los factores que modifican esta calidad:

1. Los depredadores
2. La competencia de otras especies
3. Los refugios térmicos
4. La disponibilidad de alimento

La selección de bosques de coníferas parece responder a un aprovechamiento de las cualidades de aislamiento de estas especies, al poseer todo el año hojas en las ramas. Este hecho es fundamental para impedir una acumulación excesiva de nieve en el suelo, que hace más difícil la locomoción. Además, permite la cobertura frente a aves rapaces que podrían depredar sobre ellas. En los bosques mediterráneos de Menorca y Mallorca, esta característica parece ser el motivo de la selección de las formaciones vegetales más estructuradas y complejas, tal y como se desprenden de los trabajos de Clevenger (1991, 1993a y d).

Respecto al tipo de bosque, diferentes estudios revelan a la marta asociada con bosques viejos o maduros en la Europa boreal (Pulliainen 1981b; Storch et al. 1990; Brainerd et al. 1994), tal y como se ha obtenido en el Pirineo. Algo similar se puede decir de la marta americana (Strickland & Douglas 1987). El motivo de esta selección parece deberse a que la estructura de estas hábitats permiten una mayor diversidad de microambientes. Aumentan las posibilidades de capturar presas (micromamíferos, insectos, aves nidificantes, etc.) a la vez que permite refugio frente a los depredadores (Brainerd et al. 1994). En nuestro caso, no se apreciaron diferencias entre las clases de edad (Figura 9), excepto si no había bosque. Los bosques considerados maduros en el Pirineo, son escasos debido a las alteraciones del medio forestal en los últimos 60-70 años por efecto de la gestión continuada. Según el IEFC los bosques de *P. uncinata* en Cataluña no superan los 150 años siendo la edad media de los bosques de esta especie de 75 años. En el caso de la marta en Menorca la ausencia de este tipo de bosques se ve compensada por la elevada cantidad de microambientes en los bosques mediterráneos, con abundante matorral y sotobosque, a la que hay que añadir la reducida diversidad de depredadores de carnívoros. Sin embargo, no es extraño encontrar martas en ambientes con cobertura escasa o incluso sin ella.

La presencia de otros depredadores que puedan incluso controlar a la población de martas (Lindström et al. 1995; Overskaug 2000), influye en la elección de un medio con cobertura suficiente para evitarlos. Esta limitación suele ser típica entre los pequeños y medianos carnívoros sometidos a la presión de depredadores superiores, produciendo un aumento de la

mortalidad y por lo tanto limitando la población. Si bien la marta ha sido detectada en algunos medios abiertos o con poca cobertura, estos han sido muy escasos, identificándose rastros de esta especie en sólo dos itinerarios clasificados como prados. La forma de sortear estos lugares cuando es inevitable es hacerlo de forma más rápida posible y en línea recta (Pulliainen 1981b; Marchesi 1989; Storch et al. 1990) al igual que hace *M. americana* (Soutiere 1979).

Los resultados ofrecieron una correlación negativa entre la abundancia de zorros y marta (Figura 4), lo que demostraría la presión de depredación por esta especie. Una relación parecida respecto a la abundancia de estas dos especies ha sido comprobada en Suecia (Lindström et al. 1995; Overskaug 2000), al disminuir las poblaciones de zorro por efecto de la sarna sarcóptica la abundancia de la marta aumentó significativamente. El zorro es una especie más adaptada a la captura de micromamíferos en los medios abiertos (Storch et al. 1990), frecuentando prados y formaciones con reducida cobertura para la obtención de micromamíferos relacionados con estos hábitats. La abundancia de rastros fue máxima en los prados (subalpinos y montanos).

Para una marta o garduña los medios abiertos, además de ser un peligro frente a los depredadores, suponen un obstáculo para el desplazamiento debido a la acumulación de la nieve. La elevada capacidad para escapar trepando a los árboles como defensa explica porqué la marta evita los medios abiertos (Storch et al. 1990). Otras especies de carnívoros como el gato montés, en períodos de nieve, tienden también a utilizar los hábitats más cerrados con el mismo objetivo (Liberek 1999).

La presencia de nieve en el suelo es realmente un problema el cual, la marta parece haber solventado con sus adaptaciones mejor que la garduña. Aun así, pese a sus buenas capacidades para trepar a los árboles la marta suele realizar sus desplazamientos por tierra, incluso cuando hay nieve (Pulliainen 1981b). La obtención de alimento por parte de la marta en los ambientes pirenaicos parece diferir de la estrategia en las latitudes más septentrionales (ver capítulo 8), destacando el consumo de frutos durante el invierno. Entre las presas animales destacan sin embargo el consumo de *Apodemus sylvaticus* y *Clethrionomys glareolus*, con una elevada aportación de biomasa ingerida. Estas dos especies son típicas de los hábitats forestales. Con presencia de nieve, los accesos bajo esta a las cavidades y galerías que utilizan estas dos especies se ve facilitada en lugares con agujeros y grosos de nieve inferiores a los que podríamos encontrar en prados y zonas sin cobertura (Marchesi 1989; Sherburne & Bissonette 1994; Brainerd et al. 1994; Brainerd et al. 1995), estrategia que también utiliza la marta americana y otras especies del género en estos ambientes. Las formaciones forestales con una elevada complejidad derivada de la madurez y de la heterogeneidad propia de la dinámica sucesional forestal son por tanto las que cumplen con esta condición.

El mismo beneficio lo obtiene de estas formaciones con cavidades para acceder a madrigueras donde mantener la temperatura basal en condiciones climatológicas adversas (Zielinski 2000) y que ya ha sido comprobado en la marta americana (Hargis & McCullough 1984; Buskirk et al. 1989), y en la marta europea (Brainerd et al. 1995).

Como última variable a considerar en la calidad del hábitat para la marta en el estadio subalpino, se apunta el efecto de la competencia con otros carnívoros. La peculiaridad climática de estos hábitats reduce la diversidad de especies candidatas a esta categoría. Sólo la garduña se apunta como competidor por los escasos recursos y que en el apartado siguiente se analiza con detenimiento.

Tabla 7. *Uso de los diferentes tipos de hábitats que la marta y la garduña presentan en Europa.*

Especie	Localidad	Latitud	Hábitat	Referencia
Marta	Escandinavia	65°	Coníferas	Bjarvall & Ullström (1986)
	Finlandia	68°	Coníferas	Pulliainen (1981b)
	URSS	55°	Coníferas	Stroganov (1969)
	Gran Bretaña	58°	Caducifolio	Corbet & Southern (1977)
	Polonia	50°	Coníferas	Fedyk et al. (1984)
	Eslolvaquia	48°	Bosque Mixto	Nasbadbova & Zejda (1984)
	Suiza	47°	Bosque Mixto	Marchesi (1989)
	Euskadi	43°	Caducifolio	Alvarez et al. (1985)
	Menorca	40°	Coníferas/Matorral	Clevenger (1994b)
	Suecia/Noruega	60°	Coníferas	Brainerd (1990)
	Noruega	63°	Coníferas	Overskaug et al. (1994)
	Alemania	53°	Coníferas	Stier (2000)
	Suecia	59°	Coníferas	Storch et al. (1990)
	Gran Bretaña	58°		Webster (2001)
Garduña	Rusia	50°		Novikov (1962)
	Dinamarca	55°	Humanizado	Jensen & Jensen (1970)
	Alsacia Francia	48°	Humanizado	Waechert (1975)
	Alpes Austria	47°	Humanizado	Krott (1985)
	N España	43°	Rocas	Delibes (1983)
	N España	43°	Humanizado/Caduc.	Alegre et al. (1991)
	Cataluña	42°	Humanizado/Quercus	Capítulo 5
	Ibiza	40°	Coníferas/Rocas	Delibes & Amores (1985)
	Suiza	47°	Coníferas	Lachat (1993a)
	Holanda	53°	Humanizado	Broekhuizen (1983)
	N España	43°		Vadillo et al. (1997)
	C España	41°	Coníferas	Virgós & Casanovas (1998)
	Portugal	43°		Santos-Reis (1983)
	Francia	47°	Caducifolio	Labrid (1983)
	Alemania	50°	Humanizado	Skirnisson (1986)
	Alemania	50°	Humanizado	Herrmann (1994)

Por lo que respecta a la selección del hábitat en estos ambientes por parte de la garduña, el resultado es difícil de estimar debido a la escasez de esta especie en la época invernal (sólo se detectó en el 9,3% de los itinerarios, Tabla 2). La menor adaptación a la innivación, reduce la capacidad para vivir en estas condiciones y demuestra otra vez más el desplazamiento de este hábitat colonizando las zonas termófilas y menos forestales y, en el caso del resto de Europa, los medios urbanos y agrícolas (Tabla 7). Si bien los medios forestales se encuentran entre las zonas seleccionadas para vivir por la garduña, la diversidad de ambientes donde la podemos encontrar es más elevado que en la marta, relacionándose directamente con su mayor valencia ecológica.

A la vista de los resultados obtenidos en este estudio, se podría concluir que en general la garduña utiliza poco los medios subalpinos y montanos innivados del Pirineo durante la época

invernal. Sin embargo, esto no quiere decir que no los utilice en otras épocas del año. Durante el período estival y si los inviernos no son muy rigurosos y/o largos esta especie puede acceder durante épocas determinadas. Así, el radioseguimiento de un macho de garduña durante un año en el macizo del Orri permitió demostrar el uso del hábitat de pino silvestre en la zona montana (1400-1700 m) durante todo el año (datos propios inéditos). Otros casos similares, incluso en altitudes superiores y por encima del límite del bosque hacen sospechar de una ligera intromisión de efectivos bajo determinadas condiciones (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a).

6.5.2 Segregación y competencia entre marta y garduña

Los datos obtenidos para estas dos especies en el medio subalpino muestran una segregación entre ambas, de forma que la marta desplazaría a la garduña de los ambientes que prefiere. El objetivo de ambas es el mismo: comida, refugio seco y cálido, y defensa frente a los depredadores (evitan en general los medios abiertos como medida de defensa para evitar ser capturadas). Son candidatas a estar sometidas a una fuerte competencia.

Tal y como se demuestra en el capítulo 8, los hábitos alimenticios de marta y garduña en la zona de estudio son similares. Durante el invierno, la estrategia de las dos especies es la ingestión de frutos debido a la poca abundancia de presas animales en esas condiciones, aunque también en las dos el consumo de *A. sylvaticus* y *C. glareolus* es común.

Los resultados obtenidos demuestran una bajísima convivencia entre las dos especies por desaparición de la garduña. El efecto es inverso en altitudes inferiores (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995c), donde la marta no habita los medios mediterráneos. En el medio subalpino, con una mejor adaptación al frío y a la nieve, la marta consigue quedarse con el mejor hábitat para ella que es el bosque: cobijo, refugios, alimento, etc. La garduña sufre el desplazamiento a los otros medios subóptimos donde las posibilidades de supervivencia son inferiores: mayor depredación, falta de alimento, mayor grosor de nieve, etc. En las zonas donde vive la marta, la garduña tiende a utilizar zonas con menor cobertura vegetal, prados, campos de cultivo, edificaciones humanas, etc., y en los casos en que ocupa bosques estos son los más termófilos (orientación sur) o los de transición hacia los medioeuropeos (Ruiz-Olmo et al. 1988; Delibes 1983; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a). En otras zonas sin martas, la garduña tiende a ocupar también estos bosques y zonas con nieve (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b)

La garduña puede vivir en zonas abiertas en las zonas no innivadas (Jensen & Jensen 1970; Herrmann 1994), al no ser tan visibles a los depredadores, pero también sufren pérdidas y evitan en lo posible estos medios (ver capítulo 5).

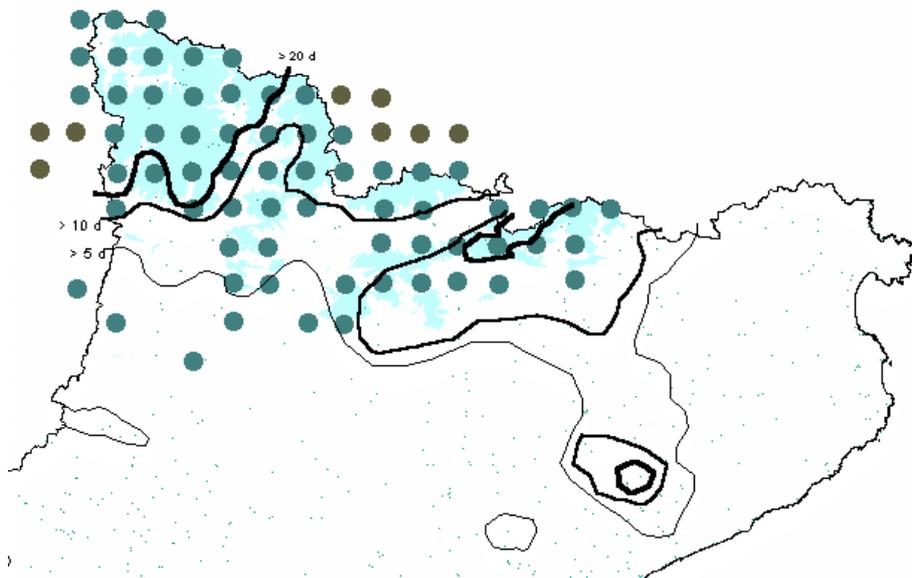
Las condiciones que han llevado a la garduña a convivir con el hombre en el resto del continente se pueden explicar por tres motivos (Herrmann 1994):

1. Son generalistas por el alimento. En los ambientes rurales y semiurbanos la presencia de alimento es normal al disponer de ecotonos de cultivos, jardines, basuras, roedores ligados al hombre, etc.
2. Pueden encontrar fácilmente refugio seco y cálido en las casas e infraestructuras habitadas y/o deshabitadas.
3. Encuentran defensas frente a los depredadores. Las áreas humanizadas tienen estructuras verticales que les ofrecen cobertura suficiente, a la vez que estos medios son poco frecuentados por otros depredadores más especialistas.

En el caso de *M. americana* y *M. pennanti*, la primera consigue la supremacía en las zonas con una mayor innivación, frente a la cual el pekán no está tan bien adaptado (Zielinski et al. 1995; Krohn et al. 1997; Ritter 1997). Cabría considerar el efector competidor de otras especies con un tamaño similar: la mofeta (*Mephitis mephitis*) y el mapache (*Procyon lotor*), tal y como apuntan Buskirk & Powell (1994).

¿Cuál es el modelo de distribución entre las dos especies en el Pirineo? La marta se distribuiría preferentemente por los hábitats forestales de la vertiente norte con una elevada cobertura vegetal arbórea, compuestos principalmente por formaciones de *P. uncinata* (Fig. 13) y donde la presencia de nieve es regular durante gran parte del año. Respecto a este punto Ruiz-Olmo et al. (1988) identifican la isolinia de 10 días de valor medio con precipitación en forma de nieve (Fig. 13). Respecto a la garduña, ligada a los medios más mediterráneos de la montaña baja y favorecida por las mejores condiciones climáticas, conseguiría su mejor hábitat en las zonas forestales o no con una mínima cobertura, y menos nieve en el suelo. Estos lugares se podrían encontrar en la vertiente sur en altitudes superiores.

Figura 13. Isolinia de precipitación media en forma de nieve. Datos de la red de estaciones meteorológicas del Servicio de Meteorología de Cataluña (SMC). Distribución de la marta en Cataluña y Andorra según Ruiz-Olmo & López-Martín (1995b).



A la vista de estas conclusiones, las poblaciones de las dos especies tenderían a encontrarse viviendo a escasos metros de desnivel y en muchos casos a la misma altitud, pero cada una en una vertiente diferente. Durante el verano las condiciones cambian y la garduña, sobretodo los individuos en dispersión, podrían acceder en mayor medida al medio de la marta. Es en este momento cuando las poblaciones de marta se encuentran desfavorecidas debido a la presión de colonización por parte de esta especie.

Se desconoce, sin embargo, cuáles son los motivos por los que la garduña es superior a la marta fuera de estas condiciones, ya que está demostrado que la marta sí que puede vivir con

garantías en los medios mediterráneos (Clevenger 1994b). La garduña, en algún momento desplazó a la marta de la zona sur de Europa al acabar el período glacial y dispersarse desde Asia Menor de donde es originaria (Kurten 1968).

6.5.3 Modelo espacial de distribución de la marta en el Pirineo catalán: GAP análisis.

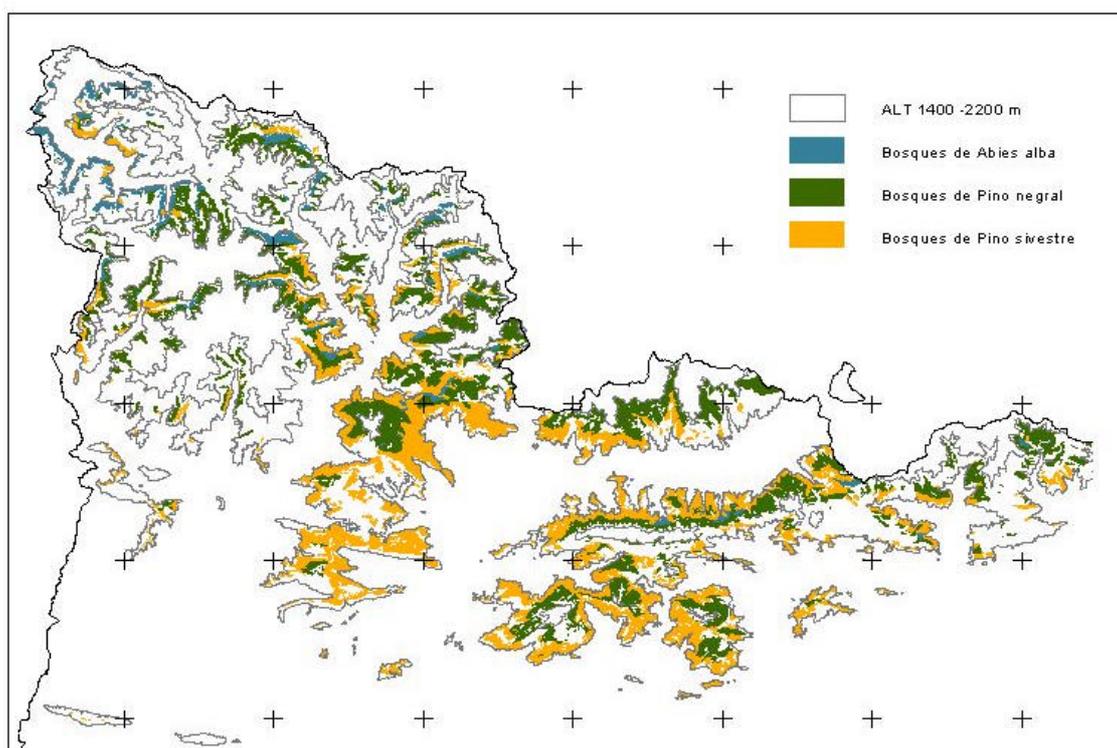
La identificación de los hábitats seleccionados por la marta, y en los que es más abundante, ha permitido obtener una base de datos para su gestión y conservación. La especie está bajo la categoría de "protegida" en Cataluña, desde el año 1992. La situación en cuanto a los hábitats disponibles confirma la situación delicada de la especie, basada en su área de distribución restringida, tal y como se desprende de los criterios de Mace & Lande (1991), y que son recogidos en las recomendaciones de la UICN para la catalogación del estatus de conservación de una especie o poblaciones. Dichas recomendaciones establecen la protección de las poblaciones en función de criterios como, el número total de individuos, la superficie ocupada y la probabilidad de extinción. La posibilidad de cuantificar el número de ejemplares de la población estudiada se escapa de los objetivos de este trabajo, así como la posibilidad de cuantificación de la probabilidad de extinción para el cual es necesario la utilización de las variables intrínsecas a la población (tasas de natalidad, mortalidad, sex-ratio, edad máxima, etc.). La superficie ocupada y la fragmentación de núcleos son los únicos criterios que nos permiten establecer la idoneidad de la conservación de la marta y de su hábitat.

La distribución de la marta en el Pirineo central, si bien es mayor que la dibujada por estos polígonos de selección (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995c)(Fig. 14), se inscribe en la pauta de regresión de los hábitats boreales o eurosiberianos con el retroceso de las glaciaciones, dejando estas zonas aisladas en las cotas superiores. Para el ámbito pirenaico ibérico, la distribución es también estricta a estos ambientes (López-Martín 2002) y no se diferencia mucho del ámbito de distribución que predicen algunos modelos recientes basados en variables de orden biogeográfico (Palomo & Gisbert 2002).

La rareza relictiva de estos ambientes motiva su inclusión en las prioridades para su conservación. A la vista de los resultados del análisis, el grado de protección con las figuras legales asociadas se sitúa por debajo de lo recomendable, aunque la actualización de la Red Natura2000 (Directiva Hábitats), ha mejorado esta situación, sin llegar a hacerla del todo satisfactoria. Una pregunta que ha de formularse entonces es ¿cuál es el efecto de la pérdida de hábitat forestal?, considerando la pérdida en calidad (alteración de la estructura) y cantidad (superficie). La disminución y fragmentación de este medio forestal de tipo boreal es la consecuencia de este tipo de cambios, con un claro efecto: la irrupción de especies generalistas. Cabría esperar una mayor abundancia de zorros en tal situación, que encontrarían un medio óptimo en las zonas abiertas, así como rapaces forestales (azor p. ejemplo), o grandes rapaces como el águila real y el búho real. La presencia habría de comportar una reducción del posible abanico de especies presa al aumentar la presión de caza, a la vez que son depredadores directos sobre la marta, tal y como se ha comprobado en otros lugares (Lindström et al. 1995; Kurki et al. 1998; Overskaug 2000).

Según este modelo, la garduña sería también una especie beneficiada por estos cambios, aunque también estaría sometida a la depredación. Su mejor adaptación a los hábitats fragmentados y el reclutamiento procedente de las zonas más bajas, facilitaría una competencia efectiva y continua sobre las poblaciones de marta, que tendría evidentes dificultades para colonizar nuevas zonas adyacentes.

Figura 14. Hábitat favorable para la marta en Cataluña establecido entre la cota 1400 y 2200 m. en el que se incluyen los bosques de abeto, pino nigral y pino silvestre, sin ningún tipo de selección.



Esta es la situación que se desprende en gran parte de nuestros resultados, confirmándose el modelo. El zorro es la especie dominante en estos ambientes forestales de tipo boreal, en la que sobrevive la marta. La garduña accede a ellos raramente, pero es claramente dominante en los ambientes circundantes donde, por otro lado, falta la marta o se hace muy rara, dificultándose el paso de martas de un núcleo adecuado aislado al próximo, a medida que están más alejados. Por esta razón, conservar la superficie y estructuras suficientemente maduras del bosque subalpino y montano, a la vez que se facilita la existencia de parcelas ricas en alimento (sobre todo micromamíferos y frutos) son medidas de gestión y conservación esenciales por la marta.

CAPÍTULO 7

ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA GARDUÑA EN EL NE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA: RELACIONES DE COMPETENCIA CON LA GINETA

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

7	ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA GARDUÑA (<i>MARTES FOINA</i>) EN EL NE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA: RELACIONES DE COMPETENCIA CON LA GINETA (<i>GENETTA GENETTA</i>).	165
7.1	INTRODUCCIÓN	165
7.2	MATERIAL Y MÉTODOS	167
7.2.1	<i>Origen de las muestras y análisis</i>	167
7.2.2	<i>Comparación con otras poblaciones</i>	169
	Dieta de la garduña en Europa	169
	Dieta de la gineta en el Mediterráneo	170
7.2.3	<i>Tratamientos estadísticos</i>	172
7.3	RESULTADOS	174
7.3.1	<i>Análisis de la dieta de la garduña en el NE Ibérico</i>	174
	Diferencias entre sexos y estacionales	176
	Composición de la dieta	176
	Diversidad de la dieta	177
	Tamaño medio de las presas	179
7.3.2	<i>Análisis dieta de la garduña: comparación con otras poblaciones</i>	180
7.3.3	<i>Análisis de la dieta de las ginetas en Europa y en el norte de África</i>	185
7.3.4	<i>Comparación de dietas</i>	189
	Frecuencia presas	189
	Biomasa	189
	Diversidad	189
	Tamaño medio de las presas	189
7.4	DISCUSIÓN	191
7.4.1	<i>La dieta de la garduña: sexo y estacionalidad</i>	191
7.4.2	<i>La dieta de la garduña frente a la de la gineta</i>	193

7 ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA GARDUÑA (*MARTES FOINA*) EN EL NE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA: RELACIONES DE COMPETENCIA CON LA GINETA (*GENETTA GENETTA*).

7.1 Introducción

La dieta de la garduña ha sido uno de los aspectos de esta especie más estudiado (Leger 1979; Clevenger 1994a; Genovesi et al. 1996), aunque los datos sobre las poblaciones del este de Europa y Asia son muy escasos. Trabajos preliminares sobre la composición de la dieta de la garduña en el noreste de la Península Ibérica ya establecían una dieta diversa basada en la captura de frutos y micromamíferos (Vericad 1970b; Ruiz-Olmo & Palazón 1993). A lo largo de la última década del siglo XX, la presencia de otros trabajos sobre el tema han permitido conocer la variabilidad tanto estacional como entre hábitats y ecosistemas. Destaca la elevada variabilidad de presas, lo que ha llevado a definir a esta especie como generalista. Ello, junto a su presencia en diferentes hábitats y ambientes, le permite vivir con éxito en un amplio rango de ecosistemas (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a). No obstante, la parte de origen animal en su dieta es notable, si se tiene en cuenta la biomasa que constituyen las presas animales. Pero los frutos parecen constituir una de las categorías de presa que en algunas épocas del año puede llegar a constituir la parte más importante de su dieta (ver Capítulo 8).

Sin embargo, dentro de la escasez de información sobre su ecología trófica destacan la variación estacional y es notable las ausencias sobre las diferencias entre sexos, respecto al uso de los recursos tróficos. En cuanto a este último punto, diferentes autores han definido el dimorfismo sexual en los carnívoros basándose en teorías como la segregación de tallas y dieta (Holmes & Powell 1994). Las principales diferencias han sido determinadas a partir de los caracteres que conformarían el aparato masticador y el tamaño corporal (Capítulo 3 y 4). Por lo tanto, los machos, mayores, deberían tener acceso a presas más grandes que las hembras, evitando por lo tanto una competencia que podría ocasionar problemas a la población, tanto en los Mustelidos en particular (Brown & Lasiewski 1972) como en la mayoría de los vertebrados (Schoener 1967; Husar 1976). Con muy buen criterio, Schoener (1974) sostiene que la repartición de recursos es demasiado compleja como para analizarla desde la única dimensión del nicho como es el tamaño de la presa. Variables como el comportamiento de los machos con las crías, el grado de poligamia o la competencia entre machos, entre otras, podrían actuar como fuerzas directoras de las diferencias de tamaño entre sexos (Ralls 1976; Erlinge 1979;

Moors 1980). Estas presiones serían las responsables del dimorfismo sexual, la repartición de recursos sería por lo tanto consecuencia de este dimorfismo.

Las diferencias del uso de los recursos a lo largo del año son una respuesta a las variaciones de la disponibilidad en el medio; sobretodo en ambientes tan cambiantes como el de los ambientes mediterráneos, tienen gran importancia en este modelo. Con el objetivo de analizar estas cuestiones, aún sin resolver, en este capítulo se analizará la dieta de la garduña así como las diferencias en cuanto a sexo y época del año, tanto desde el punto de vista de su composición y de la diversidad de especies o categorías de presas, como desde el punto de vista del tamaño medio de éstas. Uno de los factores que explicarían la variabilidad de la dieta es la competencia con otras especies de hábitos similares. De entre estas especies destaca por su tamaño similar la gineta (*Genetta genetta*), especie introducida y que podemos encontrar en Europa sólo en la Península Ibérica y Francia solapándose en estas zonas con la garduña (Livet & Roeder 1987; Libois 1991; Mitchell-Jones et al. 1999; Calzada, 2002; Reig, 2002). Si bien sus adaptaciones le han permitido introducirse en muchos de los ambientes del sur de Europa, las bajas temperaturas y la nieve constituyen una barrera infranqueable que la ha restringido a las latitudes actuales y ausente de la mayoría de sistemas montañosos (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b; Virgós & Casanovas 1997). La composición de su dieta ha sido analizada ampliamente (Virgós et al. 1999), más incluso que la de algunas especies de carnívoros autóctonos, destacando la presencia de micromamíferos y aves, aunque sin olvidar la presencia de frutos cuya importancia varía según la época del año y la zona. Tal y como ya se explica en el capítulo introductorio, sus hábitos nocturnos, así como su similitud en cuanto a biomasa y posibilidades de captura, así como la utilización de los diferentes recursos ecológicos como el hábitat, asociada a ecosistemas forestales mediterráneos (Ruiz-Olmo & López-Martín 1995b), y las madrigueras de forma similar (Capítulo 5), la convierten en una candidata a la competencia con la garduña. Al igual que la garduña, la gineta es considerada como una auténtica generalista, tanto por el hábitat como por el alimento. A partir de los datos obtenidos en este análisis de la dieta de la garduña y los obtenidos en la bibliografía se establecerán las relaciones de competencia con esta especie en los ambientes mediterráneos.

7.2 Material y métodos

7.2.1 Origen de las muestras y análisis

La dieta de la garduña en el NE de la Península Ibérica se estableció a partir de 151 estómagos extraídos de ejemplares encontrados muertos por diferentes causas desde 1982 hasta 1999: atropellados la mayoría, provenientes de talleres de taxidermia, o capturados durante la temporada de caza o durante el control de depredadores que se realizaba fuera de estas fechas. Para cada ejemplar, se estimó el sexo y la fecha o estación de captura. De esta forma, 33 muestras fueron clasificadas como primavera (marzo, abril y mayo, y en este orden), 19 de verano, 24 de otoño y 57 de invierno. De 4 animales no pudo ser determinada la fecha de captura o muerte.

Figura 1. Origen geográfico de las muestras de garduña estudiados para determinar su dieta.



A partir de la necropsia de cada animal se almacenaron los estómagos y el contenido intestinal en formol, de forma individualizada. El análisis de su contenido se realizó mediante la metodología tradicional, separando las diferentes presas e identificándolas a partir de colecciones o a partir de los pelos, dientes o plumas, que se extraían de las muestras. Se cuantificó el número mínimo de presas para cada muestra.

Respecto al origen, del total de estómagos, 103 provenían de la provincia de Barcelona, 10 de Lleida, 8 de Huesca, 9 de Girona, 4 de Navarra y uno de Andorra, Madrid, Toledo, Burgos, Tarragona y Asturias (Fig. 1). De 12 ejemplares no se pudo saber el origen. Respecto al sexo 90 fueron machos, 46 hembras y de 14 este carácter no pudo ser determinado.

Los resultados son presentados por estaciones y sexo, y para el total, con tres tipos de índices: el porcentaje de biomasa consumida para cada categoría (respecto al total de biomasa consumida), el porcentaje de presencia (número de presas de cada categoría respecto al número de estómagos), y la frecuencia relativa (numero de presas de cada categoría respecto al número de presas total). Para cuantificar la biomasa de cada presa, se han extraído los pesos medios de diversas fuentes: para los micromamíferos según (Gosàlbez 1987) y para los mamíferos de mayor tamaño se estableció un peso máximo de 250 g, de forma similar a lo determinado para la gineta (Delibes 1974b) al tener estas dos especies una biomasa similar. El número mínimo de frutos de cada excremento fue calculado a partir del número de semillas según Herrera (1987) y datos propios de campo, y el peso calculado a partir de estas mismas fuentes. La biomasa de insectos se calculó con el modelo de estimación de la biomasa a partir de las longitud según Hódar (1996). Como ingestión de basura se estableció un valor máximo de 50 g, y para la carroña de 250 g.

7.2.2 Comparación con otras poblaciones

Dieta de la garduña en Europa

La dieta de otras poblaciones de garduña fue recopilada y los mismos cálculos fueron realizados, con las mismas reglas y supuestos (Tabla 1 y Fig. 2). No se incluyeron datos de poblaciones insulares debido al posible efecto de esta situación, así como de trabajos donde sólo se analizaron un número de muestras no representativo. El trabajo previo de Ruiz-Olmo & Palazón (1993) no se incluye al compartir muestras con este trabajo más amplio.

Tabla 1. Información sobre los trabajos donde la dieta de la garduña ha sido descrita en Europa.

Referencia	Localidad	Latitud	Elevación	Hábitat	Material analizado
Rasmussen & Madsen (1985)	Dinamarca	57°	50	Urbano y rural	178 excr, 44 CG
Skirnisson (1986)	N Alemania	54°		Urbano y rural	246 excr
Skirnisson (1986)	N Alemania	54°		Urbano y rural	348 excr
Ansorge (1989)	SE Alemania	49°		Urbano y rural	1159 CG
Waechert (1975)	Alsacia (NE Francia)	48°		Mosaico cultivos y bosque	431 excr
* Lodé (1994b)	Loire (Francia)	47°		Cultivos y zonas húmedas	1149 excr
Marchesi et al. (1989)	Jura (Suiza)	47°		Forestal mosaico	935 excr
Lachat (1993b)	Jura (Suiza)	47°		Forestal y rural	850 excr
Tester (1986)	Suiza	47°	250-570	Rural, mosaico cultivos	440 excr
Tester (1986)	Suiza	47°	250 – 570	Urbano	407 excr
Lanszki et al. (1999)	Hungría	46°		Mosaico cultivos y bosque caducifolio	262 excr
Romanowski & Lesinski (1991)	Rumania	45°		Forestal	103 excr
* Cheylan & Bayle (1988)	Provenza (SE Francia)	43°		Bosque mediterráneo	393 excr, 15 CG
Genovesi et al. (1996)	C Italia	43°	205- 525	Bosque mediterráneo	320 excr
Pandolfi et al. (1996)	C Italia	43°	150 - 648	Rural	89 excr
* López-Martín (Capítulo 6)	Pirineo (NE P. Ibérica)	42°	1500	Forestal subalpino	751 excr
* Alegre et al. (1991)	León	42°	950	Rural mediterráneo	INDET.
* Delibes (1978)	N Burgos	42°	600-1000	Forestal húmedo mediterráneo	148 excr, 14 CG.
* Este trabajo	NE P. Ibérica	41° - 42°	-	Variado	151 CG
* Such & Calabuig (2002)	Valencia	39°	600-800	Bosque mediterráneo	137
* Amores (1980)	S Morena (SO P. Ibérica)	37°	500	Bosque mediterráneo	539 excr
* Gil-Sánchez (1996)	S Subbéticas	37°	800	Bosque mediterráneo	189 excr.

*Trabajos donde la presencia de la gineta es probable y por lo tanto vivirían en simpatria.

Dieta de la gineta en el Mediterráneo

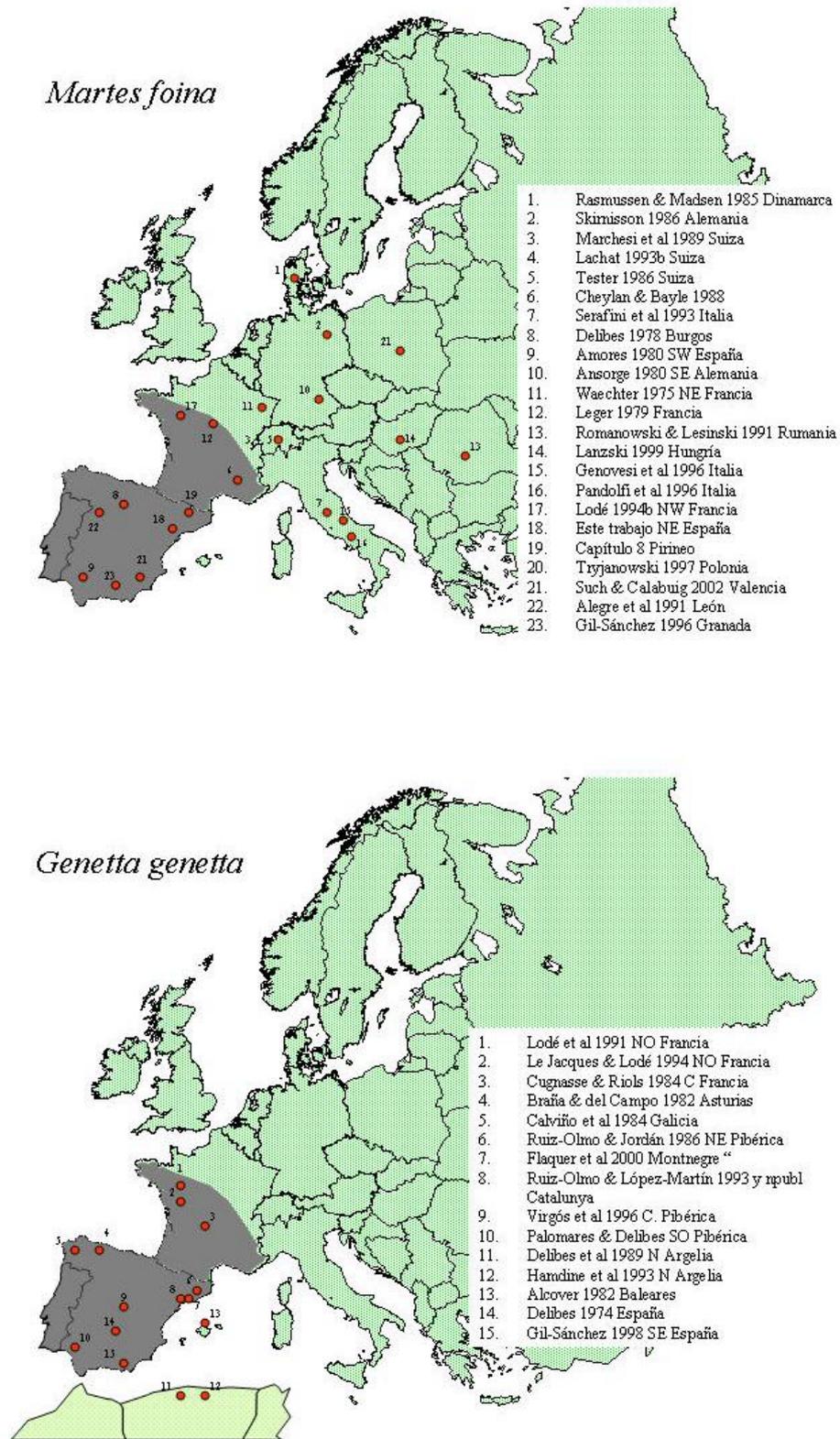
Para comparar la dieta de la garduña con la de la gineta, se utilizaron diferentes fuentes de información (Tabla 2 y Fig. 2). Al igual que en la garduña, los trabajos de las islas no han sido incluidos.

Tabla 2. Información sobre los trabajos donde la dieta de la gineta ha sido descrita.

Referencia	Localidad	Latitud	Elevación	Hábitat	Material analizado
* Lodé et al. (1991)	Loire (NO Francia)	47°	40	B. caducifolio con zonas húmedas	276 excr
* Le Jacques & Lodé (1994)	Loire (NO Francia)	47°	40	Mosaico bosque caducif. y pastos	600 excr
* Cugnasse & Riols (1984)	Macizo Central (C. Francia)	44°	150	Bosque caducifolio	2070 excr
* Braña & del Campo (1982a)	Asturias	43°	150-1000	Bosque caducifolio	36 CG
* Calviño et al. (1984)	Galicia	43°	40	B. caducifolio con rocas	127 CG ¿? excr
* Ruiz-Olmo & Jordan (1986)	Montseny (NE P. Ibérica)	42°	700	Bosque caducifolio	28 CG
* Flaquer et al. (2000)	Montnegre (NE P. Ibérica)	42°	500	Bosque mediterráneo	¿? excr
* Ruiz-Olmo & López-Martín (1993) y datos sin publicar	Catalunya	41-42°	50-430	Bosques de ribera mediterráneo	416 excr
* Virgós et al. (1996)	S. Guadarrama (Centro P. Ibérica)	40°	700-1200	Bosque adhesionado	186 excr
* Gil-Sánchez (1998)	S. Subbéticas	37°	700	Bosque mediterráneo y de ribera	67 excr.
* Palomares & Delibes (1991)	Doñana (SO P. Ibérica)	37°	75	Matorral mediterráneo	246 excr
Delibes et al. (1989)	N. Argelia	36	0 - 1150	Bosque mediterráneo y de ribera	¿? excr
Hamdine et al. (1993)	N. Argelia	36	300-1500	Bosque mediterráneo	208 excr

*Trabajos donde la presencia de la garduña es probable y por lo tanto vivirían en simpatria.

Figura 2. Localización geográfica de los diferentes estudios publicados donde la dieta de la garduña y la gineta fue analizada en el presente trabajo (los de las Islas Baleares sólo se muestran a título informativo). Se señala en gris la zona de solapamiento entre las dos especies y que ha sido elegida para analizar las posibles relaciones de competencia



7.2.3 Tratamientos estadísticos

Para todos los trabajos se calcularon los mismos índices (diversidad, tamaños medio de las presas), así como la proporción de cada presa para el total consumido y la proporción de biomasa que cada categoría aporta al total consumido, utilizando los mismos valores de referencia.

Respecto a los trabajos que se han seleccionado por estar situados en la zona de solapamiento (* en Tabla1 y 2) de estas dos especies, se calcularon los valores medios de estos parámetros, obteniendo un valor para cada especie. Además, se unificaron todos los datos y se recalcularon estos valores para las presas acumuladas de cada especie.

Un índice de tamaño medio de las presas fue calculado de acuerdo con la fórmula de Erlinge (1987), siendo f_i la frecuencia relativa de aparición de cada categoría-presa i , y w_i la biomasa estimada de la presa i . En este caso, se utilizaron los valores reales de biomasa de cada presa, y se extrajo del cálculo las presas catalogadas como carroña, basura (al ser difícil su catalogación en cuanto a tamaño y sentido en cuanto a la depredación o capturabilidad).

$$\text{Tamaño medio de las presas} = \sum f_i \cdot w_i$$

Para calcular la diversidad de las presas ingeridas o amplitud del nicho trófico se utilizó la fórmula propuesta por Hespeneide (1975) basada en la teoría de la información y que cumple los requisitos de simetría, valor máximo, derivabilidad, condición de Dalton-Pielou y ser siempre un valor positivo (>0).

$$B_s = \frac{1}{\sum p_i^2} - 1$$

Siendo p_i la proporción de cada categoría de presas i respecto al número total de presas.

Este índice varía entre el valor mínimo de 0, cuando la diversidad es mínima, hasta el valor máximo de 1. Estos valores y sus intervalos de confianza al 95%, fueron comparados entre sí de acuerdo con Pardo et al. (1992). El intervalo de confianza se estableció a partir del valor de desviación típica, calculada como:

$$s^2 = \frac{4}{(k-1)^2 \cdot (\sum p_i)^4} \left[\sum p_i^3 - (\sum p_i^2)^2 \right]$$

Siendo k el número de muestras analizadas (estómagos o excrementos).

Para establecer comparaciones entre sexos o entre estaciones y entre especies para la diversidad, se calculó a partir del estadístico Z comparando dos a dos:

$$Z = \frac{Bs_1(\hat{p}) - Bs_2(\hat{p})}{\sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}}}; \text{ donde el estadístico } Z \sim N(0,1) \text{ y } n \text{ es el número de presas}$$

Se estableció además el índice de solapamiento trófico (a_{jk}) de acuerdo con Pianka (1975) para determinar el grado de similitud entre las especies o entre sexos, siendo p_{ij} y p_{ik} las frecuencias de cada categoría-presa i en la dieta de la especie o sexo j y k , respectivamente:

$$a_{jk} = \sum \frac{(p_{ij})(p_{ik})}{\sqrt{(\sum p_{ij})^2 (\sum p_{ik})^2}}$$

Un elevado valor de solapamiento indicaría una mayor coincidencia de las dietas. Al seguir los mismos postulados de Dalton-Pielou para los índices de diversidad basados en la teoría de la información, se calculó el intervalo de confianza al 95% también a partir de la desviación típica

calculada, siendo el valor $a_{ij} \pm 1,96 \frac{S}{\sqrt{\frac{n \cdot m}{n+m}}}$, siendo n y m el número de muestras.

$$S^2 = \frac{m}{n+m} \left(\sum \left(\frac{p_{ij} \sum p_{ik}^2 - p_{ij} \sum p_{ij} \cdot p_{ik}}{\sum p_{ij}^2 \cdot \sqrt{\sum p_{ij}^2 \cdot \sum p_{jk}^2}} \right)^2 \cdot p_{ij} \right) - \sum \left(\frac{p_{ik} \sum p_{ij}^2 - p_{ij} \sum p_{ij} \cdot p_{ik}}{\sum p_{ij} \sqrt{\sum p_{ij}^2 \cdot \sum p_{jk}^2}} \cdot p_{ij} \right) +$$

$$\frac{n}{n+m} \left(\sum \left(\frac{p_{ij} \sum p_{ik}^2 - p_{ik} \sum p_{ij} \cdot p_{ik}}{\sum p_{ik}^2 \cdot \sqrt{\sum p_{ik}^2 \cdot \sum p_{ij}^2}} \right)^2 \cdot p_{ik} - \sum \left(\frac{p_{ij} \sum p_{ik}^2 - p_{ik} \sum p_{ij} \cdot p_{ik}}{\sum p_{ik} \sqrt{\sum p_{ij}^2 \cdot \sum p_{ik}^2}} \cdot p_{ik} \right)^2 \right)$$

Para establecer si las diferencias fueron significativas se utilizó el estadístico $Z \sim N(0,1)$ tal y como se define arriba.

Las frecuencias de aparición de las categorías fueron comparadas con la prueba χ^2 , y las posibles correlaciones resueltas mediante la correlación de rangos de Spearman (Siegel 1956).

Para las dos especies, por separado e incluyendo todas las poblaciones, los valores de frecuencias relativas (p_i) de las diferentes categorías fueron incluidos en un análisis de componentes principales ACP rotado VARIMAX, para obtener los patrones que identifiquen a cada localidad. Los nuevos valores de los factores obtenidos del ACP y la latitud, diversidad y tamaño medio fueron comparados mediante regresión simple. Antes de estos análisis, todas las variables de frecuencia así como la latitud fueron transformadas mediante el algoritmo arcoseno, y la diversidad mediante el \log_{10} (Zar 1984). Los diferencias entre poblaciones y especies fueron determinadas mediante ANOVA (Siegel 1956).

7.3 Resultados

7.3.1 Análisis de la dieta de la garduña en el NE Ibérico

El 7,3 % de los estómagos analizados (n= 151) se encontraban vacíos en el momento del análisis. Se identificaron 552 presas (195 de hembras, 342 de machos y 45 de animales con sexo desconocido). Para el total de estómagos analizados (Tabla 3), la categoría más frecuente de presa fueron los frutos (46,9%), seguida por artrópodos e invertebrados (23,2%), mientras que aves y mamíferos representaron sólo el 13,4 % en ambos casos.

Entre las especies de frutos destacaron la uvas (*Vitis vinifera*), y las cerezas (*Prunus avium*), los dátiles (*Phoenix dactilifera*) y lo higos (*Ficus carica*), identificándose hasta un total de 14 especies de frutos diferentes. Respecto a los mamíferos, los considerados de tamaño medio representaron una mínima proporción de las presas (2%), identificándose sólo cinco presas (tres conejos y dos liebres). Por el contrario, el grupo de los micromamíferos destacó por la diversidad de presas (11 especies identificadas), entre las cuales la más numerosa fue el ratón de bosque (*Apodemus sylvaticus*). Se encontraron algunos insectívoros y otros micromamíferos de mayor tamaño como ardillas (*Sciurus vulgaris*), lirones (*Eliomys quercinus*) y ratas (*Rattus* sp.), aunque en proporciones claramente inferiores. Entre el grupo de los artrópodos destacó el consumo extraordinario de abejas, relacionadas con el consumo de miel, alimento que apareció en alguna muestra.

Por último, se ha destacar la presencia, aunque en menor frecuencia, de restos de basuras (papeles, restos de bolsas y envoltorios de alimentos), y el consumo de carroña de ungulados muertos. Piedras y materia vegetal en forma de hierbas se encontró entre los contenidos, aunque podría considerarse que son ingeridas de forma accidental. La diversidad total calculada fue $B_s = 0,554$ ($D_{Std.} = 0,831$).

La importancia de estas categorías cambió en el momento de interpretarla en forma de biomasa relativa consumida. Así, la categoría más importante la constituyeron los mamíferos, con un 40,9 %, seguida de las aves con el 32,9%. Los frutos, mayoritarios antes, no pasaron ahora del 3%. La carroña, considerada anteriormente de forma excepcional, representó el 13,7% de la biomasa consumida.

Respecto al tamaño medio de las presas el valor obtenido para el conjunto de muestras fue de 43,82 g, mostrando una clara preponderancia de los valores inferiores a 1 g (>70%), representados por las elevadas frecuencias de consumo de frutos (Fig. 5)

Tabla 3. Resumen del análisis de los 151 estómagos de garduña analizados. Para cada sexo y para el total se muestran el número mínimo de presas para cada especie, y para cada categoría de presas se calcula el porcentaje de aparición de cada una (FR), así como el porcentaje de biomasa que constituyen respecto al total de cada sexo. En el total de presas el número difiere de la suma de machos y hembras debido a los ejemplares con sexo desconocido.

PRESAS	Machos			Hembras			Total		
	n	FR	PBiomasa	n	FR	PBiomasa	n	FR	PBiomasa
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	1			1			3		
<i>Lepus europaeus</i>				1			2		
<i>Felis catus</i>	1						2		
Mamífero indet	2			1			4		
TOTAL MesoMAMIFEROS	4	1,3	14,1	3	1,5	18,2	11	2,0	21,5
<i>Sciurus vulgaris</i>	2						2		
<i>Elyomys quercinus</i>	3						3		
<i>Glis glis</i>	1			1			2		
<i>Rattus norvegicus</i>	1						1		
<i>Rattus sp.</i>	1						1		
<i>Microtus arvalis</i>				1			1		
<i>Microtus agrestis</i>	1			1			2		
<i>Arvicola terrestris</i>	2						2		
<i>Clethrionomys glareolus</i>				1			2		
Microtidae	3			1			4		
<i>Apodemus sylvaticus</i>	6			6			15		
Rodentia	2			2			4		
<i>Sorex sp.</i>	1						1		
<i>Crocodyrus russula</i>	1			2			3		
Insectívora	3			5			8		
Micromamífero	5			5			12		
TOTAL MicroMAMIFEROS	32	10,3	23,8	25	12,8	15,9	63	11,4	19,4
Galliforme	3			2			5		
<i>Pica pica</i>				2			2		
Córido							1		
<i>Sturnus unicolor</i>	1						1		
<i>Turdus merula</i>	2						2		
Paseriforme									
<i>Columba</i>	2			2			4		
Ave	15			10			26		
TOTAL AVES	55	17,6	31,8	17	8,7	42,8	74	13,4	32,9
<i>Coronella girondica</i>	1						1		
<i>Coluber viridiflavus</i>	1						1		
<i>Natrix natrix</i>				1			1		
<i>Psammotromus hispanica</i>	1						1		
TOTAL REPTILES	3	1,0	4,3	1	0,5	3,6	4	0,7	3,5
<i>Salmo trutta</i>				1			1		
Pez	2						2		
TOTAL PECES	2	0,6	1,0	1	0,5	1,7	3	0,5	1,1
<i>Apis mellifera</i>	21			58			79		
Aracnidae				14			14		
Blanus cinereus				1			1		
Carabidae	3			2			6		
Coleoptera				2			2		
Escarabidae				3			3		
Ortoptera				2			2		
Orugas	2			1			5		
Quilópodo	2						3		
Tettigonidae	3			1			4		
Artrópodo	5			1			6		
Insecto Indet.	2						2		
TOTAL ARTROPODA	39	12,5	0,1	85	43,6	0,2	128	23,2	0,1
<i>Citrus reticulata</i>	1						1		
<i>Castanea sativa</i>	3						3		
<i>Phoenix dactylifera</i>				13			13		
<i>Euphorbia sp.</i>				3			3		
<i>Ficus carica</i>	9			8			17		
<i>Prunus sp.</i>	4			1			5		
<i>Prunus avium</i>	47						47		
<i>Prunus sylvestris</i>				6			6		
<i>Quercus ilex</i>	1			1			2		
<i>Quercus sp.</i>	1						1		
<i>Rosa sp.</i>	6						6		
<i>Rubus ulmifolius</i>	3						3		
<i>Vitis vinifera</i>	77			9			92		
Semillas	5			1			21		
Fruto indet.	23			9			39		
TOTAL FRUTOS	180	57,7	3,2	51	26,2	3,4	259	46,9	2,9
Triticum sp.	1						1		
Mat vegetal	9			3			12		
TOTAL MAT VEGETAL	10	3,2	1,3	3	1,5	0,7	13	2,4	0,9
BASURA	4	1,3	2,8	4	2,1	4,9	8	1,4	3,1
<i>Sus scrofa</i>	1						1		
Carroña	4			1			6		
TOTAL CARRONA	5	1,6	17,6	1	0,5	6,1	7	1,3	13,7
Miel				1			1		
Piedras				1			1		
Indet	8			2			10		
OTROS	8	2,6	0,0	4	2,1	2,4	12	2,2	0,8
TOTAL	312			195			552		

Diferencias entre sexos y estacionales

El origen de las muestras permitió analizar las diferencias entre los dos sexos en cuanto al consumo, así como los cambios a lo largo del año.

Composición de la dieta

Las proporciones de aparición de las diferentes categorías han mostrado variaciones respecto a la estación del año y respecto al sexo.

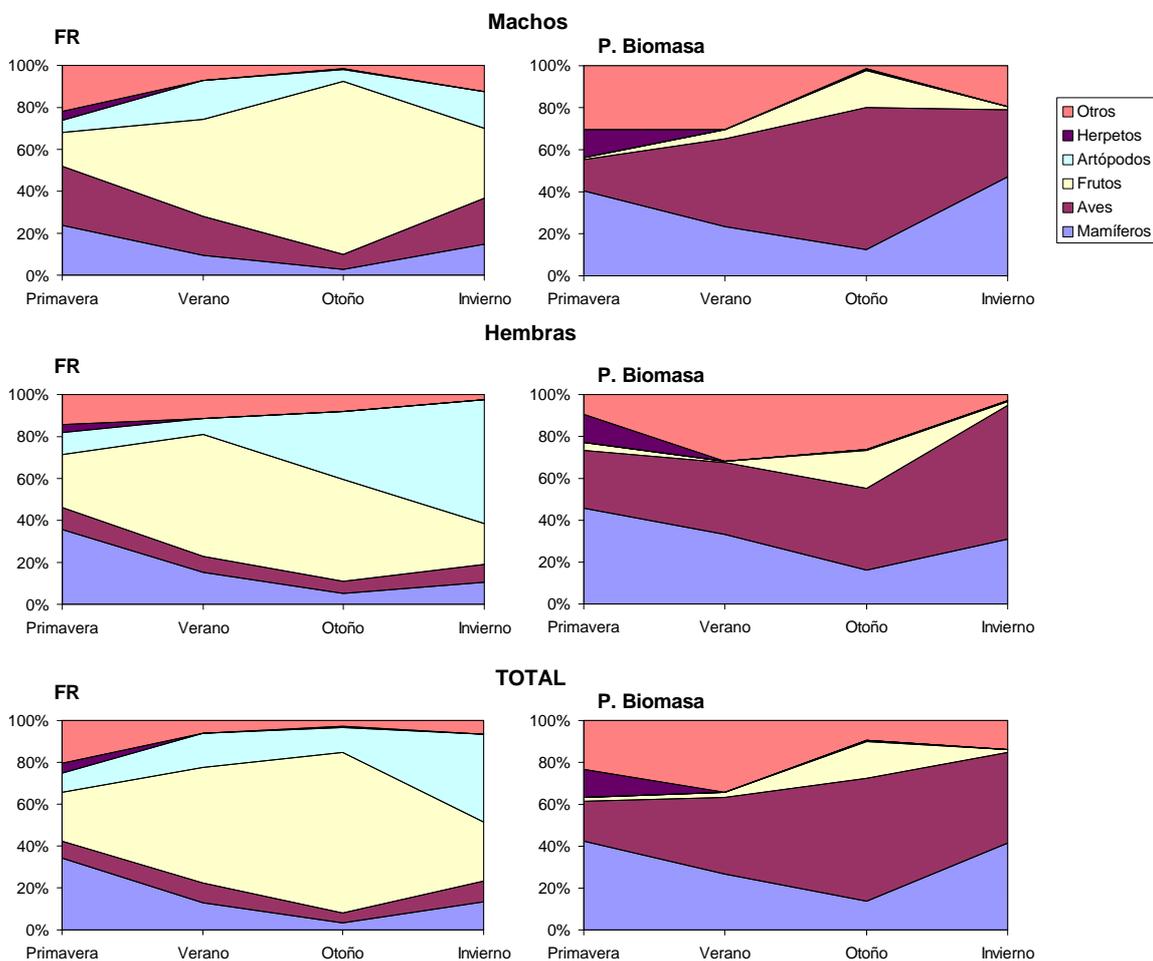
En general, para el total de las muestras, la dieta de machos y hembras difirió en cuanto a la composición ($\chi_4^2 = 82,4$; $p < 0,0001$), mostrando en general una mayor captura de aves y de frutos por parte los machos. Las hembras capturaron significativamente más artrópodos (χ_1^2 : 177,2; $p < 0,0001$). Para la misma estación, sólo hubo diferencias significativas en la composición de la dieta entre los dos sexos en las temporadas de otoño ($\chi_4^2 = 24,52$; $p < 0,0001$) e invierno ($\chi_4^2 = 42,11$; $p < 0,0001$) (Fig. 3). En otoño, los machos consumieron significativamente más frutos que las hembras (χ_1^2 : 4,05 $p < 0,05$), mientras que las hembras capturaron más artrópodos (χ_1^2 : 50,65; $p < 0,0001$). En invierno, las hembras siguieron capturando más artrópodos que los machos (χ_1^2 : 109,61 $p < 0,0001$), mientras que los machos capturaron más aves (χ_1^2 : 8,95; $p < 0,001$), frutos (χ_1^2 : 11,17; $p < 0,001$) y presas de categorías secundarias (χ_1^2 : 8,74; $p < 0,001$). En los machos la categoría de presas mayoritaria fueron los frutos (57,7%), mientras que en las hembras fueron los artrópodos (43,6%). El resto de categorías mostraron proporciones similares. En cuanto a la importancia de biomasa consumida, el pequeño aporte que constituyen estas presas diluye las diferencias, de forma que mamíferos y aves representaron la mayoría de la biomasa en ambos sexos.

Para los machos (Fig. 3), las aves constituyeron la mayoría de las presas en primavera (28%), mientras que el resto del año fueron los frutos la categoría más abundante, siendo máximo en otoño (82,3% de las presas). Este hecho provocó que entre temporadas consecutivas la composición de la dieta difiriera significativamente en los machos ($\chi_4^2 > 13,27$; $p < 0,001$). En cuanto al aporte en biomasa, los valores relativos a cada temporada cambiaron, siendo aves y mamíferos las bases de la alimentación, los mamíferos en primavera (40,7%) e invierno (47,22%), y las aves en verano (41,8%) y otoño (67,7%). Los frutos sólo resultaron importantes en los meses de otoño, aportando el 17,6% de la biomasa ingerida.

Respecto a las hembras (Fig. 3), los mamíferos fueron la mayoría de las presas consumidas en primavera (35,7%), y como en los machos, los frutos fueron mayoría en verano (57,7%) y otoño (48,7%), aunque en invierno fueron los artrópodos (58,6%). A diferencia de los machos, en las hembras sólo hubo diferencias en la composición de la dieta entre invierno y primavera ($\chi_4^2 = 56,34$; $p < 0,0001$). Como pasó en los machos, la mayoría de los aportes energéticos se debieron a mamíferos y aves. Los primeros fueron mayoría en primavera (45,6%) y verano (33,6%), y las aves en otoño (39%) e invierno (63,8%). Como en los machos, los frutos sólo tuvieron cierta importancia en otoño, cuando representaron el 18,3% de la biomasa ingerida.

Si analizamos la composición de la dieta conjunta, se repite un poco el esquema, reflejando el número de muestras disponibles por cada sexo en cada temporada. Los mamíferos fueron mayoría en primavera (34,4%), los frutos en verano (55,6%) y otoño (77%), y los artrópodos en invierno (41,6%). En cuanto a la biomasa (Fig. 3), los mamíferos volvieron a constituir la mayoría de la biomasa ingerida en primavera (42,3%), y las aves lo fueron el resto del año (máximo en otoño 58,4%). De la misma forma, los frutos sólo fueron importantes en otoño con un porcentaje del 17,8% de la biomasa ingerida para machos y hembras en total.

Figura 3. Cambios en los valores de frecuencia relativa de aparición de las diferentes categorías de presa a lo largo del año, así como los valores de porcentaje de biomasa de éstas, tanto para machos como para hembras y para el total de los estómagos analizados de fecha conocida.



Diversidad de la dieta

Los valores de diversidad de la dieta calculados a partir de las frecuencias de aparición mostraron valores similares para el total de las muestras por sexos, siendo en los machos ($B_s = 0,478$; $D_{Std} = 0,765$) y en las hembras superior ($B_s = 0,606$; $D_{Std} = 0,674$), no encontrándose diferencias significativas entre estos valores ($Z = 0,854$).

Si se analiza la diversidad de la dieta en conjunto a lo largo del año (Fig. 4), se ve una variación significativa de este valor, llegando a un máximo en primavera ($B_s = 0.797$; $D_{Std} = 0,65$), y

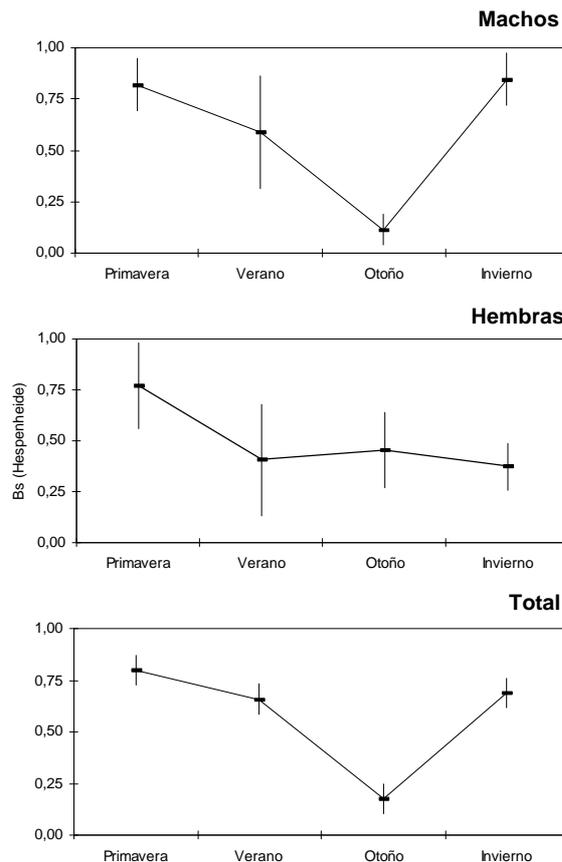
mínima en otoño ($B_s = 0,176$; $D_{Std} = 0,179$). Este valor fue significativamente inferior al del resto de estaciones ($p < 0,05$).

Para los machos, el perfil de variación estacional del valor de diversidad es muy parecido al del total de las muestras, con un valor máximo en las muestras de primavera ($B_s = 0,82$; $D_{Std} = 0,295$) e invierno ($B_s = 0,846$; $D_{Std} = 0,623$), y mínimo en otoño ($B_s = 0,114$; $D_{Std} = 0,097$). Este valor mínimo fue significativamente inferior a estos máximos ($Z = 5,186$ y $Z = 4,875$, respectivamente), aunque no con el verano (Fig. 4).

Para las hembras, el máximo fue en primavera ($B_s = 0,771$; $D_{Std} = 0,65$), valor que no difirió con el resto del año (Fig. 4), donde los valores fueron muy similares (Mínimo Invierno $B_s = 0,372$; $D_{Std} = 0,475$).

Comparando entre sexos para la misma estación, los valores sólo difirieron en invierno, donde el valor de diversidad de los machos fue el doble del valor de las hembras ($Z = 2,386$; $p < 0,001$).

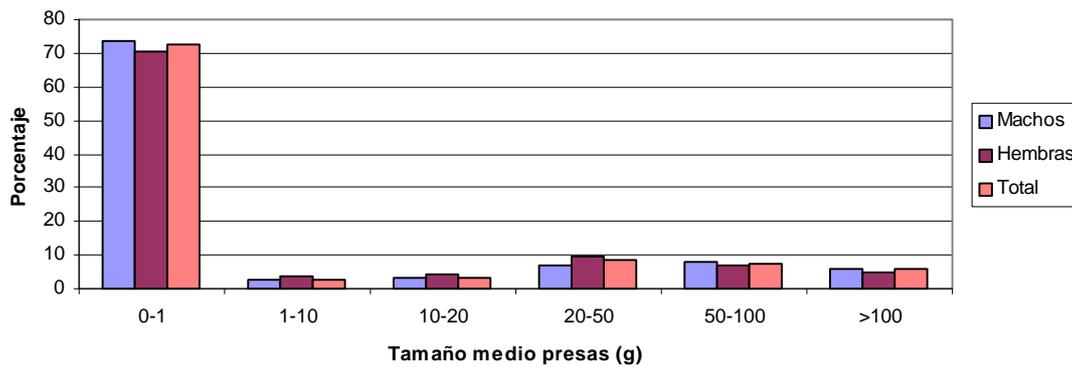
Figura 4. Valores de la diversidad de la dieta según el índice de Hespeneide para machos, hembras y para el total de las garduñas analizadas. Las barras representan el intervalo de confianza de este valor para el 95%.



Tamaño medio de las presas

El tamaño medio de las presas encontradas en cada sexo fue de 34,36 g en los machos y sensiblemente superior en las hembras (39,78 g). La distribución de los tamaños (Fig. 5) sin embargo, no difirió entre los dos sexos ($\chi_5^2 = 2,52$; $p > 0,05$). La mayor parte de las presas contabilizadas (>70%) se encontraron en el intervalo inferior a 1 g., tanto en los machos como en las hembras

Figura 5. Distribución de los valores de tamaño de presa, para machos, hembras y para el total de las muestras de garduña



7.3.2 Análisis dieta de la garduña: comparación con otras poblaciones.

Los trabajos publicados sobre la dieta de la garduña en Europa y que ya fueron analizados anteriormente por Clevenger (1994a), han sido tratados nuevamente y ampliados con nuevas aportaciones. Sin embargo, sólo fueron analizados aquellos en los que los resultados se encontraban desglosados por especies y el número de presas expresado (Tabla 4).

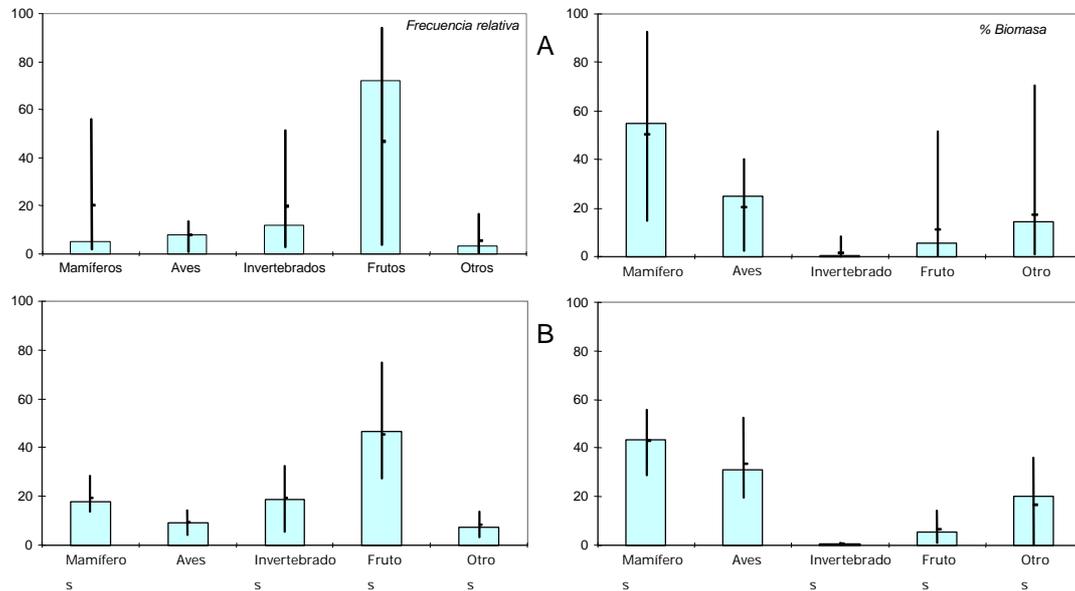
Tabla 4. Resumen de los resultados obtenidos a diferentes trabajos publicados sobre la dieta de la garduña en Europa, mostrando el valor del tamaño medio de las presas y los valores de las frecuencias relativas expresadas en porcentaje de las categorías más importantes.

	Tamaño medio (g)	FR Mam	FR Aves	FR Inv	FR Frutos	FR Otros
Waechert (1975)	9,7	13,55	6,20	5,48	74,77	3,07
Lodé (1994b)*	21,9	55,74	10,74	10,20	21,08	2,23
Marchesi et al. (1989)	45,9	18,76	6,31	32,55	28,58	13,79
Tester (1986)	30,9	18,13	14,12	10,5	51,15	6,11
Lanszki et al. (1999)	16,5	28,35	10,08	20,94	33,7	6,93
Cheyland & Bayle (1988) *	5,3	1,74	1,09	2,63	94,16	0,4
Genovesi et al. (1996)	25,1	16,65	13,83	28,32	27,38	13,82
Pandolfi et al. (1996)		18,60	4,10	16,8	55,0	5,50
López-Martín (Orri) *	3,46	2,25	0,79	9,82	81,62	5,52
Delibes (1978) *	37,5	28,45	10,77	22,1	33,7	4,97
Datos de este capítulo *	43,8	13,40	13,40	23,19	46,92	3,08
Alegre et al. (1991)*	10,8	7,03	2,97	54,58	21,53	13,89
Such & Calabuig (2002)*	48,6	13,49	1,7	7,6	72,71	4,5
Amores (1980) *	37,6	19,35	9,32	51,25	3,58	16,48

* Zona de solapamiento

En cuanto a la composición de la dieta, destacó la presencia elevada de los frutos en muchos trabajos, llegando a constituir hasta el 94,2% de las presas en el sur de Francia (Cheyland & Bayle 1988). En segundo lugar se encontraron los mamíferos, cuyos valores llegaron a ser máximos en el NE de Francia (Lodé 1994b), constituyendo el 55,7% de las presas. Si analizamos la composición de la dieta en el área de solapamiento entre ambas especies (n= 9), los valores medios de porcentajes de frutos constituyeron el 46,9 %, seguidos de los mamíferos e invertebrados con el 20,2% y 19,9% respectivamente. Estos valores agrupados permiten destacar aún más el valor de los frutos, siendo el 71,8 % de las presas (n= 12305 presas) (Fig. 6).

Figura 6. Valores medios, máximos y mínimos en líneas de los porcentajes de presencia y de biomasa de las categorías principales de la dieta de la garduña en los estudios donde la distribución de las dos especies se solapan (A), y donde no hay solapamiento en Europa (B). En las barras se representa este valor para todas las presas conjuntamente.



En cuanto a la proporción de biomasa que aportó el consumo de las diferentes categorías en el área de solapamiento, los valores se invirtieron a favor de los mamíferos, constituyendo de media ($n=9$) el 50,4%, siendo los frutos sólo el 11,0%. Los valores son muy similares a los obtenidos al cálculo conjunto de la dieta de estos trabajos (Total biomasa consumida calculada: 123250,7g).

El tamaño medio de las presas osciló entre los 3,5 g hallados en el Pirineo central (ver Capítulo 8) y los 48,6 g en Valencia (Such & Calabuig 2002), con un valor medio de 25,9 g ($D_{Std}=15,9$; $n=13$). En el área de solapamiento el valor medio fue casi el mismo, 26,1 g ($D_{Std}=18,05$; $n=8$). No existieron diferencias significativas para el tamaño medio de las presas entre la zona de solapamiento con la gineta y los datos de zonas exteriores a ésta ($F=1,9$; g.d.l.=9). La distribución de tamaños en las dos zonas muestra una preponderancia de los valores de presa pequeños, entre 0 y 1 g. ($\bar{x}=68,54\%$; $n=8$ en la zona de solapamiento y, $\bar{x}=34,9\%$; $n=5$ fuera de ésta), mostrando la importancia de los frutos en la dieta de esta especie en la zona de solapamiento (Fig. 7). El valor para el conjunto de las presas fue similar (66,4%) en la zona de solapamiento.

Figura 7. Distribución de frecuencias de las categorías de tamaños de presa para la dieta de la garduña en la zona de solapamiento (A) y fuera de ésta (B). Se indica el valor mínimo, medio y máximo y la media de las 8 poblaciones analizadas en la franja de solapamiento y de las 5 de fuera de esta área, y en barras el valor conjunto calculado como una sola población.

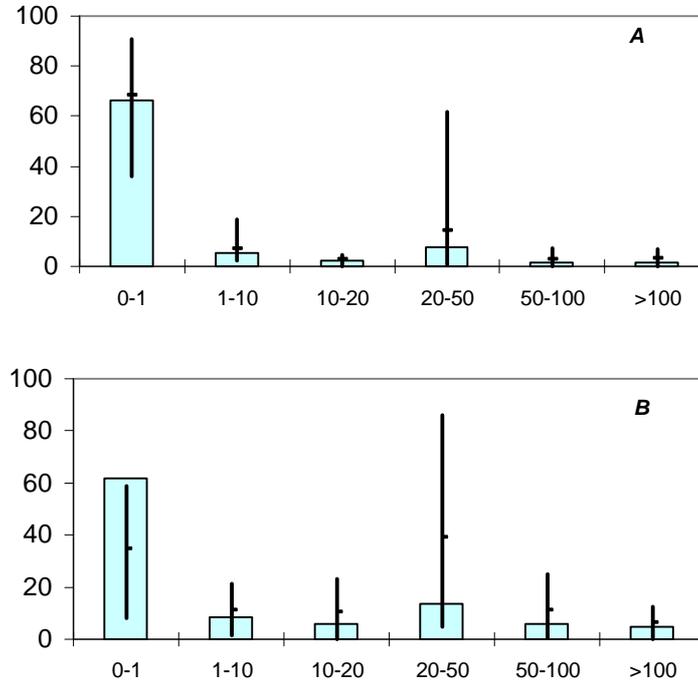
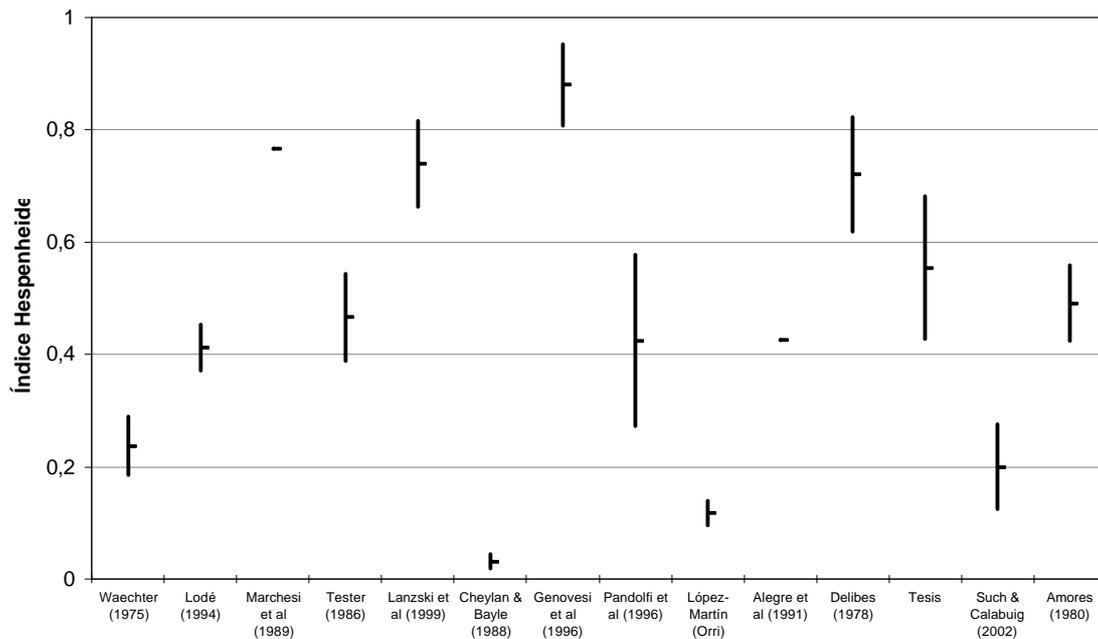


Figura 8. Valores de índice de diversidad de la dieta de la garduña de los diferentes trabajos en los cuales se pudo calcular el índice de Hespeneheide (B_s). Así mismo, se muestra el valor del intervalo de confianza al 95%. Los trabajos están ordenados de mayor a menor latitud.



Los valores de diversidad de la dieta (Hespenheide, B_s), oscilaron entre el mínimo obtenido en el sur de Francia por Cheylan & Bayle (1988) de 0,03 (IC95%= 0,013), y el máximo obtenido por Genovesi et al. (1996) en el centro de Italia, 0,953 (IC95%= 0,073) (Fig. 8). En cuanto a la diversidad media en el área de solapamiento fue de 0,37 (D_{Std} = 0,173; n = 9), y fuera de ésta de 0,59 (D_{Std} = 0,246; n = 7). No hubo diferencias entre los dos valores (F = 2,806; g.d.l.= 1). La diversidad acumulada fue de 0,216 (IC95%= 0,016; 3297 muestras) y 0,581 (IC95%= 0,035; 2517 muestras) respectivamente.

El análisis de ACP para todos los trabajos publicados (n = 14), utilizando las categorías de presas más comunes de las cuales los mamíferos se desglosaron en lagomorfos y micromamíferos, generó dos factores que explicaron el 71,90% de la varianza (Tabla 5). El Factor 1 mostró unos valores de correlación altamente positivos con la presencia de invertebrados y el resto de categorías secundarias (reptiles, anfibios, etc.), y negativo con la presencia de frutos, interpretando este eje como un aumento de la diversidad al incluir estas categorías. Respecto al Factor 2, los valores se distribuyeron entre las dietas donde las piezas de mayor tamaño (aves y micromamíferos) fueron la base de las capturas en contraposición a los frutos: sería por tanto un factor que describiría el grado de *carnivorismo* en la dieta.

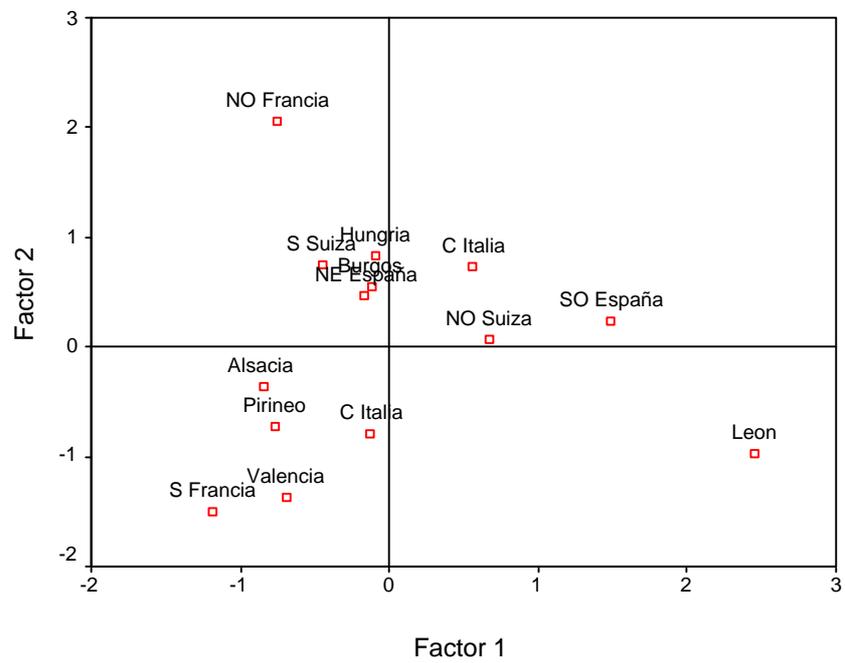
Tabla 5. Valores de las correlaciones entre las diferentes categorías de presa consideradas en la dieta de la garduña y los dos factores generados en el ACP.

Categorías de presa	Factor 1	Factor 2
Micromamíferos	-0,169	0,817
Conejo	0,003	-0,277
Aves	0,087	0,848
Invertebrados	0,981	0,060
Otros	0,947	-0,124
Frutos	-0,716	-0,649
% Varianza explicada	40,180	31,72
Suma saturaciones de la rotación	2,411	1,903

Las correlaciones simples obtenidas para todos los valores de la dieta de los 14 trabajos publicados mostraron una relación negativa entre la diversidad y la proporción de frutos (r_s = -0,662; p =0,019; n = 12), y fue positiva con la proporción de aves (r_s = 0,615; p = 0,033; n =12) e invertebrados (r_s = 0,846; p =0,001; n =12). También con F1 (r_s = -0,770; p =0,001; n = 14).

Respecto a la latitud, sólo se encontraron correlaciones significativas con la proporción de reptiles (r_s = -0,681; p = 0,007; n = 14) y con la proporción de conejos (r_s = 0,603; p =0,022; n =14). El tamaño medio de las presas sólo se correlacionó con la diversidad (r_s = 0,655; p =0,029; n =11), no demostrando ninguna tendencia con la latitud.

Figura 9. Localización de los diferentes dietas de garduña de las zonas estudiadas en relación a los dos factores extraídos del análisis de componentes principales.



7.3.3 Análisis de la dieta de las ginetas en Europa y en el norte de África

La caracterización general a partir de los diferentes trabajos publicados sobre la dieta de la gineta (Tabla 6), mostró una predominancia de los mamíferos en la mayoría de estudios (n= 13). El máximo se obtiene en Francia, llegando a constituir el 81 % de las presas (Cugnasse & Riols 1979). Respecto a las otras categorías, sólo los invertebrados llegaron a ser importantes en las muestras procedentes de Argelia (Delibes et al. 1989; Hamdine et al. 1993), alcanzando el 61 % de las presas ingeridas. En el área de solapamiento, los mamíferos constituyeron la presa más ingerida, siendo el valor de presencia medio de 51,8% ($D_{Std} = 20,3$; $n = 11$), y para el total acumulado de 59,9% ($n = 8861$ presas).

Tabla 6. Resumen de los trabajos donde la dieta de la gineta ha sido analizada, mostrando el valor del tamaño medio de las presas y los valores de las frecuencias relativas en porcentaje de las categorías más importantes. En *negrita* máximos y *mínimos* para cada categoría.

	Tamaño medio (g)	FR Mam	FR Aves	FR Inv	FR Frutos	FR Otros
Lodé et al. (1991) *	45,7	72,59	18,40	7,56	1,43	0,00
Le Jacques & Lodé (1994) *	67,1	62,21	14,80	4,43	4,43	12,72
Cugnasse & Riols (1979) *		81,04	10,37	5,63	2,23	0,71
Cugnasse & Riols (1984) *	32,0	68,80	8,99	9,86	10,64	1,69
Braña & del Campo (1982a) *	53,8	31,37	7,84	37,91	19,61	3,26
Calviño et al. (1984) *	38,6	50,00	9,84	17,61	15,80	6,73
Ruiz-Olmo & Jordan (1986)*	51,9	30,66	8,00	12,00	30,60	18,66
Flaquer et al. (2000) *	17,9	58,50	1,24	7,99	30,50	1,77
Ruiz-Olmo & López-Martín (1993) y no publ. *	103,6	26,15	8,82	24,32	27,66	13,02
Virgós et al. (1996) *	24,5	25,00	27,68	33,22	4,03	10,06
Palomares & Delibes (1991)*		63,62	14,80	4,43	4,43	12,72
Delibes et al. (1989)	14,0	38,40	2,13	53,73	1,74	3,97
Hamdine et al. (1993)	11,7	26,11	7,18	60,84	1,37	4,50

* Zona de solapamiento con la gineta

En cuanto a la importancia que la biomasa aporta a la dieta, las presas más grandes desplazan aún más las proporciones antes observadas (Fig. 10). Así, el valor medio en la dieta de la gineta vuelve a ser máximo en los mamíferos en el área de solapamiento (62,5%; $D_{Std} = 18,5$; $n = 11$), seguido por las aves (28,5%; $D_{Std} = 19,3$; $n = 11$). Los valores fueron muy similares si obtenemos las proporciones de biomasa de cada categoría para la población en conjunto (375.323 g. acumulados) (Fig. 10).

El tamaño medio de las presas para los estudios de gineta en el rango de solapamiento (Tabla 6) ($n=10$) fue de 50,6 g ($D_{Std} = 25,37$), con un valor mínimo de 17,9 en la costa catalana (Flaquer et al. 2000) y de 103,6 en los sistemas mediterráneos riparios de la misma zona (Ruiz-Olmo & López-Martín 1993 e inédito). La distribución de los valores medios de cada categoría de tamaño (Fig. 11), mostró un valor medio máximo de 45,3% para las presas situadas en el rango de 20 a 50 g (micromamíferos y paseriformes), seguido de las presas en el rango de 0 a 1 g (frutos e insectos) con el 27,1% de valor medio. Por término medio, las presas con tamaño

superiores a los 100g sólo se presentaron en el 4,6% de los casos. Sin embargo, si analizamos este parámetro como una sola población, obtenemos valores diferentes. Así, la categoría máxima fue la de 0 a 1 g con el 45,7%, y la categoría de 20 a 50 g la mínima en este caso.

Figura 10. Valores medios, máximo y mínimos en líneas de los porcentajes de presencia y de biomasa de las categorías principales en la dieta de la gineta en los estudios donde la distribución de las dos especies se solapan. En las barras se representa este valor para todas las presas conjuntamente.

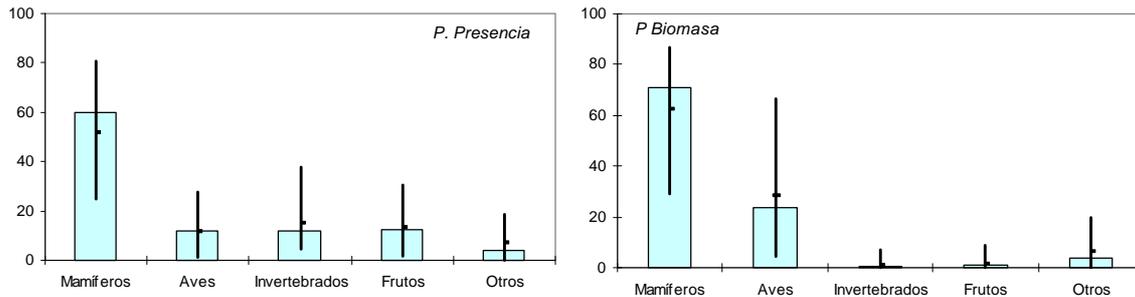
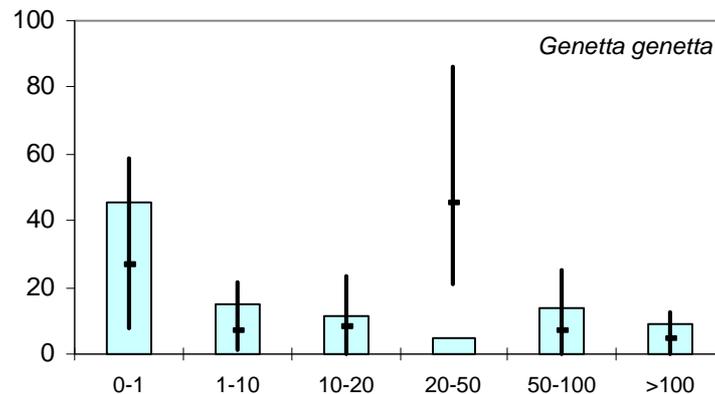


Figura 11. Distribución de frecuencias en porcentajes de las categorías de tamaño de presa en la dieta de la gineta en Europa. Se indica el valor máximo, mínimo y la media de las 10 poblaciones analizadas, y en barras el valor calculado como una sola población.



La diversidad de las dietas de la gineta establecida en los diferentes trabajos (Fig. 12) mediante el índice de Hespeneide mostró un valor medio de 0,51 ($D_{Std}= 0,24$) con mínimos obtenidos en el sur de Francia ($B_s= 0,247$; $IC95\%= 0,0014$)(Cugansse & Riols 1989) y máximos en los sistemas riparios mediterráneos de Cataluña ($B_s= 0,842$; $IC95\%= 0,057$)(Ruiz-Olmo & López-Martín 1994). El valor medio de la diversidad para la zona de solapamiento fue de 0,51 ($D_{Std}= 0,24$; $n = 11$). El cálculo para estos datos acumulados mostró un valor inferior de 0,366 ($IC95\%= 0,022$).

El análisis de componentes principales ACP para todos los trabajos publicados ($n = 12$) generó dos factores que explicaron el 59,2% de la varianza (Tabla 7). El Factor 1 mostró un gradiente entre las dietas con una alta proporción de micromamíferos y los que tuvieron una alta proporción de reptiles e invertebrados. El Factor 2 mostró un gradiente entre las dietas con una

elevada proporción de invertebrados y aquellas donde el conejo y las aves formaban parte importante de ésta, relacionado con el tamaño de la presa.

Figura 12. Valores de índice de diversidad de la dieta de la gineta de los diferentes trabajos ordenados de menor a mayor latitud, en los cuales se pudo calcular el índice de Hespeneheide (B_s). Así mismo, se muestra el valor del intervalo de confianza al 95%.

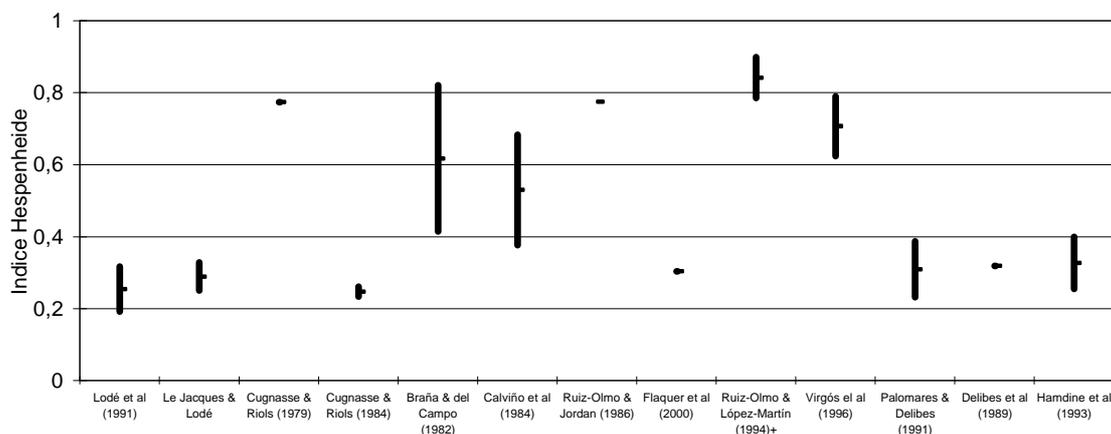


Tabla 7. Valores de las correlaciones entre las diferentes categorías de presa de la dieta de la gineta consideradas y los dos factores generados en el ACP.

Categorías de presa	Factor 1	Factor 2
Micromamíferos	-0,890	0,180
Conejo	0,002	0,848
Aves	0,252	0,561
Invertebrados	0,502	-0,796
Anfibios	0,235	-0,002
Reptiles	0,851	0,106
Frutos	0,007	0,008
% Varianza explicada	34,00	25,16
Suma saturaciones de la rotación	1,894	1,718

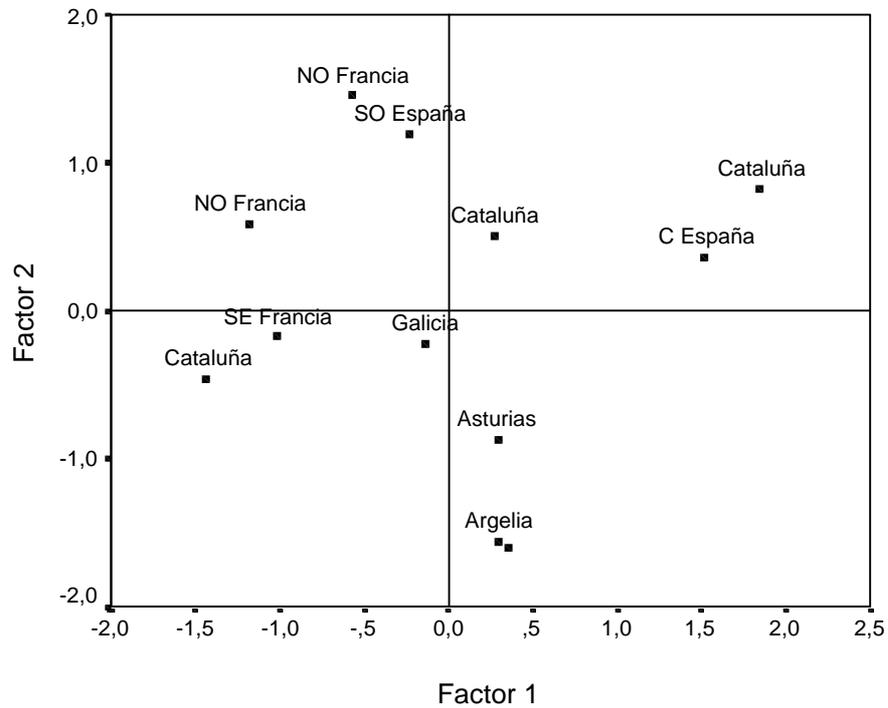
Los valores más elevados de micromamíferos correspondieron a los obtenidos en el Montnegre y SE y NO de Francia (Fig. 13), mientras que los consumos de reptiles fueron máximos en los sistemas mediterráneos riparios de la Cataluña mediterránea y del centro de España, tal como expresa el Factor 1. El conejo fue consumido de forma importante en el SO de España y el NO de Francia, mientras que las localidades argelinas mostraron una gran proporción de invertebrados.

Las correlaciones simples obtenidas para todos los valores de la dieta mostraron una relación inversa entre la diversidad y la frecuencia de micromamíferos ($r_s = -0,867$; $p = 0,0001$; $n = 12$), así como con la proporción de biomasa de estos ($r_s = -0,622$; $p = 0,031$; $n = 12$). Así mismo el valor de diversidad se correlacionó positivamente con el Factor 1 ($r_s = 0,811$; $p = 0,0001$; $n = 12$).

El valor del tamaño medio no se correlacionó con ninguna de las variables simples, aunque sí existió una clara correlación con el Factor 2 ($r_s = 0,790$; $p = 0,002$; $n = 12$).

La variación de la dieta con la latitud, mostró diferencias norte–sur con la presencia de mamíferos en la dieta ($r_s = 0,66$; $p = 0,014$; $n = 12$), e inversa con la proporción de invertebrados ($r_s = -0,602$; $p = 0,03$; $n = 12$), reptiles ($r_s = -0,667$; $p = 0,018$; $n = 12$) y anfibios ($r_s = -0,585$; $p = 0,046$; $n = 12$). Esta relación se traduce en una correlación con el Factor 2 del ACP ($r_s = -0,630$; $p = 0,028$; $n = 12$).

Figura 13. Localización de las distintas áreas de estudio de la dieta de la gineteta en relación con los dos factores extraídos del análisis de componentes principales.



7.3.4 Comparación de dietas

Tal y como se ha ido apreciando, en la caracterización y análisis de las dietas de las dos especies en su área de solapamiento ha permitido resumir algunos de los aspectos más importantes de la ecología de las dos especies.

Frecuencia presas

Para la zona de solapamiento, las proporciones de las categorías de las dos especies difieren (χ_4^2 : 10070; $p < 0,0001$), siendo sólo iguales en cuanto a las proporciones de invertebrados (χ_1^2 : 0,55; $p > 0,05$) y la categoría Otros (χ_1^2 : 2,96; $p > 0,05$), que no difirieron significativamente. Según esta prueba los mamíferos en general, fueron más consumidos por las ginetas que las garduñas (χ_1^2 : 9521; $p < 0,0001$), al igual que las aves (χ_1^2 : 112; $p < 0,001$) mientras que las garduñas consumieron significativamente más frutos (χ_1^2 : 7334; $p < 0,0001$).

Biomasa

Respecto a la biomasa consumida, las proporciones de las dietas acumuladas, la composición también difirió de forma general y significativa entre las dos especies ($\chi_4^2 = 25265$; $p < 0,0001$). Las diferencias en el patrón de composición se tendieron a igualar en cuanto a la forma. Las ginetas obtuvieron significativamente (χ_1^2 : 3,5; $p < 0,0001$) más biomasa de los mamíferos y de los invertebrados en general. Mientras que las garduñas obtuvieron más biomasa del resto de presas: aves, frutos y del resto de categorías secundarias.

Diversidad

La diversidad de las dietas de garduñas y ginetas en el área de solapamiento presentó diferencias significativas ($F_{1,17} = 1,733$; $p < 0,206$) pese a tener la gineteta un valor medio algo superior ($B_s = 0,51$) al de las garduñas ($B_s = 0,37$). El valor de solapamiento para las dietas de las dos especies de forma acumulada fue según el índice de Pianka de 0,465 (IC95% 0,025).

Tamaño medio de las presas

En la zona de solapamiento el tamaño medio de las presas de las ginetas fue significativamente el doble (50,6 g) que el de las garduñas (24,9 g) ($F_{1,16} = 5,304$; $p = 0,035$).

Así mismo, en esta zona de solapamiento, la distribución de tamaños de presas y para los valores acumulados para cada especie las diferencias fueron significativas (χ_5^2 : 3291,6 $p < 0,0001$), observándose diferencias en cada una de las categorías ($\chi_1^2 > 761$; $p < 0,0001$). Así, las garduñas capturaron más presas (66,4%) que las ginetas (45,7%) en el intervalo de 0 a 1 g (frutos e insectos principalmente), y en el intervalo de 20 a 50 g (micromamíferos medianos), 7,8% y 8,9% respectivamente. Las ginetas capturaron más del resto de categorías, siendo la

diferencia máxima (14,0%) en la categoría de 50 a 100g, que correspondería a aves medianas donde en la garduña sólo representó el 1,4% de las presas.

7.4 DISCUSIÓN

7.4.1 La dieta de la garduña: sexo y estacionalidad.

Los resultados establecidos en este trabajo relativos a la dieta de la garduña en el NE de la Península Ibérica, confirman en concepto de carnívoro generalista, encontrando valores similares a los establecidos en otros trabajos (Tabla 4).

En general, destaca una vez más las reducidas frecuencias de vertebrados ingeridas (aves y mamíferos) (Tabla 4), con valores similares a los obtenidos en la mayoría de localidades estudiadas, desde Suiza (Tester 1986; Marchesi et al. 1989) e Italia (Genovesi et al. 1996) hasta el sur de la P. Ibérica (Amores 1980). Aunque en cuanto a la frecuencia de aves, sólo en Italia (Genovesi et al. 1989) y en Suiza (Tester 1986) superan la proporción encontrada en este trabajo. La zona geográfica elegida, con un importante paso migratorio de aves en Europa y con una elevada riqueza de ornitofauna, pueden incrementar la posibilidad del consumo de estas especies. Clevenger (1993a) para la marta en Menorca, con una avifauna abundante y diversa, apunta proporciones similares consecuencia de este hecho. Respecto a la captura e ingestión de presas, cuyo aporte en forma de biomasa es reducido (insectos y frutos), estos contribuyen a la mitad de las presas analizadas, destacando la especialización de la garduña por su consumo, hecho que Pandolfi et al. (1996) ya habían apuntado. En el capítulo 6 se analiza este papel en la dieta del género *Martes* comparándola con su disponibilidad y con la del resto de presas. El balance entre captura fácil y elevado valor energético, hace de los frutos una presa interesante y aparente para la mayoría de carnívoros mediterráneos (Herrera 1987). Durante los meses de máxima abundancia, tanto en los medios mediterráneos (otoño), como en la Europa más septentrional (Waechert 1975; Tester 1986), aumenta la proporción de estos en la dieta, prueba de su utilización positiva, aprovechando la época de fructificación de la mayoría de especies.

Esta similitud de patrones de uso respecto a la disponibilidad se traduce en la disposición de las localidades de estudio en la Figura 9, modelo que varía en función de la diversidad y el carnivorismo de la dieta. En todos los casos sin embargo, la regla directora es la mejor relación entre la disponibilidad y el menor gasto energético a invertir (Stephens & Krebs 1986). En nuestro caso, estamos en una situación intermedia: medianamente carnívora (mamíferos + aves: 26,8% de las presas) y un valor de diversidad medio ($B_s = 0,55$).

Relacionar estos resultados con un patrón geográfico sólo es constatable entre la diversidad y la latitud, aunque Pandolfi et al. (1996) encuentra una correlación significativa entre ésta y el consumo de frutos. Con la inclusión de nuevos trabajos, esta correlación desaparece, debido posiblemente a factores como la *continentalidad*, la altitud, e incluso la posible estacionalidad de la dieta de trabajos parciales consultados. Establecer un patrón de estas características implicaría por lo tanto una mejor calidad de datos.

Los datos del NE ibérico que se tratan en este trabajo respecto a la estacionalidad de la dieta pueden estar afectados por las posibles variaciones interanuales que pueden derivarse de cambios en la abundancia de los diferentes tipos de recursos. Así, Pulliainen (1981a) y Jedrzejewski et al. (1989) ya lo registran para la marta en Europa, Debrot (1981) Erlinge (1981) y Debrot (1983) para el armiño, Kruuk (1995) o Ruiz-Olmo et al. (2001) para la nutria euroasiática, y Lachat (1993b) para la misma garduña en Suiza. Sin embargo, en este último trabajo se correlaciona la presencia de mamíferos en la dieta con la abundancia de *Arvicola terrestris* a lo largo de cinco años consecutivos.

Sin olvidar el sesgo producido por las variaciones interanuales, que no se pudieron analizar en este trabajo debido al origen plurianual de los datos, la dieta de la garduña en el NE Ibérico presenta una variación a lo largo del año. Las oscilaciones estacionales de la dieta en los dos sexos son una clara muestra de la utilización del recurso más abundante y de la plasticidad y adaptación de la especie frente al cambio de disponibilidad de estos. Entre estas oscilaciones, encontradas en otras zonas para la misma especie (Genovesi et al. 1996), destaca el consumo de frutos en los meses de otoño: mayor presencia de estos y la facilidad para su consumo. Es posible que este cambio de hábitos no lleve asociado una reducción de la disponibilidad de otros recursos, sino que la elevada abundancia de frutos sea mucho más rentable que la búsqueda activa de micromamíferos o aves (Herrera 1989; Pandolfi et al. 1996).

Los cambios en la presencia de las diferentes categorías a lo largo del año se tradujeron en variaciones significativas en la diversidad de presas (Fig. 4), variaciones que ya encuentra (Lachat 1993b). La estacionalidad en el uso de los recursos tróficos la podemos encontrar en la mayoría de dietas, desde especies del mismo género: *M. martes* (Jedrzejewski et al. 1993b; Clevenger 1993c; Ruiz-Olmo & López-Martín 1996), *M. americana* (Buskirk & MacDonald 1984); hasta especies de la Familia (Ruiz-Olmo 1987; Kruuk 1995), y de los Carnívoros en general (Palomares & Delibes 1991).

Si bien Clevenger (1994a) ya analiza los trabajos publicados hasta la fecha, la ausencia de una segregación entre sexos ha impedido hasta el momento comprobar con esta especie algunas de las hipótesis referidas al dimorfismo sexual y al reparto de los recursos. El dimorfismo sexual existente en la garduña en cuanto a su biomasa corporal es de un 29% en los ejemplares adultos (ver capítulo 3). Este valor es realmente significativo y comparable a otras especies del género *Martes* y carnívoros como la gineta (Livet & Roeder 1987; Calzada 1998), el gato salvaje (Condé & Schauenberg 1971) o el zorro (Travaini & Delibes 1995; Travaini et al. 2000), aunque no llegan a ser tan pronunciados como en las especies del género *Mustela*, donde las diferencias pueden llegar a ser el doble (Erlinge 1979; King 1991). La determinación de diferentes parámetros en la dieta de machos y hembras de garduña ha mostrado pocas diferencias, igual tamaño medio de las presas así como la diversidad de éstas, posiblemente ajustándose a la diferencia existente en el tamaño corporal. La composición sí que presentó diferencias (Tabla 3), posiblemente relacionadas con las oportunidades a partir de las estrategias de uso del espacio. El mayor dominio vital de los machos (Krüger 1989; Müskens et

al. 1989; Herrmann 1994) les permitiría buscar activamente presas más grandes como las aves en nuestro caso, y el mayor tamaño de estos permitiría la posibilidad efectiva de captura. Hasta ahora, ningún trabajo había abordado las diferencias de dieta para esta especie en cuanto a los dos sexos, por lo que la comparación con otros trabajos no resulta imposible. Si bien en el género *Mustela*, la forma alargada y más pequeña de las hembras les permite acceder a madrigueras estrechas y por lo tanto a recursos diferentes, en la garduña no parece darse esta ventaja. Aunque algunos trabajos han sido realizados sobre el comportamiento de captura de las presas en cautividad (Waechert 1975), no se exponen datos de diferencias entre sexos de la garduña respecto a este parámetro.

En otras especies de mustélidos aparecen diferencias en la dieta entre los dos sexos: comadreja *M. nivalis* (Day 1968; Erlinge 1975; Brugge 1977; Erlinge 1979; Tapper 1979), armiño *M. erminea* (Brugge 1977; Erlinge 1981; Sleeman 1992) y visón americano *M. vison* (Birks & Dunstone 1985). Entre el género *Martes* se han registrado algunas diferencias en la marta americana (*M. americana*) de la isla de Vancouver (Nagorsen et al. 1989), donde las hembras comían más micromamíferos y aves pequeñas. En el pekán (*M. penanti*) sin embargo, Powell et al. (1997) no encuentra diferencias entre las dietas de ambos sexos.

Con los datos obtenidos no hay una certeza de que esté ocurriendo un reparto de los recursos: igual tamaño de presas, igual diversidad trófica. Aunque basado en estrategias similares, los machos consumieron más aves y frutos, y las hembras más artrópodos. No parece pues que podamos hablar de importantes diferencias en la dieta con los datos obtenidos.

En resumen, la garduña presenta una clara estrategia de aprovechamiento de los recursos en función de su disponibilidad e inversión necesaria para su búsqueda y captura. La diferencia que hace cada sexo parece muy sutil y como consecuencia posiblemente de un menor dimorfismo sexual, que produciría otras presiones selectivas (Erlinge 1979; Ralls 1976; Moors 1980).

7.4.2 La dieta de la garduña frente a la de la gineta

A tenor de los resultados obtenidos, ambas especies habrían de tener una estrategia similar en función de su morfología, biomasa corporal, grado de dimorfismo, estrategia reproductora, uso del espacio, del tiempo y del hábitat, lo que motivaría una similitud de las dietas. El rango del tamaño medio de las presas capturadas fue similar, aunque significativamente mayores en la gineta. Respecto a la diversidad de la dieta, la zona geográfica, el tipo de hábitat y la diversidad de paisajes del suroeste de Europa, condicionaría la comunidad de posibles presas disponibles. En este caso, las dos especies parecen seguir su condición de generalistas y accederían de la misma forma a todas las presas disponibles.

La utilización de los mismos recursos por dos especies llevaría asociado un grado de competencia, ante la limitación de estos. Otros casos de "competencia" entre especies de carnívoros han sido analizados: marta y zorro (Storch et al. 1990) coyote y zorro veloz *Vulpes*

macrotis (Cypher & Spencer 1998), garduña y turón (Lodé 1991), nutria y visón americano (Erlinge 1972; Sidorovich 2000), tejón y zorro (Ciampalini & Lovari 1985), turón y visón americano (Lodé 1993; Sidorovich 2000), zorro y garduña (Serafini & Lovari 1993). En la mayoría de estos las especies comparten recursos y conviven, no hay casos descritos de desplazamiento: ninguna especie desaparece por efecto de la competencia. Como ya indican Cypher & Spencer (1998), coyotes y zorro veloz usan muchas categorías en común, sin que el solapamiento trófico indique necesariamente un grado de competencia. Otros factores permiten analizar el nicho trófico desde un punto de vista multidimensional (Schoener 1974). En el capítulo 5 de la memoria se demuestra el solapamiento elevado en el uso del espacio y del hábitat entre estas dos especies, que reduce aún más la capacidad de coexistencia.

Una primera hipótesis que se podría extraer, es que entre ambas especies hay una cierta separación que permite una coexistencia bajo estas condiciones. Esta separación que impide la competencia por estos recursos podría ser una estrategia de “foraging” diferente en el marco de una dieta generalista. Así, la gineta consumiría un número mayor de mamíferos, mientras que la garduña invertiría la estrategia capturando de presas pequeñas (frutos). Por lo tanto, la estrategia de la garduña sería la búsqueda de un alimento de situación predecible aunque de reducido aporte energético unitario (Herrera 1989), lo que le permitiría reducir la inversión en su consecución. La gineta, con una menor capacidad de regulación térmica debido a su condición de origen africano y con escaso pelaje, es mucho más activa, buscaría presas animales (micromamíferos y aves) que le repongan la energía necesaria. De forma general, la dieta de la gineta hacia el sur (Delibes et al. 1989; Hamdine et al. 1993; Virgós et al. 1996) parece comportarse como una garduña (presas más pequeñas: reptiles, insectos, etc) al no necesitar un aporte energético más elevado para compensar el gasto energético por termorregulación. En general, la diversidad de ambientes que incluyen todas estas localidades analizadas para la dieta permite una aproximación en conjunto que podría considerarse intermedia, ya que la coexistencia que se da en el NE ibérico o en el norte de Francia, parece deberse a un equilibrio de factores que no han de tener un peso similar al que tienen en el sur de España. Esta complejidad añade un punto más a favor de la idea de plasticidad ecológica de ambas especies: son capaces de coexistir en un rango amplio de situaciones de forma paralela. ¿Cuál es el límite, el desencadenante que permite que sobreviva una de las dos? Seguramente no será uno sólo: la presencia de otras especies, las condiciones meteorológicas, la composición y calidad del hábitat, el efecto de la insularidad, la presencia y acción de enfermedades, etc.

La comparación de las especies desde el punto de vista del concepto de nicho trófico y su solapamiento puede estar condicionada por el nivel que nos aproximemos. Así, Greene & Jaksic (1983) demuestran este hecho al utilizar diferentes niveles de agrupamiento de las presas (género – especie). En nuestro caso, se hace necesaria una aproximación que permita excluir más sesgos o fuentes de error, analizando factores como: la estacionalidad de la dieta en la gineta; diferencias entre sexos, el dimorfismo que podría afectar también al uso de los recursos alimenticios como a la garduña; análisis de la dieta de forma paralela y a largo plazo

en una misma área de estudio bajo las mismas condiciones; la respuesta de la dieta de ambas especies frente a la variación de los recursos principales (frutos, micromamíferos y aves principalmente).

Sin embargo, podemos llegar a comparar ciertas localidades (al menos muy cercanas) donde la dieta ha sido analizada para las dos especies. Así podemos comparar la dieta de ambas en el norte de Francia (*M. foina*: (Lodé 1994b); *Genetta*: (Lodé et al. 1991), sureste de Francia (Cheylan & Bayle 1988; Cugnasse & Riols 1984), noreste de España (datos de este capítulo; (Ruiz-Olmo & Palazón 1993; Ruiz-Olmo & López-Martín 1993; y datos sin publicar) y suroeste de España (Amores 1980; Palomares & Delibes 1991) (ver resumen de datos en la Tabla 4 y 6). Los datos confirman la hipótesis general establecida: en los cuatro casos comparados el tamaño medio de las presas consumido por la gineta es el doble que el de la garduña, debido siempre a un mayor consumo de micromamíferos y aves en la primera, y un mayor consumo de frutos en la segunda.

Se puede concluir por lo tanto que gineta y garduña pese a una aparente similitud de dietas debido a su estrategia generalista, demuestran sutiles diferencias, que permitirían que dos especies tan similares puedan estar conviviendo en los ambientes mediterráneos. La gineta es un auténtico carnívoro, mientras que la garduña se ha adaptado a una dieta frugívora con la inclusión de algunas presas animales que compensan la falta de biomasa.

CAPÍTULO 8

ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA MARTA Y LA GARDUÑA EN LOS AMBIENTES FORESTALES DEL PIRINEO: IMPORTANCIA DE LOS FRUTOS

ÍNDICE DEL CAPÍTULO

8	ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA MARTA (<i>MARTES MARTES</i>) Y LA GARDUÑA (<i>M. FOINA</i>) EN LOS AMBIENTES FORESTALES SUBALPINOS Y MONTANOS DEL PIRINEO CENTRAL: IMPORTANCIA DE LOS FRUTOS EN LA DIETA.....	201
8.1	INTRODUCCIÓN	201
8.2	ÁREA DE ESTUDIO.....	203
8.2.1	<i>Mata de València</i>	203
8.2.2	<i>Macizo del Orri</i>	205
8.3	MATERIAL Y MÉTODOS	207
8.3.1	<i>Análisis de la dieta</i>	207
8.3.2	<i>Análisis de las muestras y tratamiento de los datos</i>	209
8.3.3	<i>Abundancia de frutos en el medio</i>	211
8.3.4	<i>Abundancia de micromamíferos</i>	214
8.3.5	<i>Depredación sobre el urogallo</i>	215
8.4	RESULTADOS	216
8.4.1	<i>Dieta de la marta: Mata de València</i>	216
8.4.2	<i>Dieta de la garduña: macizo del Orri</i>	222
8.4.3	<i>Patrones de fructificación y producción</i>	226
8.4.4	<i>Consumo y disponibilidad de frutos</i>	229
8.4.5	<i>Abundancia de micromamíferos</i>	231
8.4.6	<i>Impacto sobre el urogallo</i>	233
8.5	DISCUSIÓN	235
8.5.1	<i>Estrategia de alimentación de la marta y de la garduña</i>	235
8.5.2	<i>Impacto de la depredación sobre el urogallo</i>	238
8.5.3	<i>Importancia de los frutos en la dieta del género <i>Martes</i></i>	239
8.5.4	<i>Estrategias alimentarias y balance energético</i>	243

8 ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA MARTA (*MARTES MARTES*) Y LA GARDUÑA (*M. FOINA*) EN LOS AMBIENTES FORESTALES SUBALPINOS Y MONTANOS DEL PIRINEO CENTRAL: LA IMPORTANCIA DE LOS FRUTOS EN LA DIETA.

8.1 INTRODUCCIÓN

La dieta de marta y garduña, dos especies con unas similitudes morfológicas y ecológicas notables, ha sido pocas veces comparada debido a la segregación de ambientes en la que las podemos encontrar en su área de simpatria (Delibes 1983; Labrid 1983; Marchesi et al. 1989; Lachat 1993a; Capítulo 6). Sin embargo, hay situaciones en las cuales la segregación es debida a una sutil diferencia que hace que una de las dos especies predomine (Ruiz-Olmo et al. 1991). Este es el caso de los bosques subalpinos y montanos del Pirineo, donde la influencia del piso montano mediterráneo hace que las especies relictas típicas del medio eurosiberiano estén muy en contacto con las típicamente mediterráneas. En esta situación la marta y la garduña están viviendo sólo con diferencias de metros de altitud y según la orientación de las vertientes (Ruiz-Olmo et al. 1991; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995a). Así, por lo tanto, se puede comparar la dieta de estas dos especies en situaciones ambientales similares: el bosque subalpino y el bosque montano inmediatamente inferior, con características compartidas.

Las dos especies habitan en medios forestales; aunque la marta es estrictamente forestal necesitando unas condiciones superiores de calidad de este medio, lo que condiciona su distribución al perder estas características por la gestión excesiva o la transformación en prados (Pulliainen 1981b; Brainerd 1990; Stier 2000; Ruiz-Olmo & López-Martín 2001). La garduña, por el contrario, puede alternar los medios forestales (desde matorral a bosques maduros) con medios abiertos e incluso altamente humanizados (Waechert 1975; Broekhuizen 1983; Herrmann 1994; Müskens et al. 2000; Broekhuizen & Müskens 2000; y Capítulo 6).

Si bien encontramos diferencias en cuanto a la selección del hábitat, las dos especies son reconocidas por sus hábitos alimenticios generalistas (Clevenger 1994a): micromamíferos, ardillas, aves, insectos, frutos e incluso carroña y basura, constituyen en mayor o menor proporción y dependiendo de la zona su alimentación. El solapamiento de la dieta de estas dos

especies ha sido analizado y comprobado (Baud 1981; Braña & del Campo 1982b; Debiève et al. 1987; Jedrzejewski et al. 1989; Marchesi et al. 1989).

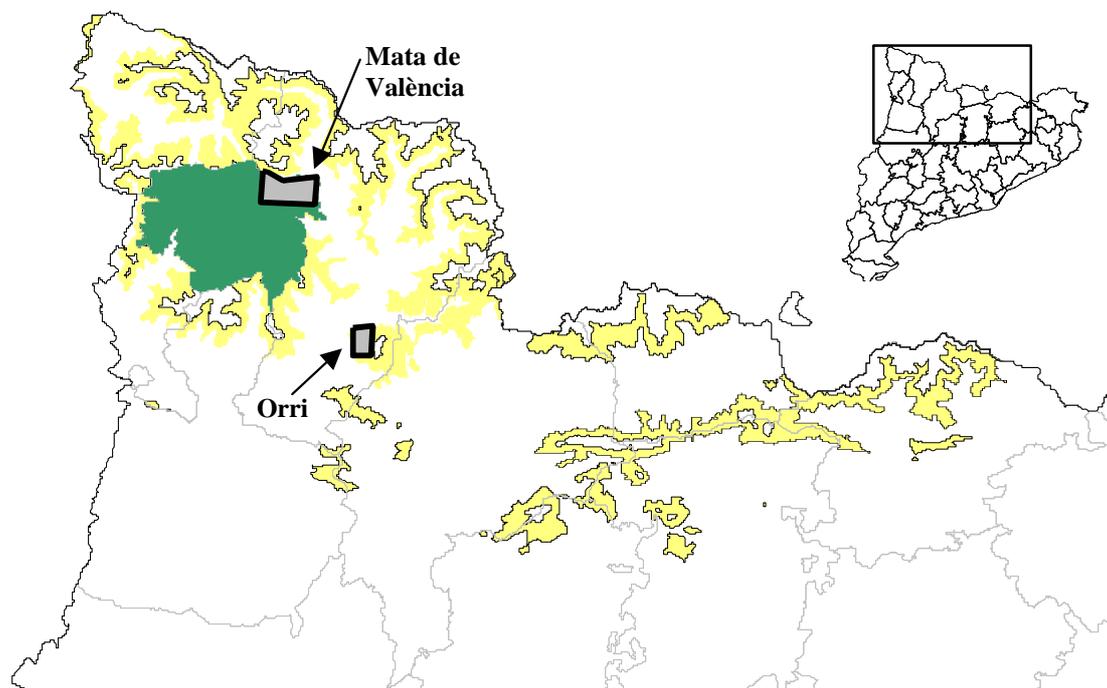
Los condicionantes ambientales de estas latitudes se traducen en una falta de recursos alimenticios, típicos también de los medios más septentrionales ecológicamente comparables como los del norte de Europa (micromamíferos y grandes presas como liebres y tetraónidas de gran abundancia), lo que constituye un serio hándicap en la disponibilidad de presas para la marta y la garduña en ambientes con unas condiciones climáticas que condicionaría un balance energético negativo (McNab 1989 y 1995). Así mismo, para algunas especies-presa se presentan ciclos de abundancia menos marcados y dilatados que las típicas de aquellas latitudes. Por lo tanto, tenemos un medio subalpino reducido en superficie (sólo una franja de altitud, Fig. 1), dispuesto a modo de islas y pobre en recursos. Las especies del medio montano mediterráneo, constituido por especies bien adaptadas (garduña, gineta, gato montés y zorro, entre los Carnívoros), compiten por tanto con las del medio subalpino de forma considerable al poder acceder durante una parte del año a este medio (Ruiz-Olmo et al. 1991; Ruiz-Olmo & López-Martín 2001). La presencia de ambas especies con estos condicionantes ha de ser posible gracias a la presencia de determinados recursos alimenticios, aunque hay que establecerlos con precisión.

Los frutos parecen constituir un recurso alternativo para muchas especies de carnívoros en Europa (Herrera 1987; Herrera 1989), aunque entre los mustélidos y concretamente los del género *Martes*, las proporciones que podemos encontrar en sus dietas, permiten establecer una selección positiva. Si bien, tanto la garduña como la marta habitan en medios forestales y sus rangos de distribución se solapan en la mayoría de Europa, en pocas ocasiones la dieta de ambas especies había sido analizada de forma conjunta (Genovesi et al. 1996; Marchesi et al. 1989) y nunca en la Península Ibérica. El conocimiento de la dieta de las dos especies en la Península Ibérica no es del todo desconocido. Así, destacan los trabajos iniciales de Vericad (1970b) en el Pirineo y posteriormente Ruiz-Olmo et al. (1991), dando inicio a este trabajo. La importancia de los frutos en la dieta de la marta ya ha sido destacada por Bermejo & Guitián (1996) en Galicia. Respecto a la dieta de la garduña, la diversidad de trabajos en el ámbito subalpino o montano no es muy importante en la Península, con sólo algunos datos iniciales de Ruiz-Olmo & Palazón (1993). En este capítulo se analiza la importancia de esta categoría en la dieta de estas dos especies, así como los cambios a lo largo del año en las dos especies en bosques subalpinos y montanos del Pirineo central. Así mismo, se analizará el impacto sobre una presa de gran tamaño como es el urogallo, especie que junto con la marta, la lechuza de Tengmalm *Aegolius funereus* y el pito negro *Dryocopus martius*, son especies relictas boreales eurosiberianas de la última glaciación.

8.2 ÁREA DE ESTUDIO

Con el fin de evaluar estas hipótesis, se eligieron dos zonas situadas en el ámbito subalpino forestal del Pirineo (Fig. 1): el bosque de la Mata de València y el Macizo del Orri. Las dos zonas están situadas en la provincia de Lleida, en la comarca del Pallars Sobirà (Pirineo Central).

Figura 1. Localización de las zonas donde las dietas de la marta y la garduña fueron estudiadas. Se muestra la cota 1700-2200 m (amarillo) como límites de las zonas subalpinas, y los límites del Parc Nacional d'Aigüestortes i Llac de Sant Maurici como referencia geográfica.

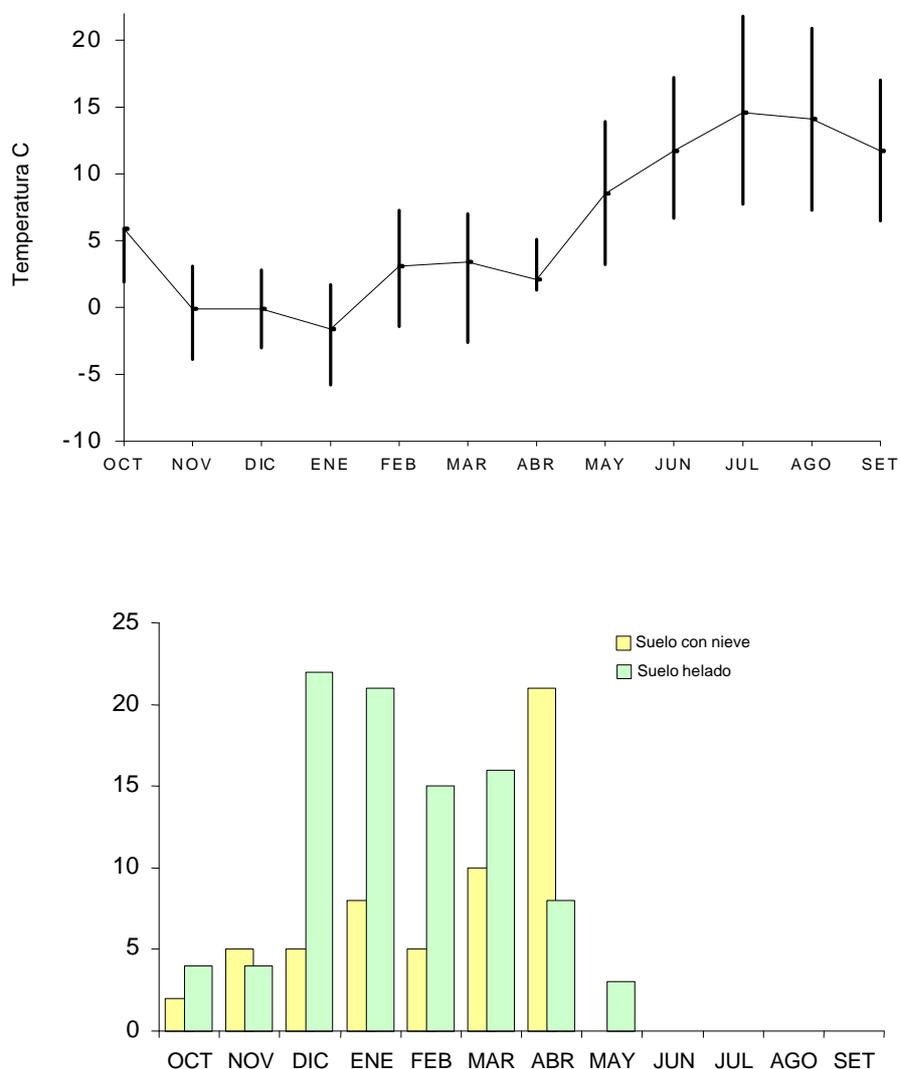


8.2.1 Mata de València

Se trata de un abetal homogéneo (*Abies alba*) situado en la zona periférica del Parque Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (42° 38' N; 1° 4' E). El rango de altitudes oscila entre los 1450 m y los 2000 m, y la superficie de la masa forestal es de unas 600 ha. Con una orientación norte la comunidad vegetal típica es *Abies alba* - *Goodyera abietetum*, con ciertos claros y márgenes de la única pista que cruza el bosque. En estas zonas se pueden encontrar formaciones arbustivas de especies colonizadoras como el serbal de los cazadores (*Sorbus aucuparia*), el saúco negro (*Sambucus racemosa*), el enebro (*Juniperus communis*), etc. La zona superior del bosque, desde los 1800 m hasta la cresta está ocupada por pino nigral (*Pinus uncinata*) (*Rhododendro-Pinetum uncinatae typicum*). En la parte más oriental, con tendencia más meridional encontramos la formación (*Hylaconio-Pinetum catalaunicae*) de pino silvestre (*Pinus sylvestris*).

Durante el período 1989-90 se tomaron las principales medidas meteorológicas diariamente *in situ* (Fig. 2). Así, la temperatura mínima media fue establecida en enero (-1,6°C), y la temperatura media más alta en Julio (14,6°C). Las precipitaciones fueron regulares durante el estudio, desde 9 a 24 días de precipitación por mes (desde Noviembre a Abril fue en forma de nieve). En otoño e invierno el suelo estaba helado. Se establecieron posibles correlaciones de los datos de la dieta y disponibilidad con los valores de las siguientes variables: temperatura media mensual, temperatura mínima mensual, temperatura máxima mensual, número de días de precipitación al mes, número de días con nieve en el suelo y número de días con hielo.

Figura 2. Temperaturas medias media, medias máximas y medias mínimas mensuales. Número días de precipitación mensual en forma de nieve y número de días con hielo durante el período 1989-90 en la Mata de València.



Durante el segundo período de estudio 1994-96 no se pudieron tomar estos valores.

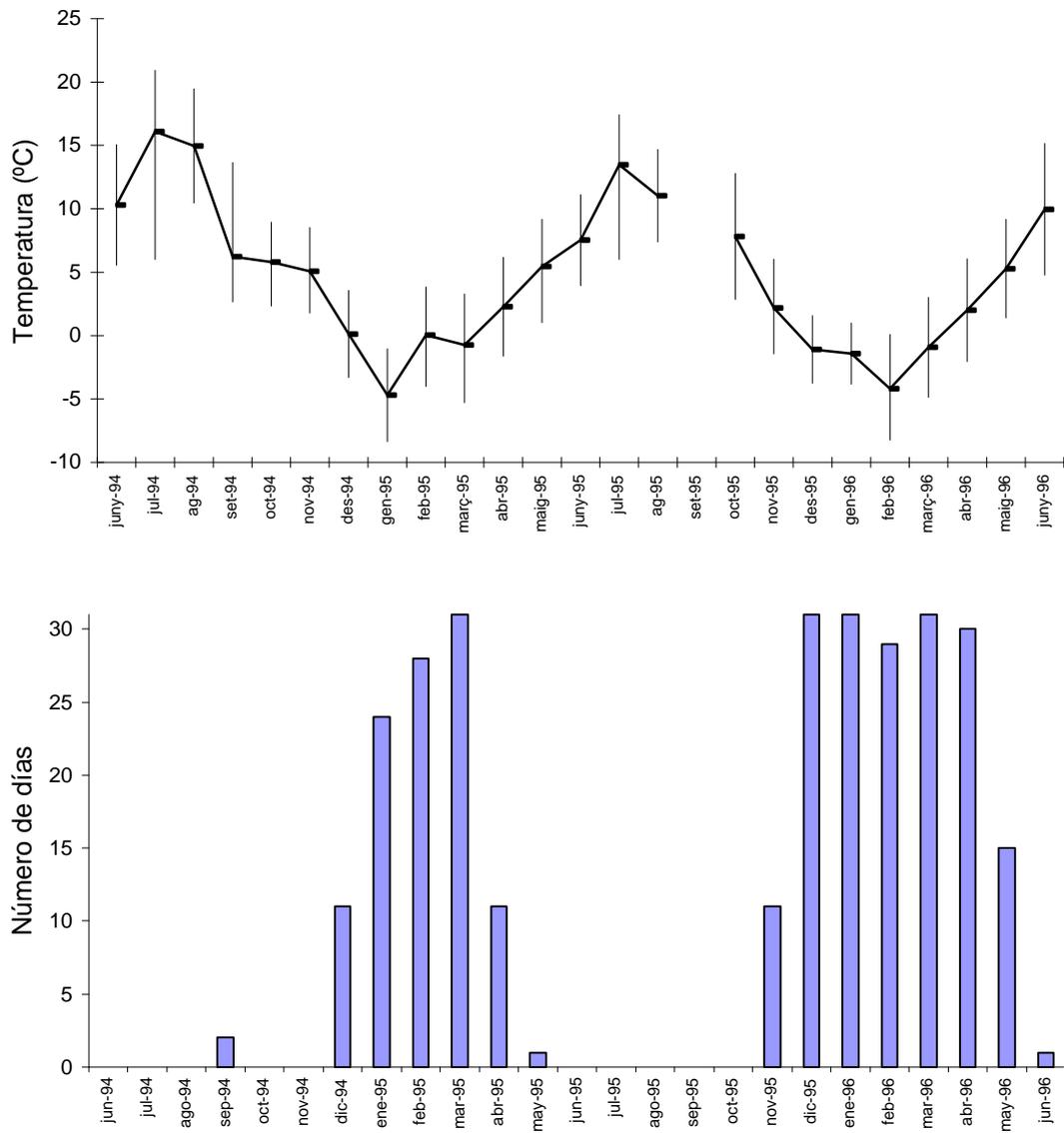
8.2.2 Macizo del Orri

Situado 25 Km al sur, se encuentra el macizo del Orri, el cual forma una de las sierras transversales que vierten aguas a las cuencas de los ríos Noguera Pallaresa al oeste y Segre al este. Su altitud máxima es de 2437 m (Pico del Orri), con formaciones forestales continuas diferentes según la vertiente. Así su vertiente sur la forman comunidades mediterráneas de coscoja con boj (*Quercetum rotundifoliae buxetosum*). La vertiente norte es más húmeda y umbría, formada por pinedas de pino silvestre (*P. sylvestris*) (*Hylocomio-Pineteum catalaunicae*) entre los 1200 y los 1900 m, de pino negral (*P. uncinata*) (*Saxifrago-Pinetum uncinatae*) y algunas pequeñas manchas de abeto (*Abies alba*) (*Scillo-Fagetum abietetosum*) hasta los 2300 m y el último estrato de prados alpinos. La superficie es de unas 2500 ha. aproximadamente.

Los valores meteorológicos fueron establecidos a partir de la estación meteorológica de Port Ainé, situada a 2100 m (Fig. 3), en la vertiente norte del macizo. Las temperaturas medias fueron máximas durante los meses de junio y julio (julio 1994: 16,1° C), y mínimas durante los meses de enero y febrero (enero 1995: -4,6° C). En valores absolutos la máxima se registró en el mes de julio del 1994 y octubre del 1995 con 22° C. Respecto a la mínima en este período fue de -14° C en los meses de diciembre de ambos años.

El régimen de lluvias y precipitaciones osciló durante los dos años de estudio, con máximos durante el otoño y la primavera, siendo de forma general escasas durante el verano. El número de días con precipitaciones osciló entre 3 (junio 1994) y los 21 días de enero del 96. Estas fueron en forma de nieve entre noviembre y junio, con máximas durante el mes de enero. En cuanto a los valores de precipitación la media durante estos 24 meses fue de 101 mm, oscilando entre los 14 mm de julio y los 297 mm de enero del 1996. De forma general en esta estación las lluvias anuales acumuladas osciló en torno a los 1000 mm.

Figura 3. Temperaturas medias media, medias máximas y medias mínimas mensuales. Número días de precipitación mensual en forma de nieve durante el período 1994-96 en el macizo del Orri.



8.3 MATERIAL Y MÉTODOS

8.3.1 Análisis de la dieta

Durante diferentes períodos se recogieron mensualmente los excrementos situados en las pistas forestales de itinerarios establecidos.

Marta (M. martes)

El análisis de la dieta de esta especie en estos hábitats se realizó en el bosque de la Mata de València. En esta zona se puede excluir prácticamente la presencia de garduñas gracias a la identificación de las huellas durante los meses de invierno en la nieve y los avistamientos realizados en diferentes años (Ruiz-Olmo et al 1988; Ruiz-Olmo et al 1991; Ruiz-Olmo & López-Martín 1995c).

Durante un año, desde Noviembre de 1989 hasta Octubre de 1990 fueron recorridos mensualmente tres itinerarios en el bosque de la Mata de València, para recolectar excrementos de marta y analizar su dieta tanto estacionalmente como en conjunto, algunos de estos resultados ya fueron publicados parcialmente (Ruiz-Olmo & López-Martín 1992; Ruiz-Olmo & López-Martín 1996). Estos itinerarios sumaban un total de 6,35 Km., y fueron recorridos a pie intentando coger el máximo de muestras. Cada uno de los tres itinerarios discurría entre ecotonos dentro de la uniformidad del bosque. Así TS1 seguía la única pista que atraviesa el bosque, con una longitud de 3,6 Km., siguiendo aproximadamente la cota de 1600 Km. Se caracteriza por tener en los márgenes un tipo de vegetación subalpina colonizadora de los medios abiertos (*S. aucuparia* y *S. nigra* principalmente). El itinerario TS2, con una longitud de 750 m, es la continuación del anterior, atravesando el bosque homogéneo de abetos, con poca entrada de luz y característico del ecosistema forestal. Finalmente el itinerario TS3 con una longitud de 2,0 Km. comienza en la cota 1520 y asciende hasta los 1900 m coincidiendo con el barranco que produce un pequeño torrente de montaña. Encontramos aquí pequeños claros, con prados herbáceos y plantas colonizadoras entre un bosque denso.

Durante el período de julio de 1994 a noviembre de 1995 se volvió a repetir la recogida de excrementos mensual, pero sólo a lo largo del itinerario TS1.

En total se analizaron un total de 613 excrementos: 445 en el período 1989-90 y de 168 en el 1994-95.

Garduña (M. foina)

El análisis de la dieta de esta especie se analizó en la masa forestal de la cara norte del macizo del Orri, donde la presencia de garduña fue mayoritaria durante el período de estudio, demostrada por las capturas y radioseguimiento de los ejemplares de la especie (López-Martín,

inédito). Sin embargo, no se descarta la presencia ocasional de algún ejemplar de marta (Ruiz-Olmo et al. 1991; J. Canut com. pers.) que no debería afectar a los resultados presentados.

Siguiendo la misma metodología se eligieron una serie de itinerarios situados por encima de los 1400 m dentro del estricto ámbito forestal, a la vez que se recogían los encontrados durante los períodos de radioseguimiento de los ejemplares capturados en lugares de reposo o zonas muy utilizadas por estos animales. Estos recorridos se encontraron principalmente en bosques de pino silvestre (*P. sylvestris*) y de pino negral (*P. uncinata*).

Se recogieron en esta zona durante el período comprendido entre julio de 1994 y julio de 1996 un total de 752 excrementos.

8.3.2 Análisis de las muestras y tratamiento de los datos

Para ambas especies, cada excremento fue individualizado y guardado en bolsas de cierre hermético y congeladas hasta su posterior análisis. Este se realizó de la forma usual, identificando los restos de cada uno y cuantificando el número mínimo de presas por excremento. Los mamíferos fueron identificados mediante los restos óseos y comparando con colecciones propias o según Gosábez (1987) o mediante los pelos encontrados Debrot et al. (1982). Aves, reptiles y peces fueron identificados gracias a los restos de plumas y escamas, y comparados con colecciones de museos o propias. Por último, los frutos fueron identificados mediante las semillas, que no eran digeridas, y comparadas con colecciones propias de frutos recogidos en la misma zona de estudio.

Los resultados fueron resumidos por meses y para el total con tres tipos de índice: el porcentaje de biomasa consumida (respecto al total) y frecuencia relativa FR (respecto al número de presas total). Para cuantificar la biomasa de cada presa, se han extraído los pesos medios de diversas fuentes: para los micromamíferos según Gosábez (1987), para los mamíferos grandes se estableció un peso máximo de 250 g (Delibes 1974b). El número mínimo de frutos de cada excremento fue calculado a partir del número de semillas según Herrera (1987) y datos propios de campo, y el peso calculado a partir de estas fuentes. La biomasa de insectos se calculó con el modelo de estimación de la biomasa a partir de la longitud según Hódar (1996).

Se calculó el tamaño medio de las presas según la fórmula de Erlinge (1987), donde f_i es la frecuencia de aparición de cada categoría-presa i , y w_i es la biomasa total estimada de la presa i . Se utilizaron los mismos valores que para el cálculo de porcentaje de biomasa consumida. El tamaño medio de presas se determinó multiplicando el peso de cada presa por su número en la muestra (Clevenger 1993b).

$$\text{Tamaño medio de las presas} = \sum f_i \cdot w_i$$

Para calcular la diversidad de las presas ingeridas o amplitud del nicho trófico se utilizó la fórmula propuesta por Hespeneide (1975) basada en la teoría de la información y que cumple los requisitos de simetría, valor máximo, derivabilidad, condición de Dalton-Pielou y ser siempre positivo. Este índice varía entre el valor mínimo de 0, cuando la diversidad es mínima, hasta el valor máximo de 1. Estos valores y sus intervalos de confianza al 95%, fueron comparados entre sí de acuerdo con Pardo et al. (1992)(Ver en Capítulo 7 el desarrollo de la fórmula)

$$B_s = \frac{1}{\sum p_i^2} - 1$$

Se estableció además el índice de solapamiento trófico (a_{jk}) de acuerdo con (Pianka 1975) para determinar el grado de similitud entre las especies o entre sexos, siendo p_{ij} y p_{ik} las frecuencias de cada categoría-presa i en la dieta de la especie o sexo j y k , respectivamente:

$$a_{jk} = \frac{\sum (p_{ij})(p_{ik})}{\sqrt{(\sum p_{ij})^2 (\sum p_{ik})^2}}$$

Un elevado valor de solapamiento indicaría una mayor coincidencia de las dietas.

Las frecuencias de aparición de las categorías fueron comparadas con la prueba G (χ^2), y las posibles correlaciones resueltas mediante la correlación de rangos de Spearman (Siegel 1956).

8.3.3 Abundancia de frutos en el medio

Con el fin de determinar la disponibilidad de frutos como un recurso alimenticio se cuantificaron las especies más comunes ingeridas por ambas especies. En cada una de las áreas de estudio las especies variaron, por lo que los métodos fueron diferentes en cada caso.

Mata de Valencia.

Se han utilizado los patrones de fructificación y la cuantificación mensual de la biomasa disponible en el árbol de las especies arbustivas (Ruiz-Olmo 1992): serbal del cazador (*Sorbus aucuparia*), saúco negro (*Sambucus nigra*), el rosal silvestre (*Rosa* cf. *canina*) y la grosella (*Ribes petraeum*). La presencia de especies de sotobosque del estrato herbáceo fue casi nula en el interior del bosque homogéneo de abetos. Los datos proceden de tres parcelas sobre la base de los itinerarios para la recogida de los mismos excrementos analizados, considerando los pies de estas especies situados en una banda a 10 m del eje. Como pies se consideraron las plantas que, o bien formadas por un tallo o bien por más de uno, en superficie parecían pertenecer a la misma raíz. Las parcelas fueron, siguiendo la misma numeración anterior:

- TS1: Vegetación arbórea y arbustiva de márgenes de pista y prados y zonas deforestadas colonizadas. Longitud 1280 m; Superficie 2,56 ha.
- TS2: Abetal puro. Longitud 750 m; Superficie 1,5 ha.
- TS3: Abetal en barranco y torrente, con algunas zonas pequeñas de prados más o menos colonizados. Longitud 1520 m. Superficie 4,00 ha.

Durante el período 1994-95 sólo se analizó la situación de la parcela TS1, al ser ésta claramente la más rica en tales arbustos (que acumulaba la mayor parte de la biomasa). Se aplicó idéntica metodología para establecer los parámetros relacionados con la fructificación.

Los datos procedentes de estas tres parcelas, tanto en el marco de la presente memoria, como en el del estudio utilizado en un estudio previo de Ruiz-Olmo (1992), han permitido el conocimiento de las características de las especies estudiadas y su fructificación en relación con el hábitat. La fructificación en cuanto a biomasa, fue estimada gracias a la construcción previa de un patrón para cada una de las especies (Tabla 1). Utiliza cinco categorías según una escala logarítmica de apreciación visual que valora la cantidad de frutos presente en cada pie (cada pie puede ser asignado posteriormente a una de estas categorías).

Para construir el patrón de categorías de cada especie se utilizaron también los pesos medios de cada fruto de las distintas especies (Tabla 2). Estos datos permitieron calcular la biomasa media que correspondía a cada una de las cinco categorías, y la biomasa disponible establecida para cada mes. El fruto más pesado fue el del rosal con 6,29 g de media, seguido por el del serbal con 0,5 g, mientras que el del saúco apenas alcanzó los 0,07 g.

Tabla 1. Valores medios y desviación estándar (D_{Std}) de la fructificación en las 5 categorías de pies según la cantidad de frutos en las tres especies estudiadas (según Ruiz-Olmo 1992). Siendo n el número de pies, R/P el número de racimos por pie, F/R el número de frutos por racimo y F/P el número de frutos por pie. (período 1989-90)

CAT	<i>Sorbus aucuparia</i>			<i>Rosa cf. canina.</i>		<i>Sambucus racemosa</i>		
	n	R/P	F/R	N	F/P	n	R/P	F/R
I	11	6,9 (2,7)	48,2 (16,9)	6	25,0 (27,7)	14	13,0 (11,0)	
II	9	26,1 (12,4)	53,0 (9,6)	6	82,3 (49,0)	11	47,5 (16,6)	
III	10	47,3 (20,9)	48,5 (15,3)	3	275,0 (148,0)	10	106,3 (24,3)	113,7
IV	6	91,7 (66,5)	66,0 (20,4)	5	304,2 (64,8)	10	227,2 (49,3)	
V	7	268,0 (197,8)	60,5 (14,6)	4	548,5 (239,7)	6	370,2 (100,2)	

Tabla 2. Características de la fructificación de las 3 especies más abundantes (Ruiz-Olmo, 1992)

<i>Sorbus aucuparia</i>	n	Media	D_{Std}	Min.	Máx.
Racimos/pie	43	74,7	120,0	1	554
Frutos/Pie					
Frutos/Racimo	234	55,1	16,5		
Peso Fruto	348	0,5			
Biomasa Frutos/Pie	43	2196,2		1,5	16758,5
<i>Rosa cf. canina</i>					
Racimos/pie					
Frutos/Pie	24	218,6	212,8	15	760
Frutos/Racimo					
Peso Fruto	68	6,29			
Biomasa Frutos/Pie					
<i>Sambucus racemosa</i>					
Racimos/pie	51	122,7	125,9	3	529
Frutos/Pie					
Frutos/Racimo	97	113,7	31,7		
Peso Fruto	100	0,07			
Biomasa Frutos/Pie	51	948,4		23,2	4082,3

Macizo del Orri.

Durante el período 1994-96 se cuantificó la abundancia de una de las especies vegetales más comunes en el sotobosque de las formaciones de pino silvestre: la gayuba (*Artostaphylos uva-ursi*) que sirve de alimento tanto al urogallo durante el período de crías de los pollos como a otros vertebrados entre los que destacan la garduña y la marta, como luego se verá, y el oso pardo. La elevadísima abundancia de esta especie y la casi absoluta ausencia de otras (*Juniperus*, *Rosa*, etc.), motivó el que fuese la única especie estudiada en esta área de estudio. Al igual que con las especies anteriores, en esta zona se estableció el patrón de fructificación y de biomasa disponible en forma de fruto. Con ayuda de un marco de madera de 1 m² que se lanzaba al azar sobre el terreno en unas parcelas con presencia de la especie, se contaban los frutos contenidos en él. El método se repetía 12 veces y se establecía el número medio (media

aritmética) de frutos por metro cuadrado cada mes. El procedimiento se inició en agosto de 1994 y acabó el mes de noviembre de 1995, con algún control posterior (septiembre 1996). Para calcular la biomasa disponible cada mes se calculó el peso medio del fruto de la gayuba a partir de 297 frutos recogidos en octubre. El valor fue de 0,315 g ($D_{Std}= 0,12$).

8.3.4 Abundancia de micromamíferos

La otra fuente de alimento importante en la dieta tanto de la marta como de la garduña, son las diferentes especies de micromamíferos. Para establecer su abundancia dentro del hábitat forestal subalpino se realizaron muestreos de las zonas estudiadas (Mata de València y Orri). Se utilizaron trampas de vivo *Sherman*, que se colocaron en una cuadrícula dentro del bosque y con uno de los lados en el borde de la pista. Cada 10 m se colocaba una trampa en un entorno inmediato al punto exacto, pero intentando coincidir con el lugar más idóneo. Como cebo se utilizó pan con aceite o queso rancio. El número de trampas osciló entre meses. Se colocaron durante dos noches consecutivas. La abundancia o eficacia de captura se estableció como el número de micromamíferos por 100 trampas-noche (Delany 1981).

Mata de València.

Las parcelas se situaban en el bosque de abetos y fueron muestreadas cada mes en el período 1989-1990. Durante el periodo 1994-96 se realizaron algunos trampeos también de carácter mensual.

Orri.

En el período 1994-95 se calculó la eficacia de captura a partir de campañas de captura mensual en los bosques de pino silvestre y en algunas ocasiones en los de pino nigral.

8.3.5 Depredación sobre el urogallo

El urogallo (*Tetrao urogallus aquitanicus*) es el ave forestal más grande que habita en la Península Ibérica, encontrando su límite meridional específico en el Pirineo Central (Blanco & González 1992). En los últimos años la abundancia de las poblaciones supervivientes tras años de recesión debido a la persecución directa y el furtivismo, parecían afectadas por un posible aumento de la depredación (Canut 2001). A partir de datos recolectados durante el período 1983 al 1996 en la provincia de Lleida, en los que se determinó la causa de muerte, se analizó el posible impacto de la depredación de marta y garduña sobre esta especie en los hábitats compartidos. Los datos fueron recopilados a partir de observaciones de agentes rurales y guardas de reservas de fauna de la Generalitat de Catalunya, leñadores, cazadores, biólogos, naturalistas, etc. Los datos fueron recopilados y confirmados por el *Servei de Protecció i Gestió de la Fauna* a través del responsable del Plan de Recuperación del Urogallo en Cataluña Jordi Canut, llegando a sumar un total de 62 acontecimientos de este tipo. Para estimar la proporción de las diferentes causas de muerte, se incluyeron los datos de los ejemplares de urogallo reintroducidos (22 machos y 14 hembras) nacidos y criados en el Centro de Galliformes de Montaña de Esterrri d'Àneu y seguidos mediante radiotelemetría durante los años 1984 a 1987 en el marco de este mismo Plan de Recuperación (García-Ferré 1996) y de los cuales la causa de muerte fue determinada (n= 19).

La causa de la muerte fue determinada según los restos y a veces gracias a que el depredador fue avistado directamente. La mayoría de las veces fue difícil determinar la especie y por tanto el origen fue clasificado como carnívoro, ave rapaz y accidentes por colisión. Los restos se clasificaron por sexo, por clase de edad (nido, joven del año y adultos) así como el año y el mes de localización.

8.4 RESULTADOS

8.4.1 Dieta de la marta: Mata de València.

El análisis de las muestras recogidas mensualmente en los dos períodos estudiados (445 y 95 respectivamente) permitió identificar un total de 6827 presas, 4820 en el primer período y 2007 en el segundo (Tabla 3). La composición de la dieta entre los dos períodos muestreados no mostró diferencias significativas y se asume por lo tanto que no hay variación entre los 2 años estudiados para la dieta de la marta en esta localidad.

Para el total de muestras analizadas destacaron los frutos, que representaron el 94,6% de las presas, con valores similares en los dos períodos 93,7% y 91,9% respectivamente. Entre estos, destacaron por especies, el serbal (*S. aucuparia*) (79,3% del total de frutos, el 82,6% y el 70,9% para cada período), pero se llegó a determinar hasta 10 especies más, entre las que destacó la gayuba (*A. uva-ursi*) (11,7% del total de frutos, 11,2% y 13,1% respectivamente).

Del resto de categorías, los invertebrados (diferentes especies de insectos), llegaron a constituir el 2,3% (2,9% y 4,0%). Los mamíferos sólo constituyeron el 2% de las presas consumidas en los dos períodos (3,1% y 2,2%).

Estos valores difieren si se atiende al aporte energético que ofrece cada categoría. En porcentaje de biomasa, los mamíferos fueron la categoría más importante: el 57,5% del total de los dos períodos (60,1% y 53,8% respectivamente). Los micromamíferos constituyeron la mayoría de presas de esta categoría, siendo el ratón de bosque (*Apodemus sylvaticus*) y el topillo silvestre (*Clethrionomys glareolus*) las dos especies más comunes.

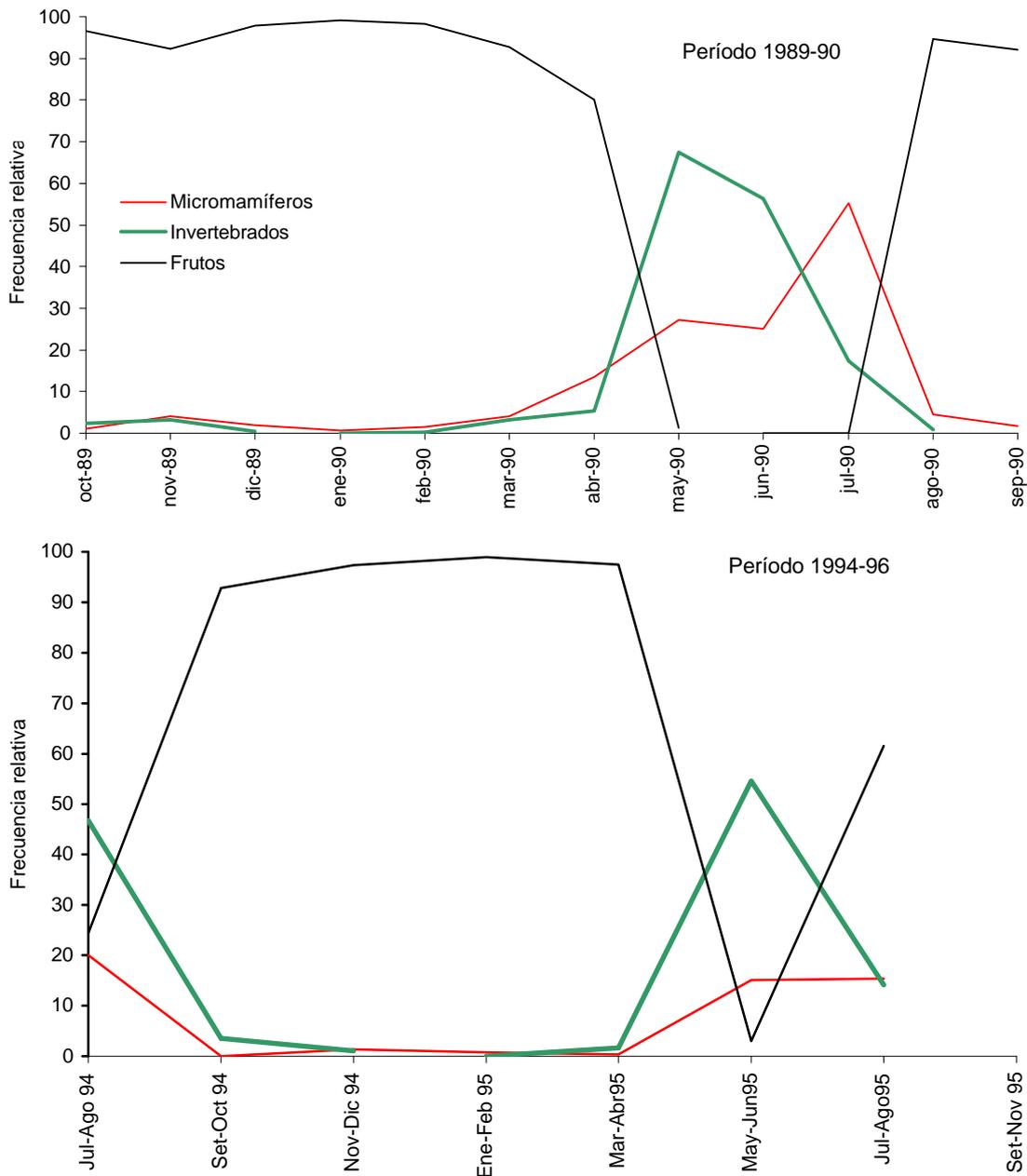
Los frutos, constituyeron la segunda categoría en importancia de biomasa, siendo el 14,8% de la biomasa total de los dos períodos (17,9% y 20,8%).

Tabla 3. Resumen del análisis de las muestras de marta de la Mata de València en los dos períodos analizados. Para cada período se calcula el porcentaje de aparición de cada especie o categoría de presa (FR), así como el porcentaje de biomasa que constituyen respecto al total de cada período. Se calculan los mismos valores para el total de los dos períodos.

PRESAS	1989-90			1994-95			Total		
	n	FR	PBiomasa	n	FR	PBiomasa	n	FR	Pbiomasa
<i>Lepus europaeus</i>	2						2		
<i>Oryctolagus cuniculus</i>				1			1		
<i>Sciurus vulgaris</i>	4						4		
<i>Glis glis</i>	3			1			4		
<i>Eliomys quercinus</i>	2			3			5		
<i>Apodemus sylvaticus</i>	36			10			46		
<i>Microtus agrestis</i>	4			1			5		
<i>Microtus arvalis</i>				4			4		
<i>Microtus nivalis</i>	2						2		
<i>Arvicola terrestris</i>				9			9		
<i>Clethrionomys glareolus</i>	25			1			26		
<i>Sorex sp.</i>				1			1		
<i>Crocidura russula</i>	3						3		
<i>Soricidae sp.</i>	3						3		
<i>Talpa europaea</i>	1						1		
Arvicolidae	13						13		
<i>Rattus sp.</i>	1						1		
Microtidae	8						8		
Rodentia	2						2		
Muridae	1						1		
Insectivora	2						2		
Micromamíferos	33			13			46		
Mamíferos	4						4		
TOTAL MAMIFEROS	149	3,10	60,10	45	2,24	53,83	194	2,00	57,48
Paseriformes	5			16			21		
<i>Garrulus glandarius</i>	1			1			2		
Aves	5						5		
TOTAL AVES	11	0,23	5,92	17	0,85	13,99	28	0,29	8,81
<i>Elaphe longissima</i>				1			1		
<i>Salmo trutta</i>	1								
<i>Vipera aspis</i>	1								
<i>Rana temporaris</i>	1								
RESTO VERTEBRADOS	3	0,06	1,37	1	0,05	3,20	4	0,04	0,67
Coleoptera	43						43		
Carabidae	53						53		
Archicarabus				10			10		
Dermoptera				2			2		
Orthoptera				6			6		
Miriapoda				1			1		
Larvas de insecto				1			1		
Insectos	45			10			55		
TOTAL INVERTEBRADOS	141	2,93	0,13	81	4,04	0,28	222	2,29	0,43
<i>Rubus idaeus</i>	58			51			109		
<i>Sorbus aucuparia</i>	3725			1307			5032		
<i>Rosa sp.</i>	104			18			122		
<i>Taxus baccata</i>	43						43		
<i>Artostaphylos uva-ursi</i>	503			242			745		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	57						57		
<i>Prunus spinosa</i>	3			146			149		
<i>Ficus carica</i>				2			2		
<i>Juniperus communis</i>				21			21		
<i>Sambucus racemosa</i>				51			51		
<i>Fragaria vesca</i>				5			5		
Frutos	14			1			15		
TOTAL FRUTOS	4507	93,72	17,93	1844	91,92	20,77	6351	94,64	14,77
Materia vegetal				13			13		
Carroña unguilado	9			1			10		
OTROS	9	0,19	20,48	19	0,95	7,93	28	0,29	17,84
TOTAL	4820			2007			6827		

A lo largo del año 1989-90 la composición de la dieta varió de forma que durante los meses de octubre hasta abril y de agosto a septiembre, los frutos constituyeron más del 80% de las presas consumidas (Fig. 4). Durante mayo y junio los insectos fueron mayoritarios (>50%) y, sólo en julio, los micromamíferos constituyeron la presa principal. Durante el segundo período (1994-96), la variación de la dieta fue casi paralela a la del anterior período. Los frutos fueron la presa casi exclusiva entre octubre y marzo, y los insectos aparecieron en los meses de verano, con valores de frecuencias muy similares.

Figura 4. Variación de la frecuencia relativa de las tres principales categorías consumidas por la marta en la Mata de València en el período 1989-90 (mensual) y 1994-96 (bimensual).



El tamaño medio de las presas en los dos períodos fue el mismo 2,5 g. La clase más común fueron las presas inferiores a 1 g en los dos períodos analizados (Fig. 5). No se encontraron diferencias significativas en la distribución de los tamaños de presas entre ambos períodos (χ_5^2 : 3,25; $p > 0,05$).

Durante el primer período de estudio (1989-90) el tamaño medio mensual de las presas capturadas osciló entre los 0,74 g en septiembre de 1990 y de 97,45 g en julio de ese año (Fig. 6). Se apreció un aumento del tamaño de las presas capturadas durante los meses de verano. Respecto al segundo período (1994-96), los valores calculados de forma bimensual oscilaron

entre 0,9 g septiembre-octubre del 94 y 35 g en mayo-junio del 1995. De forma similar al primer año, los valores de los tamaños de las presas aumentaron durante los meses de verano.

El tamaño medio de las presas calculado mensualmente (bimensual durante el segundo período) se correlacionó positivamente con la proporción de mamíferos ($r_s= 0,692$; $p< 0,001$; $n=20$) e invertebrados ($r_s= 0,472$; $p< 0,036$; $n=20$), y negativamente con la proporción de frutos ($r_s= -0,594$; $p<0,006$; $n=20$) y con la proporción de estos en forma de biomasa ($r_s= -0,654$; $p< 0,002$; $n= 20$). Por último destacar la correlación positiva con la diversidad ($r_s= 0,535$; $p< 0,015$; $n= 20$).

Figura 5. Distribución del tamaño de las presas obtenida en la dieta de la marta en los dos períodos analizados en la Mata de València.

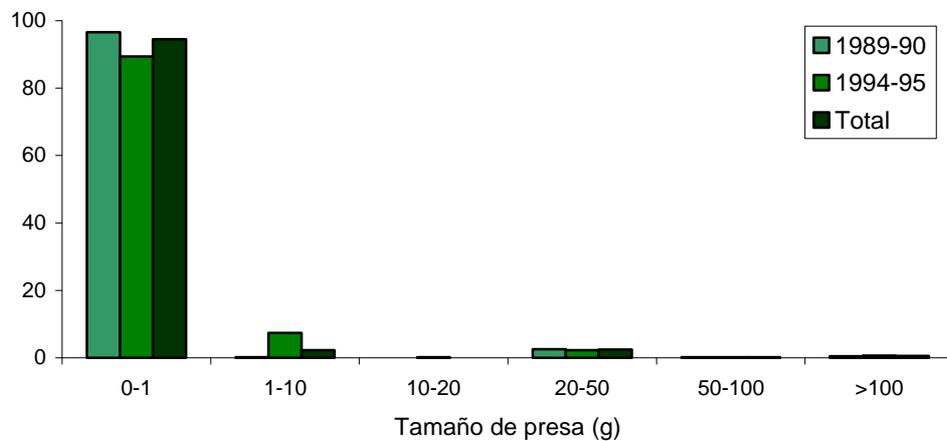
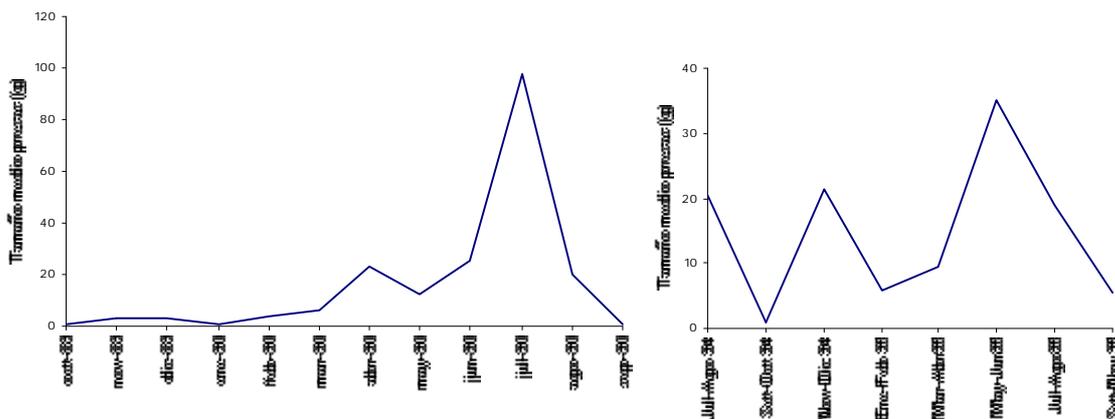


Figura 6. Evolución del valor del tamaño medio de las presas en la dieta de la marta en los dos períodos estudiados en la Mata de Valencia.

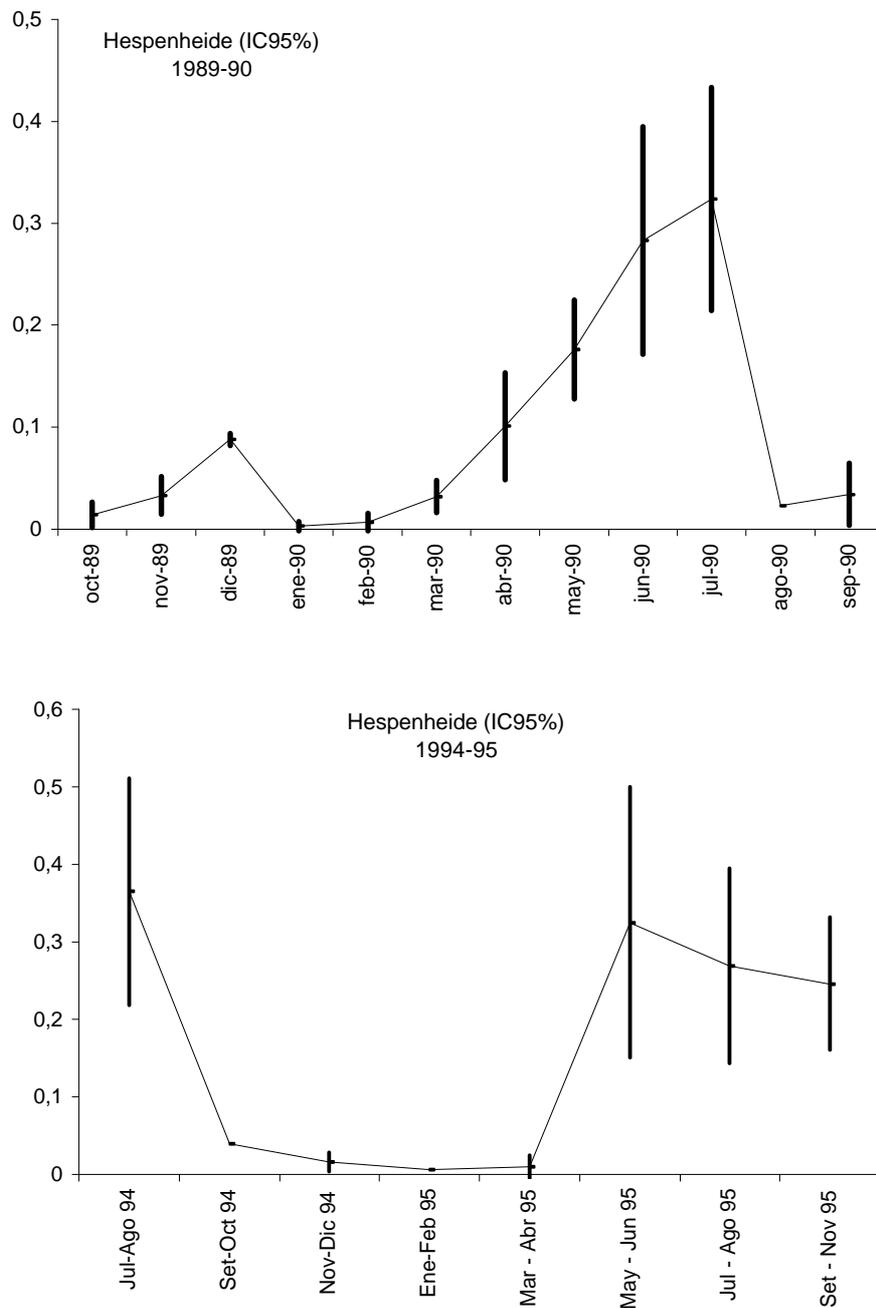


La diversidad establecida a partir de la fórmula de Hespeneide para el total de muestras, fue de $B_s= 0,058$ ($D_{Std}= 0,183$), con valores muy similares en los dos períodos: 1989-90, $B_s= 0,028$

($D_{Std}= 0,116$); 1994-96, $B_s= 0,036$ ($D_{Std}= 0,135$). No se observan diferencias significativas entre los dos períodos para este valor ($Z= -0,245$; $p> 0,05$).

A lo largo del período 1989-90 el valor de diversidad osciló desde un mínimo durante el mes de enero ($B_s= 0,003$; $D_{Std}= 0,036$) y un máximo durante el mes de julio ($B_s= 0,324$; $D_{Std}= 0,219$)(Fig. 7). Se apreció un incremento de este valor durante los meses de verano (Mayo a julio), mientras que el resto de los meses los valores fueron muy bajos.

Figura 7. Variación del valor de diversidad según Hespeneide a lo largo de los dos períodos analizados de forma mensual. Las barras representan el intervalo de confianza para el 95%. Durante el segundo período, los valores han sido calculados bimensualmente para aumentar el tamaño de la muestra de algunos meses.



Durante el segundo período (1994-96), pese a que el muestreo fue menos eficiente, se obtuvieron valores similares de variación a lo largo del año. Con mínimos en los meses de invierno (Octubre hasta Abril) (Ene-Feb: $B_s = 0,005$; $D_{Std} = 0,003$) y máximos en verano (Jul-Ago 94 $B_s = 0,372$; $D_{Std} = 0,493$).

La diversidad medida mensualmente se correlacionó para el total de las dos temporadas, de forma positiva con el consumo de micromamíferos ($r_s = 0,769$; $p < 0,0001$; $n = 20$), invertebrados ($r_s = 0,866$; $p < 0,0001$; $n = 20$) y aves ($r_s = 0,475$; $p < 0,0001$; $n = 20$), y de forma negativa con el consumo de frutos ($r_s = -0,880$; $p < 0,0001$; $n = 20$) y presas alternativas ($r_s = 0,533$; $p < 0,015$; $n = 20$). Además se correlacionó positivamente con la proporción de mamíferos en forma de biomasa ($r_s = 0,557$; $p < 0,011$; $n = 20$) y de forma negativa con la de frutos ($r_s = -0,840$; $p < 0,0001$; $n = 20$).

8.4.2 Dieta de la garduña: macizo del Orri

Se identificaron un total de 4871 presas (Tabla 4) procedentes de las 751 muestras recolectadas. Al igual que en la marta en la Mata de Valencia, la categoría más común fueron los frutos, que alcanzaron el 83,8% de las presas. Se identificaron un total de 17 especies, entre las cuales destacó la gayuba (*A. uva-ursi*), constituyendo el 35,8% de las presas de esta categoría.

Los invertebrados, todos insectos, fueron la segunda categoría en importancia respecto al número total de presas, constituyendo el 10% del total de presas identificadas. Los mamíferos constituyeron sólo el 2,2%, y las aves no llegaron al 1% de las presas.

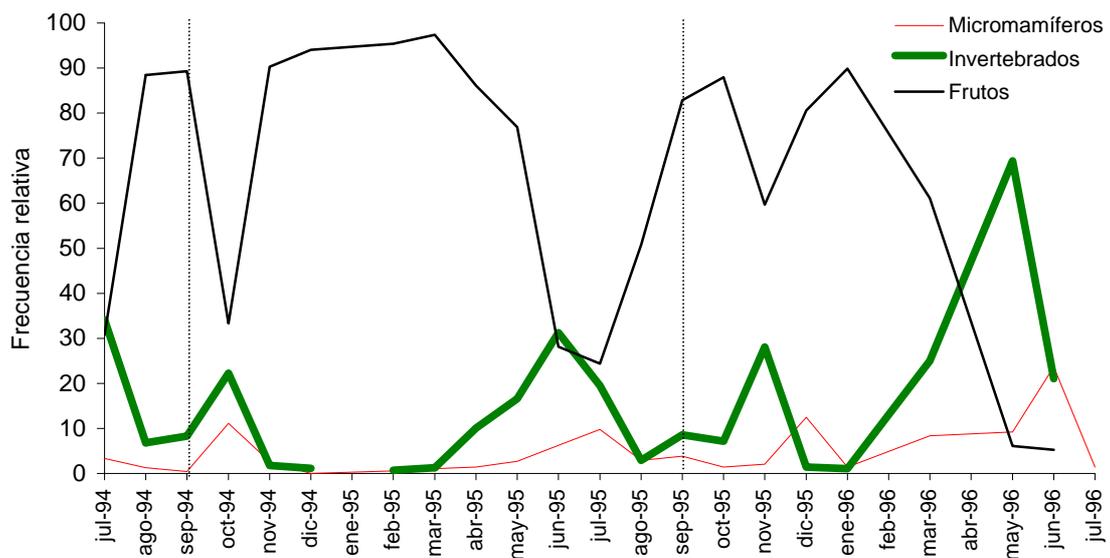
Tabla 4. Resumen del análisis de las muestras de garduña del macizo del Orri recogidas durante el período 1994-96. Se calcula el porcentaje de aparición de cada una (FR), así como el porcentaje de biomasa que constituyen respecto al total de cada período.

PRESAS	Total		
	n	FR	PBiomasa
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	4		
<i>Arvicola terrestris</i>	24		
<i>Microtus arvalis</i>	8		
<i>Glis glis</i>	7		
<i>Eliomys quercinus</i>	35		
<i>Apodemus sylvaticus</i>	8		
<i>Clethrionomys glareolus</i>	1		
<i>Mus musculus</i>	4		
<i>Sorex sp.</i>	5		
Micromamíferos	13		
TOTAL MAMIFEROS	109	2,24	58,19
<i>Tetrao urogallus</i>	1		
Aves	21		
Paseriformes	12		
Huevos paseriforme	4		
TOTAL AVES	38	0,78	11,85
Reptiles	1		
RESTO VERTEBRADOS	1	0,02	0,08
Carabidae	259		
Orthoptera	96		
<i>Miramella alpina</i>	4		
<i>Calostoma sycophonta</i>	5		
Artropoda	11		
Dermoptera	99		
Larvas de insecto	1		
TOTAL INVERTEBRADOS	475	9,99	0,72
<i>Artostaphylos uva-ursi</i>	2276		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	345		
<i>Fragaria vesca</i>	54		
<i>Rubis idaeus</i>	223		
<i>Prunus sp.</i>	14		
<i>Prunus malus</i>	7		
<i>Ribes petraeum</i>	5		
<i>Sambucus racemosa</i>	16		
<i>Ficus carica</i>	7		
<i>Rosa sp.</i>	552		
<i>Viscum album</i>	141		
Cerezo	122		
<i>Acer monpesolanum</i>	3		
<i>Celtis australis</i>	12		
<i>Juniperus comunis</i>	4		
<i>Arbutus unedo</i>	6		
<i>Vitis vinifera</i>	9		
Frutos indet..	186		
TOTAL FRUTOS	6351	83,78	12,72
Materia vegetal	144		
Carroñas unglado	4		
OTROS	148	3,20	16,44
TOTAL	4753		

Los valores expresados en porcentaje de biomasa consumida modificaron estos valores. Así, los mamíferos ocuparon el primer lugar en importancia, siendo el 58,2% de la biomasa total consumida. Los frutos, ocuparon el segundo lugar, con un 12,7%. Las aves presentaron un valor similar, con el 11,8%.

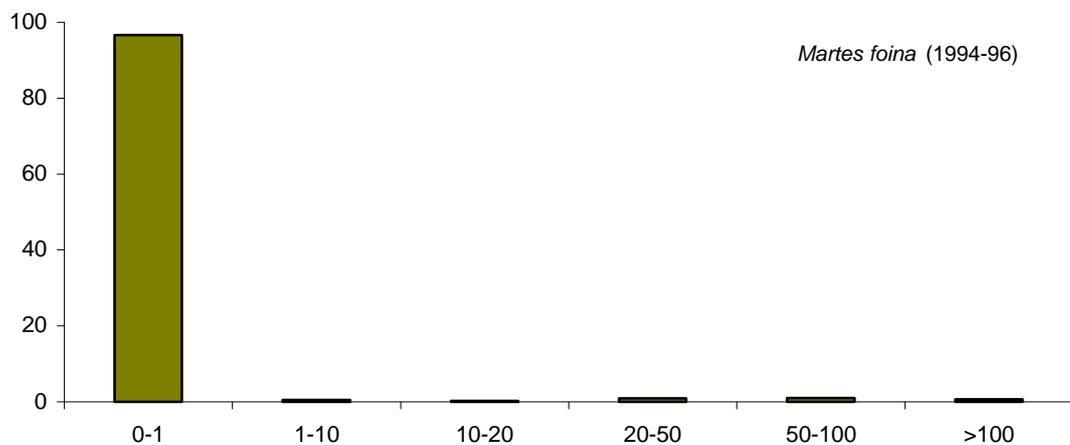
La composición de la dieta varió a lo largo del año (Fig. 8). Durante la mayoría de meses, los frutos fueron la categoría más consumida, mostrando máximos que sobrepasaban el 90% de las presas durante los meses de otoño e invierno en los dos años. De forma inversa, los insectos fueron puntualmente abundantes respecto al número de presas en los meses de primavera y verano de forma general, algo parecido a lo que ocurre con los mamíferos.

Figura 8.- Variación de la frecuencia relativa de las tres principales categorías consumidas por la garduña en el macizo del Orri en el período 1994-96.



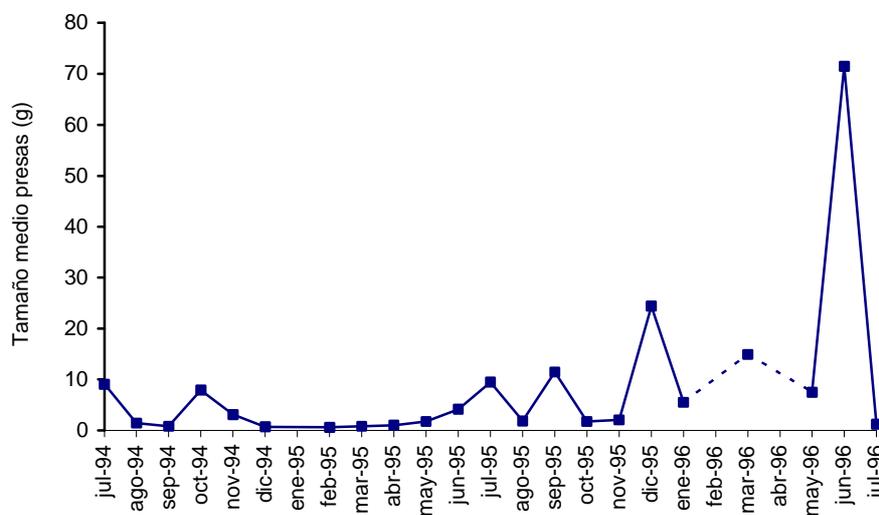
El tamaño medio de las presas calculado fue de 3,12 g. La distribución de los valores de los tamaños estuvo sesgada hacia los valores de la clase 0-1 g (Fig. 9), presentando más del 95% de estos.

Figura 9. Distribución de los tamaños de presas (g) de la garduña establecidos en el macizo del Orri durante el período 1994-96.



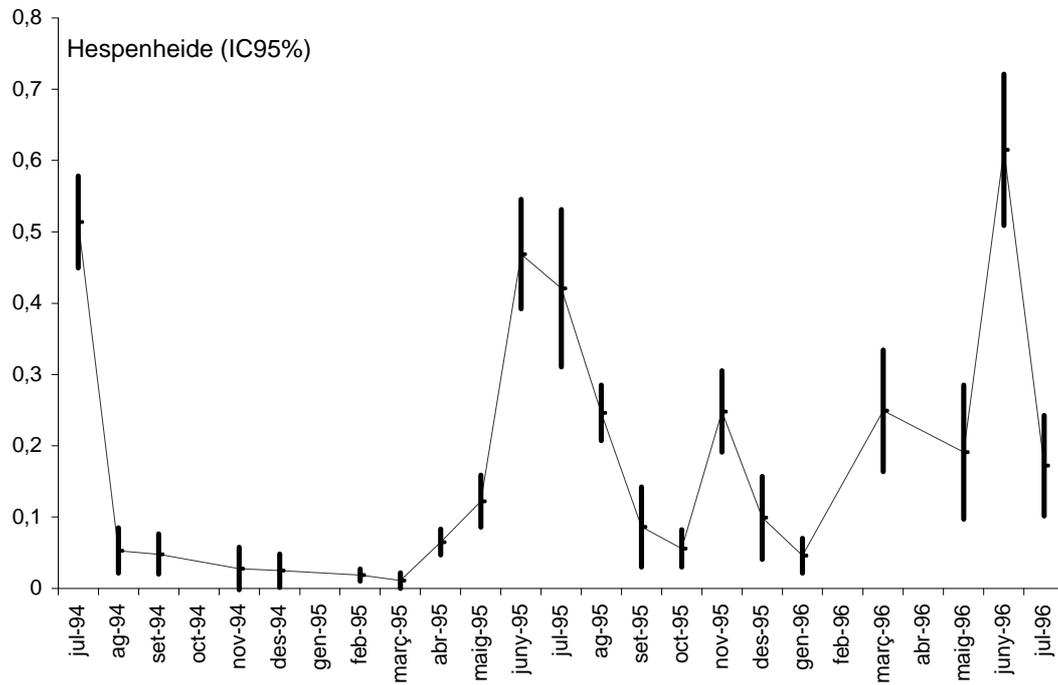
El tamaño medio de las presas durante este período en la dieta de la garduña, osciló entre el mínimo de 0,7 g en febrero de 95 y el máximo de 71,5 g de junio del 96 (Fig. 10). Sin embargo este valor parece sesgado por la presencia en la dieta de un urogallo. Este valor se correlacionó positivamente con la proporción de presas de mamíferos ($r_s = 0,917$; $p < 0,0001$; $n = 21$), invertebrados ($r_s = 0,825$; $p < 0,0001$; $n = 21$) y presas residuales ($r_s = 0,649$; $p < 0,001$; $n = 21$) y negativa con la proporción de frutos ($r_s = -0,955$; $p < 0,001$; $n = 21$) en forma de presas y respecto a la proporción de biomasa ($r_s = -0,658$; $p < 0,001$; $n = 21$). Por último, se correlacionó positivamente con la diversidad mensual ($r_s = 0,675$; $p < 0,001$; $n = 21$).

Figura 10. Evolución mensual del tamaño medio de las presas en la dieta de la garduña en el macizo del Orri (1994-96).



Durante el período estudiado, la diversidad de la dieta de la garduña en el Orri (Fig. 11), osciló entre los valores máximos de los meses de junio (B_s junio 1996: 0,62 $D_{Std} = 0,295$; B_s junio 1995: 0,469 $D_{Std} = 0,542$) y julio (B_s julio 1994: 0,514 $D_{Std} = 0,417$), y mínimo durante el mes de marzo 1995 (B_s : 0,011 $D_{Std} = 0,282$). Durante el primer año, la diversidad mensual se mantuvo en valores mínimos con picos máximos durante los meses de verano. En el segundo año, los valores de diversidad fueron superiores y oscilaron a lo largo del año. La diversidad medida mensualmente se correlacionó negativamente con el consumo de frutos ($r_s = -0,811$; $p < 0,0001$; $n = 21$) y con las presas residuales ($r_s = -0,557$; $p < 0,009$; $n = 21$), y positivamente con el consumo de micromamíferos ($r_s = 0,783$; $p < 0,0001$; $n = 21$) e invertebrados ($r_s = 0,576$; $p < 0,006$; $n = 21$).

Figura 11. Variación del valor de diversidad según Hespeneide (B_s) calculado mensualmente. Las barras representan el intervalo de confianza para el 95%.



Si comparamos la dieta de las dos especies obtenemos un índice de solapamiento de valor máximo $IPianka = 0,999$ ($D_{Std} = 0,009$), indicando una elevadísima similitud entre la alimentación de ambas especies.

8.4.3 Patrones de fructificación y producción

Mata de València.

Las densidades de pies (nº pies/ha) de las diferentes especies estudiadas en las tres parcelas durante el período 1989-90 fueron más elevadas en los márgenes de las pistas y en los prados colonizados o claros, destacando el serbal y el saúco como los más abundantes (Tabla 5). Estas dos especies fueron dominantes en la parcela TS1 representando el 98% de los pies de las cuatro especies prospectadas. En las otras dos parcelas las abundancias se redujeron para el total pero mostraron una mayor diversidad.

Tabla 5. Densidad de pies (pies/ha) de las especies estudiadas más abundantes.

	TS1	TS2	TS3
<i>Sorbus aucuparia</i>	153,5	8,0	4,2
<i>Rosa cf canina</i>	3,9	6,0	8,0
<i>Sambucus racemosa</i>	196,1	4,0	19,0
<i>Ribes petraeum</i>	0,0	0,7	2,5

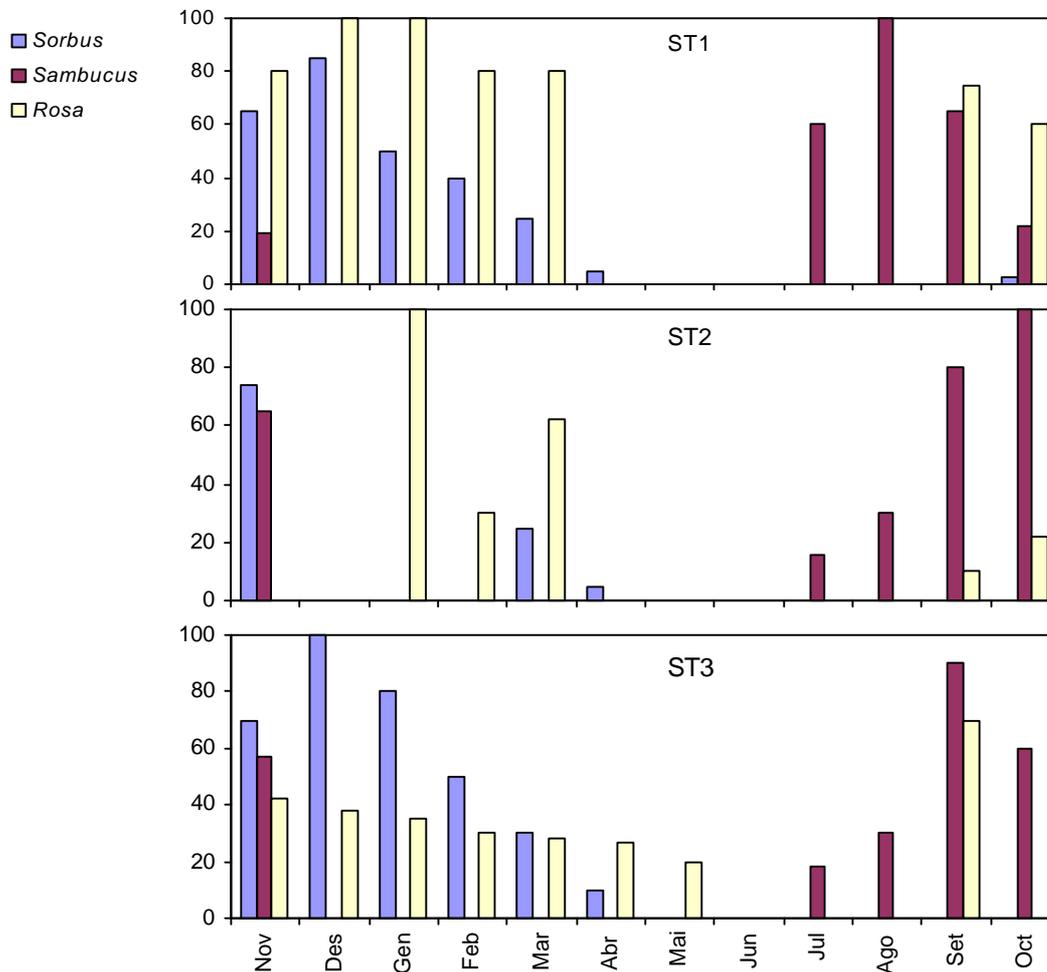
La fructificación o período con presencia de frutos en el pie a lo largo del año 1989-90 (Fig. 12) mostró diferencias para las cuatro especies y para las tres parcelas. Así, el serbal tuvo frutos en las ramas desde noviembre hasta abril. Respecto al rosal, el patrón fue más asimétrico, con inicio en febrero en TS3 alargándose hasta marzo. La persistencia del saúco se prolongó de julio a noviembre. Se observó un inicio general de la fructificación más temprano en los hábitats abiertos (TS1).

Tabla 6. Producción de frutos (Kg/ha) presentes en el árbol o arbusto durante el mes de máxima abundancia de frutos durante el período 1989-90. B/P Biomasa máxima en el árbol a lo largo del año (Kg/ha).

	<i>S. aucuparia</i>		<i>Rosa cf canina</i>		<i>S. racemosa</i>	
	BP	Mes	BP	Mes	BP	Mes
TS1	362,0	NOV	8,2	NOV	100,6	AGO
TS2	5,9	NOV	7,2	DIC-ENE	1,7	NOV
TS3	14,2	NOV	5,0	SET	17,5	SET
			4,6	NOV		

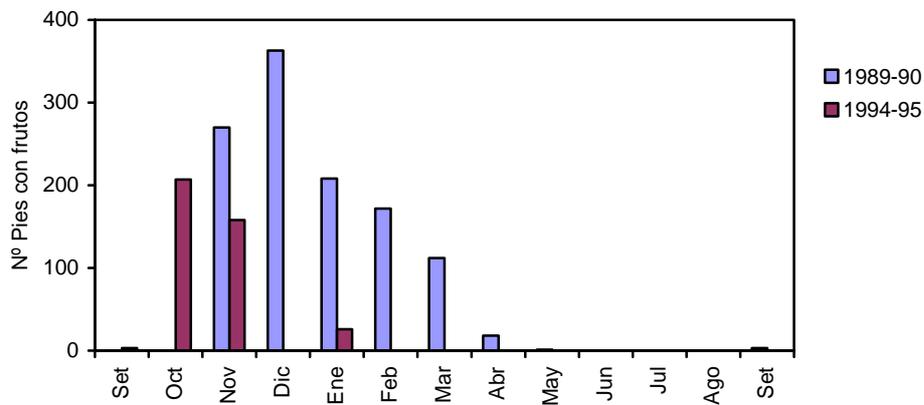
El peso máximo de producción por pie fue de 16,8 Kg. en el serbal, con una media de 2,19 kg/pie. Le siguió el rosal con 5,9 Kg. y el saúco con 4,1 Kg. de máxima y 0,85 Kg./pie de media. Respecto a la producción, el serbal fue el que mantuvo una mayor biomasa. Respecto a la biomasa por superficie la parcela, TS1 fue la que permitió una mayor producción, siendo el serbal el mayoritario con 362,0 Kg./ha. La producción en esta parcela fue 12,8 veces superior a la de la parcela TS3, y 31,8 veces que a la TS2 para el total de especies.

Figura 12. Porcentaje de pies con fruto de las 3 especies más abundantes en las tres parcelas estudiadas durante el período 1989-90. El porcentaje se calculó a partir del mes con número máximo de pies fructificado en cada parcela.



Los patrones de fructificación y producción fueron muy diferentes durante el segundo período de estudio (1994-95) en la parcela TS1 (Fig. 13). Así, octubre fue el mes con un mayor número de serbales fructificados (207 pies), muy inferiores al máximo del período anterior (1989-90) cuando fue de 363 durante el mes de Diciembre. Hasta el año 1995 no volvió a fructificar ni el serbal ni el saúco.

Figura 13. Evolución del patrón de fructificación del serbal en la parcela ST1 durante los dos períodos estudiados.



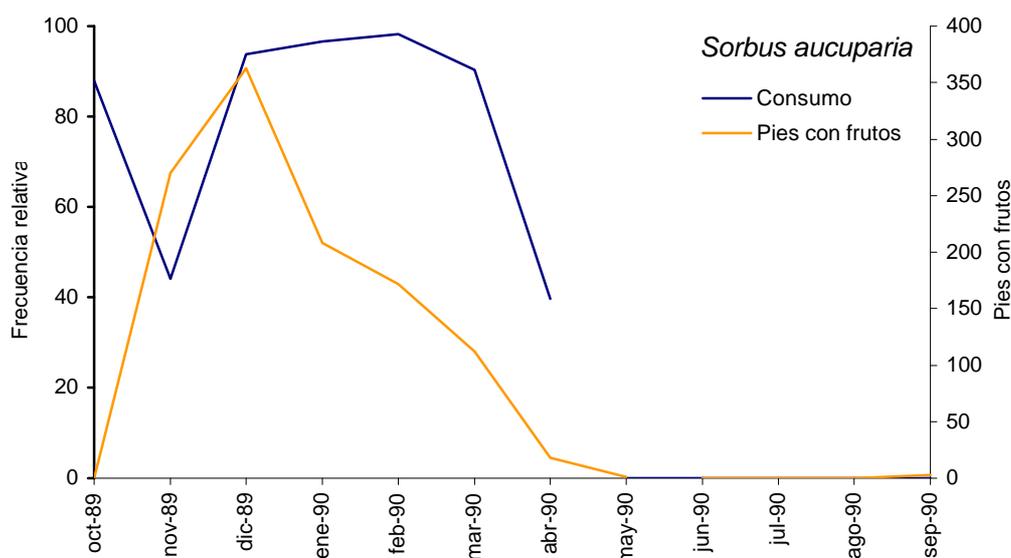
Macizo del Orri.

Durante el período de agosto de 1994 hasta noviembre de 1995 la fructificación de la gayuba en los bosques de pino silvestre se inició durante el mes de agosto en los dos años, con producciones máximas de hasta 1015,24 Kg./ha, aunque la presencia del fruto maduro en las ramas se prolongó durante 6 meses. Transcurrido el primer mes, quedó entre un 24-27% del máximo (Fig. 15).

8.4.4 Consumo y disponibilidad de frutos.

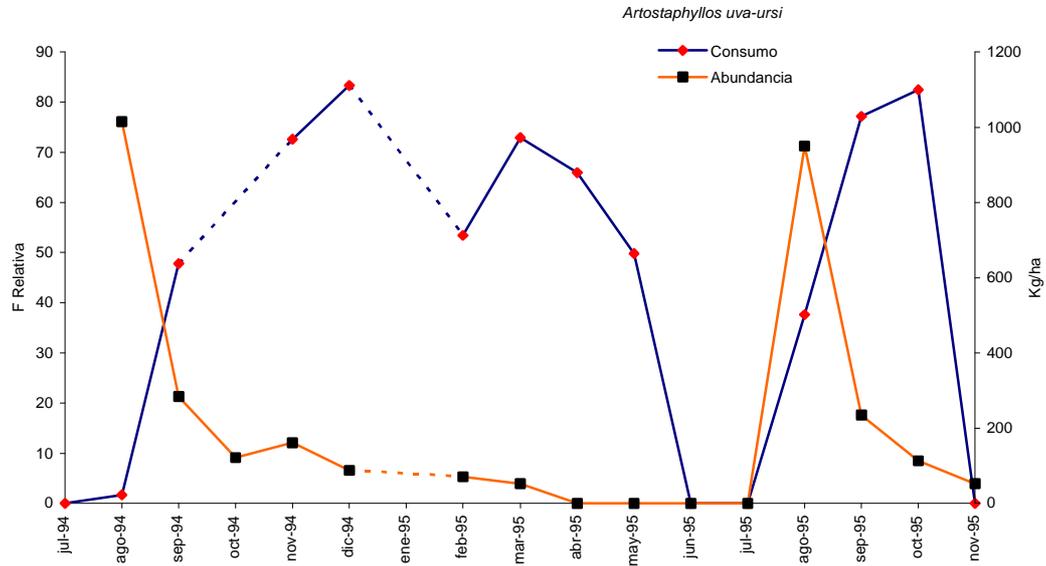
Tanto en el caso de la garduña en el Orri como en el de la marta en la Mata de València, el consumo de frutos describió un claro patrón estacional, correlacionado con la abundancia de las dos especies de frutos más abundantes. Así, el consumo de serbal por la marta en la Mata de València fue máximo durante los meses de invierno, detectándose su presencia desde octubre hasta abril (Fig. 14), obteniendo una correlación positiva entre su disponibilidad, medida como número de pies con frutos, y el consumo en frecuencia relativa de las presas ($r_s = 0,798$; $p < 0,001$; $n = 15$), y con el consumo en forma de porcentaje de biomasa ($r_s = 0,708$; $p < 0,01$; $n = 12$). Si bien el máximo de presencia de frutos en las ramas se registró en el mes de diciembre, la accesibilidad de los frutos caídos y refrigerados o congelados por la temperatura ambiente, permitía que fueran accesibles en cantidad suficiente durante el resto de meses.

Figura 14. Relación entre el consumo (FR) de serbal por parte de la marta en el abetal de la Mata de València durante el período 1989-90 y su abundancia en el medio (Pies con frutos en las parcelas).



De la misma forma, el consumo de gayuba por parte de la garduña en el Orri mostró un paralelismo con la abundancia (Fig. 15), aunque no se obtuvo ninguna correlación entre abundancia (Kg/ha) y consumo (FR y PB), de forma que pese a ser poco abundante en la planta la garduña lo consumía de forma desproporcionada. Incluso durante los pocos meses del año en los que no se encontraron frutos en la planta, en los excrementos aún se detectaban restos (mayo 1995). Posiblemente, ello fue deba a un posible consumo en zonas aisladas del bosque donde se conservaba alguna mata con fruto o estaban caídos en el suelo. El hecho de que durante los meses de invierno el consumo fuese también elevado, incluso meses después de la fructificación, se debería a su conservación bajo la nieve por el frío de estas altitudes, impidiendo su descomposición.

Figura 15. Relación entre el consumo (FR) de gayuba por parte de la garduña en el bosque de pino silvestre del macizo del Orri durante el período 1994-96 y su abundancia en el medio (Kg/ha).



8.4.5 Abundancia de micromamíferos

A partir de las sesiones de trapeo mensual se obtuvieron las abundancias de micromamíferos, expresándose los valores en eficacia de captura tal y como se ha explicado en el apartado de metodología.

Mata de València.

En total se realizaron 863 trampas-noche en el primer período y 1439 en el segundo (Tabla 7 y 8). Durante los dos períodos estudiados se capturaron sólo 4 especies, entre las cuales destacó el ratón de campo (*A. sylvaticus*) (13 capturas de 35 y 16 de 30, respectivamente en cada período), seguido por el topillo silvestre (*C. glareolus*) (22/35 y 8/30). El lirón careto (*E. quercinus*) y la musaraña enana (*S. minutus*) fueron capturados en pocas ocasiones.

Durante el primer período la eficacia de captura total en los 12 meses, fue de 4,05 capturas/ 100 trampas-noche (Tabla 7). Este valor fue máximo durante el mes de diciembre y mínimo el mes de noviembre. Durante el segundo período (Tabla 8), el valor de eficacia disminuyó hasta 2,08 capturas/ 100 trampas-noche, con un valor máximo el mes de septiembre de 1994 y mínimo en las sesiones de mayo y octubre de 1995.

Tabla 7. Resumen de las capturas de las diferentes especies de micromamíferos obtenidas en el período 1989-90 en la Mata de València.

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Total
<i>A. sylvaticus</i>	1	0	6	2	0	0	0	1	1	1	0	1	13
<i>C. glareolus</i>	3	0	4	0	2	0	2	3	2	2	3	1	22
<i>E. quercinus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>S. minutus</i>	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2
Total capturas	4	0	10	2	3	1	2	4	3	3	4	2	35
Capt/100tr-noche	8,5	0,0	12,8	3,8	6,0	1,3	3,2	6,2	4,6	4,6	6,5	5,5	4,05
Nº Trampas	47	202	78	53	50	77	63	65	65	65	62	36	863

Tabla 8. Resumen de las capturas de las diferentes especies de micromamíferos obtenidas durante el período 1994-96 en la Mata de València

Año	1994						1995			1996	
Mes	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic	May	Oct	Nov	May	Total
<i>A. sylvaticus</i>	0	4	7	0	2	1	0	0	2	0	16
<i>C. glareolus</i>	4	0	2	2	0	0	0	0	0	0	8
<i>E. quercinus</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>S. minutus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	2	1	4
Total capturas	5	4	10	2	2	2	0	0	4	1	30
Capt/100tr-noche	3,36	4,88	8,55	1,67	1,79	1,94	0,0	0,0	2,11	0,37	2,08
Nº Trampas	149	82	117	120	112	103	104	192	190	270	1439

Macizo del Orri.

Se colocaron un total de 1936 trampas-noche (Tabla 9). Las sesiones de captura realizadas en los bosques de pino silvestre (*P. sylvestris*) depararon resultados muy pobres, con sólo 19 capturas de 3 especies, entre las que destacó *A. sylvaticus* (14/19) como especie principal. El

valor total de eficacia de captura fue de sólo 0,98 capturas/100 trampas-noche. Destacaron valores nulos durante las sesiones de 1994 y valores máximos en las de otoño de 1995.

Tabla 9. Resumen de las capturas de las diferentes especies de micromamíferos obtenidas durante el período 1994-96 en el macizo del Orri.

Año	1994						1995				1996			
Mes	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic	Abr	May	Jul	Oct	Nov	May	Oct	Total
<i>A. sylvaticus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	4	3	2	14
<i>C. glareolus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>S. minutus</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	4
Capturas total	0	0	1	0	0	1	0	0	0	6	5	4	2	19
Capt/100tr-noche	0,0	0,0	1,10	0,0	0,0	0,89	0,0	0,0	0,0	3,13	2,63	1,48	0,74	0,98
No. Traps	156	150	118	128	112	112	128	104	106	192	90	270	270	1936

La abundancia de micromamíferos establecida mensualmente mediante el número de capturas/100 trampas-noche no se correlacionó en ninguno de los casos con el consumo que hicieron ninguna de las dos especies (marta y garduña) tanto en la Mata de Valencia como en el Orri.

En resumen, y para el global de las capturas, tendió a darse una mayor abundancia de micromamíferos durante los meses de otoño en las dos zonas analizadas, y ser más abundantes en la Mata de Valencia que en el Orri.

8.4.6 Impacto sobre el urogallo

Los animales adultos encontrados muertos, mostraron una misma incidencia de la depredación respecto al sexo (15 machos y 20 hembras), proporción 1:1 (Tabla 10). Respecto a las clases de edad, el grupo mayoritario fueron la clase adulta (57,1%, n= 63), seguidos por los nidos 26,9% (n= 17/63). La baja proporción de pollos encontrados podría deberse a la dificultad de encontrar restos de estos ejemplares, por lo que los resultados podrían estar sesgados en este sentido.

Respecto a la distribución por meses, el mes con más casos fue en mayo (27,4%, n= 62) y junio (19,3%), y concentrándose la mayoría en el período de mayo a agosto (72,5%)(Tabla 10). Durante los meses de invierno no se encontró ningún caso, aunque hay que recordar que es más difícil el acceso durante estos meses. Si se desglosan los datos por sexos en los adultos y por edades, los machos (24,2%, n= 15) fueron encontrados entre marzo y octubre, con un máximo en mayo y junio (n=3), mientras que los casos de hembras adultas (32,3%, n= 20) se concentraron entre los meses de mayo y octubre, con un máximo en junio (20%; n= 20). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en esta distribución para los individuos adultos ($G_5= 1,28$; $p > 0,05$). De las hembras, tres fueron encontradas muertas en el nido.

Tabla 10. Distribución de los animales encontrados muertos por edades y sexos a lo largo del año en el período 1983-96. Tres hembras fueron depredadas en el nido.

	Adultos		Nidos	Subad	Pollos	Total
Enero	0	0	0	0	0	0
Febrero	0	0	0	0	0	0
Marzo	1	0	0	2	0	3
Abril	0	0	0	1	0	1
Mayo	3	4	8	2	0	17
Junio	3	5	4	0	0	12
Julio	2	1	2	0	1	6
Agosto	2	4	2	0	2	10
Setiembre	2	2	0	1	0	5
Octubre	2	4	0	1	0	7
Noviembre	0	0	1	0	0	1
Diciembre	0	0	0	0	0	0
TOTAL	15	20	17	7	3	62

Los ejemplares clasificados como subadultos se encontraron en primavera y al principio del otoño, siendo todos machos. Los pocos pollos (n= 3) fueron encontrados entre julio y agosto. Respecto a los nidos, el 70,6% (n= 17) se produjeron en los meses de mayo y junio. Un caso encontrado en noviembre podría haber sido en los meses anteriores pero no encontrado hasta esas fechas.

Respecto a las causas de muerte en los ejemplares salvajes encontrados, el 55,5% lo fue por un carnívoro (garduña o marta, o menos probablemente zorro o gato montes), y en el 17,5% no pudo ser determinado (Tabla 11). Las aves rapaces causaron la muerte del urogallo en el

12,7% de los casos, y el resto fueron debidos a colisiones con cables de telesilla de estaciones de esquí. De los 32 animales reintroducidos y radioseguidos, en 19 se confirmó su muerte antes de que se perdiese la señal del emisor. Sólo dos murieron por causas diferentes a la depredación (causa que motivó el 90% de las muertes): uno por un golpe con una rama y el otro por desnutrición. En el 71% de los casos (n= 16) los carnívoros fueron los causantes (8 por marta, 2 por zorro, 1 por gato montés y otro por garduña). Respecto a las rapaces, 3 muertes fueron causadas por el azor, una por búho real y otra por águila real.

Tabla 11. Causa de muerte de los diferentes animales encontrados, tanto los de origen salvaje como los reintroducidos.

	Reintroducidos		Salvajes				Total	
			Nidos	Subad.	Pollos			
Carnívoro	5	5	6	13	9	5	2	45
Rapaces	3	2	3	2	1	1	1	13
Colisiones		1	4	5				10
Indeterminado			2	1	7	1		11
Total	8	8	15	21	17	7	3	79

* No se incluye un ejemplar muerto por inanición.

No se encontraron diferencias entre la población reintroducida y los individuos adultos y subadultos salvajes respecto a la causa de muerte ($G_2 = 3,47$; $p > 0,05$), por lo que podemos considerar la causa de muerte independiente del tipo de ejemplares. En total, y respecto a la causa de la depredación, los carnívoros fueron la causa principal ($G_3 = 17,29$; $p < 0,005$) en el 57% de las ocasiones, mientras que las aves rapaces sólo ocasionaron el 16,4% de las muertes. Entre los individuos adultos, pese a que las hembras fueron la víctima de los ataques de los carnívoros en el 62,1 % de las ocasiones frente al 47,8% de los machos, no se encontraron diferencias significativas entre las causas de mortalidad entre los dos sexos ($G_3 = 2,15$; $p > 0,05$).

8.5 DISCUSIÓN

8.5.1 Estrategia de alimentación de la marta y de la garduña

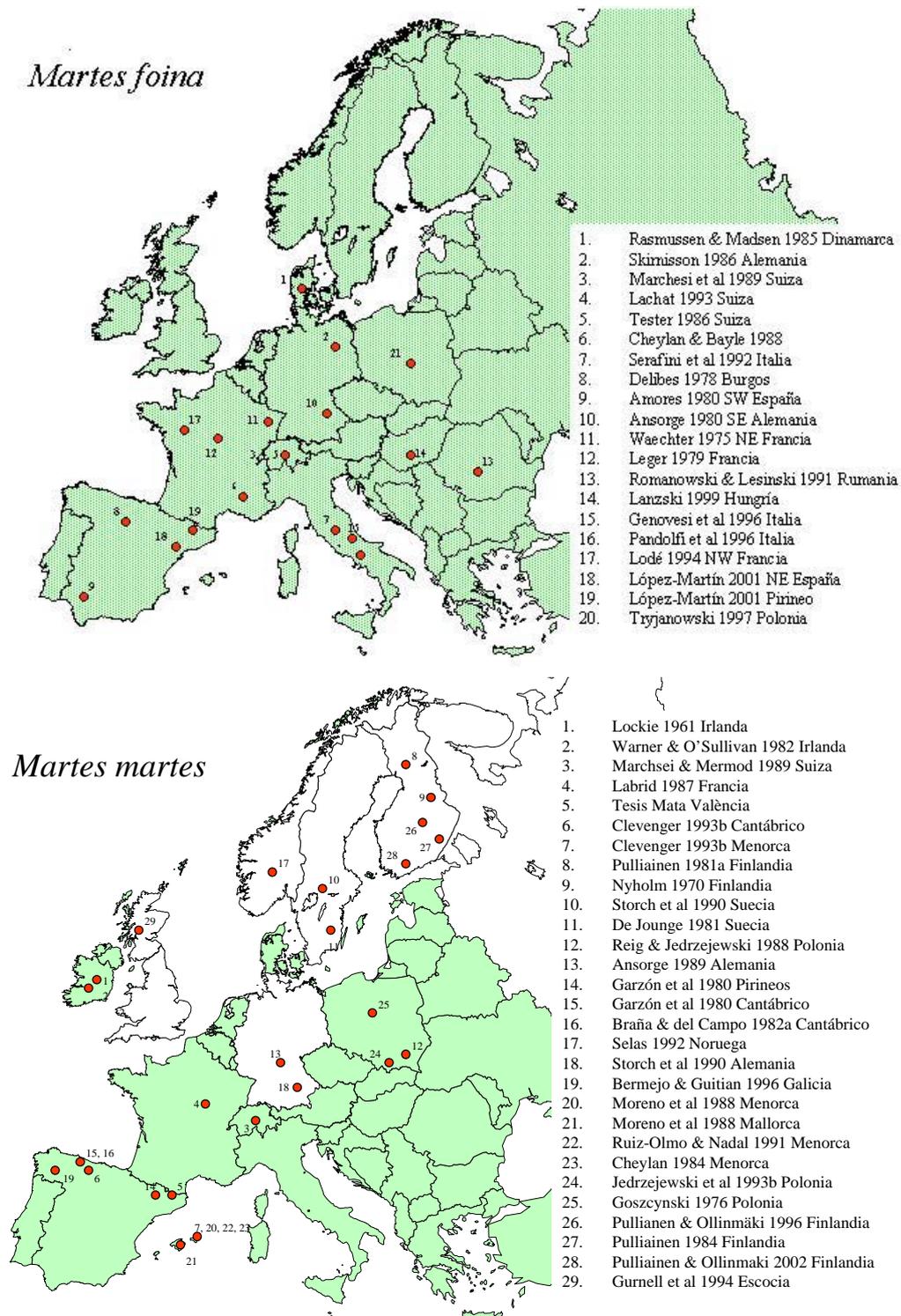
La composición de la dieta de la marta y de la garduña en sus rangos de distribución demuestran el carácter generalista de ambas especies en lo que se refiere a este recurso (Clevenger 1994a), con variaciones en la composición de la dieta entre zonas, entre estaciones y entre años (Amores 1980; Kalpers 1983; Ansorge 1989; Jedrzejewski et al. 1993b; Genovesi et al. 1996; entre otros ver Fig. 16). Ello refuerza aún más la imagen de flexibilidad de estas especies, lo que les ha permitido colonizar diferentes ambientes y latitudes, distribuyéndose por todo el Paleártico si incluimos a las demás especies del género (ver capítulo 1). Los datos registrados en el Orri y en la Mata de València demuestran este hecho una vez más. Estos cambios han sido asociados a una estrategia de aprovechamiento del recurso más abundante y sencillo de capturar o de consumir, aunque ciertos trabajos vinculan estos cambios a una tendencia a reducir la competencia con otros carnívoros, de modo que se reduzca el solapamiento trófico (Powell et al. 1997). Se trataría más de una consecuencia de la competencia, que no de una idea directora que permite la convivencia. Frente a la escasez de un alimento en un momento concreto, la especie más plástica optará por buscar otros recursos que le permitan obtener la energía necesaria.

Por lo que a la marta se refiere, si bien los trabajos publicados abarcan diferentes períodos del año, la categoría más repetida en general son los micromamíferos, que son siempre la más importante en cuanto al aporte de biomasa a la dieta. En el presente estudio los frutos destacan en primer lugar como valor de frecuencia y los mamíferos, como era de esperar, como aporte de biomasa. Entre éstos, los micromamíferos suelen ser las especies más representadas, siendo el ratón de campo (*A. sylvaticus*) y el topillo silvestre (*C. glareolus*) los más consumidos, aunque entre otras especies también destacan los topillos (*Microtus*) y la ardilla (*Sciurus vulgaris*). Jedrzejewski et al. (1993b), apunta diferencias en la presencia de *Apodemus* y *Clethrionomys* en la dieta debido a su actividad y agilidad, siendo los primeros más difícilmente capturables. Sin embargo, la presencia mayor de ratones en las zonas más meridionales, debido posiblemente al patrón de distribución geográfica de los valores de riqueza específica de los mamíferos (Baquero & Tellería 2001) podría modificar este patrón. Los datos de este trabajo parecen constatar este hecho: mayor presencia de ratón de campo que de topillo, aunque la suma de todos los topillos es aún superior. Algo similar ocurre con *M. americana* (Buskirk & MacDonald 1984; Martin 1994), de tamaño y morfología casi idéntica, con especies como *Microtus oeconomus*, *M. pennsylvanicus* y *Clethrionomys rutilus* que llegan a ser dominantes en más de la mitad de trabajos recopilados en norteamérica (Martin 1994).

La presencia de frutos es general en la dieta de la marta, siendo especialmente importante en localidades más meridionales de su rango de distribución continental (Marchesi & Mermod

1989), y en Menorca (Cheylan 1984; Ruiz-Olmo & Nadal 1991; Clevenger 1993c). Los encontramos entonces en menores proporciones en latitudes superiores (Pulliainen 1981a).

Figura 16. Mapa de los trabajos publicados donde se analiza y describe la dieta de la garduña *M. foina* y de la marta *M. martes* en Europa.



Respecto a las aves, la presencia es mínima, aunque en otras zonas, su importancia llega a constituir hasta un 40% de la biomasa en verano (Jedrzejewski et al. 1993b), asignándole un típico papel de depredador de aves. Ciertas especies que nidifican en huecos de árboles: picapinos, lechuza Tengmalm, y paseriformes que aprovechan estos lugares suelen ser las especies que sufren mayor número de pérdidas (Sonerud 1985; Zalewski et al. 1995). La dificultad en la identificación de especies de aves impide muchas veces una comparación adecuada entre trabajos. Entre las aves, las tetraónidas forestales, que colocan nidos en el suelo, suelen ser una presa habitual (Jedrzejewski et al. 1993b), aunque como se analiza en el siguiente apartado la incidencia sobre sus poblaciones suele ser mínima.

Otros alimentos alternativos como los insectos presentan un pico importante durante los meses de verano, aunque la importancia que representan en la alimentación es escasa, si bien su consumo aparece en casi todos los trabajos en mayor o menor medida (Warner & O'Sullivan 1982; Labrid 1986; Marchesi & Mermod 1989; Clevenger 1993c; Frafjord 1995).

Los datos obtenidos respecto a la dieta de la garduña en los ambientes forestales del Pirineo se incluyen en un análisis más exhaustivo en el anterior capítulo (Cap. 7). En este caso pirenaico, la diversidad obtenida es mínima, sin casi trabajos comparables donde se obtengan valores tan bajos (Cheylan & Bayle 1988). Al igual que en el caso de la marta, el elevado consumo de frutos (81,6% de las presas), sólo es superado por los datos del sur de Francia (Cheylan & Bayle 1988), mostrándose por lo tanto alejados de los valores considerados normales (Tabla 12). La frugivoría en la garduña ya había sido destacada en Europa (Clevenger 1994a; Pandolfi et al. 1996) en la mayoría de hábitats con proporciones en la dieta más o menos importantes. Sin embargo, como en el caso de las marta, los micromamíferos casi siempre constituyen la presa principal en cuanto a aporte de biomasa en general (Clevenger 1994a).

Las dos especies del género *Martes* parecen tener, en el mismo hábitat y condiciones, hábitos alimenticios similares, en la línea de los hallazgos de Marchesi y Mermod (1989). En el caso analizado en este capítulo se reafirma este hecho: marta y garduña no parecen diferir en sus preferencias para las mismas condiciones, con un elevado solapamiento, adaptándose a la disponibilidad de recursos.

Este hecho podría afectar a la competencia entre ambas, lo que podría determinar la distribución diferencial que presenta (Ruiz-Olmo et al. 1991 y Capítulo 6). Sin embargo, en condiciones de falta de recursos deberíamos esperar que la especie más desfavorecida desapareciese en detrimento de la mejor adaptada.

8.5.2 Impacto de la depredación sobre el urogallo.

Si bien las poblaciones de urogallo en la zona estudiada parecen estar estabilizadas desde hace unos 10 años y posiblemente ser la población de la Península Ibérica donde su futuro se ve con un mínimo optimismo (Blanco & González 1992; Canut 2001), las densidades que se han calculado no son ni de lejos las que podemos encontrar en latitudes superiores. Este hecho, motivaría que los posibles depredadores no incluyan a esta especie en su dieta como presa principal, al reducirse las posibilidades de contacto y de aprendizaje de su captura. Para el caso de las dos especies de *Martes* que estudiamos, el tamaño ostensiblemente superior de los machos de urogallo y su gran capacidad de vuelo, los descarta en la mayoría de ocasiones para ser una presa accesible.

El urogallo está presente en la dieta de la marta y de otros mamíferos depredadores en otras poblaciones septentrionales, donde la abundancia de la especie permite una cuantificación de las pérdidas por depredación, tanto de nidos o pollos (Storch 1991; Storch & Willebrand 1991; Storaas 1993), como de ejemplares adultos (Korsch 1984; Marcström 1984; Lindström et al. 1997). Jedrzejewski et al (1993) encuentra un modelo de utilización del urogallo por parte de la marta como presa, de manera que la frecuencia de aparición de restos de esta especie en la dieta de la marta se reduciría con la latitud, siguiendo un patrón de abundancia de urogallo norte-sur. El valor calculado para nuestra latitud es cercano a 0, resultado que coincide con el obtenido en esta memoria.

Lo mismo podemos decir para la garduña, que si bien accede y vive en simpatria con el urogallo en los medios subalpinos más bajos lo hace de forma muy escasa (Ruiz-Olmo et al 1991 y Capítulo 6), y la imposibilidad de llegar a las cotas más elevadas en las zonas boscosa reduce las posibles capturas en invierno. Por lo tanto, marta y garduña no son consumidores de importancia real del urogallo adulto en nuestra área de estudio. Esto no quita que debido a la reducida población de esta especie, la captura de algunos ejemplares en baja frecuencia, pueda conllevar una pérdida muy importante para la viabilidad de la población, convirtiéndose en una variable de carácter estocástica muy importante (Shaffer 1987) de consecuencias impredecibles, que podría influir en la extinción local de esta especie.

Así mismo, la situación limítrofe del medio subalpino con el montano mediterráneo permite a otras especies acceder a las zonas donde el urogallo encuentra su reducto (gato montés, zorro, jabalí, e incluso ginetas, sólo entre los mamíferos), a veces producida por la pérdida de calidad del hábitat forestal debido a una gestión forestal no adecuada. Este aumento de diversidad de especies de depredadores aumenta las ocasiones de depredación (Andrén & Angeltam 1988; Storch 1991; Yahner 1996; Kurki et al. 1998). La presencia de superdepredadores como el lince o el lobo en estos medios podría haber limitado la presencia de los considerados generalistas (Palomares & Caro 1999), muy posiblemente la extinción de estos del Pirineo junto a otras causas pudo acelerar la desaparición de algunas poblaciones de urogallo.

Otros factores, como la reducción de alguna de las presas principales puede llevar a un aumento de la presión sobre otras especies consideradas subóptimas (urogallo o liebre) por parte de la marta o la garduña en estos ambientes (Storaas et al. 1981; Thompson & Colgan 1987).

8.5.3 Importancia de los frutos en la dieta del género *Martes*.

La elevada presencia de frutos en las dietas analizadas de las dos especies de *Martes* nos lleva a pensar en una estrategia de utilización de recursos fáciles de obtener, a la vez que disponibles y previsibles en el tiempo y en el espacio, aunque con alteraciones estacionales y posiblemente entre años. La habilidad de las dos especies para subir a los árboles les permite la accesibilidad a casi todas las especies de fruto, aunque muchos de ellos los obtiene desde el suelo (arbustos pequeños y frutos caídos). Su importancia ya ha sido considerada por Pandolfi et al. (1996), como alimento importante en invierno para la garduña, mostrando una relación muy significativa con la latitud. Es justamente durante esta época en la que los valores de consumo son también aquí más elevados, y donde el valor de latitud coincidiría con el modelo de Pandolfi et al. (1996). Genovesi et al (1996), sin embargo obtiene valores inferiores de consumo durante estas épocas, aunque con variaciones muy importantes entre años, sugiriendo una diferencia de abundancia dependiendo de la climatología. Algo similar sucedería con la marta, sobretudo en aquellas poblaciones más meridionales e incluso en las que podemos encontrar en las diferentes islas del Mediterráneo.

De ocho trabajos publicados (incluidos los datos de esta memoria, Tabla 12) donde se describe la dieta de la marta en Europa, se llegaron a identificar 37 especies de frutos. De entre ellas, el serbal *Sorbus aucuparia* fue la más frecuente (en siete), seguida por *Rosa* spp. Estos son precisamente dos de los frutos más consumidos por las martas y las garduñas pirenaicas. Respecto al número de especies detectada en cada trabajo, el valor más elevado se obtuvo en Suiza (Marchesi y Mermod 1989) identificando hasta 15 especies diferentes. El segundo puesto se obtuvo en el presente trabajo (Mata de Valencia) donde se han identificado 11 especies de frutos (Tabla 12).

Respecto a la garduña, en 11 trabajos donde la dieta fue analizada el número fue mucho más elevado: 58. Entre ellos *Rosa* spp., *Vitis vinifera*, *Prunus avium* y *Prunus domestica* aparecieron en ocho de ellos como la especie más frecuente. El mayor número de especies se describió en el presente trabajo (17), y en el norte de la provincia de Burgos (Delibes 1978).

El hecho que la garduña pueda disfrutar de un mayor número de especies de frutos se relaciona con el hecho que habita en zonas más meridionales, o en las zonas con espacios abiertos y paisaje en mosaico con diversidad de hábitats que permiten un mayor número de especies diferentes de frutos.

Otras especies del género también demuestran una utilización importante de este recurso cuando es abundante. Incluso el pekán *M. pennanti*, mucho más capacitado para la captura de

presas grandes, consume frutos como alimento alternativo (Rego 1984; Arthur 1987; Martin 1994; Powell et al. 1997). En el caso de la marta americana, Martin (1994) encuentra los frutos como presa más consumida en 6 de 22 trabajos analizados, sugiriendo su elevado consumo como sustituto de los mamíferos cuando estos son escasos, o bien cuando localmente la abundancia de los primeros supone una relación coste / beneficio más favorable que la búsqueda y captura de micromamíferos. En otras especies, *M. melampus tsuensis* destaca por el consumo de hasta 22 especies de frutos diferentes en la isla de Tsushima (Japón), representando hasta el 54% de las presas (Tatara & Doi 1994). Respecto a la marta zibellina (*M. zibellina*), las condiciones de continentalidad que representa su área de distribución pueden provocar un reducido consumo de frutos (Brzezinski 1994; Buskirk et al. 1996), siendo los micromamíferos la presa mayoritaria.

Tabla 12. Resumen del consumo de frutos en Europa, por la marta y la garduña a partir de otros trabajos publicados.

Especie	Referencia	Localidad	Latitud	Muestras	Presas	FRFrutos	Especie más común	Número especies	Especies cultivadas
<i>M. martes</i>	Jedrzejewski et al. (1993b)	Polonia	52°				<i>Rubus</i> spp.	2	0
	Marchesi & Mermod (1989)	Suiza	47°	854	1673	28,5	<i>Rosa</i> spp.	15	2
	Clevenger (1993b)	Cantábrico	43°	193		20,7	<i>Sorbus aucuparia</i>	6	0
	Bermejo & Guitian (1996)	Cantábrico	43°		3758		<i>Sorbus aucuparia</i>	8	2
	Datos Mata València	Pirineos	43°	613	6816	92,9	<i>Sorbus aucuparia</i>	11	1
	Moreno et al. (1988)	Menorca	41°		110	48,2	<i>Ficus carica</i>	4	2
	Ruiz-Olmo & Nadal (1991)	Menorca	41°		160	64,7	<i>Diospyros lotus</i>	4	2
	Clevenger (1993c)	Menorca	41°	1180		51,1	<i>Ceratonia siliqua</i>	8	2
<i>M. foina</i>	Waechert (1975)	Alsacia	48°	431	1387	74,7	<i>Prunus</i> sp. cereza	4	3
	Marchesi et al. (1989)	Suiza	47°	935	1109	28,6	<i>Sorbus aucuparia</i>	11	2
	Tester (1986)	Suiza	47°	440	551	56,3	<i>Prunus avium</i>	10	3
	Cheylan & Bayle (1988)	SFrancia	44°	408	3958	94,2	<i>Juniperus</i> spp.	16	5
	Datos Orri	Pirineos	43°	751	6816	81,7	<i>Artostaphylos uva-ursi</i>	17	4
	Delibes (1978)	NBurgos	43°	157	362	33,7	<i>Juniperus</i> spp.	17	6
	Datos NE Pibérica	NE España	43°	151	552	46,9	<i>Vitis vinifera</i>	13	5
	Serafini & Lovari (1993)	Italia	43°	378		77,0	<i>Prunus spinosa</i>	8	2
	Pandolfi et al. (1996)	Italia	43°	89	121	55,0	<i>Juniperus</i> spp.	11	4
	Genovesi et al. (1996)	Italia	43°	320	745	27,4	<i>Sorbus torminalis</i>	16	6
	Amores (1980)	SO España	38°	539	1116	3,6	<i>Arbutus unedo</i>	10	4

8.5.4 Estrategias alimentarias y balance energético

Tanto la marta como la garduña obtienen proteínas de diferentes recursos de alimento en estos ambientes subalpinos, particularmente de los micromamíferos, de los cuales puede generar biomasa y energía. Así, los carbohidratos obtenidos son convertidos a energía tanto para la actividad diaria como para la regulación térmica corporal (McNab 1995). Si bien los carnívoros no poseen un sistema digestivo que les permita extraer energía de la materia vegetal, la alta presencia de carbohidratos no estructurales contenidos en algunas especies de frutos, combinado con su abundancia en el medio, permite un balance positivo en la selección de este recurso. Así, según Herrera (1987), el serbal contiene un 76,1% de su peso total como carbohidratos no estructurales, y en el caso de la gayuba un 67,0%. El resto de especies que aparecen en la dieta de la marta y la garduña, tienen un contenido de estos carbohidratos similar: *Ribes* (75%), *Rosa* (70-73%), *Viscum album* (74%), siendo muy bajo en *Sambucus* (49%) y *Juniperus* (40%) (Herrera, 1987). Los dos primeros serían candidatos idóneos para utilizarlos como recurso, pero sus abundancias en estos hábitats no son lo suficientemente elevadas para encontrarlos de forma general en la dieta y para que estas dos especies de *Martes* las busquen de forma activa (Tabla 5).

El efecto de la utilización de este recurso es mucho más evidente durante los meses de invierno. Pandolfi et al. (1996), Bermejo & Guitián (1996) y Ruiz-Olmo & López-Martín (1996) ya destacan este efecto en la garduña y en la marta, el consumo elevado de frutos durante los meses más fríos, representando una fuente de energía muy importante hasta la primavera, momento en el que otras categorías de alimento (mamíferos y aves) aumentan su presencia. En el caso de la marta, la abundancia de serbal en el medio fue máxima durante los meses de invierno, así como su consumo (Fig. 14). Respecto a la garduña, el proceso se repite de forma paralela con el consumo y la disponibilidad de gayuba durante estos meses (Fig. 15). Esta estrategia les permite un mínimo gasto de energía en la búsqueda y captura del alimento, al encontrarse este de forma regular y constante en las mismas zonas y no presentar ninguna dificultad para ingerirlo. Si intentasen capturar micromamíferos, pese a que su contenido energético es mayor, la reducida abundancia de estos (Tablas 7 y 8) y su mayor dificultad de captura impediría un balance positivo. Como consecuencia de esto, la pobre población de micromamíferos reduciría la presión por depredación permitiendo su recuperación en los meses de primavera y verano.

En los ecosistemas más septentrionales del Paleártico, tanto en la marta europea como en la marta americana, podemos encontrar estrategias energéticas durante el invierno que les permiten un balance positivo y la supervivencia. En el caso de la marta americana, la estrategia se basa en el consumo de presas grandes, para asegurar la cantidad de alimento ingerido, lo que le permite sobrevivir durante la época fría de forma más eficiente que si tuviese que buscar los escasos micromamíferos que se encuentran bajo la nieve, en las galerías (Thompson & Colgan 1987; Thompson & Colgan 1990). En el norte de Europa, la marta durante la época

más fría incrementa la ingestión de insectívoros y carroñas de ungulados, más abundantes, compensando la menor disponibilidad de micromamíferos también (Jedrzejewski et al. 1993b).

Respecto a la garduña, su distribución es algo más meridional, sin tener que soportar climas invernales tan extremos, por lo que el consumo de frutos es una estrategia de aprovechamiento del recurso más abundante y con un mínimo gasto energético. La benignidad del clima permite una mayor fructificación de algunas especies durante el invierno (diversidad, abundancia y duración).

En las martas de Europa y América (*M. martes*, *M. foina* y *M. americana*) el comportamiento alimenticio es generalista, sin una especialización por un alimento concreto, e incrementando la diversidad de su dieta en repuesta a épocas de escasez de la presa principal, o bien aprovechando un recurso superabundante. Este es el caso de los resultados que se obtienen en las dos especies durante los meses de invierno, el valor de diversidad trófica fue más grande en los meses de verano, justo cuando había una considerable diversidad de presas disponibles: artrópodos, aves, mamíferos, frutos estivales (*Vaccinium*, *Fragaria*, *Rubus*, etc). Durante el invierno, la superabundancia de frutos (serbal y gayuba) se traduce en un espectro trófico mucho más reducido, justo cuando la abundancia de otras presas (micromamíferos y aves) son las más bajas, demostrando así su carácter oportunista. De acuerdo con la teoría del *Optimal Foraging* (Emlen 1966; Pyke 1984; Stephens & Krebs 1986) la dieta debería ser mucho más diversa cuando la disponibilidad del principal alimento se reduce.

Al igual que en los resultados obtenidos para la marta y la garduña en el Pirineo, en los trabajos del centro y norte de Europa donde la dieta de estas especies ha sido analizada, ésta es más generalista durante los meses de primavera y verano (Marchesi 1989; Jedrzejewski et al. 1993b; Lachat 1993b). En el caso de la marta americana, donde los micromamíferos constituyen la base de la dieta en verano los resultados son diferentes, coincidiendo con una diversidad trófica más baja y más diversa durante el invierno, cuando captura grandes presas como alternativa (Thompson & Colgan 1987; Thompson & Colgan 1990).

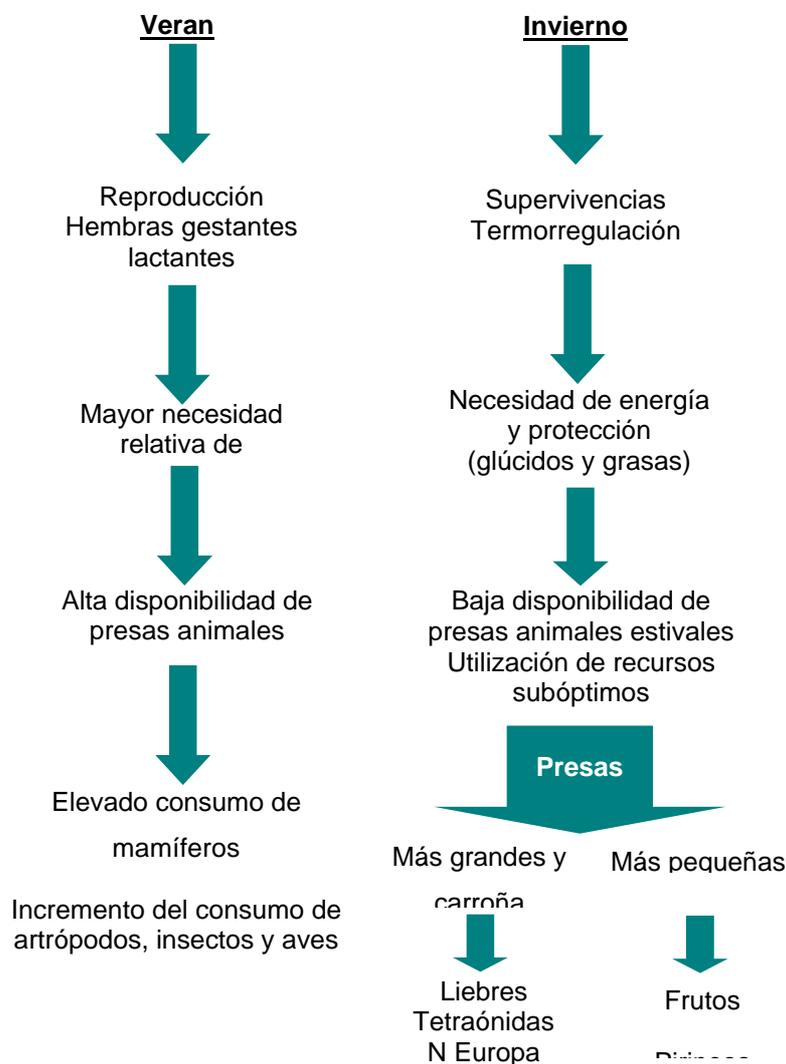
La gran cantidad de frutos producidos es un recurso localizable en el espacio día tras día, y además con un importante aporte energético. En resumen, la estrategia durante el verano y el invierno coinciden con el *Optimal Foraging* y las necesidades de energía y biomasa. Así, en verano las necesidades nutritivas se derivan de la actividad reproductora (búsqueda de hembras, marcaje, defensa del territorio, gestación y lactancia), lo que conlleva sobretodo en el caso de hembras gestantes y crías una mayor necesidad de aporte proteínico para transformar en biomasa. Este momento coincide con una mayor abundancia de presas animales: insectos, aves y micromamíferos, que son capturados de forma activa (Fig. 17).

Durante el invierno, en climas septentrionales o subalpinos, como en nuestro caso, con temperaturas inferiores a 0° C y precipitaciones en forma de nieve, la única necesidad es la supervivencia evitando la pérdida de calor, se necesita más energía que biomasa. Los recursos tradicionales son escasos, por lo que la estrategia es utilizar los recursos subóptimos. En este

caso pueden ser grandes presas (liebres, tetraónidas, etc.) de difícil captura pero con un rendimiento en caso de éxito aceptable; o bien, presas pequeñas con poco esfuerzo de búsqueda y con rendimiento energético unitario bajo pero que al ser abundante compensa su ingestión.

La fuerte variación en la fructificación del serbal entre años, llegando incluso a no fructificar¹, modifica la disponibilidad de recursos. Este caso se registró en el muestreo en la Mata de València durante el año 1994, cuando ni el serbal ni el saúco fructificaron.

Figura 17. Esquema de estrategia de utilización de los recursos alimenticios basados en la teoría del *Optimal Foraging*.



¹ también llamados especies vecero (Delibes 2001)

La presencia reiterada de estos frutos y su elevada abundancia en el medio forestal prevén una modificación del uso y ocupación del espacio, así como de la selección del hábitat, tal y como Hargis & McCullough (1984) y Thompson & Colgan (1987) indican. Marchesi et al. (1989) describe este hecho en Suiza, donde la distribución irregular de la persistencia de frutos tiene una clara influencia en el comportamiento espacial de la marta, explotando las parcelas ricas en alimento hasta que se agotan (Koehler & Hornocker 1977; Strickland et al. 1982). Descubrir la zona más rica en alimento durante el invierno sería una estrategia determinante para la supervivencia del individuo cuando las reservas son mínimas (Buskirk & Harlow 1989).

La importancia de los frutos como alimento alternativo queda así demostrada tanto en la dieta de la marta como de la garduña en los medios subalpinos del Pirineo durante el invierno. Esta importancia podría resumirse según un modelo comparado con la elección de presa según los requerimientos fisiológicos impuestos por el clima y la fenología de la reproducción, así como la disponibilidad de presas alternativas

CAPÍTULO 9

SÍNTESIS

SÍNTESIS

A lo largo de los diferentes capítulos de los que consta esta memoria se han intentado cumplir con el objetivo de principal de la Tesis: establecer cuales eran las relaciones de competencia entre dos especies muy similares como son la marta y la garduña, y de cómo afecta la irrupción de una tercera, la gineta, en los ecosistemas mediterráneos en estos equilibrios.

Si bien la forma en la que ha quedado dispuesto el índice y los temas tratados muestran fragmentos de las interacciones entre estas especies, el conjunto de ellos demuestra las similitudes que las hacen candidatas a competir por los mismos recursos y que ha condicionado la distribución y segregación entre ellas en algunos casos y la coexistencia en un equilibrio dinámico.

Martas y garduñas conviven en la mayoría del continente europeo. Las primeras están mejor adaptadas al frío, por lo que en los ambientes más septentrionales tienen son superiores y dominan a las poblaciones de garduña. Este resultado podemos replicarlo en los ambientes subalpinos y montanos del Pirineo donde la marta mantiene sus dominios. Sin embargo, en altitudes inferiores la supremacía adaptativa de la marta pierde su ventaja impidiendo que la marta pueda acceder a estos medios. Esto no quiere decir que la marta no pueda vivir en ambientes mediterráneos: en la isla de Menorca la especie disfruta de poblaciones únicas. Su carácter adaptativo se refleja en las modificaciones de sus dimensiones al evolucionar hacia una forma más robusta que le permite acceder a presas más grandes. La ausencia de otras especies competidoras y la reducción de los recursos en la isla provoca además un elevado grado de dimorfismo. En las poblaciones de marta de la Península Ibérica, esta divergencia entre sexos se ve impedida por la presencia constante de las poblaciones de garduña que irrumpen desde el fondo del valle. Los márgenes de las morfoespecies son más reducidos.

Una de las peculiaridades más importantes a tener en cuenta en el resultado y conclusiones es el carácter de depredadores, que a su vez se ven sometidos a la presión depredadora de otras especies superiores. Este hecho configura uno de los resultados más interesantes: la necesidad de una cobertura vegetal suficiente que permita no estar tan amenazados. Sin embargo, las pérdidas de efectivos son una realidad que impide la presencia fuera de los límites de defensa. Por lo tanto, marta, garduña y gineta son depredadores que han desarrollado unas capacidades de captura de presas pero a la vez están condicionados por la presencia de otras especies depredadoras, y por lo tanto que no han podido expresar al máximo de sus capacidades.

La selección del alimento ha degenerado en obtener un máximo beneficio con un mínimo coste energético a la vez que poder seguir estando vivo. Así, tanto garduñas como martas prefieren basar su alimentación en el consumo de pequeñas presas, y debido a su alta disponibilidad, los frutos son, en los ambientes estudiados, la presa preferida. En el caso de la gineta, con un tamaño sensiblemente superior, les permite acceder a presas algo mayores, aunque también ha accedido a aprovechar los frutos en muchas zonas de su área de distribución. Por lo tanto, la disponibilidad de alimento es una de las partes conflictivas en la relación entre estas especies.

El conflicto puede haber quedado demostrado entre garduñas y ginetas mediante el radioseguimiento conjunto. Ambas especies han hecho un uso similar del espacio, con dominios vitales de tamaño parecido, querencia por unas zonas determinadas de estos, selección de las zonas con cobertura vegetal y rechazo de los campos abiertos, uso de las madrigueras, etc. Si añadimos a todo esto una dieta similar el resultado es que la coexistencia entre ellas resulta de un equilibrio que se ve alterado por el efecto de los superdepredadores. Ninguna de ellas parece poder modificar hasta la extinción a la otra. El resultado es que los ecosistemas diversos con una buena comunidad de carnívoros y de relaciones impiden que alguna de estas pueda convertirse en un ejemplo de superabundancia. La presencia de la gineta en los ambientes mediterráneos impide que la garduña sea más abundante, y una vez llegados al equilibrio después de siglos de convivencia, el mismo efecto en sentido contrario. El equilibrio se rompe cuando la mortalidad es, por efecto del azar, superior en alguna de las dos especies.

En resumen, marta y garduña son dos especies muy versátiles y adaptables a la mayoría de ambientes: pese que las pocas diferencias se hacen valer en un ambiente como el ámbito subalpino. La irrupción de la gineta sólo parece afectar a la garduña limitando sus poblaciones por competencia directa al necesitar de los mismos recursos y de la misma defensa.

CAPÍTULO 10
CONCLUSIONES

CONCLUSIONES GENERALES

Las conclusiones generales a partir de la memoria presentada son las siguientes

1. Las poblaciones de garduña estudiadas mostraron una estructura de edades con una amplia proporción de ejemplares de las clases de 0 a 2 años, con una edad máxima de 5 años en los dos sexos, muy inferior a los 13 años registrados en poblaciones de centro de Europa. La edad media de machos fue de 1,7 años, y de 1,5 para las hembras. Esta reducida presencia de ejemplares adultos es síntoma de una elevada tasa de mortalidad posiblemente debida a la persecución directa
2. Por lo que respecta a la proporción de sexos, la población de garduñas mostró una relación 1:1, similar a las demás poblaciones de mustélidos considerados solitarios (no sociales). A lo largo del año la influencia en la capturabilidad alteró los valores de las proporciones de sexos, siendo los machos mayoritarios durante los meses de primavera.
3. El dimorfismo sexual en las garduñas del NE ibérico fue apreciable a partir de la biometría general. Así, los machos pesan un 23,8% más que las hembras, siendo el peso medio de los machos adultos de 1582 g, y las hembras de 1205 g. El tamaño de esta especie en los ejemplares del NE peninsular muestra una ligera reducción del tamaño respecto a los ejemplares de poblaciones de latitudes superiores, demostrándose una reducción de acuerdo con la Regla de Bergman en la mayoría de las variables.
4. La marta de Menorca presenta un cierto gigantismo respecto a ciertas variables craneométricas frente a cualquier población del Continente, reafirmando su condición de subespecie producida por las condiciones de insularidad. Muestran un desarrollo apreciable, en los dos sexos, de los caracteres relacionados con la masticación, que les permitirían un acceso a presas mayores, hecho confirmado a partir de la composición de su dieta en la isla. Así mismo, la insularidad de esta población y una mayor presión de las condiciones ambientales ha motivado un claro grado de dimorfismo sexual muy superior al que se encuentra en las martas de la Península Ibérica (Pirineos y Cantábrico). De media, los machos presentaron un 10,6 % mayor que las hembras para las 25 variables craneométricas medidas.
5. Los ejemplares de marta eran portadores de alteraciones en la fórmula dentaria que en la población de Menorca afectó al 27%, muy superior al 11% de los ejemplares de la Península Ibérica, posiblemente consecuencia del efecto fundador de la población menorquina, o por la endogamia de la población insular.

6. La estructura de la población de martas en Menorca presentó síntomas de estar también sometida a un cierto control, al presentar edades máximas de 6 años. Así mismo, la proporción de sexos fue 1:1 típica.
7. Las abundancias de garduñas y ginetas en la zona de Montserrat presentaron valores similares a partir del éxito de captura, con 0,6 y 0,7 individuos/km² respectivamente.
8. El tamaño medio de los dominios vitales de las garduñas son de unos 96 ha con el 100% de las localizaciones, un valor muy parecido al que podemos encontrar en otras localidades de Europa. El uso del dominio vital fue desigual, permaneciendo el 50% de las localizaciones en pequeñas áreas núcleo con un tamaño medio de unas 5,8 ha lo que supone el 6,7% del dominio vital máximo. Se observó, cierto solapamiento entre los dominios de los machos radioseguidos, aunque las áreas núcleo calculadas mostraron una exclusión total.
9. Los hábitats preferidos de la garduña fueron los caracterizados por una cobertura vegetal suficiente, para permitir una buena defensa frente a los ataques de otros depredadores y la búsqueda de alimento. Excluyó los hábitats abiertos sin cobertura, como matorral disperso y cultivos de secano.
10. La gineteta ocupó dominios vitales algo superiores al de las garduñas para el mismo tipo de hábitat: 148 ha, aunque no fueron significativamente diferentes en conjunto. La territorialidad en los dominios quedó comprobada para esta especie, manteniendo dominios excluyentes para individuos del mismo sexo. Como en el caso de las garduñas, las ginetas también utilizaron el dominio vital de forma no uniforme, siendo las áreas núcleo de unas 7,5 ha de media, representando un 5,8 % del mayor dominio vital. El tamaño de los dominios vitales de las dos especies se adaptó a la regla de McNab en cuanto a requerimientos energéticos, siendo por tanto algo superior en las ginetas.
11. Los hábitats preferidos por la ginetas fueron también los hábitats forestales con suficiente cobertura, excluyendo los hábitats abiertos y urbanizados, como consecuencia de la defensa frente a los depredadores, también.
12. Tanto garduñas como ginetas utilizaron diferentes lugares de descanso en sus dominios vitales, cambiando constantemente de un día a otro. Sin embargo, ambas especies usaron algunos lugares que repiten de forma asidua. Muestran por tanto un comportamiento de patrullero constante en el interior del dominio vital. Las distancia recorridas entre encames consecutivos fue superior en la ginetas (631 m) que en las garduñas (316 m). A lo largo del año, sin embargo, las distancias oscilaron de forma similar en las dos especies, siendo máxima en los meses de verano junio-julio (garduña) y junio a setiembre (ginetas), con posible relación con la época de celo de estas dos especies.
13. La madriguera típica en las garduñas en los sistemas mediterráneos estudiados se situó en un 37% de las ocasiones en los márgenes de profundos torrentes con vegetación muy espesa, seguidos de grietas entre grandes bloques de roca totalmente inaccesibles a los

depredadores. Las ginetas buscaron también sitios seguros, con una mayor asiduidad en los bloques de roca. Así se puede concluir que la seguridad frente a los depredadores marcó esta selección, más que la protección frente a las condiciones climáticas.

14. Tanto la garduña como la ginetas son dos especies que fueron activamente depredadas por especies como el búho real y el zorro en el área de estudio, y por tanto sus poblaciones controladas por estos superdepredadores que limitaron su incremento. Quedó patente que una elevada riqueza específica y una buena estructuración de los ecosistemas permite una autorregulación adecuada. Tanto en la ginetas como en la garduña la preferencia de hábitat siguió los mismos patrones, prefiriendo los hábitats con abundante cobertura vegetal que impida la pérdida de ejemplares por depredación. La limitación de las poblaciones está condicionada a la proporción de ecosistemas forestales con un desarrollo suficiente. La proporción de estos hábitats determina la densidad y abundancia de estas especies.
15. Respecto a la coexistencia de ambas especies, muestran un cierto solapamiento de los dominios vitales, sin embargo, se aprecia en el área de estudio una segregación entre especies: las zonas usadas por las garduñas son menos usadas que la ginetas y viceversa, sin que haya segregación de hábitats o ambientes.
16. Las abundancias de marta durante el invierno fueron máximas por encima de los 1800 m., en los hábitats forestales de pino negral, pino rojo y / o abeto, con una tendencia clara a los bosques medios y maduros, y con coberturas arbóreas superiores al 55%. La especie es escasa en los hábitats abiertos que podemos encontrar en forma de prados subalpinos, alpinos y montanos.
17. En el caso de la garduña, las abundancias fueron mínimas en el ámbito invernal estudiado, mostrando máximos relativos en los bosques de carácter mixto, y en los prados montanos con matorral. Es más abundante en el intervalo de 1200-1400 m con escasa o nula presencia por encima de los 2000 m. A diferencia de la marta, la garduña utilizó en invierno los bosques jóvenes o con cobertura escasa, al quedar relegada de los hábitats óptimos ocupados por la marta.
18. Se concluye que ambas especies, pese a ser simpátricas y sus rangos de distribución se solapan, muestran una importante segregación de hábitats, al menos durante el invierno, en los hábitats subalpinos y montanos del Pirineo.
19. La rareza de las poblaciones pirenaicas de marta lleva a exigir una protección *per se*. A partir de los resultados obtenidos, el hábitat óptimo de la marta en el Pirineo catalán en invierno se reduce a una superficie de 400 km² fragmentada en polígonos de 4,7km² de media.
20. La garduña en el NE ibérico presenta una clara estrategia de aprovechamiento del alimento en función de su disponibilidad y facilidad de captura. Se mostró como una especie generalista para la dieta, con una elevada utilización de frutos en cuanto a frecuencia y a

los micromamíferos respecto a la biomasa. La ausencia casi total de especies como el conejo y/o la perdiz, certificó el reducido impacto sobre estas especies de caza.

21. Pese a que la comparación general de la dieta de machos y hembras no difirió, sí se encontraron diferencias en cuanto a la diversidad de presas, mostrando las hembras siempre un valor superior al de los machos. La variación de la diversidad de presas muestra un máximo durante el verano debido a que algunas de ellas no eran accesibles en invierno, la variedad de frutos es mayor en verano, y es el momento de la reproducción de muchas especies en la zona.
22. En la zona de estudio el tamaño medio de las presas consumidas por la garduña fue de 43,8 g, aunque el 70% de las presas tuvieron tamaños inferiores a 1g. El resultado del análisis de la dieta de la gineta fue similar con un tamaño medio de 50,6g.
23. Comparando la dieta de la garduña con la de la gineta en el ámbito de simpatria, se puede concluir que ambas especies mantienen una estrategia de búsqueda y consumo de alimento similar debido a su carácter generalista. Sin embargo, se muestran diferencias, que aunque sutiles permiten que ambas puedan estar coincidiendo en los ambientes mediterráneos. La gineta es un auténtico carnívoro, mientras que la garduña se ha adaptado a una dieta frugívora con la inclusión de alguna presa animal.
24. En los medios forestales subalpinos del Pirineo garduñas y martas seleccionaron también los frutos de forma positiva, aunque los micromamíferos fueron la presa fundamental en estas zonas en cuanto a biomasa. La superabundancia de frutos en algunas épocas del año permite acceder a estos recursos con una inversión mínima. La similitud de las dietas de ambas especies tanto en composición (tamaño de las presas, proporción de categorías y diversidad) así como la variación durante el año las convierte en competidoras por este recurso.
25. Los frutos constituyeron la presa fundamental en el Pirineo para ambas especies, siendo el 93% de las presas en la marta y el 82% en la garduña, basando su elección en la elevada abundancia y la facilidad de captura. La otra alternativa energética favorable como es el consumo de grandes presas (elevada biomasa por unidad pero mucho gasto de búsqueda y captura) era improbable por la reducida abundancia de estas especies (liebre y urogallo).
26. La depredación sobre especies típicas de los medios boreales de Europa como el urogallo fue muy inferior a los que podemos encontrar en otras zonas de Europa. Este reducido impacto se debe a la poca abundancia de esta especie y por lo tanto la ausencia de adaptación a la captura de estas especies.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS

1. Aguilar-Amat, J. B. (1924). Dades per un catàleg dels Mamífers de Catalunya. *Trabajos Museo Ciencias Naturales* 1-4.
2. Alcover, J. A. (1982). Note on the origin of the present mammalian fauna from Balearic and Pityusic Islands. *Misc. Zool.* **6**: 141-149.
3. Alcover, J. A. (1983). Contribució al coneixament dels mamífers de les Balears i Pitiuses. Tesis Doctoral Univ. Barcelona.
4. Alcover, J. A. (1988). *Els mamífers de les Balears*. (1 edn). Palma de Mallorca: Ediciones Moll.
5. Alcover, J. A., Delibes, M., Gosálbez, J., & Nadal, J. (1986). *Martes martes* Linnaeus, 1758 a les Balears. *Misc. Zool.* **10**: 323-333.
6. Alegre, J., Hernández, A., Purroy, F. J., Salgado, J. M., & Fuertes, B. (1991). Dieta otoño-invernal de la garduña, *Martes foina* (Erxleben, 1777), en un hàbitat rural de León (España). *Ecología* **5**: 265-273.
7. Allen, A. W. Habitat suitability index models: marten. OBS-82/10.11. 1982. Fish and Wildlife Service. 1982.
8. Allen, C. R., Pearlstine, L. G., & Kitchens, W. M. (2001). Modeling viable mammal populations in gap analyses. *Biol. Conserv.* **99**: 135-144.
9. Altuna, J. (1973). Distinció craneal entre la marta (*Martes martes*) y la garduña (*M. foina*). *Munibe* **25**: 33-38.
10. Alvarez, J., Bea, A., Faus, J. M., Castián, E., & Mendiola, I. (1985). *Atlas de los Mamíferos continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Bilbao: Gobierno Vasco.
11. Amores, F. (1980). Feedings habits of the stone martens (*Martes foina*) in south west Spain. *Saugetier. Mitt.* **4**: 316-322.
12. Anderson, E. (1970). Quaternary evolution of the genus *Martes* (Carnivora, Mustelidae). *Acta Zool. Fenn.* 1-133.
13. Anderson, E. (1994). Evolution, prehistoric distribution, and systematics of *Martes*. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: 13-25. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. G. & Powell, R.A. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
14. Andrén, H. & Angestam, P. (1988). Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* **69**: 544-547.
15. Ansorge, H. (1989). Feeding ecological aspects of the pine marten, polecat, and stoat. In *Populationsökologie marderartiger Säugetiere*: 494-504. Stubbe, M. (Ed.). Wiss. Beitr. Univ. of Halle.
16. Arthur, S. M. Ecology of fishers in south-central Maine. 1. 1987. PhD. Univ. of Maine.
17. Arthur, S. M., Krohn, W. B., & Gilbert, J. R. (1989). Habitat use and diet of fishers. *J. Wildl. Manage.* **53**: 680-688.
18. Aune, K. E. & Schladweiler, P. (1997). Age, sex structure, and fecundity of the American marten in Montana. In *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*. 61-77. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Edmonton, Alberta, Canada: Provincial Museum of Alberta.
19. Aymerich, M. (1982). Contribution a l'étude de la biologie de la genette (*Genetta genetta*) en Espagne. *Mammalia* **46**: 389-393.
20. Bakeyev, N. N. & Sinitsyn, A. A. (1994). Status and conservation of sables in the Commonwealth of Independent States. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: 246-254. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. C. & Powell, M. (Ed.). Ithaca: Cornell Univ. Press.

21. Balharry, D. (1993). Social organization in martens: an inflexible system? *Symp. Zool. Soc. London* **65**: 321-345.
22. Baquero, R. A. & Tellería, J. L. (2001). Species richness, rarity and endemism of European mammals: a biogeographical approach. *Biodiversity and Conservation* **10**: 29-44.
23. Baud, F. J. (1981). Contribution à la connaissance du régime alimentaire hivernal du genre *Martes* en Haute-Savoie. *Le Bièvre* **3**: 79-84.
24. Baumann, P. Über die Aterstruktur und ihre Beziehung zur Todesursache bei Hausmarden (*Martes foina*). 1-126. 1989. PhD. Univ. Berne.
25. Berg, W. E. & Kuehn, D. W. (1994). Demography and range of fishers and American marten in a changing Minnesota landscape. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: 262-271. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. G. & Powell, R.A. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
26. Bermejo, T. & Guitián, J. (1996). Consumo de frutos y dispersión de semillas de serbal (*Sorbus aucuparia* L.) por zorros y martas en la Cordillera Cantábrica Occidental. *Doñana-Acta Vertebrata* **23**: 215-227.
27. Birks, J. D. S. & Dunstone, N. (1985). Sex-related differences in the diet of the mink *Mustela vison*. *Holarctic Ecology* **8**: 245-252.
28. Bjarvall, A. & Ullström, S. (1986). *The mammals of Britain and Europe*. London: Croom Helm Ltd.
29. Blanco, J. C. & González, J. L. (1992). *Libro rojo de los vertebrados de España*. (1 edn). Madrid: ICONA.
30. Brainerd, S. M. (1990). The pine marten and forest fragmentation: a review and synthesis. 421-434. 1990. Trondheim. IUGB Congress
31. Brainerd, S. M., Helldin, J.-O., Lindström, E., & Rolstad, J. (1994). Eurasian pine martens and old industrial forests in Southern boreal Scandinavia. In *Martens, Sables, and Fishers*: S.W. Buskirk, A. S. H. M. G. R. & Powell, R.A. (Ed.). Cornell Univ. Press.
32. Brainerd, S. M., Helldin, J.-O., Lindström, E., Rolstad, J., & Storch, I. (1995). Pine marten (*Martes martes*) selection of resting and denning sites in Scandinavian managed forests. *Ann. Zool. Fennici* **32**: 151-157.
33. Braña, F. & del Campo, J. C. (1982a). Nota sobre la alimentación de la gineta (*Genetta genetta* L.) en Asturias. *Bol. Ciencias de la Naturaleza I. D. E. A.* **29**: 125-129.
34. Braña, F. & del Campo, J. C. (1982b). Sobre la alimentación de la marta (*Martes martes*) en Asturias. *Bol. C. de la Nat. I. D. E. A.* **29**: 131-137.
35. Broekhuizen, S. (1983). Habitat use of beech marten (*Martes foina*) in relation to landscape elements in a Dutch agricultural area. XVI IUGB Congress: 614-624.
36. Broekhuizen, S. & Müskens, H. J. W. (2000). Utilization of rural and suburban habitat by pine marten *Martes martes* and beech marten *M. foina*: species-related potential and restrictions for adaptation. *Lutra* **43**: 223-227.
37. Brown, J. H. & Lasiewski, R. C. (1972). Metabolism of weasels: the cost of being long and thin. *Ecology* **53**: 939-943.
38. Brugge, T. (1977). Prey selection of weasel, stoats and polecat in relation to sex and size. *Lutra* **19**: 39-48.
39. Brzezinski, M. (1994). Summer diet of the sable *Martes zibellina* in the middle Yenisei, Siberia. *Acta Theriol.* **39**: 103-107.
40. Bull, E. L., Heater, T. W., & Culner, F. G. (1996). Live-trapping and immobilizing American martens. *Wildl. Soc. Bull.* **24**: 555-558.

41. Bull, E. L., Holthausen, R. S., & Bright, L. R. (1992). Comparison of 3 techniques to monitor marten. *Wildl. Soc. Bull.* **20**: 406-410.
42. Buskirk, S. W. (1984). Seasonal use of resting sites by marten in South-central Alaska. *J. Wildl. Manage.* **48**: 950-953.
43. Buskirk, S. W., Forrest, S. C., Raphael, M. G., & Henry, H. J. (1989a). Winter resting site ecology of marten in the Central Rocky Mountains. *J. Wildl. Manage.* **53**: 191-196.
44. Buskirk, S. W. & Harlow, H. J. (1989). Body-fat dynamics of the American marten (*Martes americana*) in winter. *J. Mamm.* **70**: 191-193.
45. Buskirk, S. W., Ma, Y., Xu, L., & Jiang, Z. (1996). Diets of, and prey selection by, sables (*Martes zibellina*) in northern China. *J. Mammal.* **77**: 725-730.
46. Buskirk, S. W. & MacDonald, S. O. (1984). Seasonal food habits of marten in South-central Alaska. *Can. J. Zool.* **62**: 944-950.
47. Buskirk, S. W. & McDonald, L. L. (1989b). Analysis of variability in home-range size of the American marten. *J. Wildl. Manage.* **53**: 997-1004.
48. Buskirk, S. W. & Powell, R. A. (1994a). Habitat ecology of fishers and American martens. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: 283-296. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. C. & Powell, R. A. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
49. Buskirk, S. W. & Ruggiero, L. F. American Marten. Ruggiero, L. F., Aubry, K. B., Buskirk, S. W., Lyon, L. J., and Zielinski, W. J. (1994b) The scientific basis for conserving forest carnivores: American marten, fisher, lynx, and wolverine in the western United States Fort Collins, Colorado, US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Exp. Station. RM-254, 7-37.
50. Buskirk, S. W. & Zielinski, W. J. (1997). American marten (*Martes americana*) ecology and conservation. Harris, J. E. and Ogan, C. V. Mesocarnivores of Northern California. Biology, Management, & Survey Techniques, Workshop Manual. 17-22. Arcata, The Wildlife Society.
51. Bustamante, J. (1997). Predictive models for Lesser Kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in Southern Spain. *Biol. Conserv.* **80**: 153-160.
52. Cabrera, A. (1914). *Fauna Ibérica: Mamíferos*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales.
53. Calviño, F., de Castro, A., & Canals, J. L. S. (1984). Régimen alimenticio de la gineta (*Genetta genetta*) en Galicia, N.O. de la Península Ibérica. *Bol. Estac. C. Ecol.* **13**: 29-41.
54. Calzada, J. (1998). Gineta común, *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758). *Galemys* **10**: 3-11.
55. Calzada, J. (2002). *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758). En: Atlas de los Mamíferos de España (Palomo, L.J. & Gisbert, J. Eds.). pp. 290-293. Ministerio de Medio Ambiente-SECEM-SECEMU.
56. Calzada, N., Lockyer, C. H., & Aguilar, A. (1994b). Age and sex composition of the striped dolphin die-off in the western Mediterranean. *Marine Mammal Science* **10**: 299-310.
57. Calzada, N., Lockyer, C. H., & Aguilar, A. (1994a). Age and sex composition of the striped dolphin die-off in the western Mediterranean. *Marine Mammal Science* **10**: 299-310.
58. Canut, J. (2001). Gallináceas de montaña (perdiz pardilla, lagópodo alpino y urogallo) y gestión forestal. In *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal*: 291-306. Camprodon, J. & Plana, E. (Ed.). Barcelona: Universitat de Barcelona.

59. Case, T. (1978). A general explanation for insular body size trends in terrestrial vertebrates. *Ecology* **59**: 1-18.
60. Chapin, T. G., Phillips, D. M., Harrison, D. J., & York, E. C. (1997). Seasonal selection of habitats by resting martens in Maine. In *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*: 166-181. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Edmonton, Alberta, Canada: Provincial Museum of Alberta.
61. Cheylan, G. (1984). Note sur l'alimentation de *Martes martes* a Menorca. *Doñana - Acta Vertebrata* **11**.
62. Cheylan, G. & Bayle, P. (1988). Le regime alimentaire de quatre especes de mustelides en provence: la fouine *Martes foina*, le blaireau *Meles meles*, la belette *Mustela nivalis* et le putois *Putorius putorius*. *Faune de Provence* **9**: 14-26.
63. Chotolchu, N., Stubbe, M., & Dawaa, N. (1980). Der steinmarder *Martes foina* (Erleben, 1777) in der Mongolei. *Acta Theriol.* **25**: 105-114.
64. Ciampalini, B. & Lovari, S. (1985). Food habits and trophic niche overlap of the badger (*Meles meles* L.) and the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. *Z. Säugetierkunde* **50**: 226-234.
65. Clark, T. W., Anderson, E., Douglas, C., & Strickland, M. A. (1987). Mammalian species: *Martes americana*. *The American Soc. Mammalogists* **289**: 1-8.
66. Clark, T. W., Campbell, T., & Hauptman, T. N. (1989). Demographic characteristics of american marten populations in Jackson Hole, Wyoming. *Great Basin Nat.* **49**.
67. Clevenger, A. P. (1991) Ecología de la marta (*Martes martes* L.) en los espacios naturales de las Islas Baleares. Documents tècnics de conservació 7. 1991.
68. Clevenger, A. P. (1993a). Pine marten (*Martes martes* L.) home ranges and activity patterns on the island of Minorca, Spain. *Z. Säugetierkunde* 137-143.
69. Clevenger, A. P. (1993b). Pine marten (*Martes martes* Linné, 1758) comparative feeding ecology in an island and mainland population of Spain. *Z. Säugetierkunde* 212-224.
70. Clevenger, A. P. (1993c). Spring and summer food habits and habitat use of the European pine marten (*Martes martes*) on the island of Minorca. Spain. *J. Zool.* **229**: 153-161.
71. Clevenger, A. P. (1993d). The European pine marten (*Martes martes*) in the Balearic Islands, Spain. *Mammal Rev.* **23**: 65-72.
72. Clevenger, A. P. (1994a). Feeding ecology of Eurasian pine marten and stone marten in Europe. In *Martens, Sables, and Fishers*: 326-340. S.W.Buskirk, M. G. H. M. G. R. & R.A.Powell (Ed.). Ithaca: Cornell Univ. Press.
73. Clevenger, A. P. (1994b). Habitat characteristics of Eurasian pine martens *Martes martes* in an insular Mediterranean environment. *Ecography* **17**: 257-263.
74. Condé, B. & Schauenberg, P. (1971). Weight of the European forest wildcat. *Rev. Suisse Zool.* **78**: 295-315.
75. Corbet, G. B. (1978). *The mammals of the Palearctic region: a taxonomic review*. Ithaca: Cornell Univ. Press.
76. Corbet, G. B. & Southern, H. N. (1977). *The handbook of British mammals*. Oxford: Blackwell Sci. Publs.
77. Corsi, F., Duprè, E., & Boitani, L. (1999). A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conserv. Biol.* **13**: 150-159.
78. Cugnasse, J.-M. & Riols, C. (1979). Contribution a la connaissance du régime alimentaire hivernal de la genette (*Genetta genetta*). *Office National de la Chasse* 9-11.

79. Cugnasse, J.-M. & Riols, C. (1984). Contribution a la connaissance de l'ecologie de la genette (*Genetta genetta*) dans quelques departements du sud de la France. *Gibier Fauna Sauvage* **1**: 25-55.
80. Cypher, B. L. & Spencer, K. A. (1998). Competitive interactions between coyotes and San Joaquin kit foxes. *J. Mammalogy* **79**: 204-214.
81. Day, M. G. (1968). Food habits of British stoats (*Mustela erminea*) and weasels (*Mustela nivalis*). *Journal of Zoology* **155**: 485-497.
82. Dayan, T. & Simberloff, D. (1994). Character displacement, sexual dimorphism and morphological variation among British and Irish mustelids. *Ecology* **75**: 1063-1073.
83. Dayan, T. & Simberloff, D. (1996). Patterns of size separation in carnivore communities. In *Carnivore behavior, ecology, and evolution*: 243-266. Gittleman, J. L. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
84. Debiève, P., Marchesi, P., & Mermod, C. (1987) Food habits of pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) in the Swiss Jura Mountains. XVIII IUGB Congress, Krakow, Polonia. 1987.
85. Debrot, S. (1981). Trophic relations between the stoat (*Mustela erminea*) and its prey, mainly the water vole (*Arvicola terrestris scherman*). Chapman, J. A. and Pursley, D. Worldwide Furbearer Conference Proceedings 2[1], 1259-1289. Frotsburg, Maryland.
86. Debrot, S. (1983). Fluctuations de populations chez l'hermine (*Mustela erminea*). *Mammalia* **47**: 323-332.
87. Debrot, S., Fivaz, C., Mermod, C., & Weber, J.-M. (1982). *Atlas des poils de mammifères d'Europe*. Neuchatel: Institut de Zoologie, Univ. Neuchatel.
88. Delany, M. J. (1981). *Ecología de los micromamíferos*. Barcelona: Omega S.A.
89. Delibes, M. (1974a). Algunos aspectos del dimorfismo sexual en el craneo de las ginetas españolas. *Doñana-Acta Vertebrata* **1**: 255-268.
90. Delibes, M. (1974b). Sobre la alimentación y biología de la gineta (*Genetta genetta*) en España. *Doñana-Acta Vertebrata* **1**: 143-199.
91. Delibes, M. (1978). Feeding habits of the stone marten (*Martes foina*) in Northern Burgos, Spain. *Saugetier. Mitt.* **43**: 282-288.
92. Delibes, M. (1983). Interspecific competition and the habitat of the stone marten (*Martes foina*). *Acta Zool. Fennica* 229-231.
93. Delibes, M. (2001). *Vida. La naturaleza en peligro*. (1 edn). Madrid: Ediciones Temas de Hoy.
94. Delibes, M. & Amores, F. (1985). The stone marten (*Martes foina*, Mammalia, Carnivora) from Ibiza. *Misc. Zool.* **10**: 335-345.
95. Delibes, M. & Amores, F. (1986). The stone marten, *Martes foina* (Erxleben, 1777) (Mammalia, Carnivora) from Ibiza (Pitiusic, Balearic Islands). *Misc. Zool.* **10**: 335-345.
96. Delibes, M., Rodriguez, A., & Parreno, F. (1989). Food of the common genet (*Genetta genetta*) in northern Africa. *J. Zool.* 321-326.
97. Desmet, K. & Hamdine, W. (1988). Densités de genettes (*Genetta genetta*) en yeuseraie algerienne. *Mammalia* **52**: 604-607.
98. Douglas, C. W. & Strickland, M. A. (1987). Fisher. In *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*: 511-529. Novak, M., Baker, M. E., Obbard, M. & Malloch, B. (Ed.). Toronto: The Ontario Trappers Association.
99. Douma-Petridou, E. (2000). Contribution to the knowledge of *Martes foina* Erxl. (Mammalia, Carnivora) from Achaia, northern Peloponnesus Greece and rest southern Balkan Peninsula. *Mammalia* **48**: 565-572.

100. Drillon, V. & Stahl, P. (1997). Effects of trapping on the abundance, age structure and sex ratio of a pine marten (*Martes martes*) population in a wildlife reserve in the high Vosges. *Gibier Fauna Sauvage* **14**: 19-29.
101. Emlen, J. M. (1966). The role of time and energy in food preference. *Am. Nat.* **100**: 611-617.
102. Erlinge, S. (1972). Interspecific relations between otter *Lutra lutra* and mink *Mustela vison* in Sweden. *Oikos* **23**: 327-335.
103. Erlinge, S. (1975). Feeding habits of the weasel *Mustela nivalis* in relation to prey abundance. *Oikos* **25**: 378-384.
104. Erlinge, S. (1979). Adaptive significance of sexual dimorphism in weasels. *Oikos* **233-245**.
105. Erlinge, S. (1981). Food preference, optimal diet and reproductive output in stoats *Mustela erminea* in Sweden. *Oikos* **36**: 303-315.
106. Erlinge, S. (1986). Specialists and generalists among the mustelids. *Lutra* **29**: 5-11.
107. Erlinge, S. (1987). Why do European stoats *Mustela erminea* not follow Bergmann's rule? *Holarct. Ecol.* **10**: 33-39.
108. Ewer, R. F. (1973). *The carnivores*. Ithaca: Cornell Univ. Press.
109. Fedyk, S., Gegczynska, Z., Pucek, M., Raczynski, J., & Sikorski, M. D. (1984). Winter penetration by mammals of different habitats in the Biebrza valley. *Acta Theriol* **29**: 317-336.
110. Fernández-Salvador, R. (1996). Definición de las familias del orden Carnivora. In *Carnívoros. Evolución, Ecología y Conservación*: 17-44. García-Perea, R., Baquero, R. A., Fernández-Salvador, R. & Gisbert, J. (Ed.). Madrid: CSIC.
111. Ferrer, X., Martínez-Vilalta, A., & Muntaner, J. (1986) Ocells. [Vol.12], 1-445. Barcelona, Enciclopèdia Catalana. Història Natural dels Països Catalans.
112. Fitzgerald, B. M. (1977). Weasel predation on a cyclic population of the montana vole (*Microtus montanus*) in California. *J. Anim. Ecol.* **46**: 367-398.
113. Flaquer, C., Arrizabalaga, A., & Riera, J. M. (2000) Presència i abundància de petits mamífers al Corredor mitjançant l'estudi de latrines de gat mesquer (*Genetta genetta*). . IV Jornades Naturalistes del Maresme: 49-53. Mataró, CATAM. 1998.
114. Fohrenbach, H. (1984). Anmerkungen zu verschiedenen Home-range Berechnungsmethoden am Beispiel von Steinmarden, *Martes foina* (Erxl.)(*Carnivora, Mustelidae*). *Säugetierkd. Mitteil.* **32**: 49-53.
115. Frafjord, K. (1995). High proportion of insects (Coleoptera) in scats from a pine marten *Martes martes*. *Fauna-Oslo* **48**: 45.
116. Francis, G. & Stephenson, A. B. (1972). Marten ranges and food habits in Algonquin Provincial Park, Ontario. 19, 1-53. Research Rep. Ontario Ministry Nat. Resources.
117. Fretwell, S. D. (1972). *Populations in a seasonal environment*. Princeton: Princeton Univ. Press.
118. García-Ferré, D. Radioseguiment de galls fers criats en captivitat. 1996. DARP. Informe inédito.
119. Genovesi, P. & Boitani, L. (1997). Social ecology of the stone marten in Central Italy. In *Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. 110-120. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Alberta: The Provincial Museum of Alberta.
120. Genovesi, P., Secchi, M., & Boitani, L. (1996). Diet stone martens: an example of ecological flexibility. *J. Zool.* **238**: 545-555.
121. Gerasimov, S. (1985). Species and sex determination of *Martes martes* and *Martes foina* by use of systems of craniometry. *Mammalia* **49**: 235-248.

122. Giannico, G. R. & Nagorsen, D. W. (1989). Geographic and sexual variation in the skull of Pacific coast marten (*Martes americana*). *Can. J. Zool.* **67**: 1386-1393.
123. Gil-Sánchez, J. M. (1996). Dieta de la garduña (*Martes foina* Erxleben, 1777) en una localidad de las Sierras Subbéticas de Granada (sureste de España). *Doñana-Acta Vertebrata* **23**: 83-90.
124. Gil-Sánchez, J. M. (1998). Dieta comparada del gato montés (*Felis silvestris*) y la jineta (*Genetta genetta*) en una área de simpatria de las Sierras Subbéticas (SE España). *Misc. Zool.* **21**: 57-64.
125. Gosálbez, J. (1986) Amfibis, rèptils i mamífers. [Vol. 13], 1-298. Barcelona, Enciclopèdia Catalana. Història Natural dels Països Catalans.
126. Gosálbez, J. (1987). *Insectívors i Rossegadors de Catalunya. Metodologia d'Estudi i Catàleg Faunístic*. Barcelona: Ketres Ed.
127. Greene, H. W. & Jaksic, F. M. (1983). Food-niche relationships among sympatric predators: effects of level identification. *Oikos* **40**: 151-154.
128. Grue, H. & Jensen, B. (1979). Review of the information of incremental lines in tooth cementum of terrestrial mammals. *Dan. Rev. Game Biol.* **11**: 1-48.
129. Habermehl, K. H. & Röttcher, D. (1967). Die Möglichkeiten der Altersbestimmung beim Marder und Iltis. *Z. Jagdwiss* **13**: 89-102.
130. Hagmeier, E. M. (1961). Variation and relationships in the North American marten. *Can. Field-Nat.* **75**: 122-137.
131. Hamdine, W., Thévenot, M., Sellami, M., & Desmet, K. (1993). Régime alimentaire de la Genetta (*Genetta genetta* Linné, 1758) dans le Parc national du Djurdjura, Algérie. *Mammalia* **57**: 9-18.
132. Hargis, C. H. & McCullough, D. R. (1984). Winter diet and habitat selection of marten in Yosemite National Park. *J. Wildl. Manage.* **48**: 140-146.
133. Harrison, D. J., Bissonette, J. A., & Sherburne, J. A. (1989). Spatial relationships between coyotes and red foxes in eastern Maine. *J. Wildl. Manage.* **53**: 181-185.
134. Hedrick, A. V. & Temeles, E. (1989). The evolution of sexual dimorphism in animals: hypothesis and tests. *Trends Ecol. Evol.* **4**: 136-138.
135. Henry, S. E., O'Doherty, E. C., Ruggiero, L. F., & Van Sickle, W. D. (1997). Maternal den attendance patterns of females American marten. In *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*: 78-85. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Edmonton, Alberta, Canada: Provincial Museum of Alberta.
136. Heptner, V. G. & Naumov, N. P. (1974). *Die Säugetiere der Sowjetunion*. Iena: Fischer Verlag.
137. Herrera, C. M. (1987). Vertebrate-dispersed plants of the Iberian Peninsula: a study of fruit characteristics. *Ecol. Monog.* **57**: 305-331.
138. Herrera, C. M. (1989). Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. *Oikos* **55**: 250-262.
139. Herrmann, M. (1989) Social organization in *Martes foina* and ecological determinants of home range size under urban, agricultural and woodland use of land. V Intern. Theoretical Congress, 1-17.
140. Herrmann, M. (1994). Habitat use and spatial organization by the stone marten. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: 122-136. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. G. & Powell, R.A. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
141. Hespeneide, H. A. (1975). Prey characteristics and predator niche width. In *Ecology and evolution of communities*: 158-180. Cody, M. L. & Diamond, J. M. (Ed.). Cambridge: Harvard Univ. Press.

142. Hódar, J. A. (1996). The use of regression equations for estimation of arthropod biomass in ecological studies. *Acta Oecologica* **17**: 421-433.
143. Holmes, T. (1980). Locomotor adaptations in the limb skeletons of North American mustelids. 1-160. PhD. Humboldt State Univ.
144. Holmes, T. & Powell, R. (1994). Morphology, ecology, and the evolution of sexual dimorphism in North American *Martes*. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: 72-84. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. G. & Powell, R. A. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
145. Holmes, T. Jr. (1987). Sexual dimorphism in North American weasels with a phylogeny of the Mustelidae. 1-323. PhD. Humboldt State Univ.
146. Husar, S. L. (1976). Behavioral character displacement: evidence of food partitioning in insectivorous bats. *J. Mammal.* **57**: 331-338.
147. Iverson, L. R., Szafoni, D. L., Baum, S. E., & Cook, E. A. (2001). A riparian wildlife habitat evaluation scheme developed using GIS. *Environmental Management* **28**: 639-654.
148. Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., & Szymura, A. (1989). Food niche overlaps in a winter community of predators in the Bialowieza Primeval forest, Poland. *Acta Theriologica* **34**: 487-496.
149. Jedrzejewski, W., Leszek, R., & Jedrzejewska, B. (1993). Responses of bank voles to odours of seven species of predators: Experimental data and their relevance to natural predator-vole relationships. *Oikos* **68**: 251-257.
150. Jedrzejewski, W., Zalewski, A., & Jedrzejewska, B. (1993). Foraging by pine marten *Martes martes* in relation to food resources in Bialowieza National Park, Poland. *Acta Theriol.* **38**: 405-426.
151. Jensen, A. & Jensen, B. (1970). Husmaren (*Martes foina*) og marjagten i Danmark 1967/68. *Danske Vitunders.* **15**: 1-44.
152. Johnsson, S., Nilsson, S. G., & Tjernberg, M. (1993). Characteristics and utilization of old black woodpecker holes by hole-nesting species. *Ibis* **135**: 410-416.
153. Jones, J. L. (1991). Habitat use of fishers in northcentral Idaho. 1-147. Ph D. Univ. of Idaho.
154. Jones, L. L. C. & Raphael, M. C. (1990). Ecology and management of marten in fragmented habitats of the Pacific Northwest. FY1990, 60 pp. Pacific Northwest Research Station.
155. Jones, L. L. C., Raphael, M. C., Forbes, J. T., & Clark, L. A. (1997). Using remotely activated cameras to monitor maternal dens of martens. In *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*: 329-349. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Edmonton: Provincial Museum of Alberta.
156. Kalpers, J. (1983). Contribution à l'étude écoéthologique de la fouine (*Martes foina*): strategie d'utilisation du domaine vital et des ressources alimentaires.I. Introduction générale et analyse du régime alimentaire. *Cahiers d'Ethologie Appliquée* **3**: 145-163.
157. Kalpers, J. (1984). Contribution a l'étude éco-éthologique de la fouine (*Martes foina*): stratégie d'utilisation du domaine vital et des ressources alimentaires II. Radio-reperage et discussion generale. *Cahiers d'Ethologie Appliquée* **4**: 11-26.
158. Kilpatrick, H. J. & Rego, P. W. (1994). Influence of season, sex, and site availability on fisher (*Martes pennanti*) rest-site selection in the central hardwood forest. *Can. J. Zool.* **72**: 1416-1419.
159. King, C. M. (1991). Body size-prey size relationships in European stoats *Mustela erminea*: a test case. *Hol. Ecol.* **14**: 173-185.
160. Koehler, G. H. & Hornocker, M. G. (1977). Fire effects on marten habitat in the Selway-Bitterroot Wilderness. *J. Wildl. Manage.* **41**: 500-505.

161. Korpimäki, E. & Norrdahl, K. (1989). Avian predation on mustelids in Europe. 1. Occurrence and effects on body size variation and life traits. *Oikos* **55**: 205-215.
162. Korsch, J. (1984). Research into the effects of predator control in two capercaillie biotopes of the Black Forest. T.W.I.Lovel and P.J.Hudson. Third International Grouse Symposium Proc. 320-333. York, England, World Pheasant Association.
163. Krohn, W. B., Zielinski, W. J., & Boone, R. B. (1997). Relations among fishers, snow, and martens in California: results from small-scale spatial comparisons. In *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*. 211-232. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Edmonton, Alberta, Canada: Provincial Museum of Alberta.
164. Krott, P. (1985). Weitere Bemerkungen über das Steinmardervorkommen (*Martes foina* Erxleben, 1777) in Kleinsölk-tal. *Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum*. **33**: 7-12.
165. Krüger, H. H. (1989). Home ranges and patterns of distribution of stone and pine martens.. 19th Intern. Union Game Biologists Congress Proc., 348-349. Trondheim.
166. Krüger, H. H. (1991). Reproductive activity of pine marten and stone marten. Laramie, WY. Symp. Biology and Management of Marten and Fishers.
167. Kruuk, H. (1995). *Wild Otters. Predation and Populations*. Oxford: Oxford University Press.
168. Kruuk, H. & Conroy, J. W. H. (1987). Surveying otters *Lutra lutra* populations: a discussion of problems with spraints. *Biol. Conserv.* **41**: 179-183.
169. Kruuk, H. & Conroy, J. W. H. (1991). Mortality of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *J. Appl. Ecol.* **28**: 83-94.
170. Kruuk, H., Conroy, J. W. H., Glimmerveen, V., & Ouwkerk, E. J. (1986). The use of spraints to survey populations of otters *Lutra lutra*. *Biol. Conserv.* **35**: 187-194.
171. Kruuk, H., Conroy, J. W. H., & Moorhouse, A. (1987). Seasonal reproduction, mortality and food of otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. *Symp. Zool. Soc. London* **58**: 263-278.
172. Kurki, S., Nikula, A., Helle, P., & Lindén, H. (1998). Abundances of red fox and pine marten in relation to the composition of boreal forest landscapes. *J. Animal Ecol.* **67**: 874-886.
173. Kurten, B. (1968). *Pleistocen mammals of Europe*. London: Weidenfeld & Nicolson Eds.
174. Labrid, M. (1983) Utilisation de l'espace et du temps par la martre (*Martes martes*) et de la fouine (*Martes foina*) en foret de Chizé (deux-Sèvres), par la méthode de radio-tracking. Th. Doct. Univ. de Paris.
175. Labrid, M. (1986). La Martre (*Martes martes*, Linnaeus, 1758). Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères. Encyclopédie des Carnivores de France.
176. Lachat, N. (1993a). Eco-éthologie de la fouine (*Martes foina* Erxleben, 1777) dans le Jura suisse. PhD. Univ. Neuchâtel.
177. Lachat, N. (1993b). Régime alimentaire de la fouine (*Martes foina*) durant un cycle de pullulation du campagnol terrestre (*Arvicola terrestris* Scherman) dans le Jura suisse. *Z. Säugetierkunde* **58**: 275-280.
178. Lachat, N. (1993c). Utilisation des gîtes par la fouine (*Martes foina*) dans le Jura suisse. *Z. Säugetierkunde* **58**: 330-336.
179. Lampio, T. (1951). On the sex-ratio, sex differentiation and regional variation in the marten in Finland. *Papers in Game Research* 1-7.
180. Lanszki, J., Körmendi, S., Hancz, C., & Zalewski, A. (1999). Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. *Acta Theriol.* **44**: 429-442.

181. Le Jacques, D. & Lodé, Th. (1994). L'alimentation de la Genetta d'Europe, *Genetta genetta* L., 1758, dans un bocage de l'ouest de la France. *Mammalia* **58**: 383-389.
182. Leger, F. (1979). *Biologie de la fouine (Martes foina). Quelques aspects de l'écologie de l'espèce sur le secteur de Droué et de la région du Perche*. Centre animations et loisirs de Droué.
183. Leonard, R. D. (1980). The winter activity and movements, winter diet, and breeding biology of the fisher (*Martes pennanti*) in southeastern Manitoba. PhD. Univ. Manitoba.
184. Liberek, M. (1999) Eco-etologie du chat sauvage *Felis s. silvestris*, Schreber 1777 dans le Jura Vaudois (Suisse). Influence de la couverture neigeuse. PhD. Univ. de Neuchatel.
185. Libois, S. M. (1991) La fouine (*Martes foina* Erxleben, 1777). Paris, Societe Française pour l'Etude et la Protection des Mammiferes. Encyclopédie des Carnivores de France.
186. Lindström, E., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K., & Swenson, J. E. (1997). Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology* **75**: 1042-1049.
187. Lindström, E., Brainerd, S. M., Helldin, J. O., & Overskaug, K. (1995). Pine marten-red fox interactions: a case of intraguild predation? *Ann. Zool. Fennici* **32**: 123-130.
188. Litvaitis, J. A. & Harrison, D. J. (1989). Bobcat-coyote niche relationships during a period of coyote population increase. *Canadian J. Zool.* **67**: 1180-1188.
189. Livet, F. & Roeder, J.-J. (1987). La genette (*Genetta genetta* Linnaeus, 1758). Paris, Societe Française pour l'Etude et la Protection des Mammiferes. Encyclopédie des Carnivores de France.
190. Lodé, Th. (1991). Exploitation des milieux et organisation de l'espace chez deux mustelidés européens: la fouine et le putois. *Vie Milieu* **41**: 29-38.
191. Lodé, Th. (1993). Diet composition and habitat use of sympatric polecat and American mink in western France. *Acta Theriol.* **38**: 161-166.
192. Lodé, Th. (1994a). Environmental factors influencing habitat exploitation by the polecat *Mustela putorius* in western France. *J. Zool.* **234**: 75-88.
193. Lodé, Th. (1994b). Feeding habits of the stone marten *Martes foina* and environmental factors in western France. *Z. Saugetierk.* **59**: 189-191.
194. Lodé, Th., Lechat, I., & Le Jacques, D. (1991). Le régime alimentaire de la genette en limite nor-ouest de son aire de répartition. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* **46**: 339-347.
195. Lomolino, M. V. (1985). Body size of mammals on islands: the islands rule reexamined. *American Naturalist* **125**: 310-316.
196. López-Martín, J. M. (2002). *Martes martes*. Marta. In *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*: 266-268. Palomo, L. J. & Gisbert, J. (Ed.). Madrid: D. Gral. Conservación Naturaleza-SECEM-SECEMU.
197. López-Martín, J. M., Jiménez, J., & Ruiz-Olmo, J. (1998). Caracterización y uso del hábitat de la nutria *Lutra lutra* (Linné, 1758) en un río de carácter mediterráneo. *Galemys* **10**: 175-190.
198. López-Martín, J. M., Palazón, S., & Ruiz-Olmo, J. (1996). Dades sobre el gorjablanc (*Martes foina* Erxleben, 1777) en els massissos del Montseny i del Montnegre. I Trobades d'Estudiosos del Montnegre i el Corredor: 99-100. Barcelona, Diputació de Barcelona. 1991.
199. López-Martín, J. M., Ruiz-Olmo, J., & Cahill, S. (1992). Autumn home range and activity of an stone marten (*Martes foina* Erxleben, 1777). *Misc. Zool.* **16**: 258-260.

200. López-Martín, J. M., Ruiz-Olmo, J., Padró, I., & Nadal, J. (1998). Medidas craneales y dimorfismo sexual en la marta de Menorca (*Martes martes minoricensis*). *Galemys* **10**: 97-108.
201. MacDonald, R.C. (2002) Resource partitioning among British and Irish mustelids. *J. Animal Ecology* **71**(2): 185-200.
202. Mace, G. M. & Lande, R. (1991). Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conserv. Biol.* **5**: 148-157.
203. Marchesi, P. (1985). Ecologie de la martre (*Martes martes* L.) en forêt montagnarde du Jura suisse: resultats préliminaires. VXII Trans. Congr. Int. Union Game Biologist. , 303-310.
204. Marchesi, P. (1989). Ecologie et comportement de la martre (*Martes martes* L.) dans le Jura suisse. PhD. Univeristé de Neuchatel.
205. Marchesi, P., Lachat, N., Lienhard, R., Debiève, P., & Mermod, C. (1989a). Comparaison des régimes alimentaires de la fouine (*Martes foina* Erxl.) et de la martre (*Martes martes* L.) dans une region de la Jura suisse. *Rev. Suisse Zool.* **96**: 281-296.
206. Marchesi, P. & Mermod, C. (1989b). Régime alimentaire de la martre (*Martes martes* L.) dans le Jura suisse (Mammalia: Mustelidae). *Rev. Suisse Zool.* **96**: 127-146.
207. Marcström, V. (1984) Predation sur les especes de petit gibier dans le Nord de la Suede. Colmar (France). Colloq. Intern. sur le Grand Tetras. 16-18.
208. Margalef, R. (1974). *Ecología*. Barcelona: Ed. Omega.
209. Martin, S. K. (1994). Feeding ecology of American martens and fishers. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: 297-315. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. G. & Powell.R.A. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
210. Mayol, J. (1981) Els aucells de les Balears. Ciutat de Mallorca, Ed. Moll. Manuals d'Introducció a la Naturalesa 2. 157 pp.
211. Mayr, E. (1963). *Animal species and evolution*. Cambridge: Harvard University Press.
212. McGillivray, W. B. (1985). Size, sexual size dimorphism, and their measurement in Great Horned Owls in Alberta. *Can. J. Zool.* **63**: 2364-2372.
213. McGillivray, W. B. & Johnston, R. F. (1987). Differences in sexual size dimorphism and body proportions between adult and subadult house sparrows in North America. *Auk* **104**: 681-687.
214. McNab, B. K. (1971). On the ecological significance of Bergmann's rule. *Ecology* **52**: 845-854.
215. McNab, B. K. (1989). Basal rate of metabolism, body size, and food habits in the order Carnivora. In *Carnivore behavior, ecology, and evolution*: 335-354. Gittleman, J. L. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
216. McNab, B. K. (1995). Energy expenditure and conservation in frugivorous and survival mixed-diet carnivorous. *J. Mam.* **76**: 206-222.
217. Mead, R. A. (1994). Reproduction in *Martes*. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. G. & Powell.R.A. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
218. Miller, R. I. (1994). *Mapping the Diversity of Nature*. London: Chapman & Hall.
219. Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J. B. M., Vohralik, V., & Zime, J. (1999). *Atlas of European Mammals*. (1 edn). London: The Academic Press.
220. Mohr, C. O. (1947). Table equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* **37**: 223-249.

221. Monte, M. d. (1997). Communications olfactives chez la martre *Martes martes* L.: etude des variations du marquage olfactif en fonction de modifications de l'environnement physique et social. 1997. PhD. Univ. Louis Pasteur.
222. Monte, M. d. & Roeder, J.-J. (1990). Les modalités de communication chez la martre (*Martes martes*). *Mammalia* **54**.
223. Moors, P. J. (1980). Sexual dimorphism in the body size of mustelids (Carnivora): the roles of food habits and breeding systems. *Oikos* **34**: 147-158.
224. Morales, J. (1996). El registro fósil de los carnívoros ibéricos. In *Carnívoros. Evolución, Ecología y Conservación*: 117-135. García-Perea, R., Baquero, R. A., Fernández-Salvador, R. & Gisbert, J. (Ed.). Madrid: CSIC.
225. Moreno, S., Rodríguez, A., & Delibes, M. (1988). Summer foods of the pine marten (*Martes martes*) in Majorca and Minorca, Balearic Islands. *Mammalia* **52**.
226. Muñoz, A. (1995). Gineta. *Investigación y Ciencia* 34-35.
227. Muntaner, J., Ferrer, X., & Martínez-Vilalta, A. (1984). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. (1 edn). Barcelona: Ketres Editora.
228. Müskens, G., Neuwissen, L., & Broekhuizen, S. (1989). Simultaneous use of day-hides in beech martens (*Martes foina* Erxleben, 1777). *Populationsökologie marderartiger Säugetiere* **39**: 409-421.
229. Muskens, G. J. D. M. (1984). Uiterlijke kmerken van boomarter *Martes martes* (L., 1758) en steemarter *Martes foina* (Erxleben, 1777). *Lutra* **27**: 274-286.
230. Müskens, H. J. W., Broekhuizen, S., & Wijsman, H. J. W. (2000). Distribution of the pine marten *Martes martes* in the Netherlands, especially during the period 1989-1999. *Lutra* **43**: 81-91.
231. Nagorsen, D. W. (1994). Body weight variation among insular and mainland American martens. In *Martens, sables, and fishers. Biology and Conservation*: 72-84. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. C. & Powell, R. A. (Ed.). Ithaca: Cornell Univ. Press.
232. Nagorsen, D. W., Morrison, K. F., & Forsberg, J. E. (1989). Winter diet of Vancouver Island marten (*Martes americana*). *Can. J. Zool.* **67**: 1394-1400.
233. Nasbadbova, J. & Zejda, J. (1984). The pine marten (*Martes martes*) in Bohemia and Moravia. *Folia Zool.* **33**: 57-64.
234. Neale, J. C. C. & Sacks, B. N. (2001). Food habits and use of gray foxes in relation to sympatric coyotes and bobcats. *Can. J. Zool.* **79**: 1794-1800.
235. Neu, C. W., Byers, C. R., & Peek, J. M. (1974). A technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.* **38**: 541-545.
236. Newby, F. E. & Hawley, V. D. (1954). Progress on a marten live-trapping study. *Trans. North Am. Wildl. Conf.* **19**: 452-462.
237. Nicht, M. (1969). Ein Beitrag zum Vorkommen des Steinmarders, *Martes foina* (Erxleben, 1777) in der Großstadt (Magdeburg). *Z. Jagdwiss.* **15**: 1-6.
238. Novikov, G. A. (1962). *Carnivorous mammals of the fauna of the USSR*. Jerusalem: Israel Prog. for Sci. Transl.
239. O'Doherty, E. C., Ruggiero, L. F., & Henry, S. E. (1997). Home-range size and fidelity of American martens in the Rocky Mountains of southern Wyoming. In *Martens: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Alberta: The Provincial Museum of Alberta.
240. Oksanen, T. (1983). Prey caching in the hunting strategy of small mustelids. *Acta Zool. Fenn.* **174**: 197-199.
241. Overskaug, K. (2000). Pine marten *Martes martes* versus red fox *Vulpes vulpes* in Norway: an inter-specific relationship? *Lutra* **43**: 215-221.

242. Overskaug, K., Broseth, H., & Knutsen, B. (1994). Area and habitat use of pine marten *Martes martes* in mid-Norway. *Lutra* **37**: 81-88.
243. Palazón, S. (1998). Distribución, morfología y ecología del visón europeo (*Mustela lutreola* Linnaeus, 1761) en la Península Ibérica. Tesis Doctoral Universitat de Barcelona.
244. Palomares, F. & Caro, T. M. (1999). Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist* **153**: 492-508.
245. Palomares, F. & Delibes, M. (1991). Alimentación del meloncillo *Herpestes ichneumon* y de la gineta *Genetta genetta* en la Reserva Biológica de Doñana, S.O. de la Península Ibérica. *Doñana-Acta Vertebrata* **18**: 5-20.
246. Palomares, F. & Delibes, M. (1993). Spatio-temporal ecology and behavior of European genets in southwestern Spain. *J. Mammal.* **75**: 714-724.
247. Palomares, F., Ferreras, F., Fedriani, J. M., & Delibes, M. (1996). Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of southwestern Spain. *J. Applied Ecol.* **33**: 5-13.
248. Palomo, L. J. & Gisbert, J. (2002). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Madrid: D. Gral. de la Naturaleza-SECEM-SECEMU.
249. Pandolfi, M., De Marinis, A. M., & Petrow, I. (1996). Fruit as a winter feeding resource in the diet of stone marten (*Martes foina*) in east-central Italy. *Z. Säugetierkunde* 215-220.
250. Pardo, L., Calvet, C., & Salicrú, M. (1992). Comparación de medidas de diversidad. *Historia Animalium* **1**: 3-13.
251. Pelikan, J. & Vackar, J. (1978). Densities and fluctuation in numbers of red fox, badger and pine marten in the Bucin Forest. *Folia Zool.* **27**: 289-303.
252. Pianka, E. R. (1975). Niche relations of desert lizards. In *Ecology and evolution of communities*: 1-545. Cody, M. L. & Diamond, J. M. (Ed.). Cambridge: Harvard Univ. Press.
253. Pocock, R. I. (1915). On the feet and glands and other external characters of the Viverrinae with the description of a new Genus. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 131-149.
254. Potvin, F., Bélanger, L., & Lowell, K. (2000). Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology* **14**: 844-857.
255. Potvin, F. & Breton, L. (1997). Short-term effects of clearcutting on martens and their prey in the boreal forest of western Quebec. In *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*. 453-474. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Edmonton, Alberta, Canada: Provincial Museum of Alberta.
256. Powell, R. A. (1979a). Ecological energetics and foraging strategies of the fisher (*Martes pennanti*). *J. Animal Ecol.* **48**: 195-212.
257. Powell, R. A. (1979b). Mustelid spacing patterns: variation on a theme by *Mustela*. *Z. Tierpsychol.* **50**: 153-165.
258. Powell, R. A. (1982). *The fisher: life history, ecology, and behavior*. Minneapolis: Univ. of Minnesota.
259. Powell, R. A. (1994). Effects of scale on habitat selection and foraging behavior of fishers in winter. *J. Mammal.* **75**: 349-356.
260. Powell, R. A. & Zielinski, W. J. (1983). Competition and coexistence in mustelid communities. *Acta Zool. Fenn.* **174**: 223-227.
261. Powell, S. M., York, E. C., & Fuller, T. K. (1997). Seasonal food habits of fishers in central New England. In *Martes: taxonomy, ecology, techniques, and management*. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Edmonton, Alberta, Canada: Provincial Museum of Alberta.

262. Pulliainen, E. (1981a). Food and feeding habits of the pine marten in Finnish forest Lapland in winter. J.A.Chapman and D.Pursley Eds. Frostburg, Maryland, USA. Worldwide Furbearer Conference: 580-598
263. Pulliainen, E. (1981b). Winter habitat selection, home range, and movements of the pine marten (*Martes martes*) in a Lapland forest. J.A.Chapman and D.Pursley Eds. Frostburg, Maryland USA. Worldwide Furbearer Conference: 1068-1087
264. Pyke, G. H. (1984). Optimal foraging theory: a critical review. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **15**: 523-575.
265. Raine, R. M. (1983). Winter habitat use and responses to snow cover of fisher (*Martes pennanti*) and marten (*Martes americana*) in southeastern Manitoba. *Can. J. Zool.* **61**: 25-34.
266. Raine, R. M. (1987). Winter food habits and foraging behaviour of fishers (*Martes pennanti*) and martens (*Martes americana*) in southeastern Manitoba. *Can. J. Zool.* **65**: 745-747.
267. Ralls, K. (1976). Mammals in which females are larger than males. *Q. Rev. Biol.* **51**: 245-276.
268. Ralls, K. (1977). Sexual dimorphism in mammals: avian models and unanswered questions. *Am. Naturalist* **111**: 917-938.
269. Ralls, K. & Harvey, P. H. (1985). Geographic variation in size and sexual dimorphism of North American weasels. *Biol. J. Linn. Soc.* **25**: 119-167.
270. Raphael, M. G. & Jones, L. L. C. (1997). Characteristics of resting and denning sites of American martens in central Oregon and western Washington. In *Martes: Taxonomy, Ecology, Techniques, and Management*. Proulx, G., Bryant, H. N. & Woodard, P. M. (Ed.). Alberta: The Provincial Museum of Alberta.
271. Rasmusen, A. M., Madsen, A. B., Asferg, T., Jensen, B., & Rosengard, M. (1986). Undersogelser over husmaren (*Martes foina*) i Danmark. *Danske Vitunders.* **41**: 1-39.
272. Rasmussen, A. M. & Madsen, A. B. (1985). The diet of the stone marten *Martes foina* in Denmark. *Nature Jutlandica* **21**: 141-144.
273. Rego, P. W. (1984). Factors influencing harvest levels of fisher in south central and southeastern Maine. 1984. PhD. Univ. of Maine.
274. Reig, S. (1989). Morphological variability of *Martes martes* and *Martes foina*. 1989. Tesis Doct. Museo Nacional Ciencias Naturales.
275. Reig, S. (1992). Geographic variation in pine marten (*Martes martes*) and beech marten (*Martes foina*) in Europe. *J. Mammalogy* **73**: 744-769.
275. Reig, S. (2002). *Martes foina* (Erxleben, 1777) Garduña. En: Atlas de los Mamíferos de España. (Palomo, L.J & Gisbert, J. Eds) Pp. 270-273. Ministerio de Medio Ambiente- SECEM-SECEMU.
276. Reig, S. & Ruprecht, A. L. (1989). Skull variability of *Martes martes* and *Martes foina* from Poland. *Acta Theriologica* **34**: 595-624.
277. Ritter, A. F. (1997). Martes habitat evaluation in northern Maine using landsat imagery.
278. Rivas-Martínez, S., Diaz, T., Prieto, J., Loidi, J. & Penas, A. (1984). Los Picos de Europa: la vegetación de la Alta Montaña Cantábrica. Ediciones Leonesas, León.
279. Rivas-Martínez, S. & Peinado, M. (1987). La vegetación de España. Universidad de Alcalá de Henares. Madrid.
280. Roeder, J.-J. (1978). Marking behaviour in genets (*Genetta genetta*): seasonal variations and relation to social status in males. *Behaviour* **67**: 149-156.

281. Roeder, J.-J. (1983a). Etude des interactions sociales entre male et femelle chez la genette (*Genetta genetta*). Relations entre marquage olfactif et agression. *Z. Tierpsychol.* **61**: 293-310.
282. Roeder, J.-J. (1983b). Memorisation des marques olfactives chez la genette (*Genetta genetta* L.) durées de reconnaissance par les femelles de marques olfactives de mâles. *Z. Tierpsychol.* **61**: 311-314.
283. Roeder, J.-J. (1984). Ontogenese des systemes de communication chez la genette (*Genetta genetta*). *Behaviour* **90**: 259-301.
284. Romanowski, J. & Lesinski, G. (1991). A note on the diet of the stone marten in southeastern Romania. *Acta Theriologica* **36**: 201-204.
285. Rosenzweig, M. L. (1966). Community structure in sympatric carnivora. *J. Mammalogy* **47**: 602-612.
286. Rossolino, O. L. & Pavlinov, I. J. (1974). Sexual dimorphism in the development, size, and proportions of the skull in the pine marten. *Byull. Mosk. o-va-Ispyt. Prir Otd. Biol.* **79**: 23-35.
287. Ruiz-Olmo, J. (1987). El visón americano, *Mustela vison* Schreber, 1777 (Mammalia, Mustelidae) en Cataluña, N.E. de la Península Ibérica. *Doñana-Acta Vertebrata* **14**: 142-145.
288. Ruiz-Olmo, J. (1988). Dades sobre les causes de mortalitat dels Carnívors (Mammalia) als massissos del Montseny i del Montnegre i les seves rodalies. II Trobada d'Estudiosos del Montseny: 21-23. Barcelona, Diputació de Barcelona.
289. Ruiz-Olmo, J. (1992). Fructificació de les espècies arbòries i arbustives llenyoses (angiospermes) en l'avetosa de la Mata de València (Pirineus catalans). II^a Jornades sobre Recerca al PN d'Aiguestortes i Estany de Sant Maurici: 93-106. 1992. DARP.
290. Ruiz-Olmo, J. (1995a). Estudio bionómico de la nutria (*Lutra lutra*) en aguas continentales de la Península Ibérica. Tesis Doctoral Univ. Barcelona..
291. Ruiz-Olmo, J. (1995b). Human causes of mortality of Carnivores in the N.E. of Spain. *Historia Animalium*.
292. Ruiz-Olmo, J. (2001). *Pla de conservació de la llúdriga Catalunya: biologia i conservació.* (1 edn). Barcelona: Departament de Medi Ambient.
293. Ruiz-Olmo, J. & Aguilar, A. (1995). *Els grans mamífers de Catalunya i Andorra.* (1 edn). Barcelona: Lynx Edicions.
294. Ruiz-Olmo, J. & Jordan, G. (1986). Evolució i aspectes ecològics de la comunitat de carnívors (Mammalia) dels massissos del Montseny i del Montnegre. I^a Jornades de Recerca Naturalista al Montseny: 73-74. Barcelona, Diputació de Barcelona.
295. Ruiz-Olmo, J. & López-Martín, J. M. (1992). Dieta de la marta (*Martes martes* L., 1758) en la Mata de València, Pirineus ibèrics. II^a Jornades sobre Recerca al PN d'Aiguestortes i Estany de Sant Maurici: 107-120. Dir. Gral Medi Natural.
296. Ruiz-Olmo, J. & López-Martín, J. M. (1993a). Note on the diet of the common genet (*Genetta genetta* L.) in mediterranean riparian habitats of N.E. Spain. *Mammalia* **57**: 607-610.
297. Ruiz-Olmo, J. & López-Martín, J. M. (1995a). La fagina o gorjablanc (*Martes foina*). In *Els grans vertebrats de Catalunya i Andorra*: 92-97. Ruiz-Olmo, J. & Aguilar, A. (Ed.). Barcelona: Lynx Edicions.
298. Ruiz-Olmo, J. & López-Martín, J. M. (1995b). La geneta o gat mesquer (*Genetta genetta*). In *Els grans vertebrats de Catalunya i Andorra*: 118-123. Ruiz-Olmo, J. & Aguilar, A. (Ed.). Barcelona: Lynx Edicions.
299. Ruiz-Olmo, J. & López-Martín, J. M. (1995c). Marta (*Martes martes* L., 1758). In *Els grans vertebrats de Catalunya i Andorra*: 88-92. Ruiz-Olmo, J. & Aguilar, A. (Ed.). Barcelona: Lynx Edicions.

300. Ruiz-Olmo, J. & López-Martín, J. M. (1996). Seasonal food of pine marten (*Martes martes* L., 1758) in a fir forest of Pyrenean mountains (Northeastern Spain). Mathias, M. L., Santos-Reis, M., Amori, G., Libois, R., Mitchell-Jones, A., and Saint-Girons, M. C. Eds.: 189-196. Lisboa, Museu Nacional de História Natural.
301. Ruiz-Olmo, J. & López-Martín, J. M. (2001). Relaciones y estrategias ecológicas de los pequeños y medianos carnívoros forestales. In *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada.*: 397-414. Camprodon, J. & Plana, E. (Ed.). Barcelona: Universitat de Barcelona.
302. Ruiz-Olmo, J., López-Martín, J. M., & Palazón, S. (2001). The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *J. Zool.* **254**: 325-336.
303. Ruiz-Olmo, J. & Nadal, J. (1991). Régime alimentaire de la Martre (*Martes martes* L., 1758) en hiver et taille des portées à Ménorca, Illes Balears. *Mammalia* **55**.
304. Ruiz-Olmo, J. & Palazón, S. (1993). Diet of the stone marten (*Martes foina* Erxleben 1777) in the Northeastern Spain. *Doñana-Acta Vertebrata* **20**: 59-67.
305. Ruiz-Olmo, J., Parellada, X., & Orta, J. (1988). Sobre la distribución y el hábitat de la marta (*Martes americana* L., 1758) en Cataluña. *Pirineos* **131**: 85-94.
306. Ruiz-Olmo, J., Parellada, X., Orta, J., & Jordán, G. (1991). Estudios preliminares sobre la estructura invernal de la comunidad de macro y mesomamíferos en ecosistemas subalpinos y montanos del Pirineo. *Ecología* **5**: 233-242.
307. Sandell, M. (1989). The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In *Carnivore, behavior, ecology, and evolution*: 164-182. Gittleman, J. L. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
308. Santos-Reis, M. (1983). Status and distribution of the Portuguese mustelids. *Acta Zool. Fennica* **174**: 213-216.
309. Sargeant, A. B., Allen, S. H., & Hastings, J. O. (1987). Spatial relations between sympatric coyotes and red foxes in north Dakota. *J. Wildl. Manage.* **51**: 285-293.
310. Schlawe, L. (1981). Artenkonzept der Gattung *Genetta*. *Zool. Ab. Mus. Tierk. Dresden* **37**: 85-182.
311. Schmidt, F. (1943). *Naturgeschichte des Baum- und Steinmarders*. Leipzig: Verlag P. Schöps.
312. Schoener, T. W. (1967). The ecological significance of sexual dimorphism in size in the lizard *Anolis conspersus*. *Science* **155**: 474-477.
313. Schoener, T. W. (1974). Resource partitioning in ecological communities. *Science* **185**: 27-39.
314. Scott, J. M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., Derchia, F., Edwards, T. C., Ulliman, J. Jr., & Wright, R. G. (1993). Gap analysis: a geographical approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monograph* **123**.
315. Seiler, A., Krüger, H. H., & Festetis, A. (1994). Reaction of a male stone marten (*Martes foina* Erxleben, 1777) to foreign faeces within its territory: a field experiment. *Z. Säugetierkunde* **59**: 58-60.
316. Selas, V. (1990). Hiplassering hos mar (Den site in pine marten). *Fauna* **43**: 27-35.
317. Serafini, P. & Lovari, S. (1993). Food habits and trophic niche overlap of the red fox and the stone marten in a Mediterranean rural area. *Acta Theriologica* **38**: 233-244.
318. Shaffer, M. L. (1987). Minimum viable populations: coping with uncertainty. In *Viable populations for conservation*: 69-86. Soulé, M. E. (Ed.). Cambridge: Cambridge Univ. Press.
319. Shine, R. (1989). Ecological causes for the evolution of sexual dimorphism: a review of the evidence. *Quart. Rev. Biol.* **64**: 419-461.

320. Sidorovich, V. E. (2000). Seasonal variation in the feeding habits of riparian mustelids in river valleys of NE Belarus. *Acta Theriologica* **45**: 233-242.
321. Siegel, S. (1956). *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. New York: McGraw-Hill Book Co.
322. Simms, D. A. (1979). North American weasels: resource utilization and distribution. *Can. J. Zool.* **57**: 504-520.
323. Skirnisson, K. (1986). Untersuchungen zum Raum-Zeit-System freilebender Steinmarder (*Martes foina* Erxleben, 1777). *Beitr. zur Wildbiol.* **6**: 1-200.
324. Sleeman, D. P. (1992). The diet of Irish stoats. *Irish Naturalists' Journal* **24**: 151-153.
325. Solé-Sabarís, L. (1952). Geografía de España y Portugal. Manuel de Terán. Barcelona.
326. Sonerud, G. A. (1985). Nest hole shift in Tengmalm's owl *Aegolius funereus* as defence against nest predation involving long-term memory in the predator. *J. Animal Ecol.* **54**: 179-192.
327. Sonerud, G. A. (1993). Reduced predation by nest box relocation: differential effect on Tengmalm's owls nests and artificial nests. *Ornis Scandinavica* **24**: 249-253.
328. Sospedra, E. (2000) Sobre las vermifaunas de las especies del género *Martes* Pinel, 1792 (Carnivora, Mustelidae) en España continental e insular. 1-353. Tesis Doct. Univ. de Barcelona.
329. Souloumiac, J. & Canivenc, R. (1976). Contrôle hormonal du fonctionnement des glandes odorantes de la genette male (*Genetta genetta*). *Arch. Biol.* **87**: 415-428.
330. Soutiere, E. (1979). Effects of timber harvesting on marten in Maine. *J. Wildl. Manage.* **43**: 850-860.
331. Stephens, D. W. & Krebs, J. K. (1986). *Foraging theory*. Princeton, N.J.: Princeton Univ. Press.
332. Stier, N. (2000). Habitat use of the pine marten *Martes martes* in small-scale woodlands of Mecklenburg (Germany). *Lutra* **43**: 185-203.
333. Storaas, T. (1993). Nest predation in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Tetrao tetrix*). PhD. Univ. Bergen.
334. Storaas, T., Wegge, P., & Larssen, B. B. (1981) Nest predation among capercaillie and black grouse as affected by habitat location and cover. Edinburgh, World Pheasant Association.
335. Storch, I. (1991). Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in Capercaillie. *Ornis Scandinavica* **22**: 213-217.
336. Storch, I. (1993). Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? *Oecologia* **95**: 257-265.
337. Storch, I., Lindström, E., & Jounge, J. d. (1990). Diet and habitat selection of pine marten in relation to competition with the red fox. *Acta Theriologica* **35**: 311-320.
338. Storch, I. & Willebrand, T. (1991). Management implications of nest and brood predation in grouse. *Ornis Scandinavica* **22**: 271-272.
339. Strickland, M. A. & Douglas, C. W. (1987). Marten. In *Wild Furbearer Management and Conservation in North America*: 531-546. Novak, M., Baker, M. E. & Malloch, B. (Ed.). Ministry of Natural Resources of Ontario.
340. Strickland, M. A., Douglas, C. W., Novak, M., & Hunzinger, N. P. (1982). Marten (*Martes americana*). In *Wild Mammals of North America*: 599-612. Chapman, J. A. & Fieldhamer, G. A. (Ed.). Baltimore: Johns Hopkins Univ. Press.
341. Stroganov, S. U. (1969). *Carnivorous mammals of Siberia*. Jerusalem.

342. Stubbe, M. (1968). Zur Populationsbiologie der *Martes*-Arten. *Beitr. Jagd. u. Wildforsch* **6**: 195-203.
343. Stubbe, M. (1989). Baum- und Steinmarder *Martes martes* (L.) *Martes foina* (Erxl.). In *Buch der Hege 1. Haarwild*: 478-502. Stubbe, H. (Ed.). Francfort: Verlag Harri Deutsch.
344. Such, A. & Calabuig, G. (2002) Dieta de la garduña (*Martes foina*) en la Serra de la Solana (Sur del País Valencià). *Galemys* . en prensa.
345. Sunquist, M. E. & Sunquist, F. C. (1989). Ecological constraints on predation by large felids. In *Carnivore behavior, ecology, and evolution*: 283-301. Gittleman, J. L. (Ed.). Ithaca: Cornell University Press.
346. Swihart, R. K. & Slade, N. A. (1985). Testing for independence of observations in animal movements. *Ecology* **66**: 1176-1184.
347. Tapper, S. (1979). The effect of fluctuating vole numbers (*Microtis agrestis*) on a population of weasels (*Mustela nivalis*) on farmland. *J. Anim. Ecol.* **48**: 603-617.
348. Tatara, M. (1994). Ecology and conservation of the Tsushima marten. In *Martens, Sables, and Fishers. Biology and Conservation*: 272-279. Buskirk, S. W., Harestad, A. S., Raphael, M. C. & Powell, M. (Ed.). Ithaca: Cornell Univ. Press.
349. Tatara, M. & Doi, T. (1994). Comparative analyses on food habits of Japanese marten, Siberian weasel and leopard cat in the Tsushima islands, Japan. *Ecological Research* **9**: 99-107.
350. Taylor, M. E. (1974). The functional anatomy of the forelimb of some african Viverridae. *J. Mammal.* **148**: 227-253.
351. Tester, U. (1986). Vergleichende Nahrungsuntersuchung beim Steinmarder *Martes foina* (Erxleben, 1777) in grobstädtischem und ländlichen Habitat. *Saugetier. Mitt.* **33**: 37-52.
352. Thompson, I. D. (1986). Diet choice, hunting behavior, activity patterns, and ecological energetics of marten in natural and logged areas. PhD. Queen's University.
353. Thompson, I. D. & Colgan, P. W. (1987). Optimal foraging by marten (*Martes americana*) the role of large prey in winter. 1987. Krakow. XVIII Congress IUGB.
354. Thompson, I. D. & Colgan, P. W. (1990). Prey choice by marten during a decline in prey abundance. *Oecologia* **83**: 443-451.
355. Thompson, I. D., Davidson, I. J., O'Donell, S., & Brazean, F. (1989). Use of track transect to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. *Can. J. Zool.* **67**: 1816-1823.
356. Travaini, A. & Delibes, M. (1995). Weight and external measurements of red foxes (*Vulpes vulpes*) from Southwestern Spain. *Z. Saugetierk.* **60**: 1-3.
357. Travaini, A., Juste, J., Novaro, A. J., & Capurro, A. F. (2000). Sexual dimorphism and sex identification in the South American culpeo fox, *Pseudalopex culpaeus* (Carnivora: Canidae). *Wildlife Research* **27**: 669-674.
358. Vadillo, J. M., Reija, J., & Vilà C. (1997). Distribución y selección de hábitat de la garduña (*Martes foina* Erxleben 1777) en Vizcaya y Sierra Salvada (Burgos). *Doñana - Acta Vertebrata* **24**: 39-49.
359. Vericad, J. R. (1970b). Estudio faunístico y biológico de los mamíferos montaraces del Pirineo. *Publ. Centro Pir. Biología Experimental* 8-230.
360. Vericad, J. R. (1970a). Estudio faunístico y biológico de los mamíferos montaraces del Pirineo. *Publ. Centro Pir. Biología Experimental* 8-230.
361. Virgós, E. & Casanovas, J. G. (1997). Habitat selection of genet *Genetta genetta* in the mountains of central Spain. *Acta Theriol.* **42**: 169-177.

362. Virgós, E. & Casanovas, J. G. (1998). Distribution of the stone marten (*Martes foina* Erxleben 1777) in Mediterranean mountains of central Spain. *Z. Säugetierkunde* **63**: 193-199.
363. Virgós, E., Casanovas, J. G., & Blázquez, T. (1996). Genet (*Genetta genetta* L., 1758) diet shift in mountains of central Spain. *Z. Säugetierkunde* **61**: 221-227.
364. Virgós, E., Llorente, M., & Cortes, Y. (1999). Geographical variation in genet (*Genetta genetta* L.) diet: A literature review. *Mammal Rev.* **29**: 119-128.
365. Von den Driesch, A. (1976). A guide to the measurement of animal bones from archaeological sites. *Peabody Museum Bulletin* **1**: 1-136.
366. Waechert, A. (1975). Ecologie de la fouine en Alsace. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* **29**: 399-457.
367. Warner, P. & O'Sullivan, P. (1982) The food of the pine marten *Martes martes* in County Claire. O'Gorman, F. and Rockford, J. Eds. XIV IUGB Congress: 323-330. Dublin.
368. Webster, J. A. (2001). A review of the historical evidence of the habitat of the Pine Marten in Cumbria. *Mammal Rev.* **31**: 17-31.
369. Wemmer, C. M. (1977). Comparative ethology of the large spotted genet (*Genetta genetta tigrina*) and some related Viverrids. *Smithsonian Contributions to Zoology* **239**: 1-93.
370. Wiig, O. (1989). Craniometric variation in Norwegian wolverines *Gulo gulo* L. *Zool. J. Linn. Soc.* **95**: 177-204.
371. Willebrand, T. & Marcström, V. (1988). On the danger of using dummy nests to study predation. *The Auk* **105**: 378-379.
372. Worton, B. J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* **70**: 164-168.
373. Wozencraft, C. W. (1984). A phylogenetic reappraisal of the Viverridae and its relationship to other Carnivora. PhD. University of Kansas.
374. Wozencraft, W. C. (1989). The phylogeny of the recent Carnivora. In *Carnivore, behavior, ecology and evolution*: 495-535. Gittleman, J. L. (Ed.). Ithaca, N.Y.: Cornell Univ.Press.
375. Xu, L., Jiang, Z., Ma Yiqing, Li, X., & Buskirk, S. W. (1997). Winter home ranges of sables (*Martes zibellina*) in Daxinganling Mountains, China. *Acta Theriologica Sinica.* **17**: 113-117.
376. Yahner, R. H. (1996). Forest fragmentation, artificial nest studies, and predator abundance. *Conserv. Biol.* **10**: 672-673.
377. Yurgenson, P. B. (1939). Types of habitat and the forest marten: a contribution to the ecology of marten. *Voprosy. Ekologii i Biotenologii* **4**: 1-142.
378. Zalewski, A., Jedrzejewski, W., & Jedrzejewska, B. (1995). Pine marten home ranges, numbers and predation on vertebrates in a deciduous forest (Bialowieza Nat. Park, Poland). *Ann. Zool. Fennici* **32**: 131-144.
379. Zar, J. H. (1984). *Biostatistical analysis.* (2 edn). Englewood Cliffs: Prentice Hall.
380. Zielinski, W. J., Kucera, T. E., & Barrett, R. H. (1995). Current distribution of the fisher, *Martes pennanti*, in California. *Calif. Fish and Game* **8**: 104-112.