

RELACIÓN ENTRE EL GRADO DE MADUREZ DEL BOSQUE Y LAS COMUNIDADES DE HIMENÓPTEROS VOLADORES Y MICROMAMÍFEROS EN EL PARQUE NACIONAL DE AIGÜESTORTES I ESTANY DE SANT MAURICI

LLUÍS COMAS BORONAT¹, XAVIER ARNAN VIADIU^{1,2}, MARC GRACIA MOYA¹, JAVIER RETANA ALUMBREROS^{1,2} Y JORDI BOSCH GRAS^{1,2}

RESUMEN

El valor ecológico de los bosques maduros hace que su conservación sea un objetivo básico de los programas de conservación. Los bosques maduros son fuentes de diversidad de hábitats, y ejemplos vivos de cómo funcionan los bosques naturales. Sin embargo, el estado actual de conocimientos sobre las relaciones entre la comunidad de animales y las características forestales es sorprendentemente bajo. La mayoría de los grupos de animales forestales son muy diversos, hasta el punto de que muchas de las especies siguen sin ser descritas, y la identificación de aquellos que lo están, a menudo sólo puede llevarse a cabo por personal especialista. Por estas razones, un enfoque a nivel de especies para el estudio y la conservación de los animales es a menudo poco práctico.

Este estudio se centra en las comunidades de himenópteros voladores, uno de los grupos de insectos más ricos en especies y ecológicamente diversos de las regiones templadas, y de micromamíferos. Nuestro objetivo es descubrir los patrones de abundancia y/o la diversidad de las comunidades de himenópteros y micromamíferos y las propiedades estructurales de los bosques con un grado de madurez elevado. Hemos trabajado en bosques de abeto (*Abies alba*) y el pino negro (*Pinus uncinata*).

En este estudio se abordan las siguientes preguntas: (a) ¿la estructura y la composición de las comunidades de himenópteros y micromamíferos difieren entre diferentes tipos de bosques? (b) ¿cuáles son los requerimientos de hábitat para los dos grupos de animales?

Palabras clave: Biodiversidad, bosque maduro, madera muerta, comunidades faunísticas, microhábitat, micromamíferos, himenópteros.

SUMMARY

The ecological value of old growth forests makes their preservation a basic objective of conservation programs. Old growth forests are sources of habitat diversity, and living examples of how natural forests function. However, the current state of knowledge on the relationships between animal commu-

¹Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF); Campus UAB, Edifici C, E-08193 Bellaterra (Barcelona); e-mail: l.comas@creaf.uab.cat.

²Unitat d'Ecologia, Facultat de Ciències, Universitat Autònoma de Barcelona; Campus UAB, Edifici C, E-08193 Bellaterra (Barcelona).

nity and forest stand characteristics and composition is surprisingly low. Most forest animal groups are highly diverse, to the point that most species remain undescribed, and the identification of those that have been described can often only be conducted by trained specialist. For these reasons, a species-level approach to the study and conservation of animal communities is often impractical.

This study focuses on flying hymenoptera communities, one of the most species-rich and ecologically diverse groups of insects in temperate regions, and small mammals. Our goal is to uncover patterns between Hymenoptera and small mammal's abundance and/or diversity and structural properties of old-growth forests. We worked in silver fir (*Abies alba*) and mountain pine (*Pinus uncinata*).

In this study we addressed the following questions: (a) Do the structure and composition of flying hymenoptera and small mammal's communities differ between forest types? (b) What are the habitat requirements for the two animal's group?

Key words: biodiversity, old-growth forest, dead wood, animal communities, microhabitat, small mammals, Hymenopter.

INTRODUCCIÓN

El concepto de bosque maduro se ha puesto de moda ligado a una preocupación creciente por una gestión forestal que respete y aproveche los procesos naturales, y donde cada vez toman más importancia aspectos como la conservación de la biodiversidad. Un bosque maduro es aquel bosque que ha alcanzado mucha edad y que por lo tanto, exhibe unas características biológicas peculiares: grandes árboles vivos y muertos, grandes cantidades de madera muerta en descomposición, y normalmente con múltiples estratos verticales de vegetación representando una gran variedad de especies arbóreas y clases de edad. Sin embargo en nuestro país existe muy poca información sobre las características e importancia de estos bosques. Esto es debido, principalmente, a que la mayoría de los bosques con un mayor grado de madurez se encuentran en situaciones muy singulares, existiendo una dificultad importante en encontrar un gradiente de madurez en condiciones ambientales comparables. Este gradiente sí puede encontrarse en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici.

Los bosques maduros son un objetivo básico de conservación, y son un ecosistema muy importante como hábitat para numerosas especies animales. Existe una relación entre la estructura forestal (grado de madurez) y las comunidades de

animales, de modo que algunas de las comunidades faunísticas han sido utilizadas frecuentemente como uno de los indicadores más habituales de las características estructurales de un bosque. Muchos micromamíferos, con territorios pequeños, pueden presentar requerimientos de estructura e incluso de microhábitat específicos, con lo que responden de manera rápida a los cambios en las características del bosque, con variaciones espaciales y temporales importantes (GONZÁLEZ-ESTABAN *et al.* 1997, ARRIZABALAGA & TORRE 1999). Muchas especies depredadoras, tanto aves como mamíferos, dependen de forma directa de las poblaciones de micromamíferos. La dieta de especies forestales tan singulares como la marta (*Martes martes*) o el mochuelo boreal (*Aegolius funereus*), esta compuesta prácticamente en su totalidad por pequeños roedores e insectívoros, de manera que el éxito reproductor y la viabilidad de la sus poblaciones dependen de ellos (RAS-PALL & COMAS 1997). A la vez, los micromamíferos intervienen en muchos procesos de regeneración y establecimiento de especies forestales como agentes consumidores y dispersantes de semillas o como depredadores y controladores de fauna fitófaga (CAMPRODON & PLANA 2001, DHILLION 1999). Los micromamíferos son especies pertenecientes a varias familias de los Roedores e Insectívoros (O. Rodentia y O. Insectivora) que comparten importantes características ecológicas, pero a escalas espaciales diferentes

(COMAS *et al.* 2003). La distribución y composición de estas comunidades permite la evaluación de la estructura del bosque a las diferentes escalas de uso del espacio de cada una de las especies que constituyen la comunidad. El estudio de las comunidades de micromamíferos es un aspecto clave de los ecosistemas forestales y la inclusión del estudio de las comunidades de micromamíferos en el proyecto obedece al interés de estos como indicadores importantes de muchos procesos ecológicos.

Por su parte, en los Himenópteros, el número de especies total es abundante, pero el conocimiento que se tiene de ellos es mucho menor. En general, hay más información sobre comunidades de hormigas (véase referencias en RETANA & CERDÁ, 2000), pero menos sobre especies voladoras como abejas o avispas (ARROYO *et al.* 1982, GATHMANN *et al.* 1994, FRANKIE *et al.* 1998). En hormigas, el patrón de cambios de diversidad con la estructura de la vegetación no es homogéneo, ya que el aumento de estructuración de la vegetación puede llevar a un aumento de la diversidad (PERFECTO & SNELLING 1995; PERFECTO & VANDERMEER 1996), a distribuciones "jorobadas", en las que la diversidad de especies aumenta con la vegetación hasta que son dominadas por unas pocas especies, tras lo cual disminuye (ANDERSEN 1992; MORRISON 1996), o a una disminución del número de especies porque aumenta la jerarquía competitiva y desaparecen muchas especies subordinadas (CERDÁ *et al.* 1997, RETANA & CERDÁ 2000). En abejas y avispas suele producirse una disminución de la diversidad de especies con el cierre de la cubierta, ya que hay una disminución importante de los recursos (normalmente néctar y polen de las flores) en los ambientes más cerrados.

OBJETIVOS

En el proyecto se plantea iniciar el estudio de las comunidades de dos grupos faunísticos diferentes: micromamíferos e himenópteros. La elección de estos grupos se justifica por la intención de trabajar en un rango de escalas representativas para los diferentes procesos que pueden ser importantes en el funcionamiento del bosque, y

como indicadores, por la falta de conocimiento que existe para muchos de ellos, y por el interés inmediato para el Parque al estar algunos de ellos pendientes de la redacción de planes de gestión. Así, los objetivos concretos que se persiguen con el presente proyecto son los siguientes:

- Determinación de las condiciones de hábitat, y en especial aquellas relacionadas con el grado de madurez del bosque, que determinan la composición de las comunidades de himenópteros voladores y micromamíferos.
- Integración de los resultados obtenidos de las características estructurales y de composición del bosque en el Parque Nacional con la diversidad de las comunidades animales estudiadas, y la utilización del hábitat por parte de las especies.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se ha llevado a cabo en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Lleida), que incluye 39.942 ha de superficie, de las cuales 26.401 corresponden a la zona periférica de protección. El clima es típicamente oceánico o marítimo (MARTÍN 2002), con precipitación media anual de 1.291 mm y temperatura media anual de 4,6 °C (máxima de 9,6 °C y mínima de -0,5 °C). Esta zona es en el ámbito de la alta montaña de la macizo de los Pirineos, con la elevación que van desde los 1.300 m en los valles más bajos, hasta 3.000 m en las cimas de montaña. La orientación transversal respecto del eje norte-sur de los valles principales que lo forman, permite definir claramente una umbría y otra vertiente de solana que ofrecen condiciones de radiación muy contrastadas para el desarrollo de la vegetación (PIQUÉ & GRACIA 2002).

En la actualidad, alrededor del 80% de los sistemas subalpinos (hasta 2.300 m de altitud) dentro de la superficie del Parque Nacional son forestales. De ésta, prácticamente la mitad (48%) está ocupada por bosques, de los cuales los pinares de pino negro y los abetales son las formaciones

principales. Estos bosques, debido a la gestión especial de conservación y a la heterogeneidad topográfica y geográfica, presentan estructuras forestales ligadas a características de madurez difíciles de encontrar en otras zonas de los Pirineos.

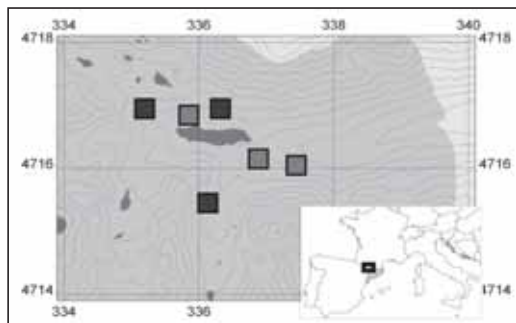


Figura 1. Localización de las parcelas de estudio en el Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici.

Figure 1. Location of the study area in the Aigüestortes i Estany de Sant Maurici National Park.

Caracterización del hábitat forestal en relación al grado de madurez

En 2005 se seleccionaron 6 parcelas en función de la presencia de elementos y dinámicas características de los bosques maduros: pies de grandes dimensiones, madera muerta en descomposición, árboles muertos en pie, heterogeneidad vertical y horizontal... De este modo, no son parcelas con estructuras homogéneas, si no que dentro de ellas contienen diferentes grado de madurez del bosque. Así, se instalaron tres en pinares de pino negro (*Pinus uncinata subsp. mugo*) y tres en abetales (*Abies alba*) (Figura 1), de grandes dimensiones con una estructura básica de 1 ha (100 m de lado). En cada una de las parcelas se estableció una red de 25 estaciones de muestreo con una separación de 20 m entre las cinco filas y las cinco columnas, de modo que la influencia máxima asociada a cada estación venía determinada por un radio de 10 m. Cada estación de muestreo era muestreada en una superficie de 5 m de radio.

Para caracterizar la estructura de estos hábitats, en cada una de las estaciones de muestreo se midieron las siguientes variables:

- Estrato arbóreo: recubrimiento (%) de las principales especies arbóreas (*Abies alba*, *Pinus uncinata*, frondosas y total de árboles) de más de 1 m de altura.
- Estrato arbustivo: recubrimiento (%) de las principales especies leñosas (*Rhododendron ferrugineum*, *Vaccinium myrtillus*, especies arbóreas en regeneración y total de sotobosque) con altura hasta 1 m.
- Estrato herbáceo y musgos: recubrimiento (%) de las especies herbáceas (gramíneas y resto de herbáceas), helechos y musgos. Complementariamente se calculó el recubrimiento total del estrato herbáceo, que corresponde a la suma de gramíneas, resto de herbáceas y helechos, considerando un valor máximo de 100 (todos los valores que sobrepasaban esta cifra pasaban a ser de 100).
- Sustrato: recubrimiento (%) del sustrato por parte de cada una de las siguientes categorías: materia orgánica, hojarasca, rocas, piedras, materia mineral y agua. El total suma 100.
- Tocones: número de tocones; claro indicador de una antigua gestión.
- Madera en descomposición de diámetro superior a 5 cm: longitud de las piezas de madera en descomposición; diámetro, a 130 cm de la base, o del extremo más grueso, de la pieza de madera; suma total de la superficie de cada una de estas piezas; volumen de las diferentes estados de descomposición de esta madera según categorías preestablecidas, de menor grado de descomposición a mayor (categoría 1 – intacta, dura; categoría 2 – intacta, dura a parcialmente descompuesta; categoría 3 – dura, piezas largas, parcialmente descompuesta; categoría 4 – pequeña, una sola pieza o diferentes piezas, con porciones blandas).
- Pies muertos: número total de pies muertos en pie con diámetro normal superior a 10 cm; diámetro normal del pie; estado de descomposición de pies muertos (con valores de 1 al 7, de menos a más descomposición).

Comunidad de himenópteros voladores

La comunidad de himenópteros voladores se muestreó mediante platos amarillos, colocando uno por cada estación de muestreo (es decir, 25 por parcela). Este muestreo se realizó durante dos años seguidos (2005 y 2006), en ambos casos a principios de julio. Estas trampas consistían en unos recipientes de color amarillo (color que atrae a los insectos) rellenos con una mezcla de agua y sal, que se colocaron sobre el suelo. Las trampas fueron activadas por un período de 3 a 6 días. Posteriormente, el contenido de las trampas se recogió y se llevó al laboratorio para la identificación y recuento de los individuos capturados. Dada la dificultad de catalogar todas las especies dentro de un grupo taxonómico tan poco conocido como es el de los himenópteros (VANCE *et al.* 2007), la identificación de los especímenes se hizo a nivel de morfoespecie, y focalizamos los análisis más detallados a nivel de riqueza de familias, el cual es un potente predictor de la riqueza de especies en angiospermas, pájaros y mamíferos (BALMORF *et al.* 1996). La eficiencia en usar este nivel taxonómico de clasificación más alto, es de especial importancia para el biomonitoreo y planes de gestión de los ambientes forestales.

Los valores de abundancia de himenópteros fueron estandarizados por el esfuerzo de captura, es decir, se calculó el número medio de insectos capturados por trampa y por día, y se sumaron los valores de cada año en un único valor. Se calculó la riqueza y el índice de diversidad de Shannon de morfoespecies y de familias. La abundancia de individuos, la riqueza de morfoespecies y familias, el índice de diversidad de Shannon de las morfoespecies y familias, fueron utilizadas como variables respuesta (descriptores de la estructura y composición de la comunidad de himenópteros) y comparadas entre tipo de bosque y parcela mediante ANOVA anidados, donde parcela estaba anidada dentro de tipo de bosque. Las réplicas eran los valores por cada estación de muestreo. Se hizo el mismo análisis para la abundancia de cada una de las familias más comunes (aquellas con 30 o más individuos capturados o que aparecen en más del 20% de las estaciones de muestreo). Los datos analizados fueron transformados mediante la raíz

cuadrada, el logaritmo o el arco seno de la raíz cuadrada para alcanzar la normalidad cuando era necesario. Complementariamente, para comparar la abundancia y la uniformidad de familias entre las diferentes parcelas y tipos de bosque se utilizaron gráficas de rango-abundancia, conocidas como curvas Whittaker (FEINSINGER 2001). En este análisis, los valores por parcela correspondían a la suma de los de cada estación de muestreo, y los valores por hábitat correspondían a la suma de los de cada parcela. También se examinaron las diferencias en la composición de las comunidades mediante la estima del porcentaje de solapamiento o similitud, basado en el recuento exclusivo de taxones (a nivel de familia y morfoespecie) capturados en un tipo de bosque determinado.

Después de caracterizar la comunidad de himenópteros, se realizaron análisis de regresión lineal múltiple por pasos sucesivos para evaluar los efectos de las variables que caracterizaban la estructura forestal de las diferentes estaciones de muestreo (véase Caracterización del hábitat) sobre las variables que describían la estructura y composición de las comunidades de himenópteros muestreadas (abundancia de himenópteros, riqueza de morfoespecies y familias, y diversidad de morfoespecies y familias). Cuando estas variables no seguían una distribución normal, se transformaron mediante la raíz cuadrada o el logaritmo. Para analizar el papel de los factores ambientales (variables de caracterización de la estructura del bosque) sobre la abundancia de las diferentes familias de himenópteros, realizamos un análisis de correspondencias canónicas (ACC), el cual es una técnica de ordenación que se basa en considerar la abundancias de grupos y variables ambientales simultáneamente (TER BRAAK 1987). En este análisis, los ejes se constriñen para optimizar su relación con una serie de variables ambientales. Las familias con una abundancia estandarizada inferior a 1 individuo/trampa/día fueron eliminadas del análisis. A partir de las coordenadas de los 4 primeros ejes obtenidos en el ACC, se agruparon las familias de himenópteros mediante métodos de clasificación jerárquica (UPGMA, basado en distancias euclidianas). En estos dos últimos análisis, se introdujeron solo aquellas variables ambientales con efectos potenciales sobre los himenópteros y poco correlacionadas entre ellas.

Comunidad de micromamíferos

Para el muestreo de las comunidades de micromamíferos se utilizó el método de trampeo en vivo, mediante técnicas de captura-recaptura. Los dispositivos utilizados eran trampas tipo "Sherman", colocando uno en cada estación de muestreo (es decir, 25 por parcela). Este muestreo se realizó durante dos épocas diferentes (julio y setiembre) de dos años consecutivos (2005 y 2006). Todos los dispositivos permanecieron en las parcelas durante 2 a 4 noches con visitas después del cada amanecer. Los resultados que se presentan corresponden a la suma de las capturas de todos los períodos de muestreo.

Para analizar cuales eran los factores que explican la presencia (como la probabilidad de captura) de micromamíferos en el área de estudio, se realizó un modelo de regresión logística múltiple donde la variable respuesta era la presencia/ausencia de micromamíferos en los dispositivos para cada una de las estaciones de muestreo, y como variables explicativas se introdujeron las variables utilizadas para caracterizar los hábitats de cada una de las estaciones de muestreo. Las variables referentes a la madera muerta en descomposición no se introdujeron en el modelo y se sustituyeron por una variable dicotómica que consistía en la presencia/ausencia de madera muerta en descomposición en la estación de muestreo. Así, se entraron como variables categóricas el tipo de bosque (nominal), el número de tocones y el número de árboles muertos (ordinales) y la presencia/ausencia de madera muerta (binaria). La introducción de todas las variables (tanto categóricas como continuas) para ver cuales eran las que mejor explicaban el modelo se hizo mediante la técnica de pasos hacia adelante. Se usó como prueba de bondad de ajuste del modelo el test de Hosmer-Lemeshow. La regresión logística es el método de análisis adecuado cuando se necesita modelizar una variable respuesta binaria, del tipo presencia o ausencia de micromamífero, y permite el uso conjunto de covariables de tipo categórico y continuo, proporcionando interpretación biológica a sus parámetros. Se hizo un análisis para cada uno de las especies y el total de micromamíferos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comunidad de himenópteros voladores

Se capturaron un total de 3.318 himenópteros voladores (2.257 en 2005 y 1.061 en 2006) que pertenecían a 32 familias y 12 superfamilias. Estos individuos se separaron en 701 morfoespecies. Diapriidae era la familia con más abundancia (1332 individuos), seguida de Ichneumonidae (921 individuos) y Braconidae (707 individuos). Estas tres familias comprendían el 80% del total de himenópteros capturados. Las siguientes familias eran raras (menos de seis individuos capturados por familia): Aphelinidae, Eupelmidae, Eurytomidae, Signiphoridae, Chrysididae, Evaniidae, Sphecidae, Pamphilidae y Siricidae. La familia con más morfoespecies era Ichneumonidae (215 morfoespecies), seguida de Diapriidae (129 morfoespecies) y Braconidae (87 morfoespecies).

La abundancia total de himenópteros era diferente entre tipo de bosques, pero dentro de éstos era similar entre las parcelas (Tabla 1). Por su parte, mientras que la riqueza de morfoespecies y familias y la diversidad de morfoespecies eran similares entre tipos de vegetación y entre parcelas, la diversidad de familias era similar entre hábitats pero no entre parcelas (Tabla 1). Así, la abundancia estandarizada de himenópteros era superior en el pinar que en el abetal. En cuanto a la riqueza y diversidad de morfoespecies y familias, ésta era similar entre hábitats y parcelas, aunque se apreciaba una clara tendencia a tener valores más elevados los pinares que los abetales (Tabla 1).

Las diferencias de abundancia entre hábitats se podrían explicar porque en el pinar el recubrimiento arbóreo es inferior que en el abetal, cosa que estaría relacionada con ambientes más abiertos y con más recubrimiento herbáceo y arbustivo, estratos a los cuales los himenópteros estarían más asociados. Aún así, aunque las diferencias de abundancia entre hábitats eran significativas, la varianza que nos explicaba el tipo de bosque en el modelo era muy baja (alrededor del 3%), la cual cosa nos estaría indicando que sí que existen diferencias entre tipos de bosque, pero estas diferencias no se explican a nivel de parcela

Variable respuesta	<i>Abies alba</i>	<i>Pinus uncinata</i>	TOTAL	Tipo bosque	Parcela
Total ind./trampa/día	6,9±0,6	9,8±1,1	8,4±0,6	0,034	0,823
Riqueza Morfoespecies	16,8±1,4	21,2±1,8	19,0±1,1	0,113	0,631
Riqueza Familias	4,2±0,2	6,0±0,4	5,0±0,2	0,095	0,173
H' Nivel Morfoespecies	1,5±0,1	1,9±0,1	1,7±0,0	0,152	0,004
H' Nivel Familias	1,0±0,1	1,3±0,1	1,1±0,1	0,125	0,089

Tabla 1. Abundancia total (media ± error estándar), riqueza de morfoespecies y familias, índice de diversidad de Shannon de morfoespecies y familias, de la comunidad de himenópteros. Se muestra el grado de significación del ANOVA anidado utilizado para observar diferencias entre tipo de bosque y parcelas.

Table 1. Total abundance (mean ± standard error), morphospecies and families richness, Shannon diversity index of morphospecies and families, of Hymenoptera community. The level of significance of the nested ANOVA used to observe differences between forest type and plots are shown.

(ya que no hay diferencias significativas), y posiblemente se explicarían por variaciones en algunas características estructurales del bosque a escala de estación de muestreo, por lo que las comunidades de himenópteros estarían más influenciadas por las condiciones locales del hábitat que por las características del bosque en general. Por otro lado, cabe destacar que el taxón de los Himenópteros es un grupo muy diversificado, con muchos géneros y especies por familia, y aunque muchos de estos grupos son homogéneos dentro de familia, es difícil encontrar una explicación al comportamiento de un grupo tan amplio y diversificado, con géneros y especies de comportamiento tan contrastado.

Por su parte, se encontró que las curvas rangos abundancia eran muy similares entre las tres

parcelas de los dos tipos de bosque presentando pocas especies abundantes, como es el caso de Ichneumonidae, Diapriidae y Braconidae que eran muy abundantes en todas las parcelas, y Pteromalidae que lo era en una de las parcelas del abetal. Algunas familias presentaban abundancias intermedias y muchas otras eran poco abundantes, lo que sugiere que estos hábitats tienden a ser poco equitativos (MAGURRAN 1988). Exceptuando las familias más abundantes, la abundancia relativa de las otras familias era inferior en el abetal (Tabla 2). El patrón era el mismo si comparáramos solo las curvas de cada tipo de bosque (suma de las tres parcelas), y se observaba claramente que el número de familias era superior en el pinar que en el abetal, la cual cosa ya se intuía con los análisis de la varianza (Tabla 2), aunque sin diferencias signifi-

Superfamilia	Familia	<i>Abies alba</i>	<i>Pinus uncinata</i>	TOTAL	Tipo bosque	Parcela
Apoidea	Colletidae	0,0±0,0	0,4±0,1	0,2±0,1	0,001	0,784
Apoidea	Halictidae	0,0±0,0	0,1±0,1	0,1±0,0	0,030	0,557
Ceraphronoidea	Ceraphronidae	0,1±0,1	0,3±0,1	0,2±0,1	0,048	0,163
Ceraphronoidea	Megaspilidae	0,1±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,683	0,064
Chalcidoidea	Encyrtidae	0,1±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,443	0,677
Chalcidoidea	Mymaridae	0,1±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,973	0,172
Chalcidoidea	Pteromalidae	0,3±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1	0,609	0,117
Ichneumonoidea	Braconidae	1,9±0,3	1,2±0,3	1,5±0,2	0,145	0,110
Ichneumonoidea	Ichneumonidae	1,2±0,1	2,8±0,4	2,0±0,2	0,028	0,259
Proctotrupeoidea	Diapriidae	2,7±0,4	3,2±0,5	3,0±0,3	0,856	0,313
Proctotrupeoidea	Platygastridae	0,1±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,432	0,300
Sphecoidea	Crabronidae	0,1±0,1	0,4±0,1	0,2±0,1	0,092	<0,0001
Vespoidea	Pompilidae	0,0±0,0	0,1±0,0	0,1±0,0	0,067	0,032
Vespoidea	Vespidae	0,1±0,0	0,0±0,0	0,1±0,0	0,348	0,015

Tabla 2. Abundancia (media ± error estándar) de las familias de himenópteros más comunes en las parcelas capturados mediante platos amarillos. Se muestra el grado de significación del ANOVA anidado utilizado para observar diferencias entre tipo de bosque y parcelas.

Table 2. Families abundance (mean ± standard error) of hymenopterous more common in plots caught using yellow plates. The level of significance of the nested ANOVA used to observe differences between forest type and plots are shown.

cativas entre tipo de bosque. Esto es, posiblemente debido a la gran varianza que existía entre las diferentes estaciones en cuanto al número de familias de himenópteros presentes en el caso del pinar, y/o a que su distribución de especies entre las diferentes estaciones no es tan homogénea como lo puede ser en el abetal. Cabe destacar que este aumento del número de familias en el pinar se debía básicamente a la presencia de un mayor número de familias raras en este tipo de bosque.

Así, en cuanto a la composición de la comunidad de himenópteros, existía un 70% de superposición o similitud entre los dos tipos de bosque, con 7 familias apareciendo exclusivamente en el bosque de pino negro y solo una (Torymidae) exclusivamente en el abetal. Seis de las siete familias exclusivas del pinar eran raras (Aphelinidae, Eurytomidae, Signiphoridae, Chrysididae, Evaniidae, Sphecidae y Pamphilidae), y otras dos familias (Apidae y Dryinidae) tenían menos de 20 individuos capturados. La composición de la comunidad a nivel de morfoespecie mostraba un 20,6% de superposición o similitud entre tipo de vegetación (371 morfoespecies aparecían exclusivamente en el pinar y 186 solo en el abetal). Este patrón es coincidente con otros estudios donde se muestra que la composición de las comunidades de insectos muestra baja similitud entre diferentes tipos de bosque, y sobretodo a niveles taxonómicos bajos, como son género y especie. Este hecho podría ser más acentuado en el caso de los Himenópteros, donde el número de familias raras es muy elevado. En este grupo existen muchas especies con una densidad poblacional muy baja, ya que son especies muy especializadas, principalmente parasitoides con un estrecho rango de huéspedes, la cual cosa la variación en la abundancia de sus huéspedes hace que las poblaciones se mantengan a niveles bajos. Estas especies con este elevado grado de especialización son muy vulnerables a la extinción, por lo que es de suma importancia que se mantengan las poblaciones huéspedes de manera indirecta a través de las características estructurales del bosque adecuadas para éstos. Cabe destacar la importancia de estas especies raras en las comunidades de Himenópteros, o por lo menos las del Parque Nacional de Aigüestortes, ya que de las 32 fami-

lias muestreadas, siete son raras y cuatro más tienen 15 o menos individuos capturados.

Los resultados de los análisis de regresión lineal múltiple, nos indicaban que podemos explicar parte de la variabilidad de las medidas estructurales de la comunidad de himenópteros a partir de diferentes características estructurales concretas de cada estación (Tabla 3). Así, en el caso de la abundancia y riqueza de morfoespecies de himenópteros, solo una variable estructural entraba en el modelo. El volumen de madera muerta en estado de descomposición 2 mostraba una relación positiva con la abundancia total y la riqueza de himenópteros. Estos dos modelos nos explicaban un 6,5% y un 13,5% de la variabilidad,

Variable dependiente	R ²	P	Variables forestales	Beta	FIV
Abundancia	6,5	<0,0001	VMM2	0,267	1,000
S morfoespecies	13,5	<0,0001	VMM2	0,375	1,000
H morfoespecies	18,8	<0,0001	Rhmu	-0,154	1,250
			RSVI	-0,237	1,023
			Rhtot	0,248	1,103
			Rafr	-0,209	1,237
S familias	22,3	<0,0001	Rhtot	0,373	1,027
			VMM2	0,252	1,025
			RSVI	-0,193	1,034
			Rafr	-0,189	1,035
H familias	19,7	<0,0001	Rhtot	0,377	1,025
			Rafr	-0,232	1,030
			RSVI	-0,196	1,019

Tabla 3. Tabla resumen de los análisis de regresión lineal múltiple entre las variables que caracterizan la estructura (variables independientes), y composición de la comunidad de himenópteros (variables respuesta). N=150 en los cinco casos. Se presenta la variable dependiente, el % de variabilidad que explica el modelo (R²), el grado de significación (p), las variables que entran dentro del modelo, la beta estandarizada y el nivel de colinealidad de una variable con las otras (FIV). Abreviaturas: VMM2, Volumen de madera muerta en estado de descomposición 2; Rhmu, Recubrimiento de musgos; RSVI, Recubrimiento de hojarasca en el sustrato; Rhtot, Recubrimiento herbáceo total; Rafr, Recubrimiento arbóreo de frondosas.

Tabla 3. Summary table of multiple linear regression analysis between variables that characterize the structure (independent variables) and community composition of Hymenoptera (response variables). N = 150 in all five cases. We present the dependent variable, % of variability explained by the model (R²), the level of significance (p), the variables that come into the model, standardized beta and the level of collinearity of a variable with the others (FIV). Abbreviations: VMM2, volume of coarse woody debris class 2; Rhmu, cover by moss; RSVI, cover by organic matter; Rhtot, cover by herbs; Rafr, cover by deciduous trees.

respectivamente. Por su parte, la riqueza de familias también era explicada por esta variable y en el mismo sentido, además del recubrimiento herbáceo total, y el recubrimiento de hojarasca del sustrato y el recubrimiento arbóreo de frondosas, éstas dos últimas relacionadas de forma negativa con la variable respuesta. Las cuatro variables que entraban en el modelo explicaban un 22,3% de la variabilidad. Por otro lado, la diversidad de morfoespecies venía explicada por el recubrimiento herbáceo total de manera positiva, y negativamente por el recubrimiento de musgos, el recubrimiento de hojarasca del sustrato y el recubrimiento arbóreo de frondosas. Estas cuatro variables explicaban un 18,8% de la variabilidad. La diversidad de familias venía también explicada por el recubrimiento herbáceo total siguiendo el mismo patrón, y de forma negativa con el recubrimiento arbóreo de frondosas y el recubrimiento de hojarasca en el sustrato, explicándonos un 19,7% de la variabilidad.

De estos análisis, se deduce que un factor muy importante en la estructuración de las comunidades de himenópteros era el volumen de madera muerta en estado de descomposición 2, de modo, que cuando más volumen hay en la estación, mayor abundancia, número de morfoespecies y de familias de himenópteros existen. Este fenómeno puede ser debido al hecho que la madera en este estado de descomposición, dura pero que ya empieza a descomponerse, es perfecta para que los individuos de himenópteros de algunas familias (sobre todo aquellas pertenecientes a la Superfamilia Apoidea) hagan sus nidos en los agujeros de la madera y se desarrollen sus larvas, o, que insectos huéspedes de algunos parasitoides hagan sus nidos allí, y después muchas familias de himenópteros parasitoides parasiten sus larvas. Las maderas en estado 3 y 4 ya estarían demasiado descompuestas para que fueran provechosas para los himenópteros. El recubrimiento herbáceo total también es muy importante para la estructuración de las comunidades de himenópteros de Aigüestortes, ya que su aumento hace incrementar la diversidad de morfoespecies y familias, así como la riqueza de familias. Esto puede ser debido a la importancia de este estrato para muchas especies de himenópteros, y básicamente para aquellas florícolas que dependen de la producción de polen y

néctar por parte de las flores de las plantas de este estrato. También existe una estrecha relación con el recubrimiento de frondosas y de hojarasca en el sustrato, pero de forma negativa, encontrando mayor diversidad de morfoespecies y familias y riqueza de familias cuando menos recubrimiento de frondosa y menos hojarasca hay en el sustrato. Esto puede ser debido a que las especies frondosas están más relacionadas con los abetales, que son hábitats más cerrados que los pinares, y esto junto a que son planifolios, llegaría menos luz a los estratos inferiores, impidiendo el desarrollo de hierbas, que como ya se ha visto están muy relacionadas positivamente con las variables descriptoras de la estructura de las comunidades de himenópteros. En este mismo sentido, el recubrimiento de hojarasca impide el desarrollo del estrato herbáceo.

Mediante el análisis de correspondencias canónicas (ACC) y métodos de clasificación, se establecieron diferentes grupos de familias de himenópteros de acuerdo con su abundancia estandarizada en las diferentes estaciones de muestreo. El primer eje estaba básicamente condicionado por el recubrimiento arbóreo, de modo que aún lado del eje teníamos las estaciones con un mayor recubrimiento arbóreo de *Abies alba*, que tienen un recubrimiento arbóreo total más cerrado, poco recubrimiento arbustivo y con un estrato herbáceo con mucho musgo, y en el otro lado del eje se situaban las estaciones de muestreo con recubrimiento mayor de *Pinus uncinata*, y con un recubrimiento de sotobosque más importante (Figura 2). El segundo eje estaba relacionado con el recubrimiento herbáceo total, y en menor grado con el número de árboles muertos en pie. Los primeros dos ejes explicaban un 56,7% de la varianza de la relación familias-ambiente. Tres grupos de familias fueron definidos de acuerdo con sus coordenadas en los primeros ejes del ACC análisis: 1) Un primer grupo formado por cuatro familias, tres de las cuales parasitoides y una florícola. Su presencia era superior en las zonas con un mayor recubrimiento herbáceo y mayor volumen de madera muerta en estado 1 de descomposición. Su presencia estaba más asociada a los bosques de pino negro; 2) El segundo grupo estaba formado por cinco familias, tres de las cuales eran parasitoides, una depredadora y la otra fitófaga. Su presencia estaba relacionada

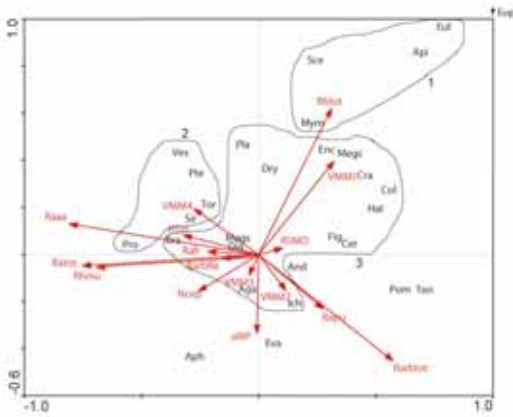


Figura 2. Representación de las familias de himenópteros (en cursiva) y los factores ambientales (en rojo) afectando la estructura de la comunidad, en los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas llevado a cabo con los datos de abundancia de familias de himenópteros en las diferentes estaciones de muestreo. Las líneas rotas contienen las familias de los tres grupos (1 a 3) definidos con métodos de clasificación. Abreviatura de las familias: *And* (Andrenidae), *Api* (Apidae), *Col* (Colletidae), *Hal* (Halictidae), *Megc* (Megachilidae), *Cer* (Cephrionidae), *Megs* (megaspilidae), *Aga* (Agaonidae), *Aph* (Aphelinidae), *Enc* (Encyrtidae), *Eul* (Eulophidae), *Eup* (Eupelmidae), *Mym* (Mymaridae), *Pte* (pteromalidae), *Tor* (Torymidae), *Dry* (Dryinidae), *Fig* (Figitidae), *Eva* (Evaniidae), *Bra* (Braconidae), *Ich* (Ichneumonidae), *Dia* (Diapriidae), *Pla* (Platygastridae), *Pro* (Proctotrupidae), *Sce* (Scelionidae), *Sir* (Siricidae), *Ten* (Tenthredinidae), *Cra* (Crabronidae), *Pom* (Pompilidae). Abreviaturas de los factores ambientales: Raaa (Recubrimiento arbóreo de *Abies alba*), Rapu (Recubrimiento arbóreo de *Pinus uncinata*), Rafr (Recubrimiento arbóreo de frondosas), Ratot (Recubrimiento arbóreo total), RaRbRe (Recubrimiento arbustivo del regenerado), RaRbtot (Recubrimiento arbustivo total), Rhmu (Recubrimiento herbáceo de musgos), Rhtot (Recubrimiento herbáceo total), RSVI (Recubrimiento de virosta en el sustrato), RSMO (Recubrimiento de materia orgánica en el sustrato), aRIP (árboles muertos en pie), Ncep (Número de tocones), VMM1 (Volumen de madera muerta en estado de descomposición 1), VMM2 (Volumen de madera muerta en estado de descomposición 2), VMM3 (Volumen de madera muerta en estado de descomposición 3), y VMM4 (Volumen de madera muerta en estado de descomposición 4).

Figure 2. Hymenoptera families representation (in italics) and environmental factors affecting the community structure, in the first two axes of canonical correspondence analysis performed with the abundance data from Hymenoptera families in different sampling stations. The broken lines contain the families of the three groups (1 to 3) defined by classification methods. Abbreviation for families: *And* (Andrenidae), *Api* (Apidae), *Col* (Colletidae), *Hal* (Halictidae), *Megc* (Megachilidae), *Cer* (Cephrionidae), *Megs* (megaspilidae), *Aga* (Agaonidae), *Aph* (Aphelinidae), *Enc* (Encyrtidae), *Eul* (Eulophidae), *Eup* (Eupelmidae), *Mym* (Mymaridae), *Pte* (pteromalidae), *Tor* (Torymidae), *Dry* (Dryinidae), *Fig* (Figitidae), *Eva* (Evaniidae), *Bra* (Braconidae), *Ich* (Ichneumonidae), *Dia* (Diapriidae), *Pla* (Platygastridae), *Pro* (Proctotrupidae), *Sce* (Scelionidae), *Sir* (Siricidae), *Ten* (Tenthredinidae), *Cra* (Crabronidae), *Pom* (Pompilidae). Abbreviations of environmental factors: Raaa (*Abies alba* tree cover), Rapu (*Pinus uncinata* tree cover), Rafr (deciduous tree cover), Ratot (total tree cover), RaRbRe (Tree regeneration cover), RaRbtot (Total Shrub cover), Rhmu (Moss cover), Rhtot (Herb cover), RSVI (decaying wood cover), RSMO (Organic matter cover), aRIP (Died trees), Ncep (Stump number), VMM1 (Coarse woody debris class 1), VMM2 (Coarse woody debris class 2), VMM3 (Coarse woody debris class 3), y VMM4 (Coarse woody debris class 4).

dae), *Ten* (Tenthredinidae), *Cra* (Crabronidae), *Pom* (Pompilidae), *Ves* (Vespilidae). Abbreviations of environmental factors: Raaa (*Abies alba* tree cover), Rapu (*Pinus uncinata* tree cover), Rafr (deciduous tree cover), Ratot (total tree cover), RaRbRe (Tree regeneration cover), RaRbtot (Total Shrub cover), Rhmu (Moss cover), Rhtot (Herb cover), RSVI (decaying wood cover), RSMO (Organic matter cover), aRIP (Died trees), Ncep (Stump number), VMM1 (Coarse woody debris class 1), VMM2 (Coarse woody debris class 2), VMM3 (Coarse woody debris class 3), y VMM4 (Coarse woody debris class 4).

con los bosques con un mayor recubrimiento arbóreo, básicamente de abeto, en los cuales existía un elevado recubrimiento de musgos, y el recubrimiento arbustivo era menos importante que en los pinares. Las familias de este grupo estaban muy asociadas con el volumen de madera muerta en estado de descomposición 4; y 3) Este era el grupo más importante en abundancia y número de familias (14); este grupo no estaba influenciado por el tipo de bosque, aunque si parecía que la zona derecha del grupo estaba más relacionada con el pinar, y más directamente con un mayor recubrimiento herbáceo y el volumen de madera muerta en estado de descomposición 1. Seis familias quedaron situadas solas, de las cuales tres eran parasitoides, y las otras tres eran una florícola, otra depredadora y otra fitófaga.

Un patrón muy claro que se observa en el ACC es que la mayoría de familias florícolas (Apidae, Colletidae, Halictidae y Megachilidae) están muy relacionadas con el recubrimiento herbáceo, evidentemente porque son las hierbas las que producen la mayor cantidad de flores con néctar en estos ambientes. Encontramos más especies de este gremio en los pinares, ya que estos son más abiertos facilitando una mayor proliferación del estrato herbáceo, y también del arbustivo, formado básicamente por rododendro y arándano, especies arbustivas también con una importante producción de néctar. También, la mayor parte de las familias de la Superfamilia Apoidea, que son las que hacen los nidos en la madera muerta, quedan muy próximas a la madera muerta en estado de descomposición 1. Por otro lado, la familia Siricidae, con individuos que se alimentan de materia muerta en avanzado estado de descomposición, queda muy próxima a la madera en estado de descomposición 4. Otra familia, Tenth-

redinidae, que sus individuos ponen su puesta en plantas arbustivas, queda muy próxima al recubrimiento arbustivo total. Cabe destacar otra vez que es difícil establecer una relación entre las variables ambientales y las familias de parasitoides dado que dentro de cada familia hay un número muy grande de géneros con un amplio rango de huéspedes y las abundancias de cada género estarán muy relacionadas con el comportamiento específico de sus huéspedes concretos.

De este análisis, se deduce que existen importantes diferencias en la composición de la comunidad de himenópteros entre los dos tipos de bosque, habiendo unas familias más relacionadas con la estructura forestal del abetal y otras con la del pinar. Otros estudios ya decían que las diferencias entre tipos de vegetación se dan a nivel de composición de la comunidad, más que en la abundancia y riqueza (VANACE *et al.* 2007), y esto es coincidente con nuestros resultados, donde apreciamos diferencias de composición mediante análisis multivariante, pero no observamos prácticamente diferencias, excepto en la abundancia, en las características estructurales de la comunidad analizadas mediante análisis univariante. Así, el tipo de bosque separa claramente unas familias de otras. Pero además, la variabilidad existente en las características estructurales del bosque hace que dentro de cada tipo de bosque, o independientemente de este, unas familias estén asociadas a unas variables forestales y otras familias a otras variables.

Comunidad de micromamíferos

Se capturaron un total de 178 individuos pertenecientes a 4 especies diferentes, 3 de roedores (O. Rodentia) y 1 de insectívoro (O. Insectivora) (Tabla 4). La especie con más capturas en el total del área de estudio es *Clethrionomys glareolus* (el topillo rojo, O. Rodentia), con 87 capturas. Esta especie también es la que aparece en más estaciones de muestreo. Seguidamente, la especie con más capturas (51) y ocurrencia es *Apodemus sylvaticus* (el ratón de campo, O. Rodentia). *Eliomys quercinus* (el lirón careto, O. Rodentia) presentaba un número inferior de capturas (35) y ocurrencia. Por su lado, tan solo fueron capturados 5 individuos de *Sorex araneus* (musaraña bicolor, O. Insectivora)

Especie	<i>Abies alba</i>	<i>Pinus uncinata</i>	Total
<i>Apodemus sylvaticus</i>	27 (28%)	24 (29%)	51 (29%)
<i>Clethrionomys glareolus</i>	45 (41%)	42 (36%)	87 (39%)
<i>Eliomys quercinus</i>	15 (17%)	20 (23%)	35 (20%)
<i>Sorex araneus</i>	1 (1%)	4 (5%)	5 (3%)
Total	88 (68%)	90 (60%)	178 (64%)

Tabla 4. Número de capturas y porcentaje de ocurrencia en las diferentes estaciones de muestreo para cada una de las parcelas (25 estaciones de muestreo), para el total de las tres parcelas de cada bosque (75 estaciones de muestreo) y el total del estudio (150 estaciones de muestreo).

Table 4. Trap number and percentage of occurrence in different sampling station for each plot (25 sampling stations) of each forest type, for the total of the three plots in each forest (75 sampling stations) and the entire study (150 sampling stations).

que aparecieron en un 3% de las estaciones de muestreo. Tanto las capturas de estas cuatro especies de micromamíferos como su porcentaje de ocurrencia presentaban valores muy similares entre los dos tipos de hábitats, pero estos valores sí que presentaban variabilidad entre parcelas. Esto nos puede estar indicando que su presencia no depende tanto del tipo de bosque sino como de las características estructurales de estos, las cuales muestran mucha variabilidad entre parcelas.

El modelo de regresión logística múltiple aplicado a la probabilidad de captura de micromamíferos en general, nos indicaba que la presencia de micromamíferos era explicada por 3 de las 24 variables descriptivas utilizadas explicándonos un 28% de la variabilidad (Tabla 5). Así, existía una dependencia clara de los micromamíferos con el recubrimiento herbáceo de especies gramíneas, el recubrimiento arbustivo total y la presencia o ausencia de madera muerta en descomposición. El hecho de que en un hábitat no exista madera muerta en descomposición aumentaba en un 3,2 la probabilidad inicial de encontrar un micromamífero, por lo que la ausencia de madera muerta era clave para la presencia de este grupo faunístico. Este análisis estaba muy condicionado por las capturas de topillo rojo ya que era la especie más abundante.

A nivel específico, la probabilidad de encontrar topillo rojo dependía del recubrimiento arbustivo

de *Rhododendron ferrugineum*, del recubrimiento arbustivo total y del recubrimiento de musgos. Estas tres variables explicaban un 23% de la varianza de su presencia en el área de estudio según el modelo logístico desarrollado, de modo que a mayor recubrimiento en estas tres variables mayor presencia de este roedor (Tabla 5). *R. ferrugineum* es un arbusto de unos 0,5 m de altura y de hoja perenne, la cual cosa genera una capa protectora todo el año contra los depredadores y facilita el campeo por debajo para la obtención de alimento sin gran riesgo de ser depredado. Este hecho facilita la aparición de esta especie en las estaciones de muestreo donde hay un gran recubrimiento de este arbusto, la mayoría en los pinares. Así, esperaríamos encontrar más topillos rojos en los pinares, pero el modelo también indicaba que un mayor recubrimiento de musgos aumentaba su

presencia, y los musgos tenían un recubrimiento superior en más estaciones de los abetales, y por el contrario, en los pinares encontrábamos pocas estaciones con valores elevados de recubrimiento de musgos. Un aumento del recubrimiento arbustivo total, que comprendía también el de rododendro, hacía incrementar también la probabilidad de capturar un topillo rojo; este recubrimiento estaba igualmente repartido entre las estaciones de los dos tipos de bosque.

Por su parte, la presencia de ratón de campo dependía del recubrimiento herbáceo total y del recubrimiento de agua en el sustrato. Estas dos variables explicaban un 15% de la varianza del modelo logístico aplicado (Tabla 5). La probabilidad de capturar individuos de ratón de campo disminuía con el recubrimiento herbáceo mien-

Variable dependiente	Variables explicativas	β	Err. Std	Wald	Sig.	OR	I.C. 95,0% para OR		Test H&L		R ²
							Inf.	Sup.	Chi	Sig.	
Micromamíferos	Constante	0,169	0,369	0,2	0,646	1,19			7,7	0,464	0,28
	Rec. arbustivo	0,032	0,009	11,5	0,001	1,03	1,01	1,05			
	Rec. gramíneas	-0,043	0,011	14,8	<0,0001	0,96	0,94	0,98			
	Madera muerta(*)	1,151	0,474	5,9	0,015	3,16	1,25	8,00			
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Constante	-0,289	0,292	1,0	0,324	0,75			4,4	0,731	0,15
	Rec. agua	0,139	0,052	7,1	0,008	1,15	1,04	1,27			
	Rec. herbáceo	-0,036	0,012	8,9	0,003	0,96	0,94	0,99			
<i>Clethrionomys glareolus</i>	Constante	-2,306	0,484	22,7	<0,0001	0,10			5,7	0,676	0,23
	Rec. <i>R. ferrugineum</i>	0,020	0,009	4,9	0,027	1,02	1,00	1,04			
	Rec. arbustivo	0,025	0,010	6,8	0,009	1,03	1,01	1,05			
	Rec. musgos	0,042	0,012	11,9	0,001	1,04	1,02	1,07			
<i>Eliomys quercinus</i>	Constante	-2,620	0,481	29,7	<0,0001	0,07			8,3	0,401	0,11
	Rec. arbustivo	0,028	0,009	9,2	0,002	1,03	1,01	1,05			
	Rec. helechos	0,092	0,047	3,8	0,050	1,10	1,00	1,20			
<i>Sorex araneus</i>	Constante	-1,477	0,682	4,7	0,030	0,23			8,6	0,286	0,10
	Rec. arbóreo	-0,051	0,022	5,285	0,022	0,95	0,91	0,99			

Tabla 5. Resultados de la regresión logística múltiple para determinar que variables explicativas proporcionan información de la probabilidad de captura de micromamíferos en general, o para cada una de las especies capturadas. Se presentan las variables explicativas que entran en cada uno de los modelos, el valor del coeficiente de cada variable (β) y su error estándar en el modelo, el estadístico de Wald (que sigue una distribución chi-cuadrado) y el grado de significación, los Odds Ratio (OR) de cada variable y su intervalo de confianza para el 95% de su seguridad. Asimismo, se presentan el valor de Chi-cuadrado y su significación para la prueba de evaluación de la bondad de ajuste del modelo (Test de Hosmer & Lemeshow), y el coeficiente de determinación del modelo (R² de Nagelkerke). Abreviaturas: Rec, recubrimiento; *, variable categórica. En ninguno de los casos las variables que entran en el modelo están correlacionadas.

Table 5. Results of multiple logistic regression to determine which explanatory variables provide information on the probability of capture of small mammals in general or for each of the species caught. We present the explanatory variables that enter each of the models, the coefficient of each variable (β) and its standard error in the model, the Wald statistic (which follows a chi-square) and the degree of significance. The Odds ratio (OR) of each variable and its confidence interval for 95% of its security. It also presents the value of Chi-square and its significance for the evaluation test of the goodness of fit of the model (Hosmer & Lemeshow test) and the coefficient of determination of the model (Nagelkerke R²). Abbreviations: Rec, cover; *, categorical variable. In either case the variables within the model are correlated.

tras que aumentaba a medida que incrementaba la presencia de agua en las estaciones de muestreo. El ratón de campo es una especie oportunista, muy asociada a ambientes nitrófilos, lo cual explicaría su mayor presencia en los ambientes con acumulación de agua.

El modelo de regresión logística múltiple aplicado a la presencia del lirón careto, predecía que su presencia dependía del recubrimiento arbustivo total y del recubrimiento de helechos, y estas dos variables explicaban un 11% de la varianza (Tabla 5). La probabilidad de encontrar un individuo de lirón careto aumentaba a medida que incrementaba el recubrimiento de estas dos variables. Aunque esta especie nidifica en los árboles, es una especie oportunista que sale a los hábitats abiertos en busca de alimento. El lirón careto es capaz de desplazarse por los árboles por lo que la técnica de muestreo utilizada puede estar infravalorando su presencia, por lo que es difícil que sea capturada en trampas situadas a nivel de suelo.

En cuanto a la musaraña bicolor, solo el recubrimiento arbóreo total entraba en el modelo logístico, y predecía que la probabilidad de capturar un individuo de musaraña bicolor disminuía exponencialmente a medida que incrementaba el recubrimiento total de árboles, explicando solo un 10% de la varianza del modelo (Tabla 5). Cabe mencionar que aunque el modelo tiene una adecuada bondad de ajuste, no es muy fiable dado que solo se basa en 5 capturas. Además, esta especie tiene una reducida área de actividad, por lo que una trampa cada 20 m puede ser insuficiente para un adecuado muestreo de esta especie.

Un resultado interesante es que la probabilidad de capturar un micromamífero en general, y de una especie en concreto, no depende del tipo de bosque (tal y como ya se apreciaba con los valores absolutos de capturas entre tipos de bosque), pero sí de algunas de las características estructurales de los bosques (Tabla 5). Es decir, que los micromamíferos no dependen directamente de la especie arbórea que tienen encima, sino que tienen una importante dependencia de la estructura del bosque, la cual no va asociada a la especie arbórea concreta. Tampoco se encontró relación alguna con el recubrimiento arbóreo, ni específico ni ge-

neral, de las estaciones de muestreo. Esto nos indicaría que su presencia no tiene una relación directa con la presencia de estrato arbóreo encima, y cuando la hay, la relación es negativa, por lo que los micromamíferos son indiferentes al estrato arbóreo, y necesitarían de la presencia de espacios abiertos. La formación de estos espacios formaría parte de los procesos naturales de autoregeneración que se dan en los bosques maduros.

CONCLUSIONES

- El tipo de bosque no explica la variabilidad en los datos de estructuración y composición de las comunidades de himenópteros y micromamíferos, y cuando lo hace (como en el caso de la abundancia total de himenópteros), la variabilidad explicada es muy baja. No obstante, en el caso de los himenópteros, el análisis multivariante separaba claramente unas familias más asociadas con los abetales y otras con los pinares, aunque no van asociadas directamente a estas especies arbóreas, sino a la estructura forestal que se genera en cada tipo de bosque.
- La variación de las variables estructurales del bosque a nivel de microhábitat sí que explican parte de la variabilidad en los datos de estructuración y composición de las comunidades de himenópteros y micromamíferos, pero siempre explicando un porcentaje no muy alto de la variabilidad (no superior al 30%). Esto podría indicar que existe algún factor muy heterogéneo que no se ha tenido en cuenta que influye mucho en la estructuración de las comunidades de himenópteros y micromamíferos. Esto sugiere la importancia de futuros estudios para analizar cuáles son los factores relacionados con la estructura de los bosques maduros que permiten predecir la composición y estructura de las comunidades de himenópteros y micromamíferos.
- Las diferentes familias de himenópteros y especies de micromamíferos se relacionan con diferentes características estructurales del bosque. Así, cuanto más heterogeneidad de diferentes estructuras forestales encontremos en estos dos tipos de bosque, mayor diversidad

de himenópteros y micromamíferos podemos encontrar. Es por ello, que es importante el mantenimiento de un importante grado de madurez del bosque, donde haya la existencia de bosques con un importante recubrimiento arbóreo y la existencia de una dinámica de claros importantes, donde ganan importancia los estratos inferiores (arbusivo y herbáceo), y con una importante acumulación de madera muerta en descomposición.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto se ha beneficiado de una Ayuda para la Investigación del Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo Parques Nacionales (convocatoria 2003). Los autores quieren agradecer a Nacima Meghelli la ayuda prestada en los trabajos de campo y a Helena Barril la separación, clasificación e identificación de todo el material.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSEN, A.N. 1992. Regulation of «momentary» diversity by dominant species in exceptionally rich ant communities of the Australian seasonal tropics. *Am Nat* 140: 401-420.
- ARRIZABALAGA, A. & TORRE, I. 1999. Resultat del pla de seguiment dels petits mamífers (insectívors i rosegadors) en els ecosistemes del Montseny (anys 1995-1996). *III i IV Trobades d'estudiosos del Garraf, Monografies, 27*. Diputació de Barcelona. Barcelona. 203-207.
- ARROYO, K.M.T, PRIMACK, R. & ARMESTO, J. 1982. Community studies in pollination ecology in the high temperate Andes of Central Chile. 1. Pollinating mechanisms and altitudinal variation. *Am. J. Bot.* 69: 82-97.
- BALMORF, A., GREEN, M.J.B. & MURRAY, G. 1996. Using higher-taxon richness as a surrogate for species richness: I. regional tests. *Proc. Roy. Soc. Londo. B* 263: 1267-1274.
- BOLLI, J.C., RIGLING, A. & BUGMANN, H. 2007. The influence of changes in climate and land-use on regeneration dynamics of Norway spruce at the treeline in the Swiss Alps *Silva Fennica* 41: 55-70.
- CAMPRODON, J. & PLANA, E. (Ed.) 2001. Conservación de la biodiversidad y gestión forestal; Su aplicación en la fauna vertebrada. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona.
- CERDÁ, X., RETANA, J. & CROS, S. 1997. Thermal disruption of transitive hierarchies in Mediterranean ant communities. *J Anim Ecol* 66:363-374.
- COMAS, L., BOET, O., RASPALL, A. & RETANA, J. 2003. Les comunitats forestals de micromamífers de la Vall d'Espot. *La investigació al Parc Nacional d'Aiguestortes i Estany de Sant Maurici; VI Jornades sobre recerca*.
- DHILLION, S.S. 1999. Environmental heterogeneity, animal disturbances, microsite characteristics, and seedling establishment in a *Quercus havardii* community. *Restor Ecol* 7, 399-406.
- FEINSINGER, P. 2001. Designing field studies for diversity conservation. The nature conservancy and island press. Washington D.C.
- FRANKIE, G.W., THORP, R.W., NEWSTROM-LLOYD, L.E, RIZZARDI, M.A., BARTHELL, J.F., GRISWOLD, T.L., KIM, J.Y. & KAPPAGODA, S. 1998. Monitoring solitary bees in modified wildland habitats: implications for bee ecology and conservation. *Environmental Entomology* 27: 1137-1148.
- GATHMANN A., GREILER H.J. & TSCHARNTKE T. 1994. Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia* 98: 8-14.
- GONZÁLEZ-ESTABAN, J., IRIZAR, I., CASTIÉN, E. & VILLATE, I. 1997. Relación Entre las características del hábitat y la diversidad de micromamíferos. La importancia del manejo forestal. *III Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos*, p.47. SECEM. Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà. Castelló d'Empúries.
- MAGURRAN, A.E. 1988. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones y Distribuciones Vedra, Barcelona. 200 p.
- MARTIN, J. 2002. Clima. En: Garcia, J. (Ed.), *Parque Nacional de Aiguestortes i Estany de Sant Maurici*. Canseco Editores, Talavera de la reina.

- MORRISON L. W. 1996. Community organization in a recently assembled fauna: the case of Polynesian ants. *Oecologia* 107: 243-256.
- PERFECTO, I. & SNELLING, R. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecol Appl* 5:1084-1097.
- PERFECTO, I. & VANDERMEER, J. 1996. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia* 108:577-582
- PIQUÉ, J. & GRACIA, M. 2002. Paisaje forestal. En: Garcia, J. (Ed.), Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Canseco Editores, Talavera de la reina.
- RASPALL, A. & COMAS, L. 1997. El análisis de heces de carnívoros como método complementario en el estudio de los micromamíferos de alta montaña: datos para un contraste metodológico. III Jornadas de la Sociedad Española de Conservación y Estudio de Mamíferos: 66.
- RETANA J. & CERDÁ, X. 2000. Patterns or diversity and composition of Mediterranean ground ant communities tracking spatial and temporal variability in the thermal environment. *Oecologia* 123: 436-444.
- TER BRAAK, C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69:79-87.
- VANCE, C.C., SMITH, S.M., MALCOLM, J.R., HUBER, J. & BELLOCQ, M.I. 2007. Difference between forest type and vertical strata in the diversity and composition of Hymenopteran families and Myrmid genera in Northeastern temperate forests. *Environmental Entomology* 36: 1073-1083.