

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

**ESTUDIO BIOCENOLÓGICO Y
FAUNÍSTICO DEL ORDEN ARANEAE
(ARTHROPODA, ARACHNIDA) EN LOS
ENCINARES CANTÁBRICOS DE
GUIPÚZCOA Y NAVARRA (ESPAÑA)**

TESIS DOCTORAL

Alberto de Castro Gil

2003

Memoria presentada por Alberto de Castro para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas por la Universidad Autónoma de Madrid.

Alberto de Castro

Vº Bº DIRECTORES

Miguel Ángel Ferrández

José Luis Viejo

Madrid, junio de 2003

ÍNDICE

AGRADECIMIENTO

1. CUADRO GENERAL DE ESTUDIO	11
1.1. INTRODUCCIÓN	12
1.2. EL ENCINAR CANTÁBRICO: CARACTERÍSTICAS GENERALES Y ESTADO ACTUAL DE SU CONOCIMIENTO EN EL PAÍS VASCO Y NAVARRA.....	16
1.2.1 Generalidades, cortejo florístico y fitoecología	17
1.2.2. Flora fúngica	18
1.2.3. Fauna	18
<u>1.2.3.1. Invertebrados</u>	18
<u>1.2.3.2. Vertebrados</u>	19
1.2.4. Usos de los encinares cantábricos y situación actual	19
1.3. EL CONOCIMIENTO DEL ORDEN ARANEAE EN LA PENÍNSULA IBÉRICA Y PIRINEOS	20
1.3.1. Antecedentes históricos y estado actual de los conocimientos araneológicos	21
1.3.2. Situación del conocimiento en el País Vasco y Navarra	22
1.4. OBJETIVOS	24
2. EL ÁREA DE ESTUDIO: CARACTERÍSTICAS DE LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO	27
2.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES	28
2.2. ESTACIÓN DE ZUMAIA	32
2.3. ESTACIÓN DE DEBA-ITZIAR.....	33
2.4. ESTACIÓN DE MENDARO	33
2.5. ESTACIÓN DE ARRASATE.....	35
2.6. ESTACIÓN DE ATAUN	37
2.7. ESTACIÓN DE LARRAUN.....	37

3. MATERIAL Y MÉTODOS	39
3.1. PLAN DE MUESTREO	40
3.2. DESCRIPCIÓN DE LOS MÉTODOS DE MUESTREO	42
3.2.1. Muestreo del ambiente epigeo	43
<u>3.2.1.1. Trampas de intercepción de suelo</u>	43
<u>3.2.1.2. Embudos Berlese: Muestras de hojarasca</u>	43
<u>3.2.1.3. Embudos Berlese: Muestras de musgo saxícola</u>	44
<u>3.2.1.4. Caza directa casual</u>	44
3.2.2. Muestreo del ambiente tronco	44
<u>3.2.2.1. Trampas de intercepción de tronco</u>	44
<u>3.2.2.2. Trampas de corteza</u>	44
<u>3.2.2.3. Caza directa casual</u>	45
3.2.3. Muestreo del ambiente maraña	45
<u>3.2.3.1. Batido de ramas del estrato escandente</u>	45
<u>3.2.3.2. Batido el follaje de las ramas de los árboles</u>	46
<u>3.2.3.3. Caza directa casual</u>	46
3.3. CONSERVACIÓN, ETIQUETADO E IDENTIFICACIÓN DE LOS EJEMPLARES	47
3.4. TRATAMIENTO DE LOS DATOS	49
3.4.1. Densidad y dispersión	50
3.4.2. Estructura de dominancia, araneocenosis asociada y asignación de ecotipos	50
3.4.3. Interés faunístico	52
3.4.4. Estructura de la araneocenosis: gremios ecológicos	53
3.4.5. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica	55
3.4.6. α-diversidad	57
3.4.7. β-diversidad	60
3.4.8. Dinámicas estacionales	61
<u>3.4.8.1. Abundancia y actividad</u>	61
<u>3.4.8.2. Diversidad</u>	61
<u>3.4.8.3. Dinámicas de reproducción y tipos de ciclo biológico</u>	61
3.4.9. El tratamiento de los datos en los diferentes capítulos de la sección “4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN”	63

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	65
4.1. VALORACIÓN FAUNÍSTICA	66
4.1.1. Introducción	67
4.1.2. Resultados	68
<u>4.2.2.1. Lista de especies y resultados globales</u>	68
<u>4.2.2.2. Valoración faunística</u>	68
4.1.3. Discusión	71
4.1.4. Conclusiones	75
4.2. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS EPIGEA	76
4.2.1. Introducción	77
4.2.2. Resultados	78
<u>4.2.2.1. Resultados globales</u>	78
<u>4.2.2.2. Abundancia relativa, densidad y dispersión de la araneocenosis respecto a otros grupos de macroartrópodos</u>	79
<u>4.2.2.3. Estructura de dominancia y araneocenosis asociada</u>	80
<u>4.2.2.4. Interés faunístico</u>	85
<u>4.2.2.5. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos</u>	87
<u>4.2.2.6. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica</u>	89
<u>4.2.2.7. Diversidad</u>	91
<u>4.2.2.8. Dinámicas estacionales</u>	92
<u>4.2.2.8.1. Variación estacional de la abundancia</u>	92
<u>4.2.2.8.2. Variación estacional de la diversidad</u>	93
<u>4.2.2.8.3. Dinámica estacional reproductora</u>	95
4.2.3. Discusión	99
<u>4.2.3.1. Abundancia relativa, densidad y dispersión de la araneocenosis respecto a otros grupos de macroartrópodos</u>	99
<u>4.2.3.2. Estructura de dominancia, araneocenosis asociada e interés faunístico</u>	102
<u>4.2.3.3. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos</u>	103
<u>4.2.3.4. Riqueza específica y diversidad</u>	106
<u>4.2.3.5. Dinámicas estacionales</u>	107
4.2.4. Conclusiones	109
4.3. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS DE LOS TRONCOS DE LOS ÁRBOLES	113
4.3.1. Introducción	114
4.3.2. Resultados	115
4.3.2.1. Resultados globales	115
4.3.2.2. Estructura de dominancia y araneocenosis asociada	115
4.3.2.3. Interés faunístico	119
4.3.2.4. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos	121
4.3.2.5. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica	123
4.3.2.6. Dinámicas estacionales	125
4.3.2.6.1. Variación estacional de la abundancia	125
4.3.2.6.2. Variación estacional de la diversidad	126
4.3.2.6.3. Dinámica estacional reproductora	126

4.3.3. Discusión	131
<u>4.3.3.1. Estructura de dominancia, araneocenosis asociada e interés faunístico</u>	131
<u>4.3.3.2. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos</u>	132
<u>4.3.3.3. Riqueza específica</u>	133
<u>4.3.3.4. Dinámicas estacionales</u>	134
4.3.4. Conclusiones	136
4.4. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS DEL AMBIENTE MARAÑA	138
4.4.1. Introducción	139
4.4.2. Resultados	140
<u>4.4.2.1. Resultados globales</u>	140
<u>4.4.2.2. Estructura de dominancia y araneocenosis asociada</u>	140
<u>4.4.2.3. Interés faunístico</u>	144
<u>4.4.2.4. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos</u>	146
<u>4.4.2.5. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica</u>	148
<u>4.4.2.6. Diversidad</u>	150
<u>4.4.2.7. Dinámicas estacionales</u>	150
<u>4.3.2.7.1. Variación estacional de la abundancia</u>	150
<u>4.3.2.7.2. Variación estacional de la diversidad</u>	151
<u>4.3.2.7.3. Dinámica estacional reproductora</u>	152
4.4.3. Discusión	156
<u>4.4.3.1. Estructura de dominancia, araneocenosis asociada e interés faunístico</u>	156
<u>4.4.3.2. Riqueza específica</u>	157
<u>4.4.3.3. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos y diversidad</u>	157
<u>4.4.3.4. Dinámicas estacionales</u>	159
4.4.4. Conclusiones	160
4.5. DIFERENCIAS ENTRE LAS ARANEOCENOSIS DE LOS AMBIENTES EPIGEO, TRONCO Y MARAÑA	163
4.5.1. Introducción	164
4.5.2. Resultados	164
<u>4.5.2.1. Araneocenosis asociada</u>	164
<u>4.5.2.2. Interés faunístico</u>	165
<u>4.5.2.3. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos</u>	166
<u>4.5.2.4. Riqueza taxonómica y diversidad</u>	167
<u>4.5.2.5. Dinámicas estacionales</u>	168
4.5.3. Discusión	170
4.5.4. Conclusiones	172
4.6. ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO	174
4.6.1. Introducción	175
4.6.2. Resultados	176
<u>4.6.2.1. Resultados globales</u>	176
<u>4.6.2.2. Estructura de dominancia y araneocenosis asociada</u>	176
<u>4.6.2.3. Interés faunístico</u>	179

4.6.2.4. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica	182
4.6.2.5. Diversidad	184
4.6.3. Discusión	186
4.6.4. Conclusiones	189
5. CONCLUSIONES GENERALES E IMPLICACIONES DEL ESTUDIO REALIZADO EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LOS ENCINARES CANTÁBRICOS	191
6. BIBLIOGRAFÍA	195
7. ANEXO	229

ÍNDICE RESUMIDO

ÍNDICE	3
1. CUADRO GENERAL DE ESTUDIO	11
1.1. INTRODUCCIÓN.....	12
1.2. EL ENCINAR CANTÁBRICO: CARACTERÍSTICAS GENERALES Y ESTADO ACTUAL DE SU CONOCIMIENTO EN EL PAÍS VASCO Y NAVARRA.....	16
1.3. EL CONOCIMIENTO DEL ORDEN ARANEAE EN LA PENÍNSULA IBÉRICA Y PIRINEOS	20
1.4. OBJETIVOS	24
2. EL ÁREA DE ESTUDIO: CARACTERÍSTICAS DE LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO	27
2.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES	28
2.2. ESTACIÓN DE ZUMAIA	32
2.3. ESTACIÓN DE DEBA-ITZIAR.....	33
2.4. ESTACIÓN DE MENDARO	33
2.5. ESTACIÓN DE ARRASATE.....	35
2.6. ESTACIÓN DE ATAUN	37
2.7. ESTACIÓN DE LARRAUN.....	37
3. MATERIAL Y MÉTODOS	39
3.1. PLAN DE MUESTREO.....	40
3.2. DESCRIPCIÓN DE LOS MÉTODOS DE MUESTREO.....	42
3.3. CONSERVACIÓN, ETIQUETADO E IDENTIFICACIÓN DE LOS EJEMPLARES	47
3.4. TRATAMIENTO DE LOS DATOS	49

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	65
4.1. VALORACIÓN FAUNÍSTICA	66
4.2. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS EPIGEA.....	76
4.3. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS DE LOS TRONCOS DE LOS ÁRBOLES	113
4.4. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS DEL AMBIENTE MARAÑA.....	138
4.5. DIFERENCIAS ENTRE LAS ARANEOCENOSIS DE LOS AMBIENTES EPIGEO, TRONCO Y MARAÑA.....	163
4.6. ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO.....	174
5. CONCLUSIONES GENERALES E IMPLICACIONES DEL ESTUDIO REALIZADO EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LOS ENCINARES CANTÁBRICOS	191
6. BIBLIOGRAFÍA	195
7. ANEXO	229

AGRADECIMIENTO

La realización de la tesis no habría sido posible sin contar con la acogida de la Universidad Autónoma de Madrid como centro oficial de trabajo. Imprescindible también, fue la beca de investigación otorgada por la Sociedad de Ciencias Aranzadi (San Sebastián) para completar la fase final del proyecto. El apoyo, la colaboración y los ánimos aportados de forma constante por la Asociación Naturalista Haritzalde en San Sebastián, han sido igualmente indispensables. También determinantes fueron las aportaciones realizadas por la Sociedad para el Estudio y Conservación de las Arañas en Madrid y el Grupo Ibérico de Aracnología.

Pero concretando aún más, las ayudas se traducen en nombres y apellidos propios. A este respecto, para sacar adelante el trabajo del calibre de una tesis doctoral a menudo es necesario recurrir a disciplinas no directamente relacionadas con el estudio en cuestión. Este ha sido el caso de la presente investigación, en la que varias personas han ayudado sea en orientación técnica como en la asistencia de algunas tareas o aportando información útil. A todas ellas les estoy muy agradecido. A continuación, sólo por seguir una estructura sin que signifique nada más, se enumeran por orden alfabético de apellidos:

Iñaki Aizpuru, Juan Mari Alberdi, Imanol Arluziaga, Iñaki Azkarate, Jorge Barrena, Jose Antonio Barrientos, Robert Bosmans, Ana Isabel Caballero, Estitxu Carton, Esther Carton, Aintzane de Castro, Carlos de Castro, Edorta Córcoles, Antxon Etxaniz, Federico, Miguel Ángel Ferrández, Miguel Ferrer, Maite García, Imanol Gil, Rosa María Gil, Víctor González Huici, Duli Gordon, Javier Haro, Patxi Heras, Marta Infante, Juan Carlos Iturrondobeitia, Christian Kehlmaier, Aitor Leiza, Alberto López Pancorbo, Jagoba Malumbres, Leticia Martínez de Murguía, Eva de Mas, Antonio Melic, Marcos Méndez, Jesús Miñano, Eduardo Morano, Miguel Munguira, Ibai Olariaga, Pablo Ormazabal, Santi Pagola, Mario Pena, Carlos Enrique Prieto, Carles Ribera, Xabier Rubio, Michael Saaristo, Egoitz Salsamendi, Marko Sierra, Luis Subías, Carmen Urones, Johan Van Keer, Joseba de Vicente, Jose Luis Viejo, Fani Vilardebó e Imanol Zabalegi.

Es posible que alguien se eche en falta en esta lista, si es así que tenga la seguridad que le quedo igualmente agradecido y disculpe un olvido momentáneo tras tantos años de trabajo.

1. CUADRO GENERAL DE ESTUDIO

1.1. INTRODUCCIÓN

1. CUADRO GENERAL DE ESTUDIO

1.1. INTRODUCCIÓN

La importancia de la biodiversidad para el sostenimiento de la vida humana en el planeta Tierra y la necesidad de su conservación en un marco de desarrollo sostenible, son hechos reconocidos internacionalmente desde la Conferencia de las Naciones Unidas del 5 de junio de 1992 en Río de Janeiro, donde 156 países y la Unión Europea firman el Convenio sobre la Diversidad Biológica (MOPT, 1992). Siguiendo las directrices de lo acordado - preservar los hábitats para proteger a las especies que los habitan - la estrategia europea para la protección de la diversidad biológica se basa en la creación de una red de Zonas de Especial Conservación (ZEC) denominada Natura 2000 (CONSEJO DE EUROPA, 1992). En dicho contexto, el País Vasco ya dispone de una lista preliminar de espacios naturales o Lugares de Interés Comunitario (LIC), a partir de la cual se realizará la selección definitiva a incluir en la red Natura 2000 (GOBIERNO VASCO, 2001).

La reducción de la superficie forestal mundial es uno de los factores que más ha contribuido a la crisis de biodiversidad actual (SAUNDERS et al., 1991; BRYANT et al., 1997; NOSS, 1999; CAMPRODON & PLANA, 2001). La restauración y conservación de los ecosistemas forestales son principios en los que se basa el plan paneuropeo de la diversidad biológica y paisajística, de cara a la gestión sostenible de los recursos en los próximos 20 años (DELBAERE, 1998). El conocimiento de las comunidades de invertebrados de los bosques templados es uno de los requisitos indispensables para el diseño de planes de protección adecuados para el mantenimiento de la biodiversidad (KREMEN et al, 1993; ERLICH, 1996).

Constituyendo auténticas islas mediterráneas en la Iberia húmeda, los encinares cantábricos son ecosistemas de gran interés biogeográfico cuya distribución se restringe a la cornisa Cantábrica (BLANCO et al., 1996). Estos bosques son especialmente raros en los territorios peninsulares de mayor carácter eurosiberiano, ocupando tan sólo el 1,83% de toda la superficie forestal en Guipúzcoa (GOBIERNO VASCO, 1997) y el 0,05% en Navarra (ICONA, 1994, PÉREZ, 1998). La necesidad de recuperar los bosques naturales o semi-naturales de la región, se refleja en el Plan Estratégico Rural Vasco (GOBIERNO VASCO, 1992) y en la creación de una red de espacios naturales protegidos, con el fin de detener su degradación y de potenciar su regeneración (GOBIERNO VASCO, 1994). La importancia de los encinares como reservorios de diversidad biológica, junto a la necesidad de abrir nuevas líneas de investigación respecto a la diversidad de los invertebrados en la región, se destacan al analizar el estado de conservación de la flora y fauna en Guipúzcoa (AZKARATE, 1995). En este contexto, se realiza la presente investigación de la araneocenosis de los encinares cantábricos más representativos del extremo oriental de la cornisa Cantábrica.

Los encinares cantábricos de Zumaia, Deba-Itziar, Mendaro, Arrasate, Ataun (en Guipúzcoa) y Larraun (en Navarra) se ubican entre las masas forestales más características e importantes de este singular ecosistema en Guipúzcoa y Navarra. Su mera presencia en el paisaje justifica la declaración de éste como Lugar de Interés Comunitario (GOBIERNO VASCO, 2001) o como Áreas de Interés Naturalístico (GOBIERNO VASCO, 1998). El interior de estos sistemas forestales se destaca por su

complejidad estructural y variedad de estratos de vegetación de gran heterogeneidad florística (ASEGINOLAZA et al., 1996). Actualmente, se encuentran en un buen estado de regeneración debido al abandono de las prácticas de carboneo y por desarrollarse en laderas rocosas de difícil acceso (MEAZA, 1997). Por ello cumplen con las características fundamentales requeridas para ser evaluados con las más altas calificaciones como bosques de interés natural (CADÍÑANOS & MEAZA, 2001) en el ámbito vasco-navarro. Aunque existe una amplia información respecto a la geomorfología, clima, flora, fauna de vertebrados e historia antropogénica del territorio donde medran tales encinares (LOIDI, 1981; ALVAREZ et al., 1986; ONAINDIA et al., 1988; SALAZAR et al., 1991; PORTERO et al., 1992; ORTUBAY, 1995; LOIDI & BASCONES, 1995; LIZAUER et al., 1996; MEAZA, 1997), la composición y diversidad biológica de los invertebrados que los habitan no ha sido aún investigada.

El orden Araneae ocupa la séptima posición en diversidad biológica de todos los órdenes de seres vivos del planeta tras Coleoptera, Diptera, Lepidoptera, Hymenoptera, Hemiptera y Acari (CODDINGTON & LEVI, 1991). En total hay 37596 especies de arañas repartidas en 109 familias (PLATNICK, 2002), lo que convierte al orden en un grupo megadiverso, de necesario estudio para las estimas de biodiversidad regional y que debe ser incluido en cualquier inventario faunístico que se precie de ser completo (PLATNICK, 1999; SKERL, 1999). Las arañas colonizan todas las superficies emergidas del planeta a excepción quizá, de la Antártida, siendo frecuentes y abundantes en todo tipo de hábitats y estratos de vegetación (FOELIX, 1996). Por tanto son importantes en el equilibrio ecológico de las redes tróficas (KAJAK, 1995; CHENG & WISE, 1999), pues al componerse exclusivamente por especies depredadoras, limitan las poblaciones de insectos de los que se alimentan (WISE, 1993) y al ser de cuerpo blando, representan una importante porción de la dieta de pequeños vertebrados, siendo esenciales para el mantenimiento de sus poblaciones (PETTERSSON, 1997). Estas características, unidas a la facilidad con que se pueden capturar y al conocimiento taxonómico del grupo, no menos retrasado con respecto a otros órdenes megadiversos, hacen posible el uso de las arañas como indicadores ecológicos y de biodiversidad de los ecosistemas (CLAUSEN, 1986; MAELFAIT & BAERT, 1988; MULHASER, 1990; CHURCHILL, 1997; MARC et al., 1999; NEW, 1999). A este respecto, los datos derivados del análisis del interés faunístico, la diversidad biológica y la estructura ecológica de las comunidades de arañas se aplica en labores de designación de espacios naturales a conservar (MAELFAIT et al., 1998; ZULKA & MILASOWSZKY, 1998; FRANC, 2000; VAN HELSDINGEN, 2000), seguimiento de la evolución de los sistemas naturales (DEELEMANN-REINHOLD, 1990; BUCAR, 1991; NORRIS, 1999; GAJDOS & TOFT, 2000) y evaluación de impacto ambiental de actividades humanas sobre la biodiversidad de hábitats determinados (MAELFAIT & HENDRICKX, 1998; DOWNIE et al., 1999; LUCZAK & WOZNY, 1999; JUNKER et al., 2000). Concretamente, la fragmentación forestal en Europa ha supuesto el retroceso y extinción regional de numerosas especies de arañas especializadas en habitar biotopos boscosos, siendo perentorio su estudio para aplicar las medidas oportunas de protección (DUFFEY, 1993; FÜRST et al., 1993; RIECKEN, 1998).

La conservación de reducidas superficies de encinar cantábrico en Guipúzcoa constituye, en un entorno humanizado y sometido a una gran presión demográfica, un reto de gran interés social. La importancia y la urgente necesidad de describir las comunidades faunísticas del orden Araneae en los diferentes biotopos europeos (ALDERWEIRELDT & JOCQUÉ, 1993; VAN HELSDINGEN, 2000), junto a la

significación de las colecciones faunísticas como recurso científico básico en el registro de la biodiversidad (WIGGINS et al., 1991), constituyen los motivos fundamentales para documentar la diversidad de esta taxocenosis como contribución al conocimiento del estado de conservación de estos bosques en proceso de regeneración en los territorios históricos de Guipúzcoa y Navarra. Por tanto, el presente trabajo supone una asistencia a las metas y compromisos de protección de la naturaleza y la biodiversidad a asumir por el Programa Marco Ambiental para la Comunidad Autónoma del País Vasco 2002-2006 (IHOBE, 2002), ya que se sientan bases indicadoras para un seguimiento periódico futuro y se aporta nueva información sobre la diversidad de invertebrados en el País Vasco. De esta manera, los datos registrados constituyen una herramienta práctica a utilizar por la Red de Observatorios de Biodiversidad prevista para la Comunidad Autónoma por el Programa Marco Ambiental.

1.2. EL ENCINAR CANTÁBRICO:
CARACTERÍSTICAS GENERALES Y ESTADO
ACTUAL DE SU CONOCIMIENTO EN EL PAÍS
VASCO Y NAVARRA

1.2. EL ENCINAR CANTÁBRICO: CARACTERÍSTICAS GENERALES Y ESTADO ACTUAL DE SU CONOCIMIENTO EN EL PAÍS VASCO Y NAVARRA

1.2.1. Generalidades, cortejo florístico y fitoecología

La existencia de los encinares cantábricos ya fue indicada por ALLORGE (1941), GUINEA (1949) y BRAUN-BLANQUET (1967). Más recientemente, diversos estudios y revisiones han ampliado el conocimiento de estos sistemas forestales dentro de la Comunidad Autónoma del País Vasco y Navarra (NAVARRO, 1980; LOIDI, 1981;; ONAINDIA, 1989; VADILLO et al., 1990; LOIDI & BASCONES, 1995; ONAINDIA & BENITO, 1995; ASEGINOLAZA et al., 1996; MEAZA, 1988, 1991, 1997).

Estas comunidades se incluyen dentro de la asociación *Lauro nobilis-Quercetum ilicis* Br.-Bl. 1967 y se distribuyen principalmente en los pisos termocolino y colino de los territorios de Cantabria, Vizcaya, Guipúzcoa y Navarra. La especie dominante que los caracteriza es la encina (*Quercus ilex* L. subsp. *ilex*) acompañada de un cortejo florístico con un claro matiz mediterráneo. Aunque su composición florística presenta grandes variaciones, se pueden realizar las siguientes generalizaciones: En los estratos superiores aparecen especies como *Arbutus unedo* L., *Phillyrea latifolia* L. y *Laurus nobilis* L. En el estrato arbustivo se encuentran ejemplares de *Rubus ulmifolius* Schott., *Rosa sempervirens* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Rhamnus alaternus* L., *Ligustrum vulgare* L., *Cornus sanguinea* L., *Pistacia terebinthus* L., etc. que forman parte además, de la orla del bosque. En los estratos inferiores suelen ser comunes *Ruscus aculeatus* L., *Arum italicum* Mill., *Polystichum setiferum* (Forsk.), *Brachypodium sylvaticum* (Hudson), *Asplenium adiantum-nigrum* L. subsp. *onopteris* y *Hedera helix* L. Por último, cabe destacar la presencia de un enmarañado y habitualmente impenetrable estrato escandente de *Smilax aspera* L. a la que pueden acompañar *Clematis vitalba* L. y *Tamus communis* L.

Los estudios fitoecológicos realizados en los encinares del País Vasco apuntan a que la variación florística de los diferentes encinares cantábricos se debe principalmente a gradientes climáticos en la franja costera y a la naturaleza del sustrato en las zonas interiores (ONAINDIA, 1989; ONAINDIA & BENITO, 1995). El periodo vegetativo a menudo se prolonga durante todo el año (ORTUBAY, 1995). En comparación a los carrascales continentales, en los encinares cantábricos dominan los fanerófitos de hojas más grandes, menor masa específica, madera menos densa y xilema de vasos más anchos; todo ello considerado como adaptación a un clima templado y lluvioso (CASTRO et al., 1998).

La mayoría de estos bosques se asientan en laderas calizas de pronunciada pendiente, donde se desarrollan Leptosoles réndricos en los que abundan los afloramientos rocosos. Tales enclaves presentan escaso espacio físico y gran sequedad edáfica para el enraizamiento de otras especies de porte arbóreo más propias del clima de la zona, como el roble (*Quercus robur* L.) y el haya (*Fagus sylvatica* L.).

Según la hipótesis más aceptada, la presencia del encinar cantábrico en clima Templado se debe a un clima pasado más cálido y seco (período xerotérmico del postglacial), que permitió la colonización de la cornisa Cantábrica por parte de estas comunidades a través de un foco catalano-provenzal. Posteriormente, conforme el clima se fue

haciendo más húmedo, los encinares fueron quedando confinados a los terrenos ya comentados, hasta formar los bosques relícticos actuales. Para otros autores (ZAPATA & MEAZA, 1998) las prácticas agrícolas y ganaderas ya existentes desde hace 7000 años habrían erosionado y degradado los suelos permitiendo la expansión del encinar en el País Vasco Atlántico, en detrimento de los robledales caducifolios y marcescentes. En cualquier caso, la presencia de las encinas en la Península se conoce ya desde el Mioceno y su establecimiento en la zona cantábrica se considera un hecho reciente (BARBERO et al., 1992).

La degradación del encinar maduro conduce a un primer estadio dominado por *Arbutus unedo* y *Phillyrea latifolia*, a los que se pueden unir varias especies de la orla forestal. La landa calcícola o prebrezal representa la siguiente fase de regresión en sustratos ricos en bases, dominada por *Genista hispanica* L. subsp. *occidentalis* Rouy y *Erica vagans* L., con gran abundancia de gramíneas entre las que se destaca *Helictotrichum cantabricum* (Lag.) Gervais. En terrenos descalcificados aparece la landa acidófila con *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Ulex europaeus* L. y *U. gallii* Planchon como especies más representativas. El lastonar o pasto conformado por comunidades de gramíneas de hojas endurecidas se sucede a aquellas como etapa aún más degradada.

1.2.2. Flora fúngica

SARRIONANDIA & SALCEDO (2002) señalan que, en el País Vasco, los encinares cantábricos están habitados por macromicetos típicamente silvícolas y basófilos, cuya fructificación se adelanta un mes aproximadamente respecto a los carrascales más continentales. Igualmente, las mismas autoras encuentran que la composición por grupos tróficos está dominada por las especies biotróficas micorrícicas (64 %), quedando menormente representadas las saprófagas (35 %) y parásitas (1 %).

1.2.3. Fauna

1.2.2.1. Invertebrados

Los ácaros oribátidos han sido, desde el punto de vista ecológico, los invertebrados más estudiados en el encinar cantábrico vasco (ITURRONDOBEITIA & SALOÑA, 1990, 1991; SALOÑA & ITURRONDOBEITIA, 1990, 1993). De estas investigaciones se concluye que la acarofauna del encinar cantábrico es diversa, de baja densidad en número de individuos respecto a otros biotopos y se relaciona con los bosques autóctonos de alta humedad edáfica, presentando una acarocenosis diferente a la de los carrascales. En cuanto a moluscos gasterópodos, la diversidad es menor que la de otro tipo de bosques, aunque presenta valores medios respecto a otros ecosistemas prospectados (OJEA et al., 1987).

1.2.2.2. Vertebrados

Los encinares cantábricos no suelen presentar una comunidad de vertebrados completa a causa de la falta de agua. Las acusadas pendientes, la porosidad del sustrato calizo y la delgadez del suelo impiden la existencia de zonas húmedas o encharcadas, lo que repercute quizá, en una menor diversidad de anfibios. Sin embargo, presentan ciertas condiciones microclimáticas que favorecen la instalación de una comunidad característica. Así, la espesa vegetación presente en estos hábitats ofrece cobijo a varias especies, pero perjudica a las especies heliófilas y a las propias de estados más maduros del bosque, como los pícidos. La fauna característica del encinar cantábrico consta las siguientes especies (ALVAREZ et al., 1989):

Podarcis muralis Laurenti, 1768-Lagartija roquera
Elaphe longissima (Laurenti, 1768)-Culebra de Esculapio
Cuculus canorus (Linnaeus, 1758)-Cuco
Troglodytes troglodytes (Linnaeus, 1758)-Chochín
Prunella modularis (Linnaeus, 1758)-Acentor común
Erithacus rubecula (Linnaeus, 1758)-Petirrojo
Turdus merula (Linnaeus, 1758)-Mirlo
Sylvia atricapilla (Linnaeus, 1759)-Curruca capirotada
Regulus ignicapillus (Temminck, 1820)-Reyezuelo listado
Garrulus glandarius (Linnaeus, 1758)-Arrendajo
Fringilla coelebs (Linnaeus, 1758)-Pinzón
Serinus serinus (Linnaeus, 1766)-Verdecillo

Estos datos muestran que los encinares cantábricos no presentan comunidades faunísticas de vertebrados típicas de carácter mediterráneo, siendo por el contrario, muy similares a las de los bosques caducifolios próximos a su entorno. Excepción, quizá de la curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala* (J. F. Gemelin, 1789)), especie típica mediterránea que parece haberse implantado recientemente en algunos encinares de Vizcaya (MEAZA et al., 1997) y del extremo noroccidental de Guipúzcoa (AIERBE et al., 2001).

1.2.4. Usos de los encinares cantábricos y situación actual

Tradicionalmente, los encinares cantábricos han sido explotados para el carboneo, extracción de leña y madera para usos domésticos y de construcción, recolección de frutos y semillas para consumo humano y animal, ramoneo invernal, aprovechamiento de caleros y actividad cinegética. Al ser difícilmente accesibles por su presencia en zonas de gran pendiente y crecer sobre suelos escasamente desarrollados no han podido ser objeto de otras explotaciones.

Con el paso del tiempo, tales prácticas han ido cayendo en desuso, lo que unido a la gran capacidad de regeneración del encinar ha derivado en un aceptable estado de conservación de estos sistemas forestales en el País Vasco y Navarra. Además, el reconocido servicio que prestan como estabilizadores de laderas y reservorios de diversidad biológica, confieren al encinar cantábrico un gran valor ecológico, debiéndose tener en cuenta la conservación de este tipo de bosques en los programas de ordenación del territorio y designación de espacios naturales de interés (LIZAUR et al., 1996).

1.3. EL CONOCIMIENTO DEL ORDEN ARANEAE EN LA PENÍNSULA IBÉRICA Y PIRINEOS

1.3. EL CONOCIMIENTO DEL ORDEN ARANEAE EN LA PENÍNSULA IBÉRICA Y PIRINEOS

1.3.1. Antecedentes históricos y estado actual de los conocimientos araneológicos

Actualmente se encuentra disponible en Internet el Catálogo Ibérico de Araneae (MORANO, 2002) que indica la presencia de alrededor de 1200 especies citadas en toda la Península (Pirineos españoles incluidos). El catálogo, revisado y actualizado periódicamente por el autor, incluye además, toda la bibliografía disponible de las especies citadas en dicho rango geográfico. Este trabajo ha venido a completar y actualizar los antiguos, pero hasta hace poco imprescindibles, catálogos de FERNÁNDEZ GALIANO (1910) y PEREZ DE SAN ROMAN (1947). Gracias al catálogo se puede realizar un pequeño bosquejo histórico de los estudios araneológicos llevados a cabo en la península Ibérica y Pirineos. No se trata de realizar un análisis exhaustivo de la bibliografía disponible (al lector interesado se le emplaza a consultar el mencionado catálogo), sino de observar como han evolucionado los progresos en materia araneológica peninsular. La historia de la arcnología en general y de sus principales protagonistas en particular (varios de ellos aquí citados), aparece en BONNET (1945).

Durante el siglo XIX y principios del XX todos los estudios de arañas realizados consisten en excursiones esporádicas de varios investigadores diferentes, destacando entre ellos Eugène Simon, considerado por muchos el fundador de la araneología moderna. Las citas de especies contenidas en tales trabajos se recogen en la primera gran compilación realizada para España por FERNÁNDEZ GALIANO (1910), que incluye unas 450 especies.

A partir de este momento, la araneología ibérica contará con tres investigadores que realizarán numerosas aportaciones: el español Pelegrín Franganillo y los portugueses Amelia Bacelar y Antonio do Barros Machado. El primero de ellos escribe una obra divulgativa sobre las arañas (FRANGANILLO, 1917) y los restantes recopilan y actualizan la información disponible para Portugal publicando varios trabajos desde finales de los años 20 hasta finales de los 40. Por tanto, estos autores son los primeros impulsores de la araneología ibérica. Las aportaciones se van acumulando hasta que se hace necesaria una recopilación de las nuevas citas obtenidas desde 1910, elaborada por PÉREZ DE SAN ROMÁN (1947), que aumenta el número de especies a más de 700. Antes y después de este trabajo cabe mencionar las contribuciones realizadas por Louis Fage y Edouard Dresco para los sistemas cavernícolas y de Jacques Denis para la cordillera pirenaica.

En la década de los setenta tiene lugar un nuevo impulso de la araneología, con la aparición de varios especialistas en grupos taxonómicos concretos, quizás estimulados por la excelente obra divulgativa de BONNET (1969, 1972, 1973, 1975), publicada en la revista Graellsia. Es el momento en que se elaboran diversas tesis doctorales y de licenciatura, la mayoría centradas en grupos concretos: agelénidos y licósidos (BARRIENTOS, 1979), fauna cavernícola (RIBERA, 1979), gnafósidos (PÉREZ, 1983), tomísidos (URONES, 1984; HIDALGO, 1986), clubiónidos (URONES, 1984), araneidos y tetragnátidos (MORANO, 1984), migalomorfos (BLASCO, 1984) y

disdídidos (FERRÁNDEZ, 1986). Otras se realizan enfocadas a estudios ecológicos o de comunidades: comparación entre tipos de bosques (CAMARGO, 1982; FERNÁNDEZ, 1986), eriales (FERNÁNDEZ DE CÉSPEDES, 1987), alzinares (PERERA, 1986; ESPUNY, 1992), comparación entre zonas bioclimáticas diferentes (JERARDINO, 1990) y piornales (MAJADAS, 1994). Producto de la actividad de estos investigadores destaca la serie de artículos publicada en el Boletín de la Asociación española de Entomología (BARRIENTOS, 1978, 1979; BARRIENTOS & FERRÁNDEZ, 1981; BARRIENTOS et al., 1983; BARRIENTOS & URONES, 1985), el compendio y actualización de los datos para la araneofauna cavernícola (RIBERA, 1984), las primeras contribuciones en materia ecológica (DIZ MIRÓN & OTERO, 1978; URONES, 1986b, URONES & PUERTO, 1988), el desarrollo de unas claves para las familias de arañas ibéricas (BARRIENTOS & FERRÁNDEZ, 1985) y la creación de un Grupo de Aracnología en el seno de la Asociación española de Entomología que culmina con la organización del X Congreso Internacional de Aracnología en Jaca (Huesca), en Septiembre de 1986. De este mismo término municipal, existe un estudio ya clásico sobre las arañas del macizo de San Juan de la Peña resultado de la aportación de diferentes especialistas (BLASCO, 1985; URONES, 1985a, 1985b, PÉREZ, 1985; BARRIENTOS, 1985a, 1985b; RIBERA & HORMIGA, 1985; BARRIENTOS et al., 1985) , del que salen a la luz numerosos datos taxonómicos, faunísticos y ecológicos de más de 160 especies.

Los logros de estos araneólogos, junto a la aparición de un catálogo de arañas que incluye 860 especies para Pirineos (BOSMANS & DE KEER, 1985) y el desarrollo de la tecnología informática, sientan las bases de lo que será la araneología ibérica desde los años noventa hasta la actualidad. Aparece una lista de distribución de correo electrónico en castellano y catálogos de arañas disponibles en la red, como los de CARDOSO (2002) en Portugal (aparecido en 1999, que cita 642 especies) y el ya mencionado de MORANO (2002), que aparece en el 2000. Así, espoleado por estos avances, el estudio araneológico se ve enriquecido y nuevamente acelerado por la llegada de un gran número de nuevos investigadores. Ello conduce a la creación del Grupo Ibérico de Aracnología (GIA) en 1999 en el seno de la Sociedad Entomológica Aragonesa y a la Sociedad para el Estudio y Conservación de las Arañas (SECA) de Madrid en el 2000. El primer resultado de la constitución de estas asociaciones es la publicación de las primeras revistas de carácter aracnológico ibéricas: la Revista Ibérica de Aracnología (GIA) y La Tarántula (SECA).

Por tanto se concluye que el presente es el periodo de mayor actividad en ciencia araneológica. Prueba de ello son las Jornadas Ibéricas de Aracnología que comenzaron en el 2000 y que por el momento siguen una periodicidad anual, así como los cursos, conferencias y numerosos proyectos que están llevando a cabo los investigadores ibéricos.

1.3.2. Situación del conocimiento en el País Vasco y Navarra

El reciente catálogo de arañas ibéricas elaborado por MORANO (2002) indica la presencia de 23 especies en Guipúzcoa (con un total de 73 citadas en el País Vasco) y 151 en Navarra, para un total de 193 especies en el conjunto vasco-navarro.

En Euskal Herria, las citas de arañas proceden sobre todo de prospecciones entomológicas realizadas en el medio cavernícola (SIMON, 1881, 1911; FAGE, 1919,

1931; BARROS MACHADO, 1940; DRESCO, 1957; DRESCO & HUBERT, 1971; PRIETO, 1979; SIERRA & VIVES, 1979; RIBERA, 1979, 1980, 1983, 1984; BOSMANS, 1995). Concretamente, la información disponible para la araneofauna hipógea guipuzcoana ha sido recopilada por GALAN (1993).

Las citas en el medio epigeo son producto de excursiones dispersas y revisiones de colecciones entomológicas (DUFOUR, 1861; SIMON, 1882, 1898, 1914-1937; FRANGANILLO, 1918, 1925; REIMOSER, 1919; SCHENKEL, 1938; DENIS, 1962; VLIJM, 1971; ROMANO & FERRANDEZ, 1983; BOSMANS & DE KEER, 1985; MORANO & FERRANDEZ, 1985; BARRIENTOS & RIBERA, 1988; FERRÁNDEZ, 1991; BOSMANS, 1994; URONES, 1995; MELIC, 1996a, 2000; CASTRO & FERRANDEZ, 1998; BOSMANS & BLICK, 2000; MAGUREGI & ZABALA, 2000; CASTRO & BOSMANS, 2002). Además de estos trabajos, en Navarra existen estudios faunísticos centrados en regiones concretas que han aportado un importante número de nuevas citas para la provincia (VIERNA, 1978, LOPEZ UNZU, 1980, ROMANO, 1981).

En esta situación, destaca la inexistencia en territorio vasco-navarro de muestreos organizados y sistemáticos, indispensables para el estudio de las comunidades de arañas y obtención de datos autoecológicos de numerosas especies. Además, atendiendo a la variedad climática y paisajística del territorio vasco-navarro se deduce la necesidad de investigaciones más profundas a fin de completar su inventario araneológico.

1.4. OBJETIVOS

1.4. OBJETIVOS

El principal objetivo es describir la araneocenosis asociada al encinar cantábrico con el fin de establecer un punto de referencia que permita hacer un seguimiento de su evolución futura. Ello posibilitará evaluar si los encinares cantábricos continúan en proceso de regeneración, o si por el contrario, el impacto humano dentro del bosque o en su entorno lo impide.

Para cumplir el presente objetivo se han considerado los siguientes aspectos:

Valoración faunística: Analizar la contribución faunística aportada por el presente trabajo es el primer e imprescindible paso a causa del escaso conocimiento de la fauna de arañas tanto en los territorios de Navarra y el País Vasco como a escala peninsular. La detección de especies de interés (nuevas citas, especies infrecuentes o de distribución geográfica reducida, endemismos, etc.) facilita el análisis de los datos en los apartados posteriores.

Descripción de la comunidad: Debido a que diferentes impactos ambientales afectan de forma distinta a cada uno de los estratos de vegetación forestales, se ha decidido dividir el bosque en tres ambientes diferentes: epigeo, tronco y maraña. Los ambientes epigeo y maraña presentan dos grandes grupos de microhábitats bien diferenciados. Por ello, el ambiente epigeo se ha subdividido en los microhábitats hojarasca y musgo saxícola y el ambiente maraña en el estrato escandente y el medio frondícola de las ramas de los árboles. Dentro de cada ambiente forestal se han comparado tales microhábitats entre sí.

Comparación entre los diferentes ambientes forestales: Se ha creído oportuno sintetizar las diferencias entre los tres ambientes a fin de obtener un panorama lo más completo posible de la araneocenosis asociada al encinar cantábrico. El uso de diferentes técnicas de muestreo para cada ambiente forestal sólo ha permitido la comparación en términos cualitativos.

Análisis comparativo entre las diferentes estaciones de muestreo: Este análisis posee un doble interés: no sólo se realiza un ensayo de los encinares que pudieran albergar una araneofauna de mayor interés, sino que además, la descripción de la araneocenosis de cada uno de ellos posibilita su seguimiento futuro por separado.

El cumplimiento de todos los pasos propuestos requiere procesar los datos de forma que se obtengan parámetros e índices que permitan tanto describir las características de la comunidad como interpretar los resultados obtenidos. Así, se han tenido en cuenta la dominancia específica, la proporción de especies por elementos biogeográficos, ecotipos, gremios ecológicos y tipos de ciclos biológicos; la estimación de la riqueza específica, la diversidad y las dinámicas estacionales de las diferentes araneocenosis.

De esta forma, una vez finalizado el trabajo, además del objetivo original se habrán cumplido otros no menos importantes como:

- Contribución al conocimiento de la araneofauna del País Vasco y Navarra.
- Obtención de la primera colección de referencia del Orden Araneae para el País Vasco.
- Aportar nueva información ecológica concerniente a las comunidades de arañas en la Península Ibérica.
- Adquisición de nuevos datos de distribución y ecológicos de especies poco conocidas y de endemismos ibero-pirenaicos.

2. EL ÁREA DE ESTUDIO: CARACTERÍSTICAS DE LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO

2. EL ÁREA DE ESTUDIO: CARACTERÍSTICAS DE LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO

2.1. CARACTERÍSTICAS GENERALES

Las estaciones de muestreo se situaron en zonas de bosque cerrado pertenecientes a las áreas más representativas y de mayor superficie que ocupa el encinar cantábrico en Guipúzcoa y Navarra. Las limitaciones de tiempo de muestreo disponible, accesibilidad y alejamiento definieron el número final de estaciones, 6 en total. Su localización geográfica se representa en la figura 1 y sus características se resumen en la tabla I.

Todas las estaciones están sometidas a un bioclima Templado euoceánico, siguiendo la clasificación de RIVAS-MARTÍNEZ (1994). La caracterización termotípica y ombrotípica se ha obtenido extrapolando a partir de los datos de las estaciones meteorológicas más cercanas (Tab. II), aplicando los gradientes de temperatura (0,45 °C/100 m) y pluviosidad (90 mm/100 m) propuestos por ORTUBAY (1995) y VIERS (en FLORISTAN SAMANES, 1995), respectivamente. Las precipitaciones y temperaturas medias mensuales del periodo de muestreo de las estaciones meteorológicas de Mendaro y Larraun se muestran como representativas de los encinares costeros e interiores, respectivamente (Fig. 2).

Tales condiciones climáticas enmarcan a los encinares estudiados dentro del grupo de los encinares guipuzcoanos, caracterizados por ser los más húmedos y poseer el menor porcentaje de especies vegetales esteno-mediterráneas, destacando la presencia de numerosos pteridófitos (ONAINDIA & BENITO, 1995).

La información litológica se ha obtenido consultando los trabajos de GARROTE et al. (1989a, 1989b, 1992a, 1992b) y ELOSEGUI et al. (1980). Los datos edafológicos y del regolito se han adquirido consultando los mapas de suelos y de espesor del regolito realizados por SALAZAR et al. (1991) y el GOBIERNO VASCO (2000).

Los inventarios fitosociológicos se han realizado siguiendo la metodología descrita en BRAUN-BLANQUET (1979). Los musgos ligados a la roca han sido identificados por Patxi Heras y Marta Infante del Museo de Ciencias Naturales de Álava, habiéndose encontrado las siguientes especies: *Anomodon viticulosus* (Hedw.) Hook. & J. Tayl., *Ctenidium molluscum* (Hedw.) Miit., *Eurhynchium striatulum* (Spruce) Schimp., *Eurhynchium striatum* (Hedw.) Schimp., *Neckera complanata* (Hedw.) Huebener, *Neckera crispa* Hedw. y *Thuidium tamariscinum* (Hew.) Schimp.

Todos los encinares estudiados presentan numerosas encinas ya ramificadas desde la base y de bajas alturas en general, producto de las antiguas actividades de carboneo, actualmente en desuso (ASEGINOLAZA et al., 1996).

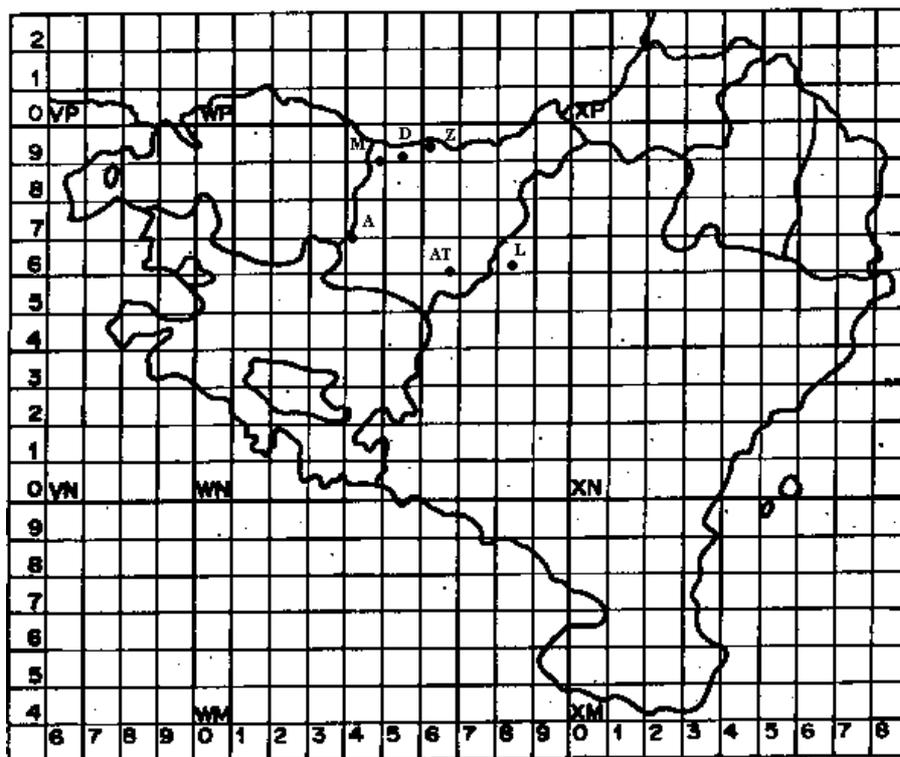
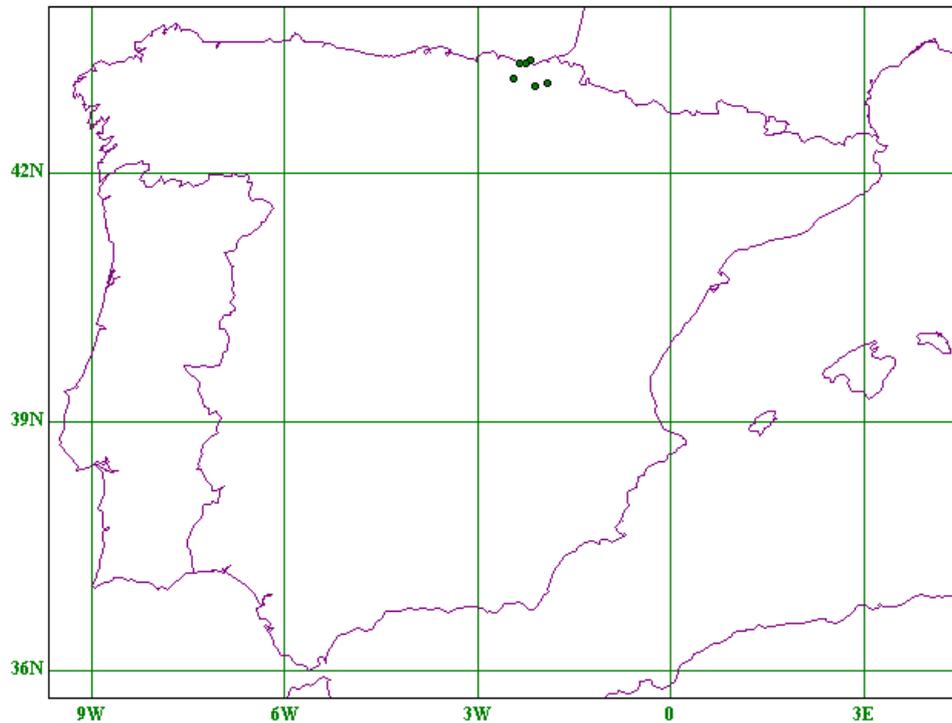


Figura 1. Localización geográfica de las estaciones de muestreo dentro del área peninsular (arriba) y en el seno de Euskal Herria (abajo). Las abreviaturas de las estaciones son las siguientes: A: Arrasate, AT: Ataun, D: Deba-Itziar, L: Larraun, M: Mendaro y Z: Zumaia.

Tabla I. Características de las estaciones de muestreo (Para más detalles consultar el texto de los apartados 2.1. a 2.7).

ESTACIÓN (LOCALIDAD)	ZUMAIA	DEBA-ITZIAR	MENDARO	ARRASATE	ATAUN	LARRAUN
PROVINCIA	GUIPUZCOA	GUIPUZCOA	GUIPUZCOA	GUIPUZCOA	GUIPUZCOA	NAVARRA
COORDENADAS U. T. M.	30TWN6194	30TWN5591	30TWN4990	30TWN4070	30TWN6760	30TWN8464
ALTITUD	20 m	310 m	225 m	450 m	390 m	312 m
ORIENTACION	SO-215°	E-90°	SO-195°	E-100°	O-275°	SE-130°
PENDIENTE	24°	31°	32°	26°	27°	33°
SUSTRATO	Margas y margocalizas rosadas sin afloramientos	Calizas con afloramientos	Calizas con afloramientos	Calizas con afloramientos	Calizas con afloramientos	Calizas: canchal y afloramientos
SUELO	Cambisol eútrico	Rendzina-Luvisol crómico	Rendzina-Luvisol crómico	Rendzina-Luvisol crómico	Luvisol cálcico	Rendzina-Luvisol crómico
ESPESOR DEL REGOLITO	1-2 m	0-1 m	0-1 m	0-1 m	0-1 m	0-1 m
TERMOTIPO	Termocolino	Eucolino	Eucolino	Submontano	Submontano	Eucolino
OMBROTIPO	Húmedo superior	Hiperhúmedo inferior				
DENSIDAD DE ARBOLES	0,338/m ²	0,500/m ²	0,525/m ²	0,412/m ²	0,725/m ²	1,062/m ²
ALTURA MEDIA (Quercus ilex)	5,80 m	5,77 m	5,96 m	4,93 m	5,72 m	4,92 m
DIAMETRO DEL TRONCO (Q. ilex)	12,87 cm	9,65 cm	10,80 cm	11,41 cm	10,76 cm	7,67 cm
DENSIDAD DE PIES MUERTOS	0,125/m ²	0,112/m ²	0,288/m ²	0,012/m ²	0,200/m ²	0,338/m ²
% ENCINAS > 7 m	27,27	30,77	33,33	18,18	29,27	2,63
EST. ARBOREO Y SUBARBOREO						
(3-7 m)						
<i>Quercus ilex</i> L.	5	4	3	5	5	2
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	2		3		1	4
<i>Smilax aspera</i> L.	3	3	2	1	2	2
<i>Hedera helix</i> L.	2	1		1	+	
<i>Tamus communis</i> L.		2				1
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.		1		1		
<i>Cornus sanguinea</i> L.				+		+
<i>Laurus nobilis</i> L.			+			
<i>Quercus robur</i> L.		+				
<i>Acer campestre</i> L.		+				
<i>Viburnum lantana</i> L.						+
EST. ARBUSTIVO Y SUBARBUSTIVO						
(0,5-3 m)						
<i>Smilax aspera</i> L.	3	4	2	3	2	3
<i>Hedera helix</i> L.	2	2	1	1	1	
<i>Quercus ilex</i> L.	1	2	1	1	1	1
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	1		2		2	1
<i>Tamus communis</i> L.	1	3	+	1		1
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	+	+		1	+	+
<i>Laurus nobilis</i> L.			2			
<i>Rubus</i> sp.		1			1	
<i>Cornus sanguinea</i> L.				1	+	
<i>Ruscus aculeatus</i> L.		+	+			
<i>Rosa</i> sp.			1			
<i>Corylus avellana</i> L.					+	
<i>Acer monspessulanum</i> L.						+
<i>Clematis vitalba</i> L.					+	
<i>Erica</i> sp.			+			
<i>Polystichum setiferum</i> (Forsk.) Woynar					+	
<i>Polypodium interjectum</i> Shivas			+	+		
EST. HERBACEO						
(0-0,5 m)						
<i>Hedera helix</i> L.	4	5	2	3	1	+
<i>Smilax aspera</i> L.	3	3	2	2	1	2
Musgos		2	3	2	3	2
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	3	+	2	1	1	1
Gramíneas	+	1	+	4	1	+
<i>Quercus ilex</i> L.	2		+	1	+	1
<i>Phillyrea latifolia</i> L.	1		1		+	1
<i>Rubia peregriana</i> L.	1	+	+	+	1	+
<i>Rubus</i> sp.	+	1	+	+	1	
<i>Tamus communis</i> L.	2		+	+	+	+
<i>Asplenium trichomanes</i> L.		+	+	+	+	+
<i>Geranium robertianum</i> L.		+	+	+	+	
<i>Rosa</i> sp.			1	+	+	
<i>Arum</i> sp.		+		+	+	
<i>Viola</i> sp.				+	+	
<i>Laurus nobilis</i> L.	+		2			
<i>Cornus sanguinea</i> L.				1		+
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.				1		
<i>Fragaria vesca</i> L.				+		
<i>Ligustrum vulgare</i> L.				+		
<i>Ilex aquifolium</i> L.					+	
<i>Fraxinus excelsior</i> L.		+				
<i>Clematis vitalba</i> L.						
<i>Lonicera periclymenum</i> L.				+		
<i>Lathraea</i> sp.	+					
<i>Asparagus officinalis</i> L.	+					
<i>Hepatica nobilis</i> Miller						+
<i>Vicia</i> sp.				+		
<i>Polystichum setiferum</i> (Forsk.) Woynar				+		
<i>Asplenium ruta-muraria</i> L.				+		
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i> L.		+		+	+	

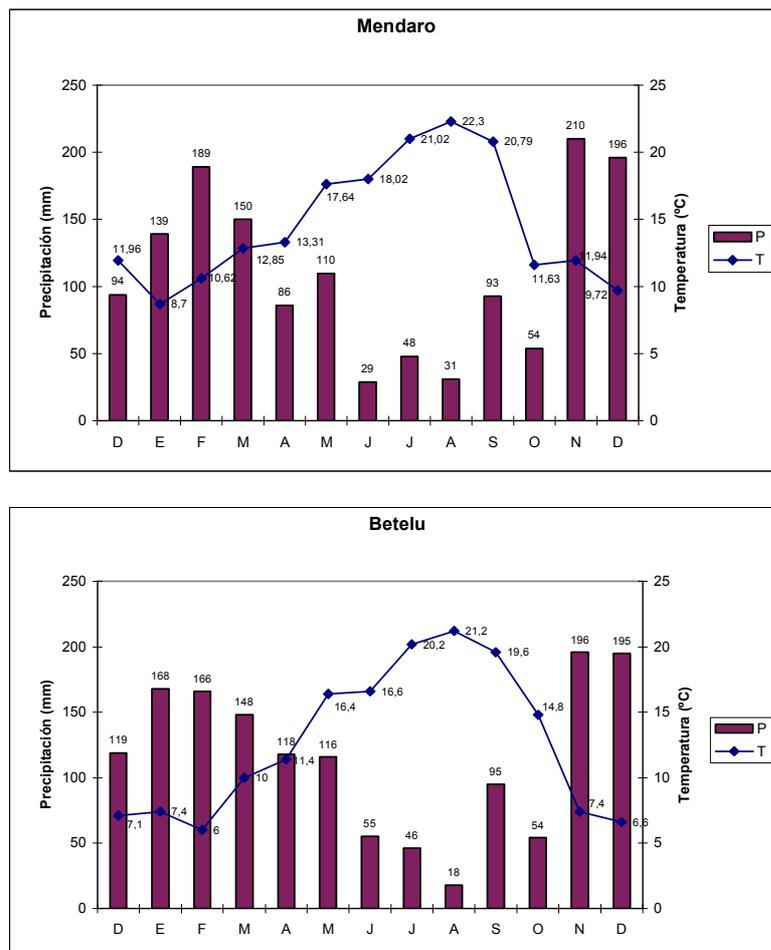


Figura 2. Datos meteorológicos de los municipios de Mendaro (Guipúzcoa) y Betelu (Valle de Larraun, Navarra) durante el periodo de muestreo (diciembre 1998 a diciembre de 1999). Los datos para Mendaro han sido obtenidos a través del Departamento de Obras Hidráulicas y Urbanismo de la Diputación Foral de Guipúzcoa y para Betelu mediante el Instituto Nacional de Meteorología. Abreviaturas: P = precipitación y T = Temperatura.

Tabla II. Características climáticas de las estaciones meteorológicas más cercanas y extrapolación de los datos a las estaciones de muestreo. Los valores de precipitación y temperatura han sido calculados a partir de los datos facilitados por: (1) Departamento de Obras Hidráulicas y Urbanismo de la Diputación Foral de Guipúzcoa. (2) Recopilación llevada a cabo por ORTUBAY (1995). (3) Instituto Nacional de Meteorología. La extrapolación se ha llevado a cabo siguiendo las propuestas de ORTUBAY y VIERS (Ver apartado 2.1.).

Estación Meteorológica	MENDARO (1)	ARRASATE (2)	LAREO (1)	BETELU (3)
Provincia	GUIPUZCOA	GUIPUZCOA	GUIPUZCOA	NAVARRA
Altitud	45 m	325 m	745 m	237 m
Años	11	7	11	23
Precipitación Media Anual	1395 mm	1294 mm	1807 mm	1600 mm
Temperatura Media Anual	14,14°	-	10,17°	13,31°
Extrapolación de Precipitación	Zumaia 1372 mm Deba-Itziar 1633 mm Mendaro 1557 mm	Arrasate 1406 mm	Ataun 1488 mm	Larraun 1667 mm
Extrapolación de Temperatura	Zumaia 14,25° Deba-Itziar 12,95° Mendaro 13,33°	-	Ataun 11,77° Arrasate 11,5°	Larraun 12,97°

2.2. ESTACIÓN DE ZUMAIA (Fig.3)

Se trata del encinar de las laderas de San Miguel de Artadi, situado a orillas del Río Urola. El acceso se realiza viniendo por la carretera de la costa (San Sebastián-Bilbao, Nacional 634) y tomando la desviación hacia San Miguel de Artadi antes de entrar en Zumaia.

Las abruptas laderas alcanzan un desnivel aproximado de 65 m. El sustrato geológico se compone de materiales del Terciario (Paleoceno): margas rojas y margocalizas con intercalaciones arenosas esporádicas (GARROTE et al., 1989b).

Al sur y suroeste el encinar continente de la estación limita con el río Urola, al este continúa por la ladera, al norte se prolonga hasta el cambio de vertiente y al noroeste se abre un pequeño claro de brezal-argomal-helechal y vegetación ruderal que dan a un talud bajo el que se instalan pabellones industriales.

Los árboles son de bajo porte debido a la antigua práctica del carboneo, hoy en desuso. Hay presencia de ganado caballar, vacuno y caprino. De estos animales, sólo las cabras penetran al interior del encinar (observación personal). Pese a que un sendero atraviesa la estación en su límite superior, éste es usado por el ganado de paso, siendo apenas concurrido por paseantes.

Este encinar está incluido dentro del Área de Interés Naturalístico de Punta Aitzuri-Zumaia (GOBIERNO VASCO, 2001).

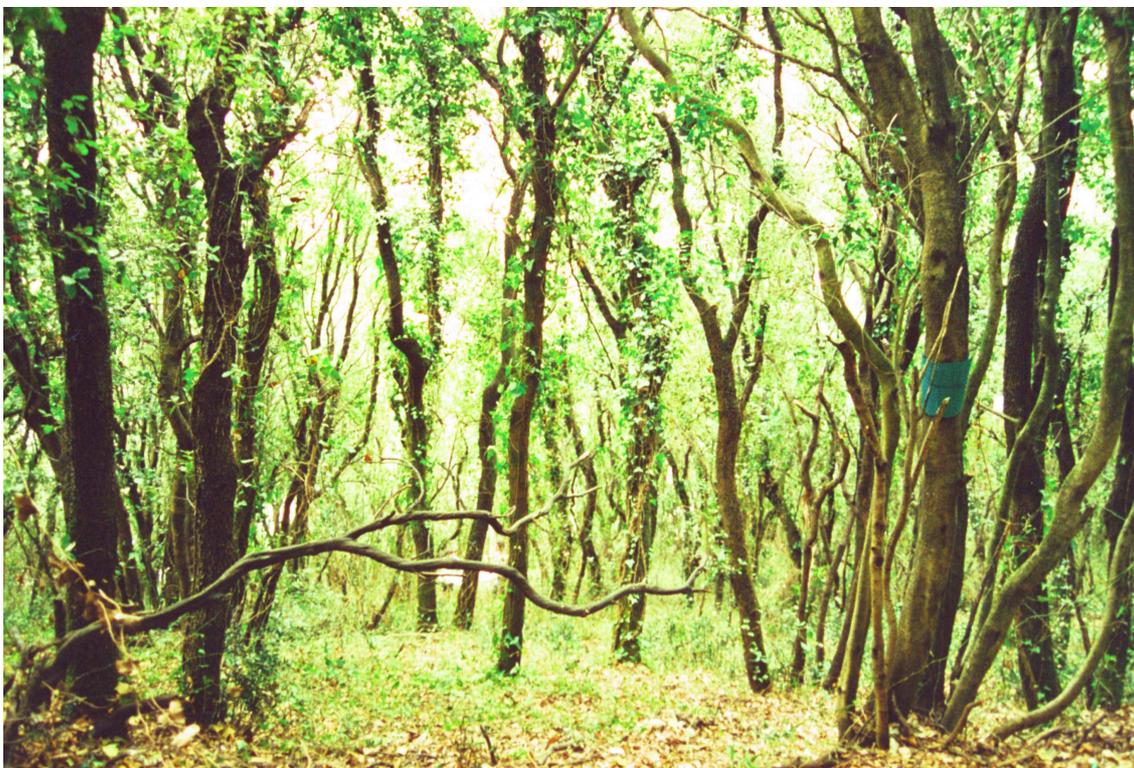


Figura 3. Interior del encinar de la estación de Zumaia (Foto: M. Pena).

2.3. ESTACIÓN DE DEBA-ITZIAR (Fig. 4)

La estación de muestreo está situada en la vertiente oriental del Monte Andutz. Para acceder a ella es necesario remontar la pista de cemento que muere en el Caserío Andusoro y que parte del área de Santuaran, atravesada por la carretera de la costa (Nacional 634).

El monte Andutz (610 m), situado en la divisoria de los ríos Deba y Urola, es un crestón calizo de dirección norte-sur que presenta un desnivel de más de 500 m en su ladera oriental (LIZUR et al., 1996). El sustrato geológico se compone de materiales del Cretácico Inferior (calizas urgonianas), pues se trata de un primitivo arrecife (de corales, rudistas, briozoos) situado en el borde de la plataforma costera hace unos 100 millones de años (PORTERO et al., 1992). Los suelos son de escaso desarrollo y baja retención hídrica, con afloramiento generalizado de la roca.

En las proximidades a la estación de muestreo el encinar se prolonga al norte y al sur, limita al nordeste y noroeste con plantaciones forestales de *Pinus radiata* D. Don, al oeste con un prebrezal atlántico y al sureste con prados atlánticos. Resulta interesante la presencia del roble pubescente (*Quercus pubescens* Willd. o *Q. humilis* Miller) en los encinares de los alrededores.

Entre los usos del suelo, cabe destacar las plantaciones de coníferas que se intercalan en pequeñas parcelas ganadas a la masa del encinar, aprovechando la mayor profundidad del suelo. Existe también, un aprovechamiento extensivo y laxo con ganado vacuno. Asimismo, se han observado rastros de caballos en los senderos y caminos que recorren la ladera oriental. El ganado no parece afectar a la estación, bastante inaccesible por lo abrupto del terreno kárstico (lapiaz) y la maraña densa de zarzaparrilla. La caza es otra actividad presente (otoño) y el montañismo parece ser más popular en la cara oeste por su acceso más cómodo. A un kilómetro al norte, hay una cantera de roca caliza en activo. Se trata de un encinar en estado de recuperación desde hace décadas por su antigua explotación para carbón vegetal y leña.

Este encinar aparece incluido en el Área de Interés Naturalístico del Monte Andutz (Gobierno Vasco, 2001).

2.4. ESTACIÓN DE MENDARO (Fig. 5)

Esta estación se sitúa en la zona meridional del Macizo de Arno. Se llega hasta allí tomando una pista de cemento que parte de Mendaro, pasa por debajo de la Autopista San Sebastián-Bilbao y tras unos 700 m llega a una pequeña cantera abandonada, desde aquí parte una pista en dirección al encinar estudiado.

El abrupto macizo de Arno consta de varias cimas separadas por depresiones cuya cota máxima se sitúa a unos 633 m de altitud y el desnivel sobre el río Deba llega a los 600 m en las zonas sur y este. El sustrato geológico consiste en calizas de plataforma urgonianas del Cretácico inferior (GARROTE et al., 1989a), siendo frecuentes los afloramientos rocosos.



Figura 4. Interior del encinar de la estación de Deba-Itziar (Foto: X. Rubio)



Figura 5. Interior del encinar de la estación de Mendaro (Foto: X. Rubio).

El encinar de la estación está rodeado por el sur por una pista forestal (tras la cual se encuentra un resto de bosque mixto atlántico), al este por su vegetación de orla y una plantación de pinos recientemente talada, al nordeste por manchas de prebrezales y brezales atlánticos, prolongándose el bosque en las restantes direcciones.

Las plantaciones de pino de Monterrey (*Pinus radiata* D. Don) ganan terreno al encinar en las pequeñas parcelas en donde puede cultivarse aquel. La ganadería extensiva parece limitarse a los claros, por lo que no es probable que llegue a penetrar en la estación, pues el estrato escandente es bastante denso. De todas formas, un pequeño sendero penetra en el encinar sin que se pueda confirmar que se haya formado por paso de ganado o animales silvestres. La caza (otoño) es otra práctica, sobre todo las batidas de jabalíes. El montañismo debe tener un mínimo impacto al tratarse de una ruta desviada de la principal. El encinar presenta numerosos individuos con varias ramificaciones desde la base, producto de las antiguas actividades de carboneo.

El Macizo de Arno, en el que se incluye este encinar, está propuesto como Lugar de Interés Comunitario (GOBIERNO VASCO, 2001).

2.5. ESTACIÓN DE ARRASATE (Fig. 6)

Presente en las laderas orientales del Monte Udalaiz, a este encinar se accede caminando desde una pequeña cantera abandonada situada a kilómetro y medio aproximadamente del alto de Kanpazar, al que se asciende desde Arrasate.

La gran peña de Udalaiz (1092 m) está conformada por calizas arrecifales masivas urgonianas del Cretácico inferior (GARROTE et al., 1992a). Así, domina el paisaje kárstico, siendo frecuentes los afloramientos rocosos.

La estación de muestreo está incluida en el interior de un encinar rodeado al este por un camino salpicado de diversos tipos de arbolado tras el cual se encuentra la carretera al alto de Kanpazar. Al norte hay una reciente plantación de pinos, al oeste un prebrezal atlántico y en las restantes direcciones se extiende el encinar.

La explotación forestal a base de coníferas ha supuesto la desaparición del encinar en los tramos bajos de ladera y zonas de suelo más profundo. El ganado caprino está presente y podría afectar a la estación. La extracción de leñas es una actividad marginal, que debido a la inaccesibilidad de la estación (lapiaz), no parece que llegue a afectar a ésta. Esta situación, junto al quedar a desmano de las rutas habituales de ascenso a Udalaiz (no hay camino que atraviese el encinar de la estación) hace que no lleguen a él los paseantes. Hay además, dos canteras de piedra caliza próximas a la zona de estudio: una a unos 500 m al norte en activo, la otra es más pequeña, está situada a unos 200 m al sur y abandonada.

Este encinar está incluido dentro del área de Interés Naturalístico del Monte Udalaiz (GOBIERNO VASCO, 2001).



Figura 6. Interior del encinar de la estación de Arrasate (Foto: X. Rubio).



Figura 7. Interior del encinar de la estación de Ataun (Foto: M. Pena).

2.6. ESTACIÓN DE ATAUN (Fig. 7)

Encinar perteneciente al territorio occidental del Parque Natural de la Sierra de Aralar, situado en la ladera occidental del “domo” de Ataun (colinas de Itaundieta o Muñoaran, 651 m). El acceso a esta estación es posible a través de un sendero que parte desde los caseríos del cruce de la carretera de Beasain-Alto de Lizarrusti con el desvío al Alto de Urkillaga.

El sustrato está formado por calizas y calizas margosas urgonianas (GARROTE et al., 1992b), material que por su resistencia a la erosión es el responsable de la abrupta morfología en crestón del domo (PORTERO et al, 1992).

El encinar que contiene la estación de muestreo es prácticamente continuo por toda la parte superior de la ladera occidental del domo a excepción de los roquedos de la cresta, mientras que las zonas más bajas están ocupadas por prados y cultivos atlánticos y pequeñas parcelas dispersas de plantaciones de pinos.

El encinar del domo de Ataun está situado en una zona tan pedregosa y de gran pendiente que ha impedido su explotación de modo rentable. Así, los prados y los escasos cultivos de coníferas exóticas quedan relegados a las zonas bajas de la ladera, enclaves de menor pendiente y mayor espesor de suelo situados en territorio potencial del robledal. Parece ser que el carboneo no se practica desde la guerra y que su práctica fue marginal. Los ganados bovino y caprino están presentes. Las vacas sólo parecen atravesar el bosque para acceder a los claros, siguiendo el sendero inferior a la estación, mientras que las cabras parecen afectar a la estación de muestreo. Por otro lado, pese a que el terreno es fácilmente accesible caminando, se trata de una de las rutas menos populares de la Sierra de Aralar, encontrándose pocos paseantes. Todo ello ha permitido la conservación de casi toda el área cubierta por el encinar, aunque varias encinas son de porte escaso debido a las antiguas prácticas de carboneo.

Este encinar se encuentra dentro del Parque Natural de Aralar, zona también propuesta como Lugar de Interés Comunitario (GOBIERNO VASCO, 2001).

2.6. ESTACIÓN DE LARRAUN (Fig. 8)

Este encinar se encuentra en territorio navarro en las laderas del Monte Elostá, a medio kilómetro antes del Barrio de Lezaeta y a casi dos kilómetros después de Betelu, en la carretera Tolosa-Pamplona que atraviesa el Valle de Araxes o Larraun. Forma parte del encinar cantábrico más oriental que se conoce.

El sustrato geológico está formado por calizas supraurgonianas (ELOSEGUI et al., 1980). El suelo es delgado y pedregoso, con numerosos afloramientos rocosos.

El encinar del entorno de la estación se extiende por la ladera del monte sólo interrumpido en el fondo del valle por la carretera y el río y al este por una plantación de *Pinus radiata* D. Don.



Figura 8. Aspecto exterior del encinar de la estación de Larraun (Foto: M. Pena).

Como en los anteriores casos, el carboneo, actualmente en desuso, ha sido la forma de explotación principal. Algunos de los encinares fueron totalmente talados en el siglo pasado por esta causa, quizás sea este el motivo de su aspecto achaparrado actual (LOIDI & BASCONES, 1995). El ganado caprino campa por la zona, pero no parece afectar a la estación, pues la actividad se concentra sobre todo en la margen sur y occidental del río (observación personal).

A pesar de que la estación de muestreo se encuentra incluida dentro del único encinar cantábrico en territorio navarro, éste no ha sido seleccionado para su declaración como Lugar de Interés Comunitario (GOBIERNO DE NAVARRA, 2000). Sin embargo, el tramo guipuzcoano del valle del río Araxes, que contiene una importante masa de encinar cantábrico, sí está propuesto como tal (GOBIERNO VASCO, 2001).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. PLAN DE MUESTREO

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. PLAN DE MUESTREO

Cada estación contó con un área definida por un radio de 13 m contado desde la trampa de intercepción de suelo central. Esta fue la distancia límite en la colocación de cualquier trampa o toma de muestras. Las muestras más cercanas al límite del encinar se tomaron a una distancia mínima de 12 m con el objetivo de capturar únicamente las especies propias del bosque (OZANNE et al., 1997; HÄNGGI & BAUR, 1998).

Dentro del bosque, se diferenciaron tres ambientes estructurales diferentes que se describen a continuación:

-Epigeo: Formado por las superficies del suelo y rocas aflorantes. Estudiado por medio de trampas de intercepción y recogida de muestras de hojarasca y musgo saxícola (composición específica en el apartado 2.1.) para su posterior extracción mediante embudos Berlese.

-Troncos de árboles: Definido por las superficies de los troncos principales de árboles de más de 10 cm de diámetro. Prospectado por medio de trampas de intercepción de troncos y trampas de corteza.

-Maraña: Se trata de una red intrincada formada por la combinación de ramas con follaje de los árboles y del estrato escandente del bosque, consistente generalmente en plantas de zarzaparrilla (*Smilax aspera* L.). Se utilizó el batido de la vegetación para muestrear este ambiente.

El plan de muestreo se presenta resumido en la tabla III.

Tabla III. Resumen del plan de muestreo seguido para el estudio de los 6 encinares cantábricos seleccionados. Las horas de trabajo no incluyen ni el proceso de planificación del muestreo, ni la adquisición de los materiales y tampoco la identificación de los ejemplares.

MÉTODO	Nº DE TRAMPAS O MUESTRAS	AMBIENTE MUESTREADO	PERIODOICIDAD/ Nº RECOLECCIONES	PERIODO EN ACTIVO	HORAS DE TRABAJO
Trampas de intercepción de suelo	5	Epigeo: a nivel de la hojarasca	2 semanas 27 veces	5-12-98 a 4-12-99 y 12-12-98 a 11-12-99	267
Embudos Berlese-hojarasca	4 de ½ l de hojarasca con el primer cm. de suelo	1.1.1.1.1 Epigeo: superficie de la hojarasca	8 semanas 6 veces	16-1-99 a 23-10-99 y 23-1-99 a 30-10-99	93
Embudos Berlese-musgo saxícola	4 de ½ l de musgo	Epigeo: musgo de rocas aflorantes	8 semanas 6 veces	16-1-99 a 23-10-99 y 23-1-99 a 30-10-99	67
Trampas de corteza	5: 1/árbol	Tronco principal-1,5 m altura	4 semanas 12 veces	16-1-99 a 20-11-99 y 23-1-99 a 27-11-99	75
Trampas de intercepción de tronco	5: 1/árbol	Tronco principal-1,5 m altura	2 semanas 23 veces	30-1-99 a 4-12-99 y 6-2-99 a 11-12-99	111
Batido del estrato escandente	5	Maraña: predominio de estrato escandente. 0.5-2.5 m altura	8 semanas 7 veces	5-12-98 a 6-11-99 y 12-12-98 a 13-11-99	21
Batido del follaje de las ramas de los árboles	5	Maraña: predominio del follaje de las ramas de árboles. 1.5-4.5 m altura	8 semanas 7 veces	5-12-98 a 6-11-99 y 12-12-98 a 13-11-99	21
Caza directa casual	Variable	Cualquiera	Variable	5-12-98 a 4-12-99 y 12-12-98 a 11-12-99	-

3.2. DESCRIPCIÓN DE LOS MÉTODOS DE MUESTREO

3.2. DESCRIPCIÓN DE LOS METODOS DE MUESTREO

3.2.1. Muestreo del ambiente epigeo

3.2.1.1. Trampas de intercepción de suelo (Fig. 9A)

Formadas por vasos de plástico transparente de 6,5 cm de diámetro y 8 cm altura. Dentro de cada vaso se colocó otro más pequeño a fin de evitar remover la tierra y hojarasca alrededor de la trampa. El riesgo de desbordamiento por lluvia y relleno por hojarasca se previno haciendo un par de agujeros en su tercio superior y colocando un tejadillo cuadrangular (10x10 cm) de corcho situado a unos 5 cm de altura de la trampa, fijado al suelo mediante hilos de alambre. Los recipientes se rellenaron hasta la tercera parte de su altura con formol al 4 % con unas gotas de detergente (útil para aumentar la eficacia de captura según TOPPING & LUFF, 1995) como líquido conservante. Las trampas se dispusieron en cruz, quedando la central separada 12 m del resto para impedir los fenómenos de interferencia (UETZ & UNZICKER, 1976).

Este método es eficiente a la hora de capturar un gran número de especies (CANARD, 1981; CHURCHILL & ARTHUR, 1999; STANDEN, 2000) y de especímenes adultos (TOPPING & SUNDERLAND, 1992), facilitando la identificación de la mayor parte de los individuos, lo que rentabiliza el uso de este método. También es útil para estudiar la preferencia de macro- y mesohábitat (UETZ & UNZICKER, 1976; FUJII, 1997), los ritmos estacionales y la época de apareamiento de las arañas que se desplazan activamente por el medio epigeo, favoreciendo la captura de especies errantes (CURTIS, 1980; BARRIENTOS, 1985a; CHURCHILL, 1993; LANG, 2000). El número de capturas de cada especie depende de la estructura del hábitat circundante a la trampa (DUFFEY, 1972; TOPPING, 1993), por tanto, los estudios comparativos sólo deben realizarse entre hábitats estructuralmente similares, como ocurre en el presente estudio. Otra ventaja de estas trampas es que son de acción continúa, capturando especies tanto diurnas como nocturnas.

3.2.1.2. Embudos Berlese: Muestras de hojarasca (Fig. 9B)

Las muestras, tomadas al azar, se recogieron con una pala. Las tomas se realizaron en zonas que no habían sido previamente pisadas o presionadas. Las muestras se introdujeron en recipientes de plástico de 0,5 l agujereados con pequeños poros (0,5 mm) para mantener la aireación. Tras su recogida, se llevaron al laboratorio en la misma jornada para su procesado. En la estación de Zumaia faltaba la roca aflorante con musgo, por lo que se optó tomar unas 8 muestras de hojarasca por vez.

Cada muestra se depositaba en un embudo de plástico de 17 cm de diámetro al que previamente se le había colocado una reja metálica de 7 cm de diámetro con 6 mm de malla. Con el objetivo de impedir la huida de especímenes se cubrió el embudo con una mosquitera de fibra de vidrio.

Por cada embudo se colocó una bombilla de 60 W, situada unos 10 cm por encima de la muestra. Las bombillas se mantuvieron 8 días encendidas, tiempo suficiente para asegurar una recolección efectiva (DUFFEY, 1972; HUHTA, 1972). Los ejemplares extraídos se recogían en frascos de cristal rellenos de alcohol al 70 % con unas gotas de glicerina como líquido conservante.

De todos las variantes utilizadas para extraer muestras por luz y calor, la aplicada en el presente trabajo, además de ser la más simple, es una de las más efectivas capturando arañas (EDWARDS & FLETCHER, 1971). El método se emplea sobre todo para estimar las densidades y abundancias absolutas de las poblaciones y el microhábitat en que viven las especies (HUHTA, 1971; DUFFEY, 1972; CANARD, 1981; HÖVEMEYER & STIPPICH, 2000).

3.2.1.3. Embudos Berlese: Muestras de musgo saxícola (Fig. 9B)

Las muestras, tomadas al azar, se recogieron a mano, colocando el recipiente recolector bajo el musgo para no perder los individuos que se dejaban caer. Por lo demás, las muestras de musgo recibieron el mismo tratamiento que las muestras de hojarasca.

Las aplicaciones de este método ya han sido comentadas en el anterior apartado (ver 3.2.1.2.).

3.2.1.4. Caza directa casual

Las arañas visualmente detectadas de forma casual durante el muestreo, fueron también capturadas bien a mano, bien con un pincel untado en alcohol.

Este método permite obtener valiosa información referente a aspectos biológicos y de microhábitat de las especies (DUFFEY, 1972; FUJII, 1998).

3.2.2. Muestreo del ambiente tronco

3.2.2.1. Trampas de intercepción de tronco (Fig. 9C)

Consistentes en vasos de plástico blancos de 5,5 cm de diámetro y 6,5 cm altura atados con alambre a los troncos de los árboles. Se realizaron un par de agujeros en su tercio superior para evitar su anegación con agua de lluvia y escorrentía de la corteza. Como líquido conservante se empleó una disolución saturada de cloruro sódico con unas gotas de detergente para aumentar la efectividad de captura (TOPPING & LUFF, 1995). Estas trampas se colocaron al azar.

Su aplicación es la misma que para las trampas de intercepción de suelo, tal y como se extrae de los trabajos de RUZICKA & BOHAC (1991), WEISS (1995) y RUZICKA (1997).

3.2.2.2. Trampas de corteza (Figs. 9D y 9E)

Método descrito por DUFFEY (1969), que emplea cartón corrugado como material de trampa. Sin embargo, en el presente caso se utilizaron rectángulos (30x20 cm) de plástico verde estriado para impedir su deterioro por humedad. Cada uno de estos rectángulos fue cubierto por su cara externa con una lámina de plástico liso transparente y ésta, a su vez, fue cubierta con otra opaca de color verde, a fin de evitar la entrada de luz solar. Estas piezas se adosaron a la primera grapándolas en su parte superior y atándolas con alambre en sus extremos inferiores. La trampa, así dispuesta, se ataba por medio de un alambre a un tronco de árbol, abrazándolo parcialmente.

Montada de esta forma, la trampa creaba dos capas susceptibles de ser colonizadas por las arañas: una interna en contacto con la corteza del árbol y otra más externa limitada por las láminas de plástico. Gracias a las estrías, cada capa constaba de 17 espacios de 1,5 cm de ancho, 20 cm de largo y 0,5 cm de alto, haciendo un total de 255 cm³ para los 600 cm² de superficie. Se colocaron al azar, sin coincidir en el mismo tronco con las trampas de intercepción arbóreas.

En el momento del muestreo, se colocaba una sábana blanca rodeando el tronco para recoger los posibles ejemplares que cayeran al desatar la trampa. Acto seguido, se depositaba en una amplia cubeta de plástico. Con ayuda de un pincel humedecido y a mano, se recogían los ejemplares de la capa interna y después, desatando los alambres, se levantaba la lámina opaca para ver si había más capturas en la capa externa. En tal caso, se apartaba la lámina transparente para recoger los especímenes.

Las trampas de corteza se han empleado para estudiar la composición específica y movimientos estacionales de las poblaciones de arañas de los troncos (DUFFEY, 1969, 1972; CURTIS & MORTON, 1974; HORVÁTH & SZINETÁR, 1998). Los datos obtenidos pueden ser adaptados para realizar estudios cuantitativos (DUFFEY, 1969).

3.2.2.3. Caza directa casual

Se siguió el mismo procedimiento que para el ambiente epigeo (ver apartado 3.2.1.4.).

3.2.3. Muestreo del ambiente maraña

3.2.3.1. Batido de ramas del estrato escandente (Fig. 9F)

Cada unidad muestral de batido se llevó a cabo golpeando unas 30 veces un sector de la vegetación seleccionado al azar con una vara de avellano de 1,5 m de largo. Los especímenes se recogieron sobre una sábana blanca de 1 m² extendida a unos 50 cm por debajo de la maraña muestreada. La captura de los ejemplares se realizó con la ayuda de un pincel y manualmente. Se tuvo la precaución de no varear en las zonas de maraña por las que ya habían transitado los muestreadores. Las muestras se tomaron entre 0,5 y 1,5 m de altura.

Aunque existe consenso a la hora de considerarlo como un excelente método de captura, con un gran rendimiento en cuanto a número de ejemplares, el batido, al igual que la manga entomológica, es un método que presenta muchas limitaciones, dudándose de su capacidad para estudios cuantitativos y comparativos, contando con autores a favor (LUCZAK, 1963) y en contra (TURNBULL, 1973) de su uso con tales fines. La hora del día, la meteorología y la altura de la vegetación afectan a las capturas en cuanto al número de individuos y composición de especies (TURNBULL, 1973; ABRAHAM, 1983; CODDINGTON et al., 1996). De todas formas, otros trabajos (CANARD, 1981; COSTELLO & DAANE, 1997) han demostrado que en ciertas condiciones y para ciertos taxones, el vareo permite estimar de forma aceptable la proporción de especies y la abundancia relativa de las mismas.

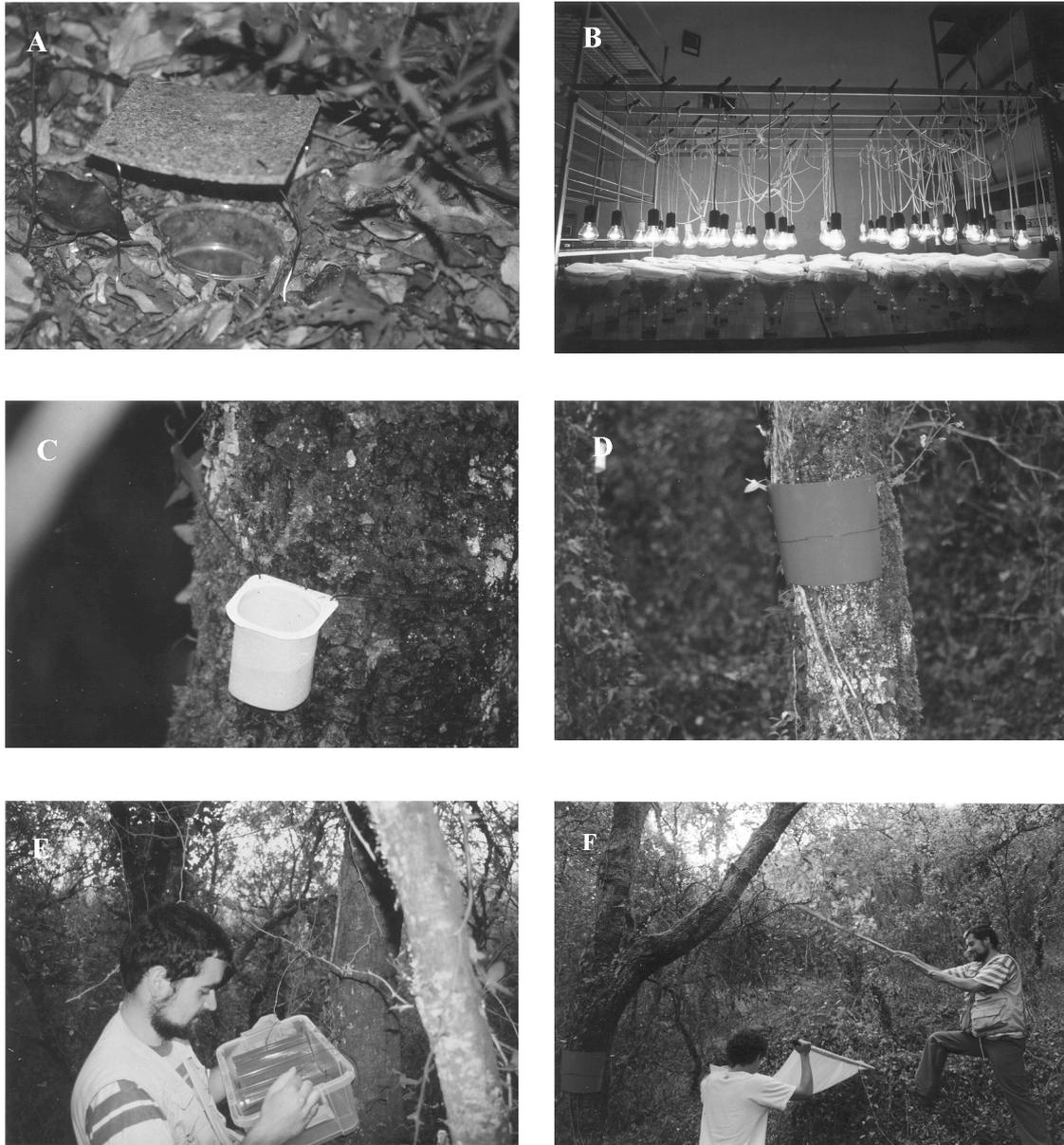


Figura 9. A: Trampa de intercepción de suelo. B: Separación de las muestras por medio de embudos Berlese. C: Trampa de intercepción de tronco. D: Trampa de corteza. E: Introducción, tras desatado, de la trampa de corteza en una cubeta a fin de facilitar la captura de las arañas. F: Batido del follaje de las ramas de los árboles (Fotos: A – E: Xabier Rubio. F: Mario Pena).

3.2.3.2. Batido del follaje de las ramas de los árboles (Fig. 9F)

Se realizó de la misma forma que el batido del estrato escandente (ver apartado 3.2.3.1.), a diferencia de que se muestreó el follaje de los árboles. Las capturas se realizaron entre 1,5 y 4 m de altura.

3.2.3.3. Caza directa casual

Se siguió el mismo procedimiento que para los ambientes tronco y epigeo (ver apartado 3.2.1.4.).

3.3. CONSERVACIÓN, ETIQUETADO E IDENTIFICACIÓN DE LOS EJEMPLARES

3.3. CONSERVACIÓN, ETIQUETADO E IDENTIFICACIÓN DE LOS EJEMPLARES

Las arañas capturadas fueron conservadas en alcohol al 70 % y depositadas en la colección del Departamento de Entomología de la Sociedad de Ciencias Aranzadi. En las etiquetas se anotaron los siguientes datos: País, provincia, término municipal, fecha, coordenadas U. T. M., altitud, biotopo, método de captura y nombre del recolector.

Para la identificación de los especímenes se han consultado las siguientes obras generales: SIMON (1914-1937), LOCKET & MILLIDGE (1951, 1953), HEIMER & NENTWIG (1991) Y ROBERTS (1985-1987, 1995).

Para la correcta identificación de individuos pertenecientes a familias y géneros concretos se han seguido estudios más especializados cuyas referencias, ordenadas por familias, se indican a continuación

Atypidae: KRAUS & BAUR (1974) y CANARD (1983).

Mimetidae: CANARD (1982)

Uloboridae: WIEHLE (1964)

Theridiidae: VANUYTVEN (1991) y KNOFLACH (1993)

Linyphiidae: FAGE (1919), SCHENKEL (1938), DENIS (1965), SAARISTO (1974), MILLIDGE (1975) y RIBERA & HORMIGA (1985)

Agelenidae: BARRIENTOS (1985b)

Anyphaenidae: URONES et al. (1995)

Zodariidae: BOSMANS (1997)

Thomisidae: LOGUNOV (1992)

Salticidae: SNAZELL et al. (1999)

En el caso de ciertos ejemplares, ha sido necesaria la colaboración de algunos especialistas: Robert Bosmans de la Universidad de Gent en Bélgica (Theridiidae y Salticidae), Miguel Angel Ferrández de la Sociedad para el Estudio y Conservación de las Arañas (Segestriidae, Dysderidae y varias familias), Eduardo Morano del Grupo Ibérico de Aracnología (Araneidae, Tetragnathidae), Carles Ribera de la Universidad de Barcelona (Linyphiidae), Michael Saaristo del Museo de Zoología de Turku en Finlandia (Linyphiidae) y Carmen Urones de la Universidad de Salamanca (Miturgidae).

Una vez determinados, a los ejemplares se les añadió otra etiqueta indicativa de la familia, género y especie y nombre del identificador.

3.4. TRATAMIENTO DE LOS DATOS

3.4. TRATAMIENTO DE LOS DATOS

3.4.1. Densidad y dispersión

Para calcular el número de arañas y otros macroartrópodos por unidad de superficie en el ambiente epigeo de los encinares cantábricos, los datos de densidad (De) se presentan en número de individuos por metro cuadrado.

Para comprobar que modelo de distribución espacial se observa en las biocenosis de la hojarasca y musgo saxícola de los encinares cantábricos, se ha utilizado el índice de dispersión, ID (LUDWIG & REYNOLDS, 1988).

$$ID = S^2/X$$

Donde S^2 = varianza, X = media, n° de individuos por unidad muestral

$$S^2 = \Sigma(X_i - X)/n$$

$$X = \Sigma X_i/n$$

Siendo " X_i " el número de individuos presentes en la unidad muestral " i " y " n " el número total de unidades muestrales.

Si la distribución de los individuos es uniforme, los valores serán próximos a 0, si es aleatoria se aproximarán a 1 y si se da en agregados será bastante mayor que la unidad.

El índice de dispersión no sirve para estimar el grado de agregación, por ello se ha calculado también el índice de Green, "IG" (LUDWIG & REYNOLDS, 1988), cuya ventaja reside en su utilidad para comparar muestras de distinto número de individuos y diferente número de unidades muestrales:

$$IG = ID - 1/1 - X$$

Los valores oscilan desde 0 (distribución aleatoria) hasta 1 (máximo grado de agregación).

3.4.2. Estructura de dominancia, araneocenosis asociada y asignación de ecotipos

La abundancia relativa de cada especie por muestra, expresada en porcentaje, indica su grado de dominancia. De esta forma, a cada especie se la incluye en una categoría de dominancia determinada. En el presente caso, se ha seguido la jerarquización propuesta por ENGELMANN (1978). Este mismo autor revisa y coteja esta escala de dominancia con otras utilizadas tradicionalmente, llegando a la conclusión de que es la más adecuada a la hora de comparar diferentes muestras.

Sobre la base de esta información se ha realizado la siguiente clasificación jerárquica:

-Eudominantes (xxxx): Especies cuya abundancia relativa supera o iguala el 32,0 %.

-Dominantes (xxxx): Especies cuya abundancia relativa es igual o superior a 10,0 % e inferior a 32,0 %.

-Subdominantes (xxx): Especies cuya abundancia relativa es igual o superior a 2,5 % e inferior a 10,0 %.

-Secundarias (xx): Especies cuya abundancia relativa es igual o superior a 1 % e inferior a 3,2 %.

-Escasas (x): Especies cuya abundancia relativa es igual o superior a 0,32 % e inferior a 1 %.

-Accesorias (+): Especies cuya abundancia relativa es inferior a 0,32 %.

Las especies con categoría subdominante o superior se consideran como especies asociadas a la muestra correspondiente. Además, para que la especie se considere asociada al encinar cantábrico debe aparecer en al menos de 3 de las 6 estaciones muestreadas.

Para facilitar la descripción e interpretación de las diferentes araneocenosis, a cada especie se le ha asignado un ecotipo (PLATEN et al., 1991). Tal determinación se ha realizado mediante la consulta de la bibliografía disponible para Europa central: TRETZEL (1952), BRAUN & RABELER (1969), SMAHA & PENICKA (1989), MAURER & HÄGGI (1990), PLATEN et al. (1991), REINKE & IRMLER (1994), SMAHA & CHYTRY (1995); HÄGGI et al. (1995), SCHABERREITER (1999) y DE BAKKER et al. (2001). Tal clasificación se basa en las características de los biotopos o hábitats en que son más frecuentes y/o abundantes las especies.

Las abreviaturas utilizadas han sido las mismas propuestas por PLATEN et al. (1991):

arb: Especie arborícola

c: Especie corticícola o habitante de los troncos de los árboles

ep: Especie epífita

eu: Especie euritopa

h: Especie higrófila

(h): Especie mesohigrófila

r: especie rupícola

sin: Especie sinántropa, habitual en medios antropizados

t: Especie termófila

tf: Especie troglófila

w: Especie silvícola

(w): Especie habitual en bosques que también se puede encontrar en medios abiertos

x: Especie xerófila

(x): Especie mesoxerófila

Debe tenerse en cuenta que esta clasificación se basa en investigaciones realizadas en la Europa de clima templado. Por tanto se ajusta bien a los datos del presente trabajo, ya que el área de estudio se encuentra sometida al mismo clima.

En ciertos casos, los datos para una misma especie son contradictorios dependiendo de la fuente consultada. En tales situaciones se ha optado por lo que indican la mayoría de los trabajos, dando prioridad a los más recientes en caso de igualdad.

Ciertas especies son poco frecuentes o ausentes del ámbito geográfico donde se desarrollan estos trabajos. Para compensar esta situación, los ecotipos se han deducido revisando estudios que incluyen información del norte peninsular y Pirineos: DIZ MIRÓN & OTERO (1978), VARIOS (1985), BOSMANS et al. (1986) y MELIC (2002).

Por último, queda un grupo de especies de biología insuficientemente conocida como para asignarles un ecotipo determinado. Tales casos se han indicado con signos de interrogación.

3.4.3. Interés faunístico

Atendiendo a la distribución geográfica conocida de las especies, éstas se han separado en varios grupos biogeográficos. Esta clasificación está basada principalmente en los datos de PLATNICK (2002), si bien también ha sido útil la consulta de otros trabajos como los de BOSMANS & DE KEER (1985), HEIMER & NENTWIG (1991) y ROBERTS (1995). Como especies endémicas se han incluido las consideradas por MELIC (2002). Debe tenerse en cuenta que la araneofauna es pobremente conocida, tanto a nivel mundial (PLATNICK, 1999) como ibérico-pirenaico (MELIC, 2002) e incluso en la Europa templada (ALDERWEIRELDT & JOCQUÉ, 1993). Por ello, los grupos considerados abarcan extensiones amplias, pues cabe esperar que con el tiempo, nuevas investigaciones amplíen el área de distribución de la mayoría de las especies. Así, en total se han distinguido 6 grupos:

-Holártico-Cosmopolita (HC): Especies cuyo ámbito de distribución abarca desde el hemisferio norte a todo el mundo.

-Paleártico (P): Especies cuyo ámbito de distribución se extiende por las zonas templadas y mediterráneas de Europa, Asia y el norte de África.

-Europeo-Eurosiberiano (E): Especies cuya distribución comprende Europa y/o las zonas templadas de Asia.

-Sureuropeo (SE): Incluye especies cuyo ámbito de distribución comprende la zona mediterránea de Europa y aquellas cuya presencia en la Europa templada es rara o muy escasa.

-Sudoesteuropeo (SOE): Especies cuya distribución abarca el mediterráneo occidental europeo, la Península Ibérica, el sur de Francia y la zona occidental de Italia.

-Endemismos Ibero-Pirenaicos (EI): La distribución de estas especies se restringe a la Península Ibérica y/o Pirineos.

3.4.4. Estructura de la araneocenosis: gremios ecológicos

Para facilitar la descripción de la estructura ecológica de las araneocenosis de las diferentes muestras, las especies han sido separadas en tipos biológicos, grupos funcionales o gremios ecológicos. Aunque existen numerosas discrepancias a la hora de determinar con precisión si estos tres términos son equivalentes o no (BLANDIN, 1986), en el presente estudio se ha estimado oportuno la elección de gremio ecológico como la más apropiada. Éste se puede definir como un grupo de especies que explota un mismo recurso de forma similar (UETZ et al., 1999). La ventaja de este análisis, es que al no requerirse la identificación de todos los individuos a nivel específico, se aprovecha parte del material obtenido que de otra forma no se estudiaría (MARGALEF, 1991).

Los criterios de asignación de los taxones a determinados gremios ecológicos se han basado principalmente en los trabajos de CANARD (1984) y UETZ et al. (1999), que se fundamentan en la estrategia de caza seguida por las arañas. Tal y como apuntan los anteriores autores, esta clasificación es necesariamente una generalización, pues existe un gran desconocimiento de la biología de muchas especies.

Primeramente se distinguen dos grandes grupos: las arañas tejedoras de telarañas y las arañas errantes. Las primeras construyen telarañas, es decir, estructuras de seda que funcionan como trampas de captura de presas. Las segundas no elaboran estas estructuras y capturan a las presas en ataque cuerpo a cuerpo. Entre las errantes se han diferenciado 3 gremios: acosadoras, furtivas y emboscadoras. Y entre las tejedoras de telarañas 5 gremios: tubitelas, inequitelas, napitelas, imbutitelas y orbitelas.

Los 8 gremios ecológicos se enumeran a continuación:

Arañas acosadoras (Ae): Se trata de arañas que exploran, tanto quietas como deambulando, el terreno en busca de presas, produciéndose los encuentros con éstas al azar.

Se incluyen en este grupo a las especies de las familias Dysderidae, Oonopidae, Lycosidae, Anyphaenidae, Liocranidae, Miturgidae, Clubionidae y Gnaphosidae. En general todas estas arañas son de actividad nocturna (CANARD, 1984).

Arañas furtivas (Fe): Gremio formado por especies que previamente seleccionan una presa y antes de abalanzarse sobre ella se le acercan sigilosamente. Incluye varios taxones especializados en capturar determinados tipos de presas.

Esta categoría ha sido asignada a las familias Mimetidae, Zodariidae y Salticidae. Se trata de arañas preferentemente diurnas (CANARD, 1984). Los mimétidos, aunque especializados en la caza de otras arañas también han sido observados capturando insectos (NYFFELER et al., 1994). Los zodáridos están especializados en la captura de hormigas (ROBERTS, 1995). Como familia en general, los saltícidos no están especializados en la captura de unas presas determinadas, tratándose más bien de depredadores muy versátiles y dotados de una visión excepcional entre las arañas (JACKSON & POLLARD, 1996).

Arañas emboscadoras (Ee): Incluye arañas que esperan quietas, situadas en lugares estratégicos, la llegada de presas. Habitualmente, su campo de acción no supera la longitud de sus patas.

Forman parte de este gremio las familias Pisauridae, Philodromidae y Thomisidae. Mientras que los tomísidos, debido a su voluminoso abdomen, permanecen totalmente quietos acechando la llegada de presas, las dos restantes familias también pueden vagabundear en busca de presas (THOMAS, 1952; CANARD, 1984). En general, la mayoría de las especies son diurnas (CLOUDSLEY-THOMPSON, 2000).

Arañas tubitelas (Tt): Estas arañas tejen telas tubulares consistentes en galerías introducidas en diversos tipos de orificios (madrigueras, grietas y agujeros de troncos del suelo, troncos, rocas, etc.) que se prolongan en el exterior en forma de hilos radiales o en una maraña irregular de hebras que rodean la entrada. La araña reposa en el interior de la galería y la prolongación externa cumple las funciones de intercepción de la presa y de aviso para la moradora.

El gremio se compone de las familias Atypidae, Nemesiidae, Segestriidae y Amaurobiidae. Atípidos y nemésidos construyen madrigueras en los suelos. Los atípidos prolongan su tela, cerrada y en forma de calcetín, horizontalmente sobre la superficie del sustrato y los nemésidos cierran su madriguera con una tapa u opérculo de seda y restos vegetales con tierra que las camufla (COYLE, 1986). Segéstridos y amauróbidos colonizan orificios de diversa índole; los primeros usan tela no pegajosa y los segundos seda cribelada (CANARD, 1984). La seda cribelada posee numerosas microfibrillas por hebra que, sea por fuerzas electrostáticas o por enmarañarse con apéndices y pelos de las presas (mecanismos aún no demostrados) resultan pegajosas (OPELL, 1994). La telaraña se abre al exterior en forma de hilos radiales en el caso de los segéstridos y en forma de malla cribelada en los amauróbidos.

Arañas inequitelas (It): Grupo compuesto por arañas que tejen telas tridimensionales de formas irregulares o enmarañadas, sostenidas por hilos sujetos a diferentes superficies y sustratos. Esta red tridimensional funciona interceptando y desequilibrando a las presas.

Este gremio contiene dos familias: Theridiidae y Dictynidae (excepto el género *Chorizomma*). Las telarañas de los terídidos contienen algunas gotas de líquido pegajoso para contribuir en la captura de presas, mientras que los dictínidos utilizan hebras de seda cribeladas (NYFFELER et al., 1994). Los terídidos además de contar con la telaraña, deben participar activamente en la captura de las presas, justo al contrario que los dictínidos, cuyas telarañas atrapan perfectamente sin la intervención de la araña (RIECHERT & MAUPIN, 1998). En algunos casos, como el del género *Episinus*, la telaraña queda reducida a un tamaño que en poco supera la extensión del cuerpo de la araña (CANARD, 1984, observación personal).

Arañas tapitelas (Tat): Las arañas de este gremio sólo están representadas por la familia Linyphiidae. Estas arañas elaboran telas en forma de hamaca. La telaraña consta de una superficie horizontal laminar sostenida por diversos hilos verticales que actúan como contrafuertes. Estos hilos verticales funcionan interceptando a insectos voladores que, al chocar con ellos, caen sobre la lámina horizontal, donde son dominados por la araña. Ésta reposa suspendida bajo la lámina horizontal. Estas telarañas son efectivas para la

caza pasiva de un gran número de presas, si bien en algunos casos la araña debe intervenir para asegurar la captura (RIECHERT & MAUPIN, 1998).

Arañas imbutitelas (Imt): Estas arañas construyen telarañas que constan de tres elementos bien diferenciados: Una maraña laxa de hilos superior que sostiene una superficie horizontal que se estrecha en uno de sus extremos como un tubo de embudo. La maraña sirve para interceptar a las presas que, una vez caídas sobre la parte horizontal, son atrapadas por la araña. Ésta descansa refugiada en la zona restante y se desplaza por encima de la superficie horizontal (Agelénidos y háhnidos) o por ambas superficies (género *Chorizomma*, observación personal).

Las familias Agelenidae, Hahniidae y el género *Chorizomma* (Dictynidae) forman parte de este gremio. La captura efectiva de las presas interceptadas por estas telarañas requiere de la participación activa de la araña (RIECHERT & MAUPIN, 1998).

Arañas orbitelas (Ot): Las telarañas tejidas por las representantes de este grupo consisten en estructuras bidimensionales dispuestas, de forma habitual, verticalmente. A partir del centro de la telaraña parten varios hilos radiales que sirven de soporte estructural a una espiral adherente que rellena casi toda la superficie a excepción de la zona nuclear. La espiral intercepta y atrapa las presas, las cuales son rematadas por la araña, que reposa bien en el centro de la telaraña o bien escondida entre la vegetación adyacente, en el último caso comunicada con la tela mediante un hilo de aviso.

En este gremio se incluye a las familias Uloboridae, Tetragnathidae y Araneidae. En el caso de los ulobóridos, la espiral pegajosa consiste en hilos de seda cribelada y en el de araneidos y tetragnátidos contiene gotitas de fluido adherente (CANARD, 1984). Para asegurar la captura de la presa adherida a la telaraña, la araña debe intervenir activamente en la caza (RIECHERT & MAUPIN, 1998). En el género *Hyptiotes* (Uloboridae), la tela se ha reducido a un triángulo cuyo extremo es sujetado por la araña, que sirve de puente entre la red y un hilo de seda adherido a la vegetación (BRISTOWE, 1958; LUBIN, 1986; observación personal).

3.4.5. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica

Para comprobar si el esfuerzo de muestreo ha sido suficiente para capturar el número total de especies presentes en cada muestra se ha calculado la curva acumulativa de especies por unidad muestral para todo el ciclo anual (COLLWELL & CODDINGTON, 1994).

Para obtener el porcentaje de la riqueza observada con respecto a la estimada, se han calculado los estimadores de riqueza específica no paramétricos: Chao 1, Chao 2, Jacknife 1, Jacknife 2, Bootstrap, ACE e ICE. La descripción y crítica de todos ellos se puede revisar en COLLWELL & CODDINGTON (1994) y COLLWELL (1997). La prueba de heterogeneidad de las muestras, basada en la comparación de las curvas de acumulación de especies y de rarefacción de Coleman (COLLWELL, 1997), ha desaconsejado el empleo del estimador paramétrico Michaelis-Menten.

El estimador Chao 1 basa su cálculo en la distribución de los individuos entre las especies, dando especial importancia a las especies que tienen uno (a: solitarias) o dos (b: parejas) individuos.

$$C_1 = S_{\text{obs}} + (a^2 / 2b)$$

Donde “ S_{obs} ” es el número de especies observadas.

El estimador Chao 2 se calcula sobre la base de distribución de especies entre muestras, poniendo el énfasis en el número de especies que aparecen en una (L: únicas) o dos (M: duplicadas) muestras. Se expresa de la siguiente manera:

$$C_2 = S_{\text{obs}} + (L^2 / 2M)$$

Los estimadores Jackknife 1 y Jackknife 2 reducen la subestimación del número real de especies. El primero tiene en cuenta sólo el número de especies que aparecen en una muestra y el segundo se basa en el número de especies que aparecen en una y en dos muestras.

Jackknife 1 se expresa como:

$$J_1 = S_{\text{obs}} + L (n - 1 / n)$$

Donde “ n ” es el número de muestras.

Por su parte, el Jackknife 2 viene dado por la ecuación:

$$J_2 = S_{\text{obs}} + [L (2n - 3) / n - M (n - 2)^2 / n (n - 1)]$$

El estimador Bootstrap está basado en la proporción de muestras que contiene cada especie (p_j):

$$B = S_{\text{obs}} + \sum (1 - p_j)^n$$

Los estimadores ACE (“Abundance-based Coverage Estimator”) e ICE (“Incidence-based Coverage Estimator”) se fundamentan en la suma de probabilidades de encuentro para las especies observadas teniendo en cuenta las especies presentes pero no observadas. El ACE se basa en aquellas especies con 10 o menos individuos en la muestra y el ICE en las especies que se encuentran en 10 o menor número de muestras.

El cálculo de estos estimadores se ha realizado utilizando el programa “EstimateS 6.0b1” (COLLWELL, 1997). Las series de datos se han recombinado unas 100 veces para las muestras procedentes de los microhábitats y ambientes forestales y 50 para las muestras de las trampas de intercepción de suelo de cada estación de muestreo.

Como en la mayoría de los casos, los estimadores no alcanzan una asíntota, para evaluar cual de ellos se ajusta mejor a los datos se han seguido los siguientes criterios (TOTI et al., 2000): 1) Buscar qué estimadores se aproximan más rápidamente a alcanzar una asíntota estable, 2) elegir aquellos cuyas estimas no se alejen demasiado de las de la mayoría y 3) que sus valores se aproximen lo más posible a la asíntota que alcanzaría la curva de acumulación de las especies con el número de muestras extrapolada visualmente.

La intensidad de muestreo, o lo que es lo mismo, la razón entre el número de individuos capturados y el número de especies para una muestra determinada, se ha utilizado también como un estimador del rendimiento del muestreo (TOTI et al., 2000).

3.4.6. α -diversidad

Con fines comparativos entre ciertas muestras, se ha calculado la relación entre el número de especies y sus abundancias relativas mediante índices de diversidad, pues en numerosas ocasiones los datos obtenidos no han sido lo suficientemente elevados como para realizar un ajuste de los mismos a las distribuciones de abundancias geométrica, logarítmica, log-normal y de vara-quebrada (MAGURRAN, 1988; MORENO, 2001).

El índice de diversidad alfa de Williams (" α ") se basa en el modelo de la serie logarítmica de distribución de las abundancias de las especies (SOUTHWOOD & HENDERSON, 2000). El valor de " α " se obtiene de la siguiente ecuación:

$$S = \alpha \ln (1 + N / \alpha)$$

Donde,

S = número de especies

N = número de individuos

Se trata de un índice que prima la importancia de la riqueza específica pero que tiene la ventaja de ser poco sensible tanto al tamaño de la muestra como a la violación del supuesto de que la muestra siga un modelo logarítmico, además de presentar un alto poder discriminante (MAGURRAN, 1988).

El estadístico Q es una medida de la pendiente de la curva de abundancia acumulativa de las especies entre el primer y último cuartiles. Por tanto, es un índice que no considera a las especies ni muy abundantes ni muy raras (MAGURRAN, 1988). Se calcula de la siguiente forma:

$$Q = \frac{1/2 n_{R1} + \sum n_r + 1/2 n_{R2}}{\text{Log}(R2/R1)}$$

Donde,

n_r = número total de especies con abundancia R

R1 y R2 son los cuartiles 25 % y 75 %

n_{R1} = número de especies correspondientes al cuartil R1

n_{R2} = número de especies correspondientes al cuartil R2

$\sum n_r$ = número de especies presente entre ambos cuartiles

El estadístico Q posee una buena capacidad discriminante, baja sensibilidad al tamaño muestral y se escora hacia la riqueza específica (MAGURRAN, 1988).

El índice de Simpson (" λ ") indica la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean iguales. Está fuertemente influido por las especies más abundantes,

aunque presenta la ventaja de ser poco sensible frente al tamaño muestral, así como un moderado poder discriminante (MAGURRAN, 1988). Se expresa de la siguiente forma:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

Siendo “ p_i ” la abundancia proporcional de la especie “ i ”.

Para facilitar su lectura, este índice se representa en valor inverso: $1 / \lambda$.

El índice de Berger-Parker (d) expresa la proporción que representa la especie dominante (N_{\max}) frente a toda la muestra (N), expresándose de la siguiente manera:

$$d = N_{\max} / N$$

Este índice adolece de un bajo poder discriminante, es poco sensible al tamaño muestral y cuanto más alto es su valor, menor equitatividad presentará la muestra analizada (MAGURRAN, 1988). Para facilitar la lectura de este índice se presenta en valor inverso: $1 / d$.

El índice de Shannon-Wiener (H) mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una muestra. Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie y el logaritmo del número de especies cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (MAGURRAN, 1988). Este índice viene dado por la siguiente ecuación:

$$H = - \sum p_i \ln_e p_i$$

Por tanto, este índice tienen en cuenta tanto el número de especies presente en la muestra como sus abundancias proporcionales. Sin embargo es relativamente sensible al tamaño de la muestra y posee una moderada capacidad discriminante (MAGURRAN, 1988).

Una vez calculados los índices, para comprobar si las diferencias son significativas, se ha realizado una prueba de aleatorización (SOLOW, 1993). Dicha prueba consiste en obtener dos muestras al azar, a partir de una distribución de abundancias de especies resultado de la suma de las dos muestras originales. Este proceso se repite unas 10 000 veces. La prueba se basa en que bajo la hipótesis nula de que sin haber cambios en la estructura de la comunidad, todas las subdivisiones de la suma de muestras son equiprobables.

Todos los índices de diversidad y sus correspondientes pruebas de aleatorización, se han calculado utilizando el programa “Species Diversity & Richness 2” (HENDERSON & SEABY, 2001).

La rarefacción calcula el número esperado de especies de cada muestra si todas las muestras fueran reducidas a un tamaño estándar. Se trata de un método que permite realizar comparaciones de muestras de diferentes tamaños. El resultado se representa gráficamente, observándose como se acumulan las especies (ordenadas) al aumentar el número de individuos (abcisas). Así, se comparan las curvas obtenidas para diferentes

muestras, siendo las más diversas las que presentan mayor pendiente. La ecuación a partir de la que se obtienen las curvas es la siguiente:

$$E(S) = \sum \left[1 - \frac{(N - N_i)/n}{N/n} \right]$$

Donde:

$E(S)$ = número esperado de especies

N = número total de individuos en la muestra

N_i = número de individuos de la especie "i"

N/n = tamaño de la muestra estandarizado

El método tiene la desventaja de que se desaprovecha mucha información, ya que toma como medida general para todas las muestras el tamaño de la muestra más pequeña, dejando de lado los datos extra de muestras con mayor esfuerzo de muestreo (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). La comparación pierde poder discriminante si las dos muestras presentan gran diferencia en cuanto a riqueza específica y distribución de abundancias relativas. Se recomienda utilizar al cotejar muestras obtenidas con la misma metodología y de grupos taxonómicos relacionados (KREBS, 1989).

Las curvas de rarefacción se han obtenido empleando el programa "Biodiversity Professional 1.0" (McALEECE et al., 1997).

Para comparar la diversidad entre múltiples muestras se ha aplicado la prueba de la ordenación de la diversidad de Renyi (SOUTHWOOD & HENDERSON, 2000), que se define como:

$$H_\alpha = (\log \sum p_i^\alpha) / 1 - \alpha$$

Donde " α " es el orden, que en el numerador es igual o distinto a 0 y en el denominador distinto a 1. Mientras que " p_i " representa a la proporción de cada especie. El logaritmo utilizado ha sido en base "e".

Este método se aplica para visualizar gráficamente las diferencias de diversidad entre varias muestras. Variando " α " se obtienen diferentes valores de diversidad (H_α) para cada estación, que al representarse gráficamente describen una línea descendente. Si las líneas de dos estaciones diferentes se cruzan, éstas no son comparables. Si por el contrario, una línea aparece siempre por encima de otra, aquella se considera como la más diversa.

Esta prueba de comparación de la diversidad se ha realizado utilizando el programa "Species Diversity & Richness 2" (HENDERSON & SEABY, 2001).

3.4.7. β -diversidad

Para evaluar el grado de similitud cualitativo entre las muestras estudiadas, se han calculado los coeficientes de Jaccard y Sorensen (MORENO, 2001). El primero enfatiza las diferencias entre las muestras y el segundo las similitudes.

Ambos coeficientes vienen expresados como:

$$\text{Jaccard } I_j = c / a + b - c$$

$$\text{Sorensen } I_s = 2c / a + b$$

Donde

“a” es el número de especies presente en la muestra “A”

“b” es el número de especies presente en la muestra “B”

“c” es el número de especies presentes en las dos muestras.

Se han hallado ambos coeficientes debido a que el de Jaccard enfatiza la disimilitud y el Sorensen la semejanza.

Para evaluar el grado de similitud cuantitativo entre las estaciones estudiadas, se ha utilizado el Coeficiente de similitud de Bray-Curtis o Sorensen cuantitativo (MORENO, 2001). Este coeficiente viene dado por la siguiente expresión:

$$I_{sc} = 2jN / (aN + bN)$$

Donde ,

aN = Número total de individuos en la estación “a”

bN = Número total de individuos en la estación “b”

jN = La suma de los valores más bajos para cada una de las especies compartidos en ambas estaciones.

Los resultados obtenidos se han representado gráficamente mediante dendrogramas que agrupan a las muestras por la similitud de las presencias-ausencias o de las abundancias relativas de las especies. El tipo de unión utilizado ha sido el más sencillo (“Single link”). Con fines comparativos, sólo se han obtenido los dendrogramas a partir de los coeficientes de Sorensen cualitativo y cuantitativo, ya que ambos se basan en el mismo tipo de operaciones matemáticas

Este tratamiento se ha llevado a cabo utilizando el programa “Biodiversity Professional 1.0” (McALEECE et al., 1997).

3.4.8. Dinámicas estacionales

Debido al escaso volumen muestral, sólo se han calculado las dinámicas estacionales para el conjunto total de las 6 estaciones prospectadas por cada método de captura empleado. Los resultados se presentan, con fines prácticos, con las fechas correspondientes a las estaciones muestreadas la primera semana de cada intervalo bisemanal de muestreo.

3.4.8.1. Abundancia y actividad

La variación estacional de la abundancia en las trampas de intercepción (actividad) se ha expresado en número de individuos capturados por trampa en cada jornada de muestreo, multiplicada por 10 en el caso de las trampas epigeas y por 100 en las de tronco. A la hora de normalizar los datos, se han excluido las trampas que perdieron accidentalmente la muestra. Todas estas fueron epigeas y se enumeran a continuación: En Deba-Itziar la número 5 el 2-I-1999 y el 16-I-1999, en Mendaro la 2 el 2-I-1999 y la 3 el 10-IV-1999, en Arrasate la 1 el 5-XII-1998 y 13-II-1999 y la 4 el 13-III-1999 y 24-IV-1999 y en Ataun la 1 el 26-VI-1999 y 21-VIII-1999, la 3 en 26-VI-1999, 10-VII-1999 y 7-VIII-1999, la 4 en 10-VII-1999, 24-VII-1999 y 7-VIII-1999 y la 5 en 26-VI-1999, 10-VII-1999, 24-VII-1999 y 7-VIII-1999.

La variación estacional de la abundancia aparece expresada en densidad (número de individuos por metro cuadrado) para cada jornada de muestreo en las muestras procedentes de embudos Berlese y trampas de corteza.

La variación estacional de la abundancia aparece en número de individuos totales capturados en cada jornada de muestreo para las muestras obtenidas mediante batido de la vegetación.

3.4.8.2. Diversidad

Para analizar la variación estacional de la diversidad se ha seguido calculando los siguientes índices en cada jornada de muestreo: riqueza específica, índice de Simpson e índice de Berger-Parker. Todos ellos ya descritos en el apartado 3.4.6.

3.4.8.3. Dinámicas de reproducción y tipos de ciclo biológico

Existen numerosas formas de clasificar a las arañas atendiendo a su ciclo biológico. En YSNEL & CANARD (1986, 1990) se puede encontrar una revisión sobre los diferentes criterios de clasificación de los ciclos biológicos: Dependiendo de su duración (JUBERTHIE, 1954), de la época de apareamiento (TRETZEL, 1954; HUHTA, 1965) y de la importancia de los periodos de puesta y fase invernada (SCHAEFER, 1977, 1987). Los datos obtenidos, con el debido apoyo bibliográfico, permiten determinar la época de apareamiento, resultando complicado deducir los periodos de puesta y la duración del ciclo biológico. La ventaja de fijarse en el periodo de cópula es que, para la misma especie, es bastante similar en diferentes zonas geográficas y altitudinales, al contrario de lo que sucede con la duración del ciclo, que presenta grandes variaciones (RUSSELL-SMITH & SWANN, 1972; TOFT, 1976; NIEMELÄ et al., 1994). Por ello, se han agrupado a las arañas por su periodo de cópula.

En el presente estudio se ha seguido, con ligeras modificaciones, la clasificación propuesta por YSNEL & CANARD (1990) por tratarse de una de las revisiones más recientes sobre los ciclos biológicos de las arañas y adaptarse bien a la fauna francesa, más cercana a la peninsular que la del norte y centro de Europa. Esta clasificación distingue las siguientes categorías:

- Especies euricronas de todo el año (O): Se trata de especies en que el periodo de cópula se extiende durante todo el año, sin observarse épocas claramente preferenciales. Es una categoría no distinguida por YSNEL & CANARD (1990), salvo para especies cavernícolas o domésticas no influidas por los factores periódicos del clima templado. Sin embargo, otros autores centroeuropeos si la incluyen para especies silvestres (PLATEN et al., 1991).
- Especies euricronas de periodos cálidos (I): Principalmente, el periodo de cópula tiene lugar desde primavera a otoño.
- Especies euricronas de periodos húmedos (II): El periodo de cópula se da habitualmente de otoño a primavera.
- Especies estenocronas de primavera y/o verano (III): La cópula tiene lugar en primavera, verano o en la transición entre ambas estaciones. En algunos casos, los juveniles procedentes de las primeras puestas pueden madurar sexualmente antes del invierno y aparearse, aunque las puestas no tienen lugar hasta la primavera siguiente. Este fenómeno se conoce como diplocronía.
- Especies estenocronas de otoño (IV): La cópula tiene lugar al final del verano o en otoño. El invierno se realiza en fase de puesta, teniendo lugar la eclosión en la primavera siguiente.

Existe otra categoría que no se incluye en la presente investigación por no haber sido observada. Se trata de las especies estenocronas de invierno, cuyo periodo de cópula es invernal.

La determinación del periodo de cópula se ha basado en la presencia de machos adultos, pues en numerosas ocasiones, el periodo de madurez de las hembras es bastante más largo que el de los machos, dándose varios ejemplos de especies con machos estenocronos y hembras euricronas (PLATEN et al., 1991).

Para las especies escasamente representadas en las muestras ha sido necesaria una revisión bibliográfica de trabajos centroeuropeos y de Gran Bretaña e Irlanda. Además de las referencias ya citadas, se han consultado los siguientes trabajos: TRETZEL, (1954), HOREGOTT (1960), MERRETT (1967, 1968, 1969), BRAUN & RABELER (1969), DUFFEY (1969), JOCQUÉ (1973), WOZNY (1973), CHRISTOPHE & BLANDIN (1977), WORKMAN (1977), CURTIS (1978), TOFT (1978a, 1978b), ALBERT (1982), BAERT & KEKENBOSCH (1982), BAERT et al. (1983), CANARD (1984), PARKER (1990), NOFLATSCHER (1993), LEDOUX (1997-2000), KOOMEN (1998), PEKAR (1999), SCHABERREITER (1999), SNAZELL et al. (1999) y HARVEY et al. (2002).

Como trabajos peninsulares y cercanos a la fauna peninsular se han revisado: BARRIENTOS (1985b, 1985c) BLASCO (1985), PÉREZ (1985), RIBERA & HORMIGA (1985), URONES (1985a, 1985b, 1985c, 1986a, 1986b, 1989), URONES & GÓMEZ (1985), PERERA (1986), URONES et al. (1995), URONES et al. (1995), BARRIENTOS et al. (1985; 1996) y LEDOUX et al. (1996).

Pese a todo, hay especies cuya biología permanece aún mal conocida, siendo imposible asignarles ninguna categoría de las comentadas. Tales especies han sido señaladas con signos de interrogación.

3.4.9. El tratamiento de los datos en los diferentes capítulos de la sección “4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN”

El tratamiento de datos que se ha aplicado a cada capítulo se encuentra resumido en la tabla IV. Sin embargo, es oportuno realizar algunos comentarios sobre los análisis de datos empleados en cada caso.

En el caso de la valoración faunística (4.1), los coeficientes de similitud se han empleado para comparar la composición taxonómica obtenida con la de otros bosques europeos. Debido a la gran variedad de métodos empleados, el análisis se ha limitado a un tratamiento cualitativo de los datos.

Al analizar el ambiente epigeo (4.2), la diferencia en el esfuerzo de muestreo en la obtención de muestras de hojarasca y de musgo ha obligado a compararlas usando la rerefacción como indicador de la diversidad (ROSENZWEIG, 1995). El coeficiente de similitud cuantitativo se ha calculado tras normalizar los datos a porcentajes de la abundancia relativa de cada especie. En cuanto a las dinámicas estacionales, el índice de Simpson ha sido utilizado por ser el que mejor permitía interpretar los datos, mientras que la escasez de individuos identificados en ciertas fechas, no ha aconsejado el uso de ningún otro tipo de índice que no sea la riqueza específica en las muestras separadas por embudos Berlese. Este método, tal y como se explica en el apartado 3.2.1.2. es el único que permite cuantificar los datos para obtener densidades e índices de agregación.

En el ambiente tronco (4.3), la dinámica estacional de la diversidad se interpreta mejor mediante el empleo del índice de Berger-Parker que del Simpson. Este último se ha presentado demasiado sensible a pequeñas variaciones de las dominancias de las especies, presentando valores muy erráticos sin tendencias claras, por ello no ha sido empleado.

En el ambiente maraña (4.4), las variaciones estacionales de la diversidad en cuanto al componente de dominancia se interpretan mejor mediante el índice Berger-Parker debido a la gran abundancia de las especies dominantes en cada muestra (estrato escandente y follaje de las ramas de los árboles). El muestreo, realizado exactamente igual en ambos microhábitats, ha permitido su comparación empleando todo tipo de índices y coeficientes, tanto a nivel cualitativo como cuantitativo.

Como cada ambiente forestal ha sido muestreado con diferentes métodos o distintos esfuerzos de muestreo, su comparación (4.5) sólo ha sido posible a nivel cualitativo.

Tabla IV. Análisis de los datos que se ha seguido en cada apartado (números en negrita) y para cada método. En filas se representan los referentes al capítulo de Resultados y Discusión (4) y en columnas los referentes al capítulo de Tratamiento de los datos (3.4). La nomenclatura utilizada significa lo siguiente: Signos: + = análisis efectuado, - = análisis no realizado. Abreviaturas: BE = batido del estrato escandente, BR = batido de las ramas de los árboles, C = análisis cuantitativo y cualitativo, CD = caza directa casual, CI = análisis cualitativo, EH = muestras de hojarasca, EM = muestras de musgo saxícola, TC = trampas de corteza, TIS = trampas de intercepción de suelo y TIT = trampas de intercepción de tronco.

APARTADO/ MÉTODOS	3.4.1	3.4.2	3.4.3	3.4.4	3.4.5	3.4.6	3.4.7	3.4.8.1	3.4.8.2	3.4.8.3
4.1										
Todos	-	-	CI	-	-	RE	Jaccard/Sorensen-CI	-	-	-
4.2										
TIS	-	+	C	C	+	RE	-	+	RE, Simpson	+
EH	+	+	C	C	+	RE, Rarefacción	Jaccard/Sorensen-C	+	RE	+
EM	+	+	C	C	+	RE, Rarefacción	Jaccard/Sorensen-C	+	RE	+
CD	-	-	CI	CI	-	RE	-	-	-	+
4.3										
TIT	-	+	C	C	+	RE	-	+	RE, Berger-Parker	+
TC	-	+	C	C	+	RE	-	+	RE, Berger-Parker	+
CD	-	-	CI	CI	-	RE	-	-	-	+
4.4										
BE	-	+	C	C	+	Todos los índices	Jaccard/Sorensen-C	+	RE, Berger-Parker	+
BR	-	+	C	C	+	Todos los índices	Jaccard/Sorensen-C	+	RE, Berger-Parker	+
CD	-	-	CI	CI	-	RE	-	-	-	+
4.5										
Todos	-	+	CI	CI	-	RE	Jaccard/Sorensen-CI	+	+	+
4.6										
TIS	-	+	C	-	+	Prueba de Renyi	Jaccard/Sorensen-C	-	-	-

A la hora de comparar las 6 estaciones de muestreo entre sí (4.6), la intención original fue realizarla utilizando los datos procedentes de todos los métodos de muestreo empleados. Por ello, en Zumaia se tomaron 8 muestras de hojarasca en vez de 4. Sin embargo el cotejo de los resultados sólo se ha considerado fiable mediante el empleo de trampas de intercepción de suelo por varias razones: 1) Es el método que mayor cantidad de datos ha aportado (al contrario que las trampas de intercepción de troncos), 2) es un método idóneo para el estudio de la diversidad de las araneocenosis (ver apartado 3.2.1.1) y 3) al tratarse de trampas de acción continua permanecen activas día y noche, evitando un sesgo de captura importante ya que la actividad de cada especie es diferente dependiendo del momento nictemeral (WILLIAMS, 1962; DONDALE et al., 1972; KOPONEN, 1972; DE KEER et al., 1989; FUNKE et al., 1995; BONTE et al., 2000; SORENSEN et al., 2002) y el muestreo de cada estación se realizó a diferentes horas del día, invalidando el análisis con el empleo de otros métodos que ofrecen una imagen parcial instantánea: recogida de muestras para su separación por embudos Berlese, trampas de corteza, batido de la vegetación y caza directa. Asimismo, no se han comparado las variaciones estacionales en cada estación debido a que presentan todas una dinámica similar y a la presencia de escasos individuos capturados en algunas de ellas. El análisis de la estructura ecológica de la comunidad, basado en la distinción de gremios ecológicos, no ha aportado información de interés para interpretar los resultados, por ello tampoco se ha realizado tal comparación.

Los datos de la caza directa casual (apartado 3.2.1.4) se han empleado tan sólo para recalcar la usencia o presencia de las especies en las muestras. Sus datos han tenido tan sólo un valor auxiliar y complementario, permitiendo confirmar la ocurrencia de ciertas especies en determinadas estaciones de muestreo o ambientes forestales o asignarlas apropiadamente a ciertos tipos de ciclos biológicos.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. VALORACIÓN FAUNÍSTICA

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. VALORACIÓN FAUNÍSTICA

4.1. Introducción

Con respecto a las arañas, la acumulación de datos faunísticos, entendidos como citas de especies con información sobre su presencia o ausencia en ciertas localizaciones geográficas y biotopos determinados, cuando se presenta bien documentada, es una herramienta útil para su aplicación en la gestión y conservación de la fauna (BUCHAR, 1991; FÜRST et al., 1993; FRANC, 2000).

Tradicionalmente, el grupo faunístico más utilizado para estas aplicaciones ha sido el de los vertebrados. Concretamente, el ejemplo más cercano es el del “Atlas de los Vertebrados Continentales de la Comunidad Autónoma del País Vasco” (ÁLVAREZ et al., 1985). Trabajo revelado de gran utilidad al haberse empleado en numerosos estudios de impacto ambiental, ordenación del territorio, planes de uso y gestión, planes de protección de recursos naturales, de conservación de especies, etc. Por su diversidad, detectabilidad y fácil identificación, las aves representan un grupo ventajoso en este ámbito, por ello más recientemente se ha realizado el atlas de las mismas para Guipúzcoa (AIERBE et al., 2001).

Sin embargo, para abordar correctamente el reto de conjugar el desarrollo con la conservación de la diversidad biológica está injustificado basarse sólo en la información aportada por los vertebrados, debido a que éstos suponen una parte minoritaria de la biodiversidad (PLATNICK, 1999). Entre los numerosos grupos de interés para tales requerimientos (RIBERA & FOSTER, 1997), las arañas cumplen un importante papel en gran parte de las ocasiones (MARC et al., 1999).

Para el uso de las arañas en tales aplicaciones es menester valorar la contribución faunística de todos los estudios araneológicos que se lleven a cabo. Esta necesidad es manifiesta al comprobar el desconocimiento del que adolecen la mayoría de los continentes del planeta (PLATNICK, 1999). Incluso en Europa, cuya fauna se ha creído que estaba bien conocida, ALDERWEIRELDT & JOCQUÉ (1993), demuestran que no es así, quedando gran camino por recorrer al respecto.

En la península Ibérica la situación es peor, a pesar del notable avance que ha supuesto el Catálogo Ibérico de Araneae (MORANO, 2002). Del análisis de tal trabajo se comprueba que en numerosas provincias faltan citas de especies ubiquistas y de amplia distribución y que en varias de ellas, incluso hasta en ciertas comunidades autónomas, el número de especies citadas es realmente escaso, del orden de pocas decenas. Es el caso de Guipúzcoa, con tan sólo 23 especies citadas antes del presente estudio.

Por todo lo anteriormente expuesto, enmarcado dentro de un estudio biocenológico, se ha realizado la presente valoración faunística a fin de contribuir en el conocimiento de la araneofauna ibérica.

4.1.2. Resultados

4.1.2.1. Lista de especies y resultados globales

En total se han capturado 3504 arañas, de las que 2911 (83,08 %) han podido determinarse a nivel específico y 3317 (94,66 %) a nivel de familia.

La lista de especies capturadas se presenta siguiendo el orden por familias y la nomenclatura propuestos por PLATNICK (2002) (Tab. V). Los resultados arrojan un total de 100 especies repartidas en 72 géneros y 26 familias.

4.1.2.2. Valoración faunística

Se recogen, en total, 8 nuevas citas para la Península Ibérica, 10 para España, 74 para el País Vasco, 85 para Gipuzkoa y 35 para Navarra.

Han resultado ser nuevas citas para la Península Ibérica las siguientes especies: *Episinus theridioides*, *Entelecara congenera*, *Trichoncus affinis*, *Walckenaeria furcillata*, *Zodarion italicum*, *Zelotes apricorum*, *Tmarus stellio* y *Neon robustus*. Además, se incorporan un par de especies nuevas a la fauna española: *Phoroncidia paradoxa* y *Lepthyphantes bacelari*.

También se han encontrado 6 endemismos: *Troglohyphantes furcifer* de la zona cantábrica, *Walckenaeria dalmasi* de Pirineos, *Lepthyphantes bacelari* de Portugal, *Malthonica lusitanica*, *Tegenaria inermis* y *Chorizomma subterraneum* de la zona norte peninsular y Pirineos (MELIC, 2002).

Hay también presentes 3 especies que muestran distribuciones singulares, (MELIC, 2002): *Lepthyphantes cernuus*, *Anyphaena numida* y *Labulla flahaulti*. Destaca también la presencia de *Hyptiotes flavidus*, especie poco frecuente.

El grupo biogeográfico más diverso es el Europeo-Eurosiberiano, con 36 especies (Fig. 10). Le siguen el Paleártico (27), el Holártico-Cosmopolita (12), el Sureuropeo (10), el Sudoesteuropeo (7) y las especies endémicas (6). Dos especies, *Centromerus* sp. y *Tenuiphantes* sp., no han podido ser determinadas a nivel específico, por lo que no se han incluido en ningún grupo biogeográfico.

La mayoría de las especies son de amplia distribución geográfica, totalizando el 75 % del total frente al 23 % de especies de distribución más reducida.

Tabla V. Lista del material identificado a nivel específico capturado en los encinares cantábricos de Guipúzcoa y Navarra.

FAMILIA	ESPECIE	NUEVA CITA	GRUPO BIOGEOGRÁFICO
ATYPIDAE	<i>Atypus affinis</i> Eichwald, 1830	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
NEMESIIDAE	<i>Nemesia simoni</i> O. P.-Cambridge, 1874	Guipúzcoa	Sudoesteuropeo
SEGESTRIIDAE	<i>Segestria bavarica</i> C. L. Koch, 1843	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Segestria senoculata</i> (Linnaeus, 1758)	Guipúzcoa	Paleártico
DYSDERIDAE	<i>Dysdera fuscipes</i> Simon, 1882	Pais Vasco	Sureuropeo
	<i>Harpactea hombergi</i> (Scopoli, 1763)	Guipúzcoa	Europeo-Eurosiberiano
OONOPIDAE	<i>Oonops pulcher</i> Templeton, 1834	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Tapinesthis inermis</i> (Simon, 1882)	Pais Vasco	Sudoesteuropeo
MIMETIDAE	<i>Ero aphana</i> (Walckenaer, 1802)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Ero furcata</i> (Villers, 1789)	Pais Vasco, Navarra	Europeo-Eurosiberiano
ULOBORIDAE	<i>Hyptiotes flavidus</i> (Blackwall, 1862)	Pais Vasco, Navarra	Sudoesteuropeo
THERIDIIDAE	<i>Achaearana lunata</i> (Clerck, 1757)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Achaearana tepidarium</i> (C. L. Koch, 1841)	Pais Vasco	Holártico-Cosmopolita
	<i>Dipoea melanogaster</i> (C. L. Koch, 1837)	Pais Vasco, Navarra	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Enoplognatha ovata</i> (Clerck, 1757)	Guipúzcoa	Holártico-Cosmopolita
	<i>Episinus maculipes</i> Cavanna, 1876	Pais Vasco	Sureuropeo
	<i>Episinus theridioides</i> Simon, 1873	Península Ibérica	Sudoesteuropeo
	<i>Episinus truncatus</i> Latreille, 1809	Navarra	Paleártico
	<i>Paiduscura pallens</i> (Blackwall, 1834)	Pais Vasco, Navarra	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Pholcomma gibbum</i> Westring, 1851	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Phoroncidia paradoxa</i> (Lucas, 1846)	España	Sureuropeo
	<i>Theridion mystaceum</i> L. Koch, 1870	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Theridion tinctum</i> (Walckenaer, 1802)	Pais Vasco, Navarra	Holártico-Cosmopolita
	<i>Theridion varians</i> Hahn, 1833	Pais Vasco, Navarra	Holártico-Cosmopolita
LINYPHIIDAE	<i>Centromerus albidus</i> Simon, 1929	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Centromerus</i> sp.	Península Ibérica?	
	<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)		Holártico-Cosmopolita
	<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Drapetisca socialis</i> (Sundevall, 1833)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Entelecara congenera</i> (O. P.-Cambridge, 1879)	Península Ibérica	Paleártico
	<i>Floronida bucculenta</i> (Clerck, 1757)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Labulla flahaulti</i> Simon, 1914	Pais Vasco	Sudoesteuropeo
	<i>Lepthyphantes bacelari</i> Schenkel, 1938	España	Endemismo peninsular
	<i>Lepthyphantes cernuus</i> Simon, 1884	Pais Vasco, Navarra	Sudoesteuropeo
	<i>Linyphia triangularis</i> (Clerck, 1757)	Guipúzcoa	Paleártico
	<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	Pais Vasco	Holártico-Cosmopolita
	<i>Minyriolus pusillus</i> (Wider, 1834)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Monocephalus castaneipes</i> (Simon, 1884)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Monocephalus fuscipes</i> (Blackwall, 1836)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Parapelecopsis nemoralis</i> (Blackwall, 1841)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Pocadicnemis pumila</i> (Blackwall, 1841)		Holártico-Cosmopolita
	<i>Saaristoa abnormis</i> (Blackwall, 1841)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Tapinocyba mitis</i> (O. P.-Cambridge, 1882)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Tapinopa longidens</i> (Wider, 1834)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Tenuiphantes</i> sp.	Península Ibérica?	
	<i>Tenuiphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Tenuiphantes zimmermanni</i> Bertkau, 1890	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Theonina cornix</i> Simon, 1881	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Trichoncus affinis</i> Kulczynski, 1894	Península Ibérica	Paleártico
	<i>Troglohyphantes furcifer</i> (Simon, 1884).		Endemismo cantábrico
	<i>Walckenaeria acuminata</i> Blackwall, 1833	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Walckenaeria corniculans</i> (O. P.-Cambridge, 1875)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Walckenaeria dalmasi</i> Simon, 1914	Pais Vasco	Endemismo pirenaico
	<i>Walckenaeria furcillata</i> (Menge, 1869)	Península Ibérica	Paleártico
TETRAGNATHIDAE	<i>Metellina segmentata</i> (Clerck, 1757)		Paleártico
	<i>Tetragnatha montana</i> Simon, 1874	Navarra	Paleártico
ARANEIDAE	<i>Araneus diadematus</i> Clerck, 1757	Guipúzcoa	Holártico-Cosmopolita
	<i>Cyclosa conica</i> (Pallas, 1772)	Pais Vasco, Navarra	Holártico-Cosmopolita
	<i>Mangora acalypha</i> (Walckenaer, 1802)	Pais Vasco, Navarra	Paleártico
	<i>Nuctenea umbratica</i> (Clerck, 1757)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Zilla diodia</i> (Walckenaer, 1802)	Pais Vasco, Navarra	Europeo-Eurosiberiano
LYCOSIDAE	<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	Pais Vasco	Holártico-Cosmopolita
PISAURIDAE	<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	Guipúzcoa	Paleártico
AGELENIDAE	<i>Malthonica lusitanica</i> Simon, 1898	Pais Vasco	Endemismo peninsular
	<i>Tegenaria fuesslini</i> Pavesi, 1873	Pais Vasco	Sureuropeo
	<i>Tegenaria inermis</i> Simon, 1870		Endemismo peninsular
	<i>Tegenaria picta</i> Simon, 1870	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Textrix denticulata</i> (Olivier, 1789)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
HAHNIIDAE	<i>Hahnina helveola</i> Simon, 1875	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Hahnina montana</i> (Blackwall, 1841)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Hahnina nava</i> (Blackwall, 1841)	Pais Vasco	Paleártico
DICTYNIDAE	<i>Chorizomma subterraneum</i> Simon, 1872		Endemismo peninsular
	<i>Nigma puella</i> (Simon, 1870)	Guipúzcoa	Sureuropeo
	<i>Nigma walckenaeri</i> (Roewer, 1951)	Pais Vasco	Sureuropeo
AMAUROBIIDAE	<i>Amaurobius ferox</i> (Walckenaer, 1838)	Pais Vasco	Holártico-Cosmopolita
	<i>Amaurobius similis</i> (Blackwall, 1861)	Pais Vasco	Holártico-Cosmopolita

Tabla V. Continuación.

FAMILIA	ESPECIE	NUEVA CITA	GRUPO BIOGEOGRÁFICO
ANYPHAENIDAE	<i>Anyphaena accentuata</i> (Walckenaer, 1802)	Pais Vasco, Navarra	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Anyphaena numida</i> Simon, 1896	Pais Vasco, Navarra	Sudoesteuropeo
LIOCRANIDAE	<i>Agroeca inopina</i> O. P.-Cambridge, 1886	Navarra	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Liocranum rupicola</i> (Walckenaer, 1830)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Scotina celans</i> (Blackwall, 1841)	Pais Vasco	Europeo-Eurosiberiano
MITURGIDAE	<i>Cheiracanthium mildei</i> L. Koch, 1864	Pais Vasco, Navarra	Sureuropeo
CLUBIONIDAE	<i>Clubiona brevipes</i> Blackwall, 1841	Pais Vasco, Navarra	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Clubiona comta</i> C. L. Koch, 1839	Pais Vasco, Navarra	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Clubiona terrestris</i> Westring, 1851	Guipúzcoa	Europeo-Eurosiberiano
ZODARIIDAE	<i>Zodarion italicum</i> (Canestrini, 1868)	Península Ibérica	Europeo-Eurosiberiano
GNAPHOSIDAE	<i>Zelotes aeneus</i> (Simon, 1878)	Pais Vasco, Navarra	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Zelotes apricorum</i> (L. Koch, 1876)	Península Ibérica	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Navarra	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833)	Navarra	Paleártico
PHILODROMIDAE	<i>Philodromus dispar</i> Walckenaer, 1826	Guipúzcoa	Europeo-Eurosiberiano
THOMISIDAE	<i>Diaea dorsata</i> (Fabricius 1777)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Oxyptila blackwalli</i> Simon, 1875	Pais Vasco, Navarra	Paleártico
	<i>Pistius truncatus</i> (Pallas, 1772)	Pais Vasco	Paleártico
	<i>Tmarus stellio</i> Simon, 1875	Península Ibérica	Sureuropeo
	<i>Xysticus lanio</i> C. L. Koch, 1835	Guipúzcoa	Paleártico
SALTICIDAE	<i>Macaroeis nidicolens</i> (Walckenaer, 1802)	Navarra	Sureuropeo
	<i>Neon robustus</i> Lohmander, 1945	Península Ibérica	Europeo-Eurosiberiano
	<i>Saitis barbipes</i> (Simon, 1868)	Pais Vasco, Navarra	Sureuropeo
	<i>Salticus zebraneus</i> (C. L. Koch, 1837)	Navarra	Paleártico

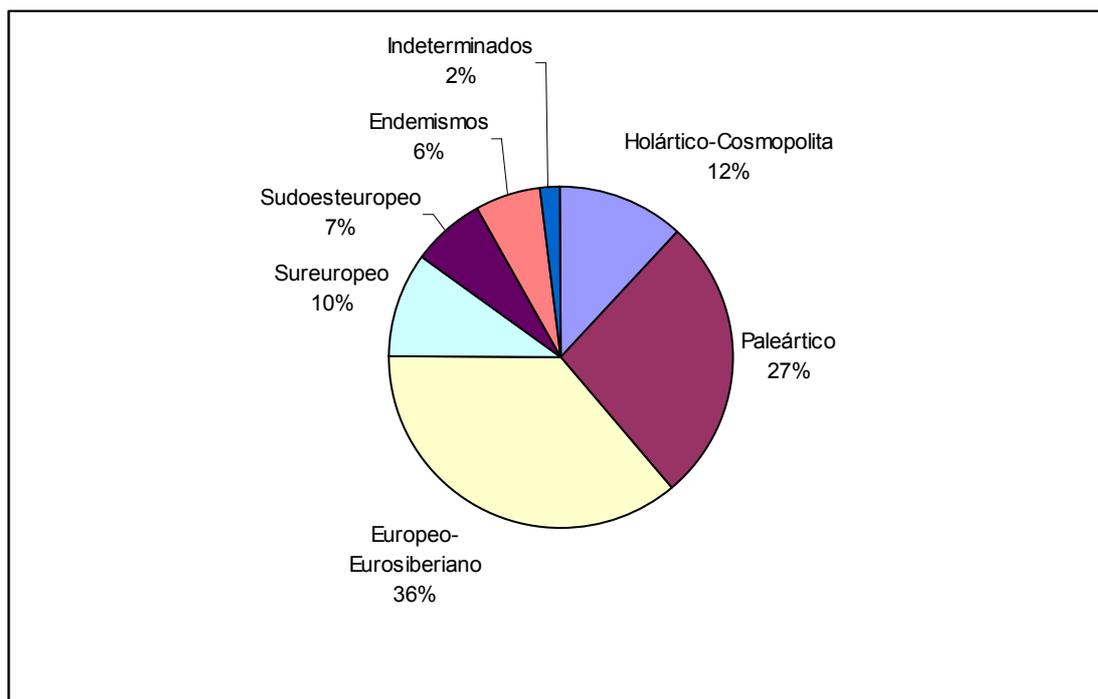


Figura 10. Representación porcentual, relativa a la riqueza específica, de los diferentes grupos biogeográficos en los encinares cantábricos de Guipúzcoa y Navarra.

4.1.3. Discusión

La escasez de estudios aracnológicos en la zona de estudio queda reflejada al considerar la gran cantidad de nuevas citas halladas: el 94,44 % de las especies encontradas en Guipúzcoa no había sido citada con anterioridad para esta provincia. El 82,22 % tampoco había sido citada en el País Vasco. De las 52 especies capturadas en Navarra, 35 son nuevas citas, lo que supone el 67,31 % del total.

Por tanto, la lista de especies de Guipúzcoa se quintuplica, pasando de 23 especies a 107, para el País Vasco se dobla, aumentando de 73 a 145 y para Navarra el incremento sólo se efectúa en una cuarta parte, ampliándose de 151 a 185.

Por el contrario, las 8 nuevas citas peninsulares suponen un escaso incremento para la fauna ibérica, cifrada en cerca de 1200 especies (MORANO, 2002). Por tanto, a esta escala geográfica el valor faunístico (en cuanto a número de citas nuevas) aportado por el presente trabajo es menor.

Los datos obtenidos se han cotejado con los de otros estudios que también abarcan varios estratos en bosques europeos y españoles (Tab. VI). Comparado con todos los demás, el encinar cantábrico tiene una riqueza específica media y una composición faunística muy diferente al resto. Las menores diferencias se dan con los alzinares catalanes y las mayores con los abedulares y abetales del norte europeo. Analizando los resultados por familias, los encinares cantábricos son de gran riqueza taxonómica, pues con 26 familias, se sitúan a un nivel parejo a los montanos catalanes (32 familias en Montseny y 28 en la Sierra de l'Obac). Atrás quedan los bosques del norte y centro de Europa: 16 familias en los alemanes, 15 en el inglés y 14 en los finlandeses. Los resultados indican que la disimilitud aumenta en dirección sudoeste a nordeste y la riqueza taxonómica disminuye hacia el norte. Ello sugiere un gradiente tanto latitudinal (condiciones cada vez más frías) como longitudinal (mayor continentalidad). Los factores de temperatura y continentalidad como determinantes en la distribución geográfica de las arañas, ya han sido señalados por varios autores (JOCQUÉ, 1984; URONES & PUERTO, 1988; KOPONEN, 1991).

Al comparar las araneofaunas entre los encinares montanos catalanes, ESPUNY et al. (1993) señalan que las diferencias faunísticas se deben en gran parte a la mayor mediterraneidad del encinar de la Sierra de l'Obac. Por ello, el encinar cantábrico presenta mayores similitudes con los alzinares del Montseny. En cambio, el grado de semejanza de los encinares cantábricos con el encinar de la Sierra de l'Obac, el hayedo danés y el robledal inglés se sitúa prácticamente en el mismo valor en los tres casos. Sin duda, la gran representación de especies de amplia distribución geográfica en el encinar cantábrico, en especial el grupo europeo-eurosiberiano, compensa la lejanía geográfica respecto a los bosques inglés y danés.

En cuanto a la riqueza específica, el encinar cantábrico es mucho más pobre que los encinares montanos catalanes. A pesar, incluso, de incluir los resultados de 6 estaciones de muestreo diferentes por 3 en el caso de los alzinares estudiados por PERERA (1986) y ESPUNY et al. (1993). Y es que los muestreos en Cataluña proceden de 3 tipos de estaciones bien diferentes: encinar típico, encinar degradado y claros de bosque. En cambio, las muestras vascas y navarras sólo proceden de encinares típicos. Así, la mayor heterogeneidad de las muestras catalanas explica su mayor riqueza específica. La

Tabla VI. Grado de similitud en cuanto a composición específica de los encinares cantábricos respecto a otros bosques europeos.

Hábitat forestal	Riqueza específica	Nº especies en común	Coefficientes de Jaccard/ Sorensen (%)	País	Referencia
Encinar montano	184	46	19,33 / 32,39	España	ESPUNY et al., 1993
Encinar montano	112	28	15,22 / 26,42	España	PERERA, 1986
Hayedo	149	32	14,75 / 25,70	Dinamarca	TOFT, 1976
Robledal	98	25	14,45 / 25,25	Gran Bretaña	TURNBULL, 1960
Abetal	92	19	10,98 / 19,79	Alemania	ALBERT, 1982
Hayedo	106	20	10,75 / 19,42	Alemania	ALBERT, 1982
Abedular	82	3	1,68 / 3,30	Finlandia	KOPONEN, 1976
Pinar	66	2	1,22 / 2,41	Finlandia	KOPONEN, 1976

gran diferencia que presentan los alzinares del Montseny respecto a los demás, se debe a una mayor mezcla de faunas mediterránea y eurosiberiana.

Respecto a las especies de interés capturadas caben hacer los siguientes comentarios:

Hyptiotes flavidus: Especie de distribución mediterráneo-occidental y macaronésica. Citada de España primeramente por SIMON (1914-37) sin más especificaciones y posteriormente en Huesca (BLASCO & RAMBLA, 1985) y Zaragoza (MELIC, 1996b). Se trata por tanto, de una nueva cita para el País Vasco y Navarra. Presente en todas las estaciones de muestreo a excepción de Zumaia.

Episinus theridioides: Esta especie había sido anteriormente citada del monte La Rhune en los Bases Pyrénées (Francia) como *E. pyrenaeus* (Simon, 1914). A pesar de que la revisión de ejemplares procedentes de Córcega y de Pirineos por KNOFLACH (1993) no da lugar a diferencias, la autora no sinonimiza las dos especies. Por ello se ha decidido considerar una sola especie: *E. theridioides*. También capturada en Asturias, en la localidad de Cangas de Onís, se trata de una nueva cita para la península Ibérica (CASTRO & BOSMANS, 2002), habiéndose encontrado en las estaciones de Mendaro, Ataun y Larraun.

Phoroncidia paradoxa: Esta especie se distribuye por el mediterráneo occidental principalmente. Es la primera cita para España, habiéndose capturado en las localidades de Deba-Itziar y Mendaro. Las citas más cercanas corresponden a los departamentos franceses de Landes y Bases-Pyrénées (SIMON, 1914-1937).

Entelecara congenera: De distribución paleártica, esta especie es frecuente en la Europa centro-occidental (HÄNGGI et al., 1995). Se trata de una nueva cita para la península Ibérica, tan sólo encontrada en la estación de Zumaia.

Labulla flahaulti: Especie tan sólo conocida de las regiones montañosas del sur de Francia y de Pirineos (BOSMANS & DE KEER, 1985). Las citas más cercanas proceden de Quinto Real (VIERNA, 1978) y Beunza (LÓPEZ UNZU, 1980), en Navarra. Se trata de una nueva cita para el País Vasco. Se encuentra presente en todas las estaciones estudiadas.

Lepthyphantes bacelari: La presente cita supone la segunda mundial y la primera para España. Anteriormente tan sólo había sido citada de la localidad de Sintra (Estremadura, Portugal) por SCHENKEL (1938), quien describió la hembra, pues el macho permanece desconocido. La nueva cita, tan sólo procedente de la estación de Deba-Itziar (Guipúzcoa), amplía el rango de distribución de la especie, que probablemente abarque toda la franja costera de Portugal y del norte de España. Mediante la caza directa casual se ha capturado un macho achacable a esta especie (Tab. XLIII del Anexo). Como quiera que se trata de un solo ejemplar, la descripción se supedita a la captura futura de más individuos.

Lepthyphantes cernuus: Especie cuya distribución conocida se restringe a España, Francia y Córcega. Conocida en numerosas localidades del Pirineo francés, las únicas citas anteriores españolas proceden de Huesca (DUFFEY, 1983; RIBERA & HORMIGA, 1985). Por consiguiente, se trata de una nueva cita para País Vasco y Navarra. Aparece en todas las estaciones de muestreo.

Trichoncus affinis: Especie paleártica. Se trata de una nueva especie para la fauna ibérica cuyas citas más próximas proceden de Mas Forges en los Pirineos Orientales Franceses (BOSMANS & DE KEER, 1985). Ha sido capturada en las estaciones de Zumaia y Larraun.

Troglohyphantes furcifer: Especie troglófila considerada endemismo cantábrico. Su área de distribución conocida se restringe a Bases Pyrénées (Francia) y a las comunidades autónomas de Navarra, País Vasco y La Rioja. Todas las citas anteriores de Navarra y Guipúzcoa proceden de cuevas (FAGE, 1931; MACHADO, 1942; RIBERA, 1980; GALÁN, 1993). Presente en las estaciones de Deba-Itziar, Mendaro, Arrasate y Ataun.

Walckenaeria dalmasi: Considerada como un endemismo pirenaico, esta especie ha sido capturada habitualmente entre los 1000 y 2000 m de altitud. Más recientemente se ha encontrado en el piso oromediterráneo del Sistema Central Ibérico (MAJADAS & URONES, 2002). Sin embargo, en el presente trabajo se ha encontrado a 450 m de altitud en la estación de Arrasate (Guipúzcoa). Anteriormente, también había sido citada a baja altitud en las Bardenas Reales de Navarra (ROMANO, 1980). Se trata por tanto, de la primera cita para el País Vasco.

Walckenaeria furcillata: Especie de distribución paleártica frecuente en centroeuropa, Alpes y vertiente sur de los Alpes (HÄNGGI et al., 1995). La cita de Zumaia supone la primera para la península Ibérica.

Malthonica lusitanica: Especie endémica de la zona norte peninsular y Pirineos. En Francia ha sido citada en los Bases Pyrénées, en Portugal en Beira Alta y Douro Litoral y en España en Burgos, Huesca, A Coruña, Navarra y Zamora. Su presencia en el País Vasco, por tanto, era de esperar, más teniendo en cuenta las citas cercanas de Beunza en Navarra (LÓPEZ UNZU, 1980). Se ha capturado en todas las estaciones de muestreo a excepción de Zumaia.

Tegenaria inermis: Especie troglófila bien extendida en el Pirineo francés y por toda la cornisa cantábrica. Este endemismo peninsular ya había sido anteriormente citado en varias cavidades de Guipúzcoa y Navarra (FAGE, 1931; MACHADO, 1942; RIBERA, 1980; GALÁN, 1993). Se encuentra presente en las estaciones de Deba-Itziar, Mendaro, Arrasate y Ataun.

Chorizomma subterraneum: Especie troglófila y endémica peninsular cuya distribución abarca desde el noroeste de Portugal ocupando toda la franja norte peninsular hasta los Pirineos centrales, tanto en la vertiente española como en la francesa. Recientemente ha sido citada en la Sierra de Gredos, Sistema Central, en piornales montanos de *Cytisus oromediterraneus* (MAJADAS & URONES, 2002). Su presencia tanto en Guipúzcoa como en Navarra ya había sido señalada por varios autores (FAGE, 1931; MACHADO, 1942; DRESCO, 1957; DENIS, 1962; LÓPEZ UNZU, 1980; RIBERA, 1980; GALÁN, 1993), tratándose casi siempre de registros procedentes del medio cavernícola e hipógeo. Aparece en todas las estaciones de muestreo.

Anyphaena numida: Especie tan sólo conocida de Portugal, España, Argelia y Francia (Pirineos Orientales) y más recientemente capturada en Andorra (BARRIENTOS & PUJADE-VILLAR, 1999). Nueva cita para País Vasco y Navarra. La presencia de esta especie era de esperar, debido a que su distribución peninsular se concentra en la mitad norte, presentando el registro más cercano en Santander (URONES, 1996). Se ha capturado en los encinares de Zumaia y Larraun.

Zodarion italicum: Especie bien distribuida por el centro y sur de la Europa continental occidental, habiéndose encontrado también en el sur de Inglaterra (BOSMANS, 1997). Capturada en Zumaia, se trata de una nueva cita peninsular, ya anteriormente encontrada en el departamento francés de Landes (BOSMANS, 1997) como punto geográfico más cercano.

Zelotes apricorum: Especie ampliamente distribuida en Europa. Se trata de una nueva especie para la península Ibérica que ya había sido citada en Francia en Pirineos Orientales (BOSMANS & DE KEER, 1985). En los encinares cantábricos tan sólo se ha encontrado en la estación de Larraun.

Tmarus stellio: Se trata de una especie de distribución predominantemente mediterránea. La captura de un ejemplar en la estación de Larraun supone la primera cita para la fauna ibérica. La cita anterior más cercana corresponde a Dordogne en Francia (SIMON, 1914-1937).

Neon robustus: Especie cuya distribución conocida abarca preferentemente el norte de Europa: Escandinavia, Escocia e Irlanda (SNAZELL et al., 1999). También ha sido citada en Francia en los Pirineos Orientales, concretamente en las localidades de Py y Argèles (LEDOUX et al., 1996) y en los Hautes Pyrénées en Saint Lary (BOSMANS et al., 1986) confundiéndola con *Neon laevis* (Simon, 1871) (CASTRO & BOSMANS, 2002). Probablemente su área de distribución haya sido subestimada debido a su posible confusión con *Neon reticulatus* (Blackwall, 1853), especie similar y más común en centroeuropa. Se trata por tanto, de la primera cita peninsular de la especie (CASTRO & BOSMANS, 2002). Su captura se ha realizado en todas las estaciones de muestreo.

4.1.4. Conclusiones

-Se han capturado un total de 3504 arañas, de las cuales, 2911 se han identificado a nivel de especie y 3317 a nivel de familia.

-La composición taxonómica incluye 100 especies repartidas en 72 géneros y 26 familias. No ha sido posible la determinación exacta de dos especies: *Tenuiphantes* sp. y *Centromerus* sp.

-En total se citan 8 nuevas especies para la Península Ibérica, 10 para España, 74 para el País Vasco, 35 para Navarra y 85 para Guipúzcoa. La contribución del trabajo a las araneofaunas guipuzcoana y vasca es alto, quintuplicando el número de especies hasta 107 en el primer caso y doblando hasta 145 en el segundo. Para Navarra el tributo es del orden de 23,18 %, elevando la riqueza específica a 185 especies. Para la Península Ibérica el aporte es menor, del orden del 0,7 %.

-Los elementos biogeográficos de amplia distribución están representados por 75 especies y los de distribución restringida por 23. El elemento europeo-eurosiberiano es el más rico en especies, sumando un total de 36. El resto se reparten de la siguiente manera: 27 especies para el paleártico, 12 para el holártico-cosmopolita, 10 para el sureuropeo, 7 para el sudoesteuropeo y 6 para el endémico ibérico.

-En comparación con otros bosques europeos e ibéricos, el encinar cantábrico presenta una riqueza específica media y una riqueza taxonómica a nivel de familia alta, situándose en el segundo caso a nivel de los alzinares catalanes. Analizada de forma cualitativa, la composición específica del encinar cantábrico es claramente diferente al resto de bosques europeos. Las menores diferencias se dan respecto a los alzinares del Montseny en la provincia de Barcelona (Coeficientes de Jaccard 19,33 % y Sorensen 32,39 %) y las máximas respecto a los pinares finlandeses (Jaccard 1,22 % y Sorensen 2,41 %). Así, en acuerdo con la bibliografía disponible, se observa un descenso en diversidad taxonómica al aumentar el gradiente latitudinal y un reemplazo de especies cada vez mayor en el que también interviene el gradiente de continentalidad.

-Entre las especies de interés destacan las siguientes por diversos motivos: Son endemismos ibéricos *Lepthyphantes bacelari*, *Troglohyphantes furcifer*, *Walckenaeria dalmasi*, *Malthonica lusitanica*, *Tegenaria inermis* y *Chorizomma subterraneum*. Presentan distribución singular: *Hyptiotes flavidus*, *Episinus theridioides*, *Labulla flahaulti* y *Anyphaena numida*. Son nuevas citas peninsulares: *Episinus theridioides*, *Entelecara congenera*, *Trichoncus affinis*, *Walckenaeria furcillata*, *Zodarion italicum*, *Zelotes apricorum*, *Tmarus stellio* y *Neon robustus*. Son nuevas citas para España: *Phoroncidia paradoxa* y *Lepthyphantes bacelari*.

4.2. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS EPIGEA

4.2. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS EPIGEA

4.2.1. Introducción

El suelo es el lugar donde la materia orgánica, procedente principalmente de las hojas caídas de los árboles y de otros restos vegetales, retorna a un estado mineral. Esta conversión del mantillo en humus y sustancias minerales es procesada en su mayor parte por microorganismos como bacterias y hongos. La fauna del suelo facilita la acción de tales organismos fragmentando y mezclando la materia orgánica. En total, se calcula que entre el 60-90 % de la producción primaria terrestre se descompone en el suelo (GILLER, 1996).

La fauna del suelo suele dividirse en microfauna, mesofauna y macrofauna (SCHAEFER, 1991; DAJOZ, 2000). La microfauna se compone principalmente de protozoos, nematodos y un conjunto de diversos phyla. La mesofauna incluye ácaros, colémbolos, insectos apterigotas y enquitreidos. Por último, varios grupos de insectos, miriápodos, arácnidos, lumbrícidos, crustáceos y gasterópodos representan a la macrofauna. La macrofauna habita principalmente los 3 primeros centímetros del suelo, colonizando mayoritariamente la hojarasca (SCHAEFER, 1991).

La cubierta de hojarasca forestal es un complejo sistema estructural de intersticios rellenos de aire y habitados por animales, cuya estructura, profundidad y palatabilidad influye en su composición faunística (KUHNELT, 1957; ANDRÉS et al., 1999). En bosques centroeuropeos, llegando a presentar hasta densidades de más de 600 individuos por metro cuadrado, las arañas a menudo llegan a ser la macrofauna depredadora más abundante en el mantillo forestal (BLANDIN et al., 1980; GEOFFROY et al., 1981; FLOGAITIS, 1984).

El musgo saxícola es un microhábitat forestal muy peculiar, caracterizado por unas condiciones térmicas e hídricas fluctuantes (WALLWORK, 1976). Tardígrados, ácaros y colémbolos abundan en este medio (GADEA, 1963; ACÓN, 1982). A menudo, bajo el tapiz muscinal se desarrolla un suelo muy delgado que permite la entrada de detritívoros como rotíferos, nematodos y tecamebas (GADEA, 1963). A pesar de los estudios realizados en España por SELGA et al. (1977) y ACÓN (1982), la falta de datos impide extraer conclusiones y características comunes a la macrofauna presente en este microhábitat. Lo mismo puede decirse para las arañas que colonizan este medio.

El uso de trampas de intercepción de suelo y la caza directa casual han permitido la captura de una araneofauna que realiza frecuentes desplazamientos por la superficie de la hojarasca pero que habita entre la vegetación viva en los 10 primeros centímetros de altura. Se trata de especies que intervienen en las cadenas alimentarias basadas tanto en la descomposición del mantillo forestal, como del consumo vegetal de los estratos herbáceo y arbustivo bajo (JOCQUÉ, 1973). En el presente trabajo, este conjunto de especies ha sido considerado como habitantes del ambiente epigeo. Mediante muestreos mediante red entomológica y trampas de intercepción de suelo se ha observado que esta araneocenosis alcanza una dominancia media del 42 % de la artropodofauna epigea en algunos ecosistemas europeos (WEISS et al., 1998).

La alta abundancia de las arañas en las redes tróficas detríticas apuntan a que estos depredadores contribuyen a reducir la velocidad de los procesos de descomposición de

la materia orgánica, jugando un papel de estabilización y regulación del ecosistema (KAJAK, 1995). Las arañas también tienen gran importancia como colonizadoras de la madera muerta. Suelen habitar la corteza suelta alimentándose de insectos que depredan sobre la fauna que interviene en la humificación, siendo incapaces de alcanzar a esta última debido a que por su pequeño tamaño, se retiran a estrechos refugios. Por ello, parece que su actividad acelera la descomposición de la madera, favoreciendo la formación de suelo (KUHNELT, 1957). La abundancia de numerosas arañas constructoras de madrigueras en los encinares cantábricos como los nemésidos (ver apartado 3.4.4.), también sugiere que algunas arañas pueden cumplir su función en la mixtura y aireación del suelo (KUHNELT, 1957).

Por su importancia, dentro de los ecosistemas forestales europeos, las araneocenosis epigeas han sido tradicionalmente las más estudiadas, en la mayoría de los casos mediante trampas de intercepción (CHRISTOPHE et al., 1979). Y ésta sigue siendo la tendencia habitual, existiendo una gran cantidad de trabajos referentes a la araneofauna epigea. No es el objetivo de este estudio hacer una revisión de los mismos (tarea inmensamente costosa), por lo que a las personas interesadas se les emplaza a consultar las bases de datos de la ISA (International Society of Arachnology), disponible en Internet (<<http://160.111.87.78/ISA/default.html>>2002).

En el área ibérico-pirenaica se han realizado varios estudios de la araneofauna epigea forestal (DIZ MIRÓN & OTERO, 1978; VARIOS, 1985; ASCASO & BARRIENTOS, 1986; FERNÁNDEZ et al., 1986; PERERA, 1986; JERARDINO et al., 1988; URONES et al., 1990; JERARDINO et al., 1991; BARRIENTOS et al., 1996). Todos estos trabajos están concentrados en Salamanca, Cataluña, Huesca y Galicia, careciéndose de datos para el resto del área geográfica mencionada. Además, en la mayoría de los casos sólo se han empleado trampas de intercepción, siendo raro que se recojan muestras para cuantificar la abundancia de la araneocenosis en general y de las especies en particular (PERERA, 1986; BARRIENTOS et al., 1996). En cuanto al musgo saxícola, su araneofauna no ha sido estudiada.

Con el presente trabajo se pretende contribuir a paliar este desconocimiento. La aportación realizada, a la que en el futuro se unirán nuevas investigaciones, va a permitir ir dibujando poco a poco el panorama de la araneofauna en la zona norte peninsular, que como se ha visto, es la menos desconocida.

4.2.2. Resultados

4.2.2.1. Resultados globales

Con las trampas de intercepción se ha obtenido una captura de 1167 especímenes. De ellos, 1094 (93,74 %) se han identificado a nivel de especie y 1144 (98,03 %) a nivel de familia.

En total, las muestras separadas por embudos Berlese arrojan un total de 480 especímenes, de los que se han podido identificar hasta especie 395 (82,29 %) y hasta familia 441 (91,88 %).

En la hojarasca se han capturado un total de 135 arañas de las que 98 (72,59 %) han podido determinarse a nivel específico y 117 (86,67 %) a nivel de familia.

En el musgo se han capturado 345 individuos, de los que 297 (86,08 %) han podido determinarse a nivel de especie y 324 (93,91 %) a nivel de familia.

Los resultados, desglosados por número de individuos machos, hembras y juveniles por jornada de muestreo y número de trampa o muestra se encuentran en el Anexo, en las tablas I (trampas de intercepción), II (muestras de hojarasca) y III (muestras de musgo).

4.2.2.2. Abundancia relativa, densidad y dispersión de la araneocenosis respecto a otros grupos de macroartrópodos

En la hojarasca las arañas ocupan el quinto puesto en abundancia de macroartrópodos, suponiendo el 6 % de la captura (Tab. VII y Fig. 11). El grupo más abundante lo componen los himenópteros (hormigas en su mayor parte) con casi una tercera parte de la captura total, seguido de los isópodos, diplópodos y quilópodos. Como grupo estrictamente depredador, las arañas de la hojarasca sólo son superadas en abundancia por los quilópodos.

Las arañas son, con gran diferencia, el grupo dominante de los macroartrópodos del musgo, representando la tercera parte de la captura total. Les siguen en importancia los microcorifios, isópodos y diplópodos (Tab. VII y Fig. 11).

La densidad total de macroartrópodos es de 254,29 ind/m² en la hojarasca y de 170,67 ind/m² en el musgo. En general, todos los taxones estudiados presentan mayor densidad en la hojarasca que en el musgo a excepción de los dipluros (que se mantienen) y las arañas, microcorifios y hemípteros (que aumentan).

Todos los grupos de macroartrópodos numerosos (Abundancia > 100 individuos) se distribuyen espacialmente en agregados tanto en el musgo como en la hojarasca (Tab. VII: capturas detalladas por unidad muestral y jornada en tablas IV y V del Anexo). El índice de Green indica que las arañas, tras los pseudoescorpiones (en el caso de la hojarasca), es el grupo faunístico que menor grado de agregación presenta, mientras que los himenópteros, representados casi todos por hormigas, alcanzan el mayor valor.

Tabla VII. Abundancia y dispersión de los diferentes taxones de macroartrópodos en la hojarasca y en el musgo saxícola. La asignación de los taxones a sus correspondientes grupos tróficos se ha realizado consultando las revisiones de KÜHNELT (1957), SCHAEFER (1991) y DAJOZ (2000). Abreviaturas: ID = índice de dispersión, IG = índice de Green.

TAXON	HOJARASCA				MUSGO SAXÍCOLA				GRUPO TRÓFICO
	Ind.	%	ID	IG	Ind.	%	ID	IG	
Pseudoescorpiones	112	5,24	1,74	0,0066	28	2,73	-	-	Zoófagos
Araneae	135	6,32	1,94	0,0070	345	33,69	1,55	0,0016	Zoófagos
Opiliones	4	0,19	-	-	2	0,20	-	-	Zoófagos
Isopoda	411	19,24	5,85	0,0118	128	12,50	2,72	0,0136	Saprófagos y microfitófagos
Diplopoda	344	16,10	15,83	0,0432	126	12,30	2,85	0,0148	Saprófagos y microfitófagos
Chilopoda	202	9,46	3,39	0,0119	67	6,54	-	-	Zoófagos
Microcoryphia	46	2,15	-	-	128	12,50	3,32	0,0183	Microfitófagos y saprófagos
Diplura	48	2,25	-	-	48	3,32	-	-	Microfitófagos, saprófagos y zoófagos
Dictyoptera	-	-	-	-	1	0,10	-	-	Saprófagos
Psocoptera	13	0,61	-	-	-	-	-	-	Microfitófagos
Thysanoptera	1	0,05	-	-	-	-	-	-	Fitófagos y zoófagos
Hemiptera	2	0,09	-	-	34	3,32	-	-	Fitófagos y zoófagos
Diptera	12	0,56	-	-	7	0,68	-	-	Variada
Coleoptera	80	3,74	-	-	37	3,61	-	-	Zoófagos y fitófagos
Hymenoptera	610	28,56	107,54	0,1749	64	6,25	-	-	Zoófagos y fitófagos
Larvas - Hexapoda	79	3,70	-	-	15	1,46	-	-	Variado
Sin determinar	34	1,59	-	-	8	0,8	-	-	-
Total	2136	100	-	-	1024	100	-	-	-

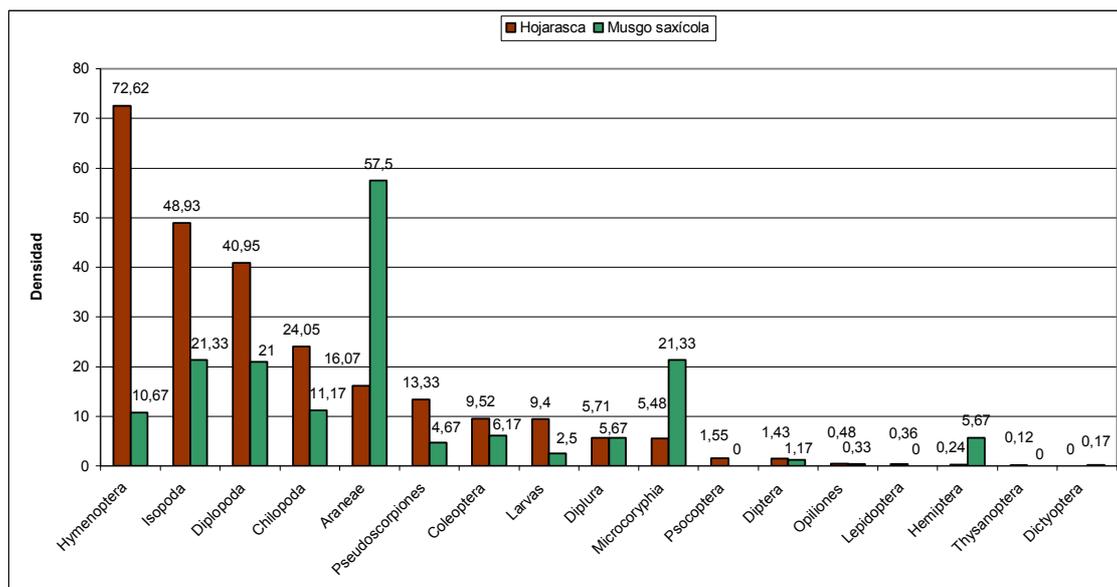


Figura 11. Densidad de cada uno de los grupos de macroartrópodos en las muestras de hojarasca y musgo saxícola.

4.2.2.3. Estructura de dominancia y araneocenosis asociada

Se distinguen un total de 10 especies características en el ambiente epigeo del encinar cantábrico (Tab. VIII y Figs. 12 y 13). Entre ellas, *Malthonica lusitanica* y *Scotina celans* aparecen como características en todas las muestras, *Chorizomma subterraneum* en las trampas de intercepción y en la hojarasca, *Ozyptila blackwalli* en la hojarasca y en el musgo, *Nemesia simoni*, *Tenuiphantes zimmermanni* y *T. flavipes* como exclusivas de las trampas de intercepción, *Dysdera fuscipes* exclusiva de la hojarasca y *Harpactea hombergi* y *Neon robustus* exclusivas del musgo. *Microneta viaria* y *Tapinocyba mitis* aparecen como habitantes típicos de la hojarasca, si bien, por presentarse en menos de la mitad de los encinares prospectados, no se las considera como especies características.

Las especies características de las trampas de intercepción suponen el 71,48 % de la muestra identificada, las de la hojarasca el 77,55 % y las del musgo el 86,2 %.

Se observa escasez de especies de dominancia intermedia en las muestras de musgo (Fig. 13), en las que las 4 especies dominantes suman el 79,13 % del total. Al contrario ocurre con las muestras de las trampas de intercepción y de las muestras de hojarasca, cuyos valores para las especies dominantes son 56,67 % y 55,1 %.

Queda un amplio grupo de especies que a pesar de no ser particularmente abundantes aparecen en más de la mitad de las estaciones de muestreo o en dos o tres muestras, sugiriendo que se trata de habitantes habituales de los encinares cantábricos. Entre ellas se encuentran especies como: *Lepthyphantes cernuus*, *Centromerus albidus*, *Troglohyphantes furcifer*, *Tegenaria picta*, *Trochosa terricola*, *Clubiona comta*, *Episinus maculipes*, *Episinus theridioides*, *Pholcomma gibbum*, *Labulla flahaulti*, *Walckenaeria corniculans* y *Saitis barbipes*.

Tabla VIII. Continuación

Taxones	Trampas de intercepción		Hojarasca		Musgo		CD	Np	Gb	Ge	Tc	Ec
	Ind.	Do	Ind.	Do	Ind.	Do	Ind.					
Hahniidae												
<i>Hahnía helveola</i>	5	x	-	-	-	-	-	2	E	Imt	II	(h) (w)
<i>Hahnía montana</i>	1	+	1	xx	1	x	-	1	E	Imt	I?	¿?
<i>Hahnía nava</i>	-	-	1	xx	-	-	-	1	P	Imt	II	x
Dictynidae												
<i>Chorizomma subterraneum</i>	140	xxxx	10	xxxx	1	x	3	6	EI	Imt	II	w, tf
Amaurobiidae												
<i>Amaurobius ferox</i>	1	+	-	-	-	-	-	1	HC	Tt	O	x, sin, t
Liocranidae												
<i>Agroeca inopina</i>	5	x	-	-	-	-	-	1	E	Ae	IV	(w)
<i>Liocranum rupicola</i>	1	+	-	-	1	x	-	2	E	Ae	III	x, sin, arb
<i>Scotina celans</i>	113	xxxx	6	xxx	79	xxxx	-	6	E	Ae	II	(w), t
Miturgidae												
<i>Cheiracanthium mildei</i>	1	+	-	-	-	-	-	1	SE	Ae	III	(w)
Clubionidae												
<i>Clubiona comta</i>	29	xx	3	xx	2	x	-	5	E	Ae	III	(x) w
Zodariidae												
<i>Zodarium italicum</i>	1	+	-	-	-	-	-	1	E	Fe	I	¿?
Gnaphosidae												
<i>Zelotes aeneus</i>	3	+	-	-	-	-	-	2	E	Ae	IV	x, t
<i>Zelotes apricorum</i>	2	+	-	-	-	-	-	1	E	Ae	I	x
<i>Zelotes latreillei</i>	1	+	-	-	-	-	-	1	E	Ae	I	(x)
<i>Zelotes subterraneus</i>	2	+	-	-	-	-	-	1	P	Ae	III	(x) (w)
Thomisidae												
<i>Ozyptila blackwalli</i>	14	xx	30	xxxx	68	xxxx	-	6	P	Ee	I	(x)
Salticidae												
<i>Neon robustus</i>	7	x	2	xx	21	xxx	-	4	E	Fe	III	t
<i>Saitis barbipes</i>	13	xx	2	xx	1	x	3	3	SE	Fe	I	x?

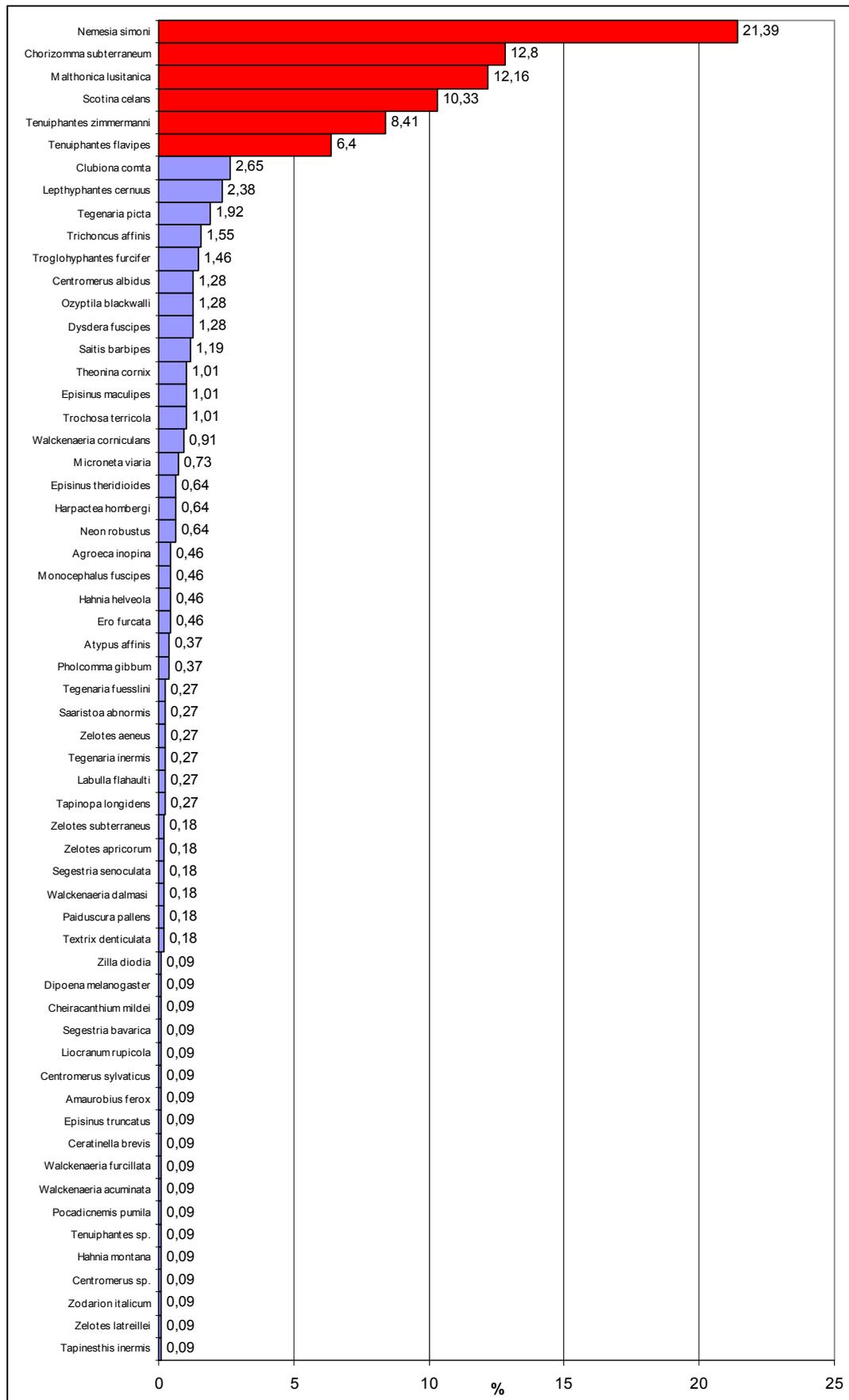


Figura 12. Abundancias relativas, presentadas en orden descendente, de las especies capturadas mediante las trampas de intercepción. En rojo se señalan las especies asociadas a la muestra.

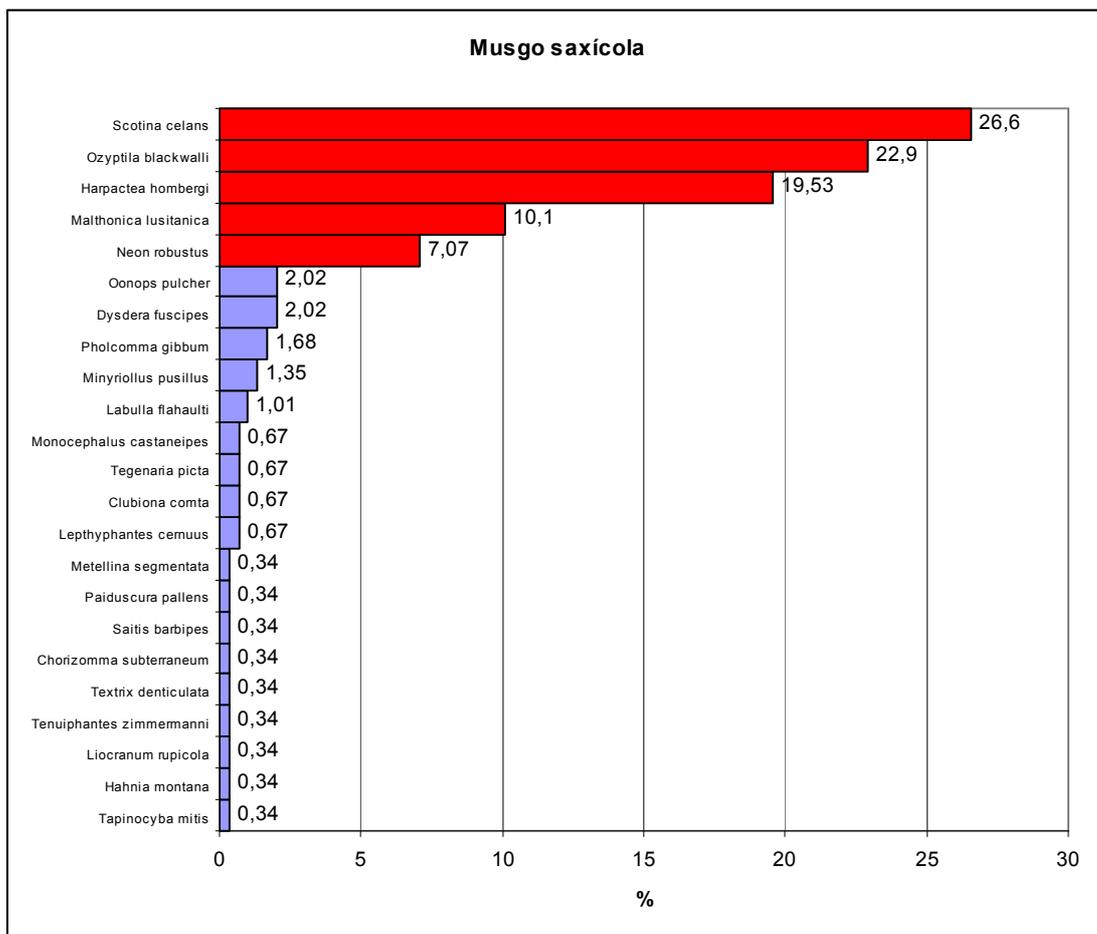
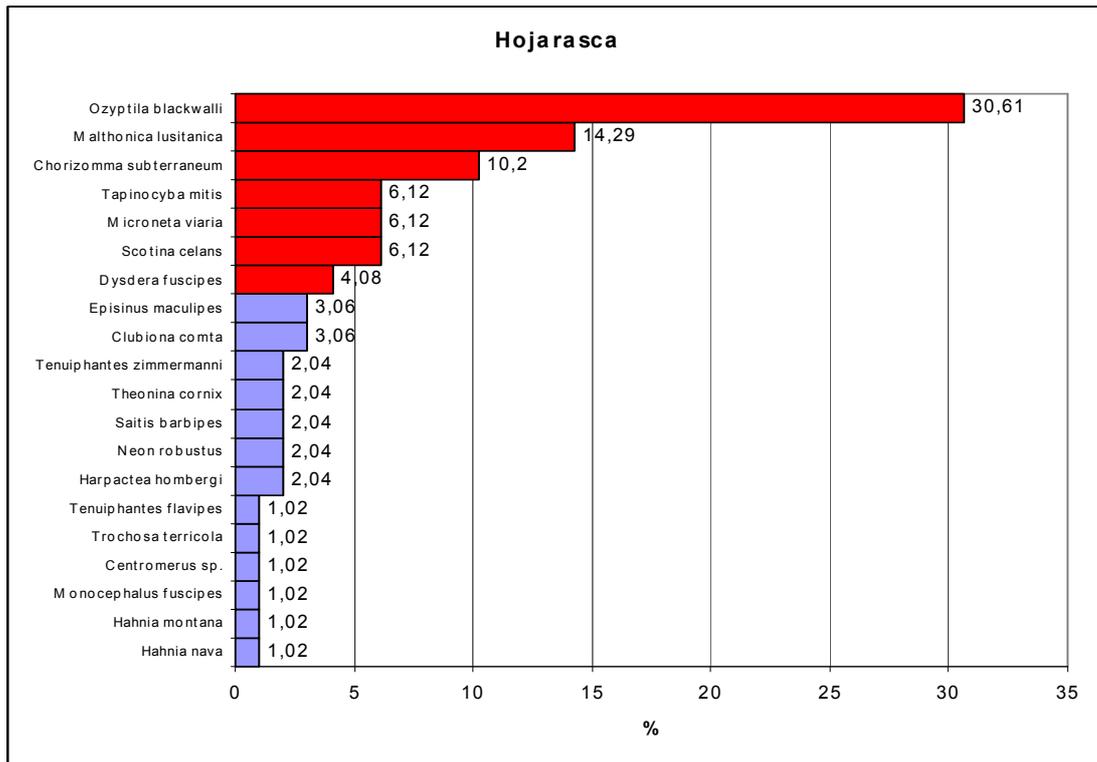


Figura 13. Abundancias relativas, presentadas en orden descendente, de las especies capturadas en las muestras de hojarasca y musgo saxícola. En rojo se señalan las especies asociadas a la muestra.

4.2.2.4. Interés faunístico

Los resultados se encuentran resumidos en la tabla IX y en la figura 14.

Un total de 49 especies son de amplia distribución geográfica, lo que supone el 74,24 % del total. Las especies de ámbito geográfico más restringido suman un total de 15, abarcando el 22,73 % de la muestra. La mayor riqueza en especies corresponde al elemento eurosiberiano–europeo. Le sigue en importancia el paleártico, encontrándose el resto de elementos equirepresentados. Como especies endémicas cabe destacar la presencia de *Malthonica lusitanica*, *Chorizomma subterraneum*, *Troglohyphantes furcifer*, *Tegenaria inermis* y *Walckenaeria dalmasi*.

Analizando las muestras cuantitativamente se obtiene que las especies de amplia distribución suponen el 44,33 % de la captura en las trampas de intercepción, el 65,31 % en la hojarasca y el 85,52 % en el musgo. En las trampas de intercepción, las especies eurosiberiano–europeas (*Scotina celans*, *Tenuiphantes zimmermanni*, *Clubiona comta*, *Tegenaria picta*) presentan la mayor abundancia. Les siguen en importancia los endemismos ibéricos (*Malthonica lusitanica*, *Chorizomma subterraneum*, *Troglohyphantes furcifer*), el elemento sudoesteuropeo (*Nemesia simoni*, *Lepthyphantes cernuus*) y las especies paleárticas (*Tenuiphantes flavipes*, *Ozyptila blackwalli*, *Trichoncus affinis*).

En la hojarasca, la dominancia de *Ozyptila blackwalli* explica el predominio del elemento paleártico. Le siguen en importancia las especies eurosiberiano-europeas, como *Scotina celans* y *Tapinocyba mitis* y las endémicas peninsulares como *Malthonica lusitanica* y *Chorizomma subterraneum*. Al contrario que en las muestras anteriores, en el musgo saxícola se observa un predominio claro de las especies eurosiberiano–europeas, representadas mayoritariamente por *Scotina celans*, *Harpactea hombergi* y *Neon robustus*. Les siguen las especies paleárticas, destacando otra vez la presencia de *Ozyptila blackwalli*. Mientras que la abundancia de *Malthonica lusitanica* permite ocupar el tercer puesto al elemento endémico.

Por último, resulta remarcable la escasa representación en las tres muestras de los elementos holártico-cosmopolita y sureuropeo. En el primer caso se puede señalar la presencia de *Microneta viaria* y en el segundo, la de *Dysdera fuscipes*. Ambas especies alcanzan su máxima abundancia relativa en las muestras de hojarasca.

Los individuos de *Centromerus* sp. y *Tenuiphantes* sp. no han podido ser asignados a ninguna especie en particular, por lo que ha sido imposible su adscripción a un elemento biogeográfico determinado.

Tabla IX. Riqueza específica y abundancia de cada uno de los grupos biogeográficos en el ambiente epigeo.

ELEMENTO BIOGEOGRÁFICO	TOTAL EPIGEO	Trampas de intercepción		Hojarasca		Musgo	
	Nº Especies	Nº Especies	Nº Individuos	Nº Especies	Nº Individuos	Nº Especies	Nº Individuos
Holártico-Cosmopolita	5	6	23	2	7	-	-
Paleártico	15	9	112	3	32	3	73
Europeo-Eurosiberiano	29	27	350	9	25	14	181
Sureuropeo	5	5	42	3	9	2	7
Sudoesteuropeo	5	8	253	-	-	2	5
Endemismos	5	2	294	2	24	2	31
S. d.	2	2	2	1	1	-	-
TOTAL	66	59	1094	20	98	23	297

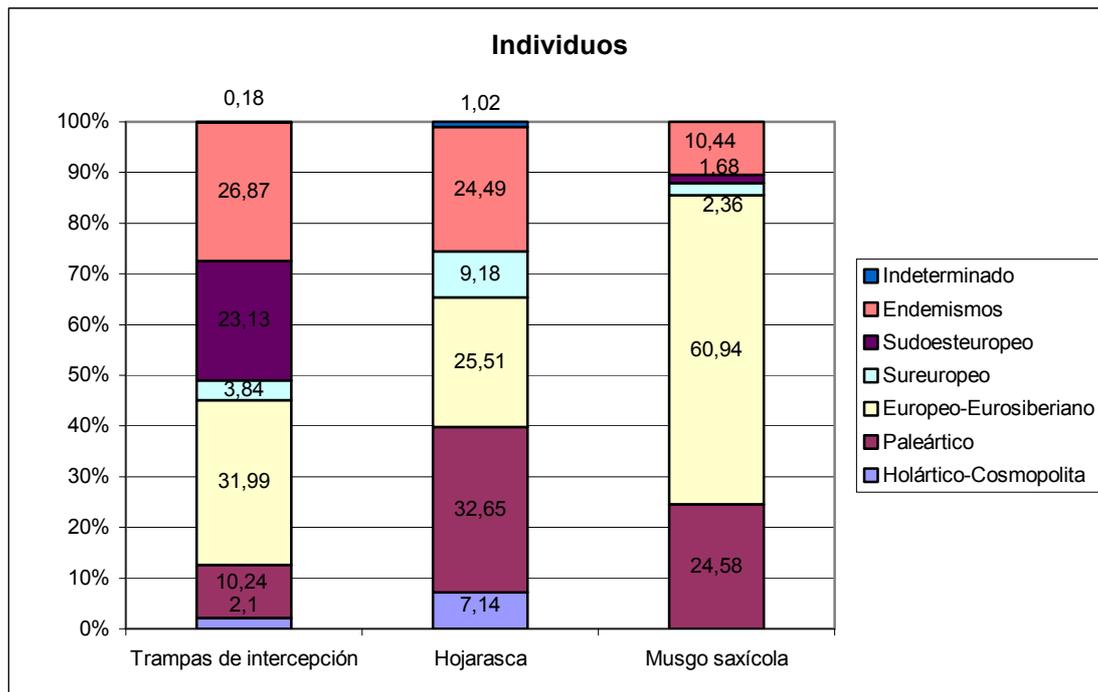
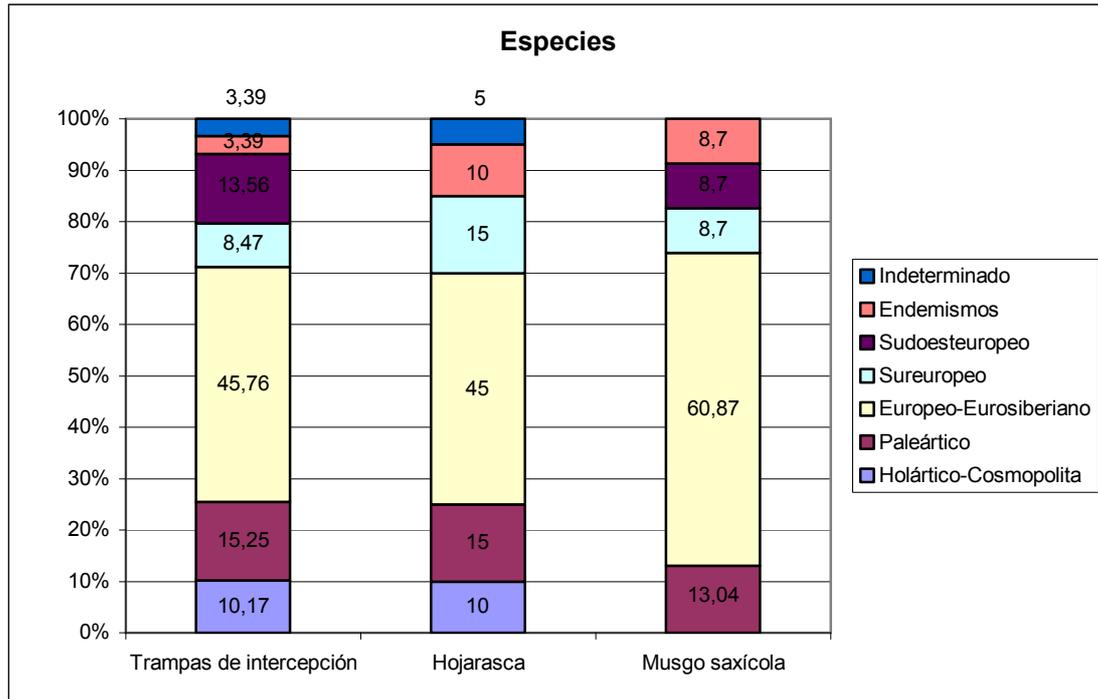


Figura 14. Proporciones de los diferentes grupos biogeográficos en las tres muestras del ambiente epigeo, representadas tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo).

4.2.2.5. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos

Los resultados se encuentran resumidos en la tabla X y figura 15.

En el ambiente epigeo hay una mayoría de especies tejedoras: un total de 46, lo que supone el 69,7 % del total. El gremio más diversificado es el de las arañas tapitelas, totalmente representado por la familia linífidis. En segunda posición se encuentran las arañas errantes acosadoras, representado por 8 familias. Y el último gremio destacable en número de especies es el de las arañas imbutitelas.

Atendiendo al número de individuos, en las trampas de intercepción también dominan las arañas tejedoras, suponiendo el 79,02 % de la muestra. Por su parte, las errantes representan el 20,98 %. Las arañas imbutitelas (*Malthonica lusitanica*, *Chorizomma subterraneum*, *Tegenaria picta*), tapitelas (*Tenuiphantes zimmermanni*, *T. flavipes*, *Lepthyphantes cernuus*) y tubitelas (*Nemesia simoni*) son las de mayor actividad en el medio epigeo, todas con más de un 20 % de representación.

Las muestras de musgo saxícola y hojarasca presentan diferencias marcadas. En la hojarasca predominan las especies tejedoras: 55,56 % frente a 44,44 % de errantes. En el musgo abundan más las arañas errantes: 78,09 % frente a 21,91 % de tejedoras. En la hojarasca predominan las arañas tapitelas (*Tapinocyba mitis*, *Microneta viaria*), seguidas de las errantes emboscadoras (*Ozyptila blackwalli*), imbutitelas (*Malthonica lusitanica*, *Chorizomma subterraneum*) y errantes acosadoras (*Scotina celans*, *Dysdera fuscipes*). En el musgo dominan claramente las errantes acosadoras (*Scotina celans*, *Harpactea hombergi*), seguidas de las errantes emboscadoras (*Ozyptila blackwalli*) e imbutitelas (*Malthonica lusitanica*). A excepción de las arañas tapitelas, todos los gremios son más abundantes en el musgo saxícola que en la hojarasca.

Ni en la hojarasca ni en el musgo se encuentran las tejedoras de telarañas tubulares. En la hojarasca tampoco aparece ningún representante de las tejedoras de telarañas espirales.

Tabla X. Riqueza específica y abundancia de cada uno de los gremios ecológicos en el ambiente epigeo.

GREMIO ECOLÓGICO	TOTAL EPIGEO	Trampas de intercepción		Hojarasca		Musgo	
	Nº Especies	Nº Especies	Nº Individuos	Nº Especies	Nº Individuos	Nº Especies	Nº Individuos
Errantes acosadoras	15	13	199	5	18	6	161
Errantes furtivas	4	4	26	2	4	2	22
Errantes emboscadoras	1	1	15	1	30	1	70
Tubitelas	5	5	242	-	-	-	-
Inequitelas	6	6	40	1	3	2	8
Tapitelas	24	21	310	7	35	6	20
Imbutitelas	9	8	311	4	27	5	41
Orbitelas	2	1	1	-	-	1	2
Total	66	59	1144	20	117	23	324

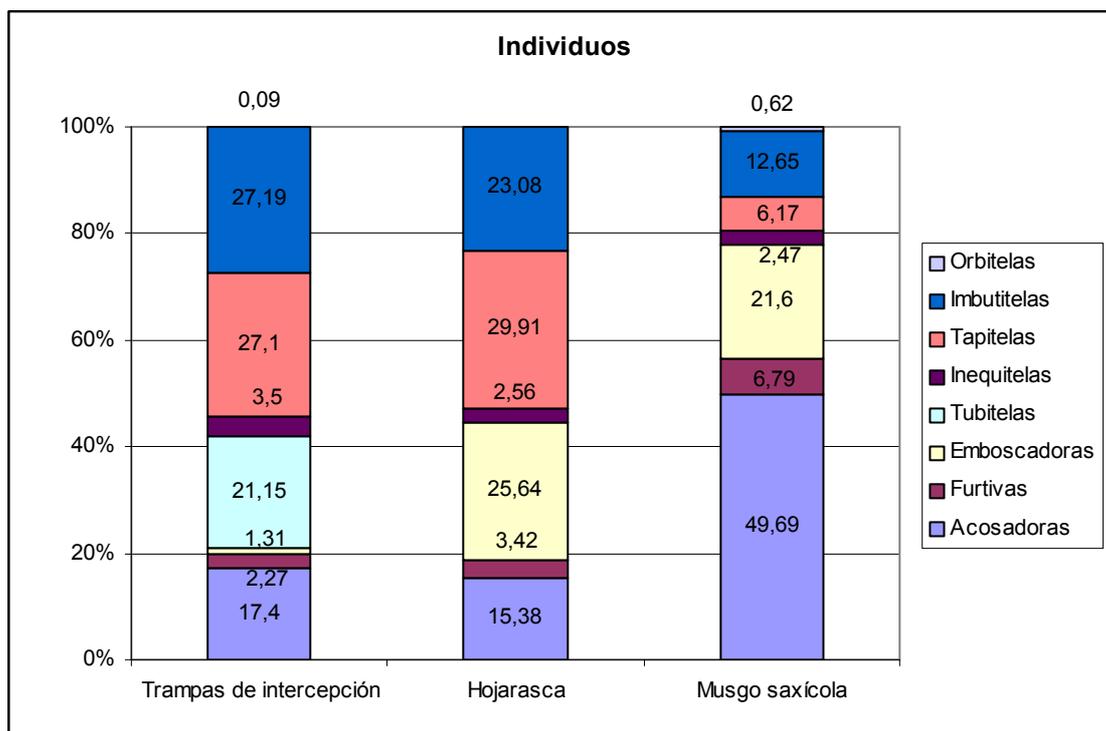
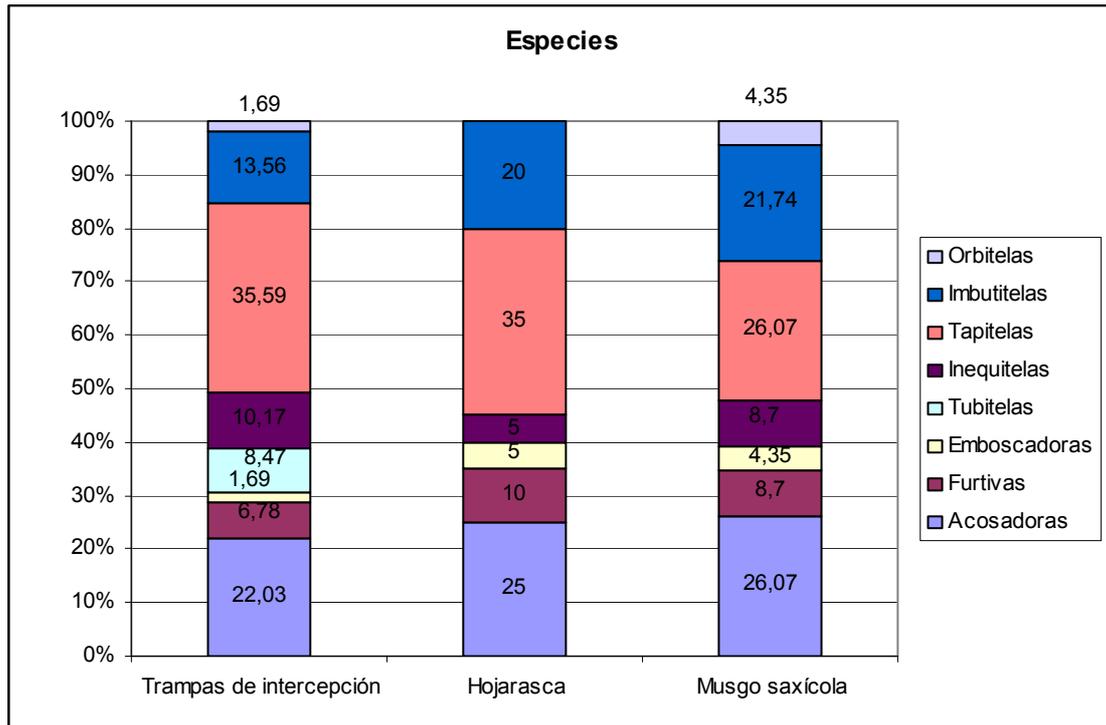


Figura 15. Proporciones de los diferentes gremios ecológicos en las tres muestras del ambiente epigeo, representadas tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo).

4.2.2.6. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica

En las tablas IX a XIV del Anexo se encuentran los resultados detallados por trampa o unidad muestral y los resultados de las curvas de acumulación y de los estimadores.

La curva de acumulación de especies no llega a asintotizarse en el caso de las trampas de intercepción (Fig. 16). Lo mismo ocurre con todas las funciones de acumulación utilizadas. El único estimador cuya pendiente disminuye respecto al resto es el ICE. Como quiera que su valor es de 82,2 (Tab. XI) y queda lejos de asintotizarse, se interpreta que se han capturado menos del 71,95 % de las especies activas en el ambiente epigeo.

En ninguna de las dos muestras separadas por embudos Berlese se asintotizan las curvas de acumulación de especies (Fig. 17). Si bien, la curva de la hojarasca se aproxima más a alcanzarla. Para la hojarasca, los estimadores que más se acercan a alcanzar la asíntota son Chao 1, Chao 2, ICE y Jackknife 2. Mientras que para el musgo saxícola tan sólo Chao 1 y Chao 2 parecen acercarse a una asíntota. Tales resultados estiman una riqueza específica entre 24 y 29 especies para la hojarasca y entre 33 y 36 para el musgo (Tab. XI). Por tanto, se habría capturado el 69-83 % de las especies para la hojarasca y el 64-70 % para el musgo. Tomando el estimador Chao 1 como el más eficiente para ambas muestras se obtiene que para la hojarasca se estiman 23,6 especies, que supone haber capturado el 84,75 % del total y para el musgo 33,12 especies, que supone haber capturado el 69,44 % del total.

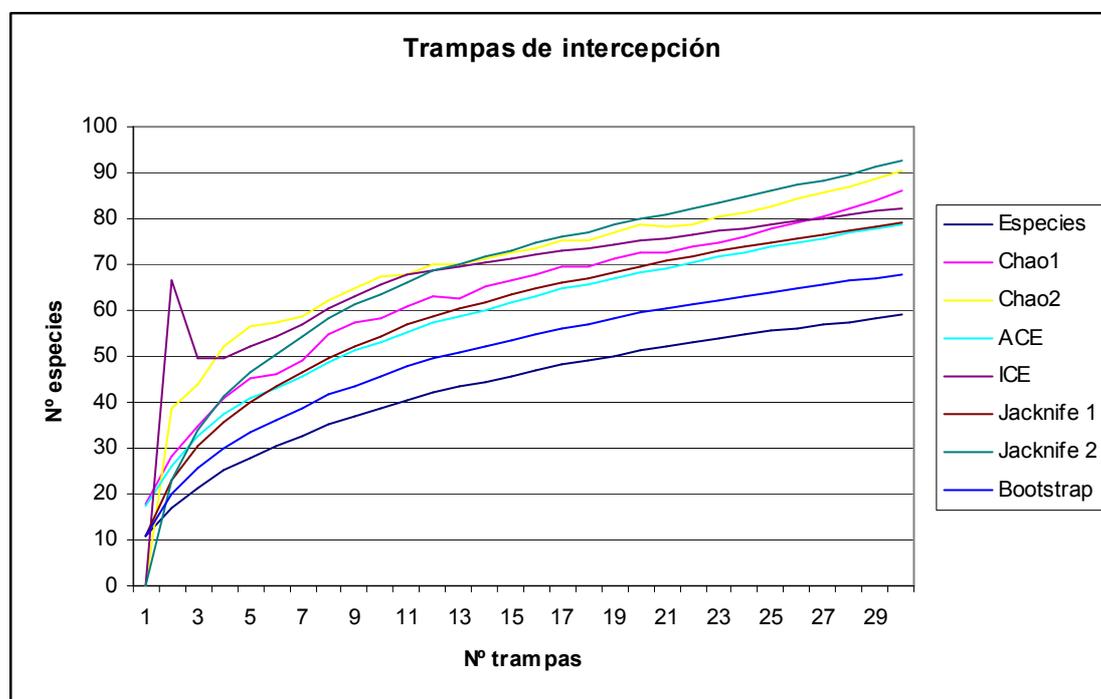
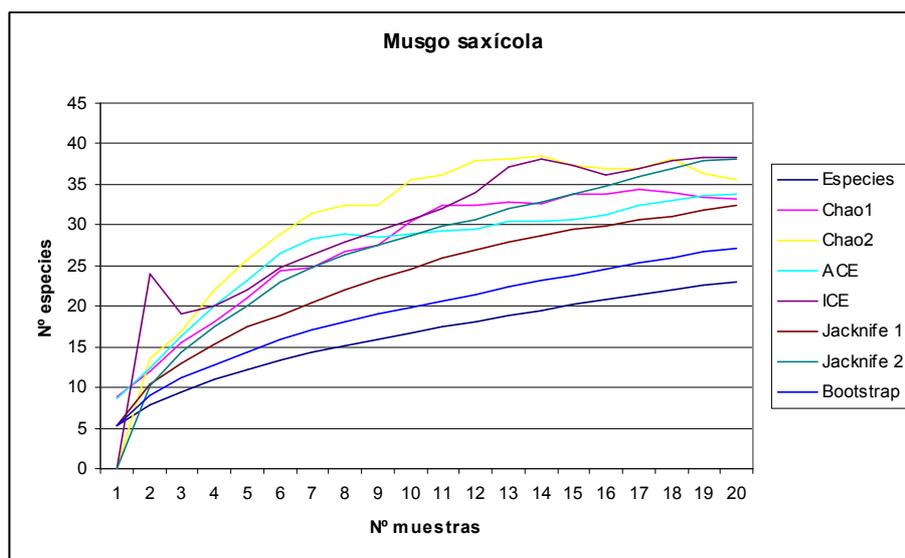
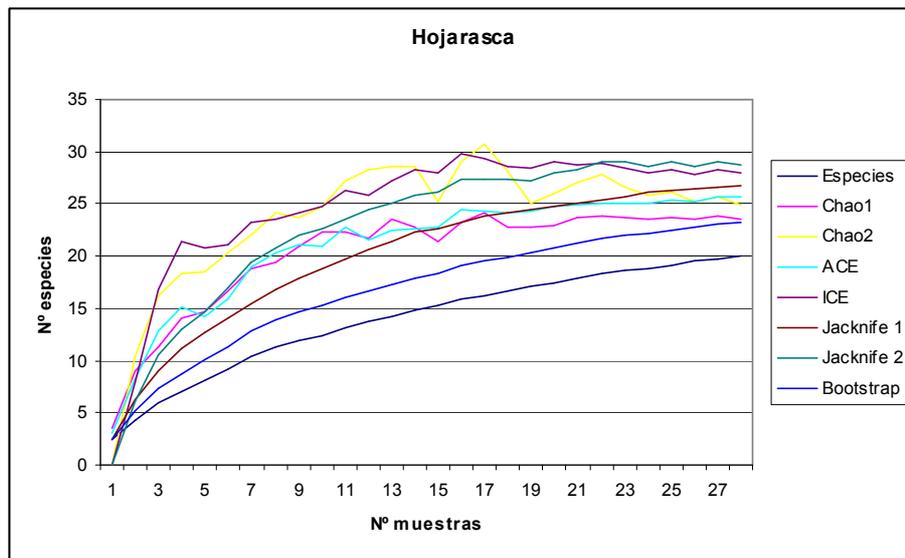


Figura 16. Curvas de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica para la muestra de las trampas de intercepción.

Tabla XI. Valores de los estimadores de la riqueza específica y de la intensidad de muestreo obtenidos en las diferentes muestras del ambiente epigeo.

PARÁMETRO	TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN	HOJARASCA	MUSGO
Estimadores de riqueza específica	59	20	23
Riqueza específica	86	23,6	33,12
Chao 1	90,5	24,9	35,5
Chao 2	78,81	25,72	33,72
ACE	82,2	28,03	38,41
ACE	79,3	26,75	32,5
ICE	92,59	28,77	38,08
Jacknife 1	67,87	23,29	27,16
Jacknife 2			
Bootstrap	18,54	4,9	12,91

Intensidad de muestreo**Figura 17.** Curvas de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica para las muestras de la hojarasca (arriba) y del musgo saxícola (abajo).

4.2.2.7. Diversidad

Globalmente, en el ambiente epigeo se han capturado 66 especies repartidas en 48 géneros y 23 familias.

Con las trampas de intercepción se han capturado 59 especies incluídas en 43 géneros y 22 familias.

En las muestras de embudos Berlese se han capturado un total de 31 especies repartidas en 28 géneros y 13 familias. Las muestras de hojarasca presentan 20 especies, 18 géneros y 11 familias. Los resultados de las muestras de musgo arrojan un total de 23 especies repartidas en 23 géneros y 12 familias.

Las curvas de rarefacción indican mayor diversidad para las muestras de hojarasca que para las de musgo saxícola (Fig. 18, Tab. XV del Anexo).

Ambas muestras comparten 12 especies, presentando coeficientes de similitud cualitativos de 55,81 % (Sorensen) y 38,71 % (Jaccard). Cuantitativamente, las dos araneocenosis son ligeramente disimilares: 47,58 % (Sorensen cuantitativo).

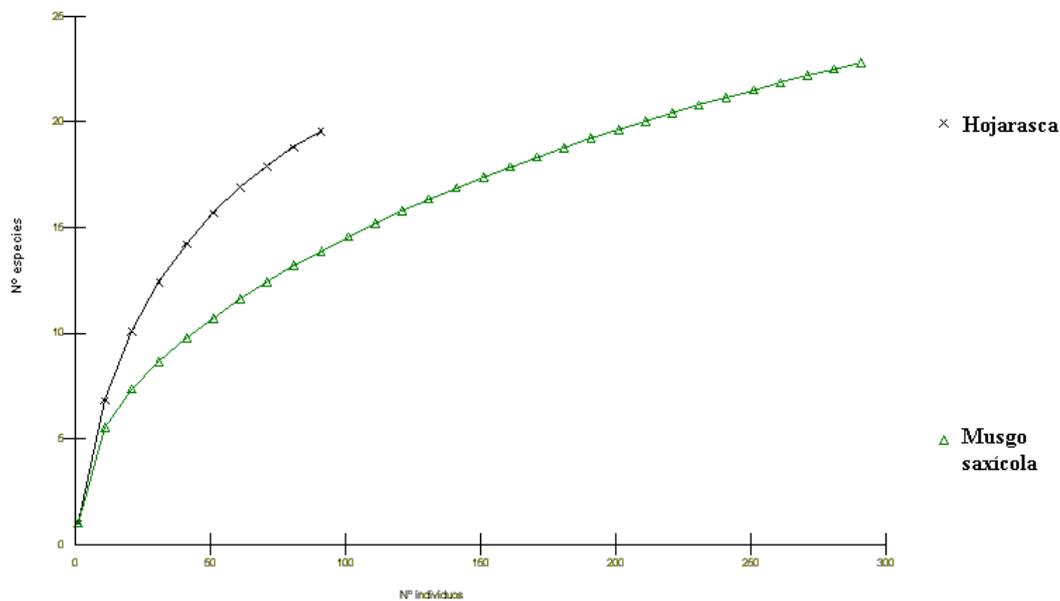


Figura 18. Rarefacción de la diversidad de arañas en las muestras de hojarasca y musgo saxícola.

4.2.2.8. Dinámicas estacionales

Los datos, presentados por cada jornada de muestreo, de la abundancia, diversidad y ocurrencia de las diferentes especies se encuentran en el Anexo: tabla XVI para las trampas de intercepción, XVII para las muestras de hojarasca y XVIII para las muestras de musgo saxícola.

4.2.2.8.1. Variación estacional de la abundancia (Fig. 19): Siguiendo los datos de las trampas de intercepción, se observa que la actividad epigea de las arañas se mantiene durante todo el año. Los valores más bajos tienen lugar en invierno y la primera mitad de la primavera, apareciendo el mínimo de actividad en febrero. De mediados de primavera a finales de verano hay mayor actividad, si bien hay oscilaciones importantes incluso entre jornadas de muestreo contiguas. El periodo de mayor actividad abarca de finales de verano hasta casi el final del otoño, teniendo lugar el máximo absoluto en octubre, mes en el que coincide gran actividad de tres especies abundantes: *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum* y *Tenuiphantes flavipes*.

En la hojarasca, la máxima densidad de arañas se da en agosto. A partir de ahí se observa un descenso continuo hasta el mínimo de mayo. Desde este mes en adelante comienza a aumentar otra vez la densidad.

Por el contrario, en el musgo la densidad de arañas muestra menores oscilaciones a lo largo de todo el año. El mínimo se da en enero y tienen lugar dos máximos, uno en julio y otro en octubre.

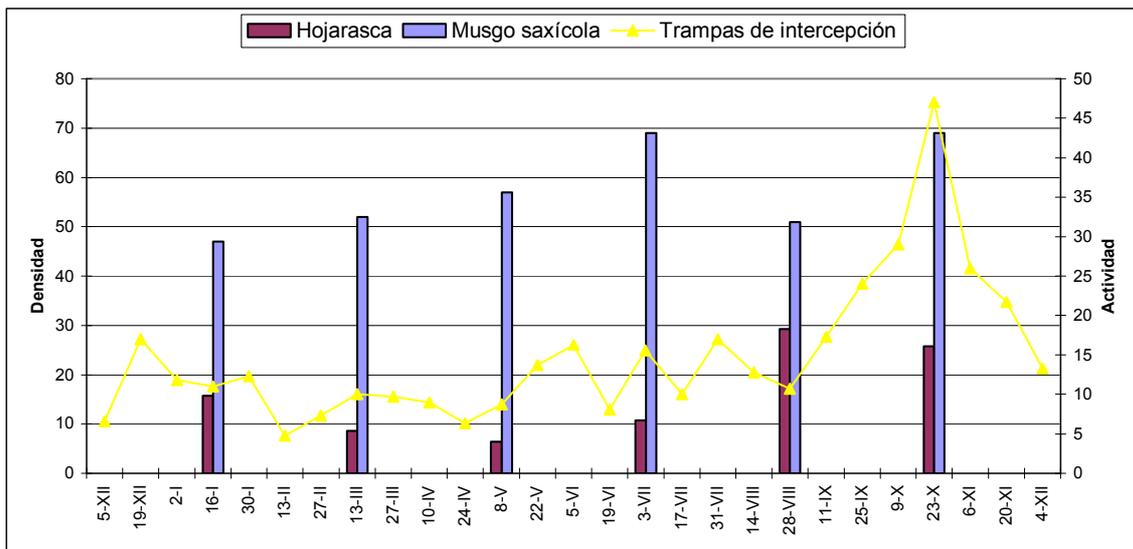


Figura 19. Variación estacional de la actividad (trampas de intercepción) y de la densidad (muestras de hojarasca y musgo saxícola) en el ambiente epigeo.

4.2.2.8.2. Variación estacional de la diversidad (Fig. 20): Analizando las muestras de las trampas de intercepción, se observa que los menores valores de riqueza específica tienen lugar en invierno, siendo febrero el mes en que menor número de especies se puede encontrar. A partir de esta fecha el número de especies en activo va aumentando hasta alcanzar un máximo relativo a finales de mayo. Desde este mes hasta finales de julio se dan una serie de altibajos que finalizan con el comienzo de agosto. De aquí hasta finales de septiembre la riqueza específica se mantiene en sus valores más altos, teniendo lugar el máximo a principios de septiembre. Con el comienzo del otoño el número de especies va disminuyendo paulatinamente, a excepción de un máximo relativo en diciembre. El índice de Simpson sigue una tendencia similar, con la diferencia de que su máximo absoluto tiene lugar en primavera (principios de mayo) y que los mínimos de otoño (octubre–noviembre) son menores que los de invierno.

En la hojarasca, la riqueza específica mantiene sus más bajos valores de enero a julio, manteniéndose un mínimo de 5 especies de marzo a julio. En agosto y octubre se acumula el mayor número de especies, teniendo lugar el máximo en el último mes.

Los resultados de las muestras de musgo, coinciden con los anteriores por el máximo de especies concentrado en agosto y octubre. Durante el resto del año la riqueza específica se mantiene entre 8–9 especies, a excepción del máximo relativo de mayo.

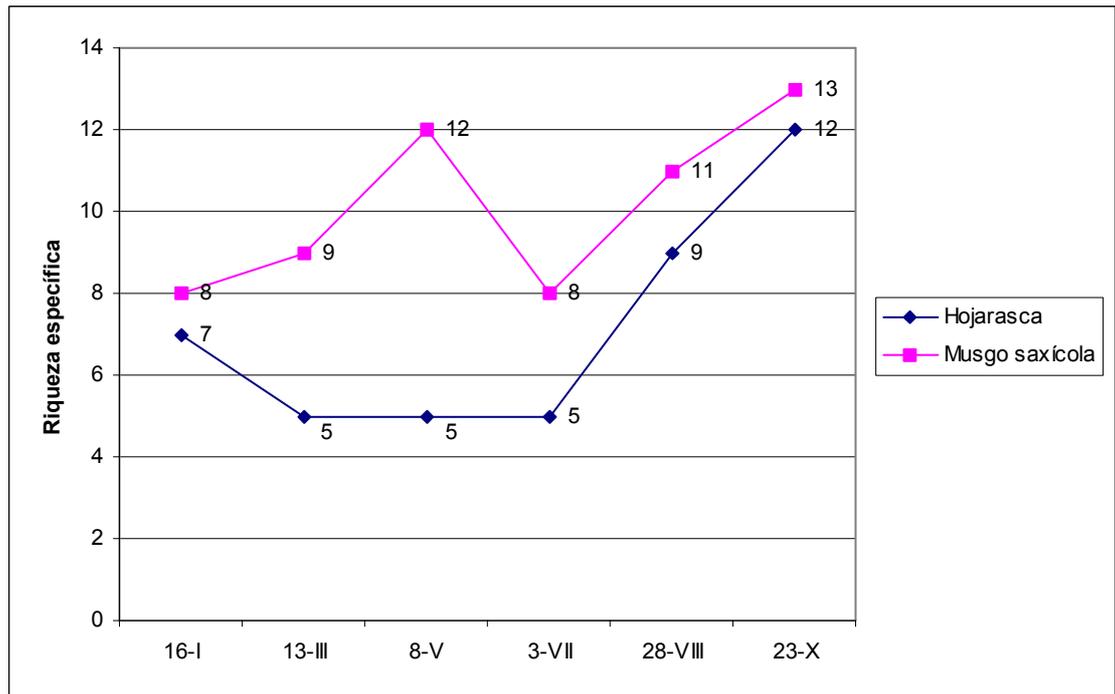
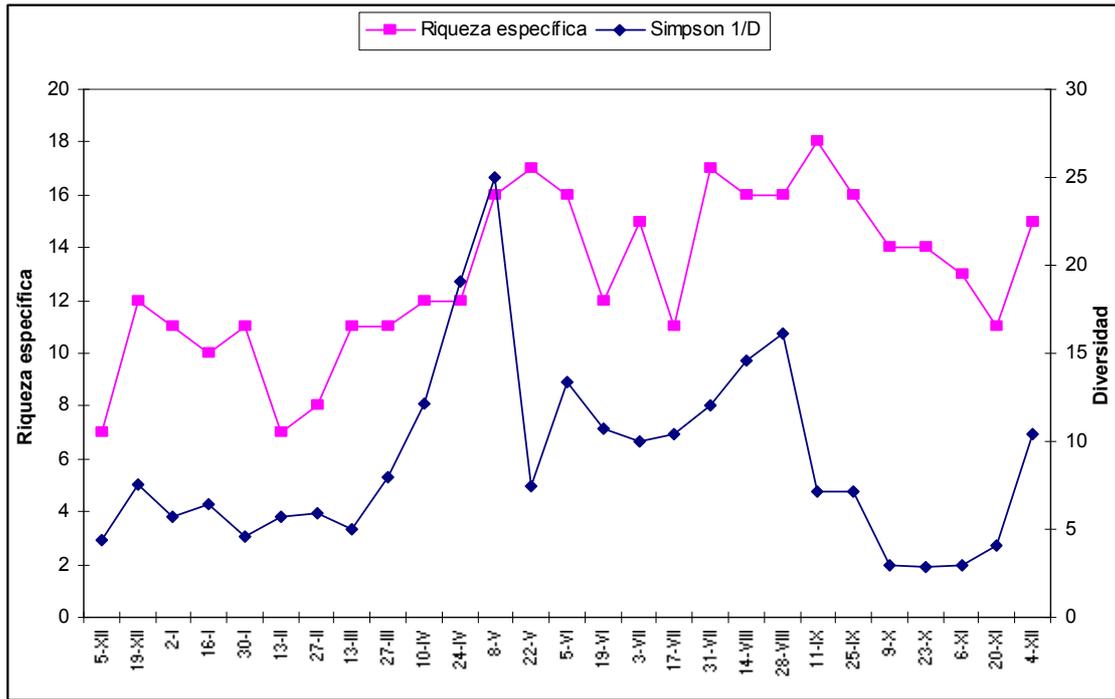


Figura 20. Variación estacional de la diversidad respecto a la actividad de las arañas (arriba) y respecto a su abundancia (abajo) en el ambiente epigeo.

4.2.2.8.3. Dinámica estacional reproductora: La actividad tanto de individuos adultos como de juveniles tiene lugar durante todo el año (Fig. 21). El pico de actividad de los machos tiene lugar en otoño, el de los juveniles a finales del verano (septiembre) y las hembras presentan dos máximos, uno primaveral a principios de junio y otro estival a finales de julio.

En las muestras de hojarasca y musgo se han obtenido pocos individuos adultos como para hacer un seguimiento de su dinámica temporal (Fig. 22). Sin embargo, en las dos muestras la presencia de adultos de ambos sexos tiene lugar durante todo el año. Ello indica que se da actividad reproductora durante todo el ciclo anual. En cuanto a los estadios juveniles, en la hojarasca el máximo de abundancia se da en agosto disminuyendo paulatinamente hasta alcanzar el mínimo de mayo, para volver a aumentar otra vez. En el musgo saxícola se observan oscilaciones menores. Así, se dan dos máximos, uno en julio y otro en octubre entre los que se intercala un mínimo en agosto. El mínimo absoluto tiene lugar en enero, a partir de ahí la abundancia se mantiene hasta alcanzar el máximo de julio.

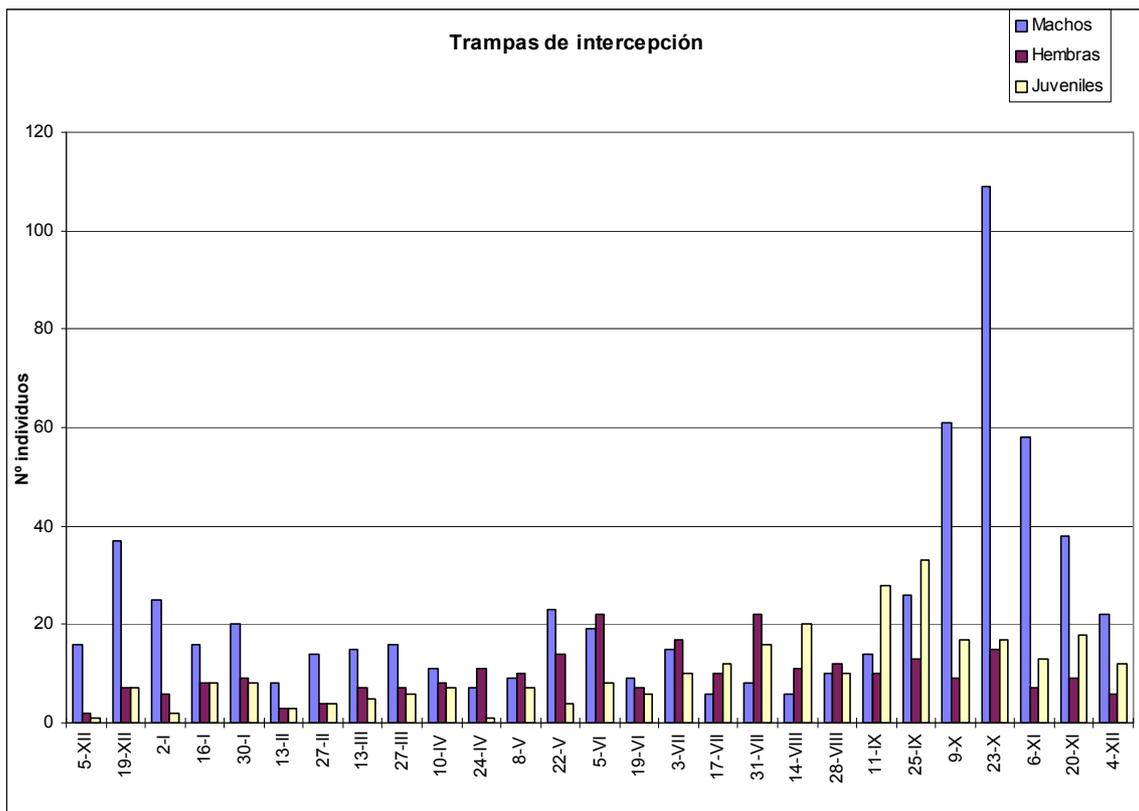


Figura 21. Actividad estacional de los individuos adultos y juveniles, registrada mediante trampas de intercepción, en el ambiente epigeo.

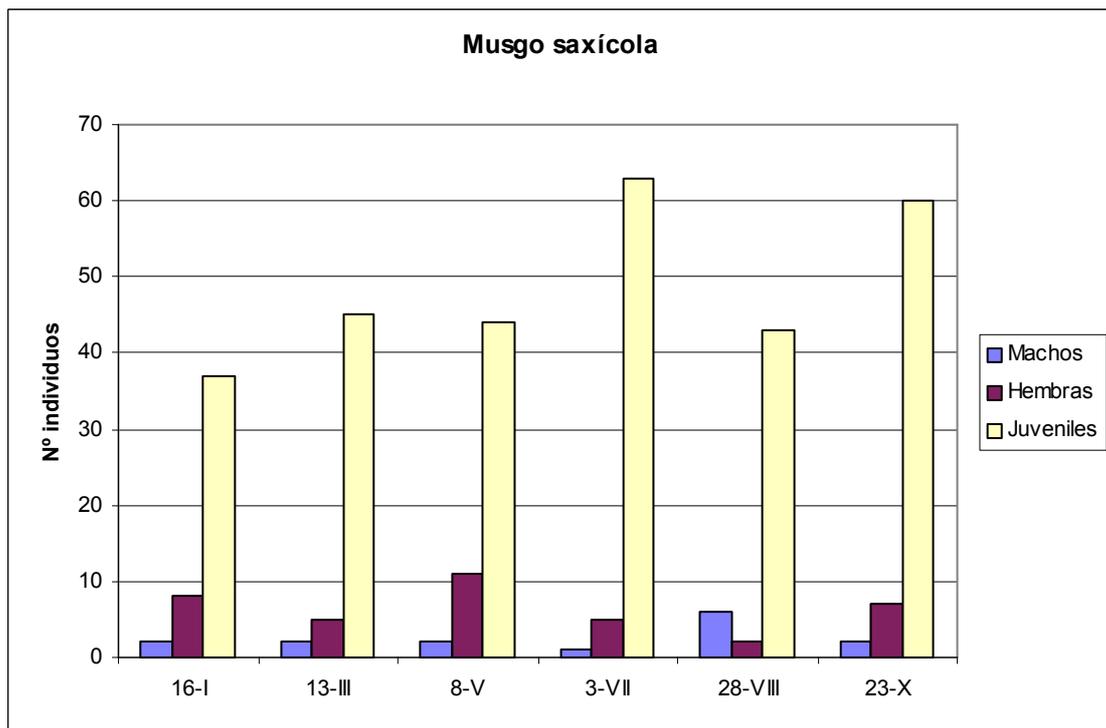
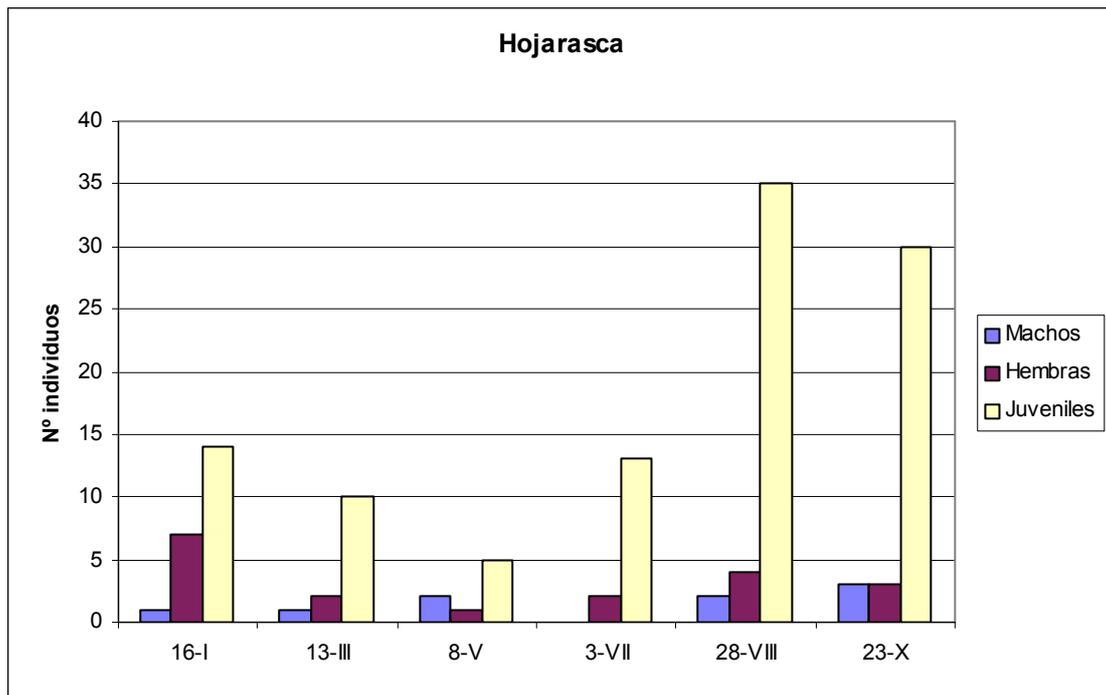


Figura 22. Abundancia estacional de los individuos adultos y juveniles en las muestras de hojarasca (arriba) y de musgo saxícola (abajo).

La mayoría de las especies presenta un periodo de cópula estenocrono de primavera y verano (Tab. XII y Fig. 23). Las euricronas de todo el año las siguen en importancia, estando también bien representadas el resto de euricronas. Globalmente, se han encontrado 36 especies euricronas (54,55 %), 24 estenocronas (36,37 %) y 6 (9,09 %) cuya biología no está bien conocida como para adscribirlas a un tipo de ciclo en concreto.

Cuantitativamente, la actividad está dominada por las especies euricronas, que suponen el 87,39 % de la muestra de las trampas de intercepción. Con casi la mitad de los individuos, las especies euricronas de periodos húmedos predominan sobre el resto. Entre ellas, se puede destacar a *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum* y *Scotina celans*. Las dos primeras alcanzan su periodo crítico de cópula en otoño y la última a principios de invierno. Las especies euricronas de todo el año como *Tenuiphantes flavipes*, *T. zimmermanni*, *Walckenaeria corniculans* y *Centromerus albidus*, las siguen en importancia. Las euricronas de periodos cálidos aparecen en tercera posición, caracterizadas por *Malthonica lusitanica*, *Ozyptila blackwalli* y *Dysdera fuscipes* como especies más significativas. Entre las estenocronas, cabe señalar la presencia de *Tegenaria picta*, *Clubiona comta*, *Theonina cornix* y *Trichoncus affinis*, todas ellas con periodo de cópula preferentemente primaveral.

En la hojarasca y en el musgo las especies euricronas también representan a la mayoría de los individuos capturados. En la hojarasca suponen el 90,82 % y en el musgo el 83,83 %. En ambas muestras, las especies euricronas de periodos cálidos suponen el grupo dominante, sobre todo en la hojarasca, donde totalizan más de la mitad de la muestra. Entre estas especies se puede destacar a *Ozyptila blackwalli*, *Malthonica lusitanica* y *Dysdera fuscipes*. La segunda posición en importancia es para las euricronas de periodos húmedos. Entre ellas cabe señalar a *Chorizomma subterraneum* (preferencia por hojarasca), *Scotina celans* y *Tapinocyba mitis* (hojarasca). También es reseñable la presencia de euricronas de todo el año, destacando *Harpactea hombergi* en el musgo saxícola y *Microneta viaria* en la hojarasca. Menos abundantes son las estenocronas de primavera y verano. Entre ellas se encuentra *Neon robustus*, con preferencias muscícolas.

Por último, destaca el dato de que ninguna especie estenocrona de otoño alcanza una representación significativa en las muestras del ambiente epigeo.

Tabla XII. Riqueza específica y abundancia de cada grupo de especies perteneciente a un determinado tipo de ciclo biológico en las diferentes muestras del ambiente epigeo (ver apartado 3.4.8.3).

TIPO DE CICLO	TOTAL EPIGEO		Trampas de intercepción		Hojarasca		Musgo	
	Nº Especies	Nº Especies	Nº Individuos	Nº Especies	Nº Individuos	Nº Especies	Nº Individuos	
Euricronas de todo el año	15	14	256	6	13	5	72	
Euricronas de periodos cálidos	9	9	192	5	53	4	105	
Euricronas de periodos húmedos	12	9	508	4	23	4	83	
Estenocronas de primavera-verano	19	17	102	3	7	7	32	
Estenocronas de otoño	5	4	14	-	-	2	4	
¿?	6	6	22	2	2	1	1	
Total	66	59	1094	20	98	23	297	

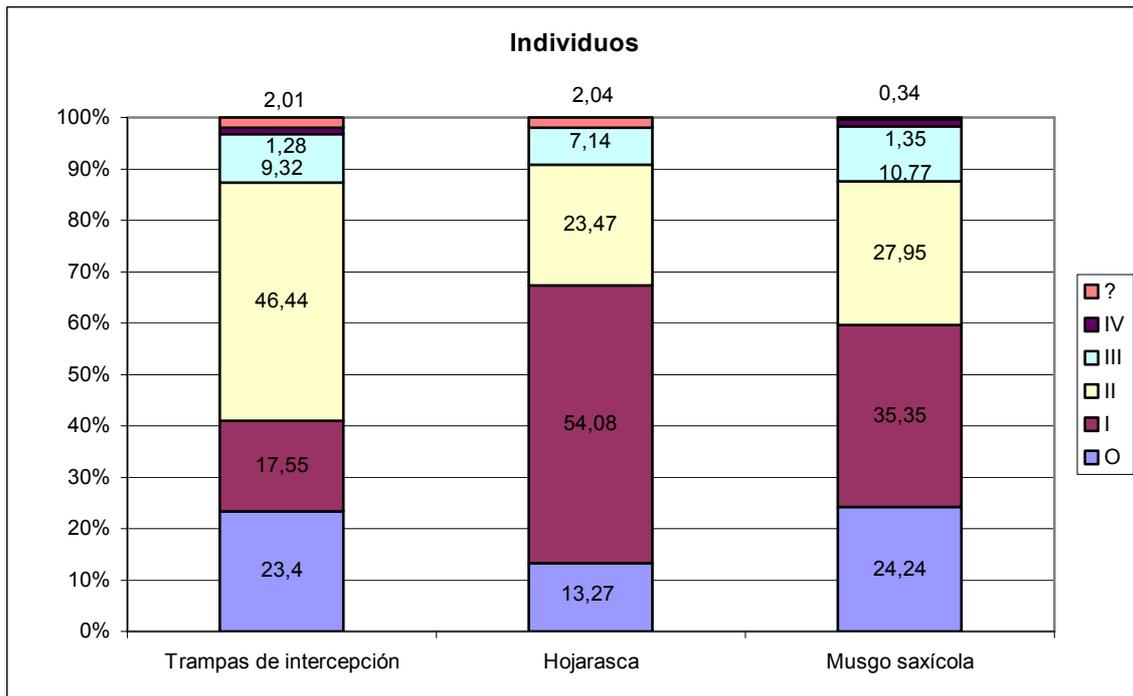
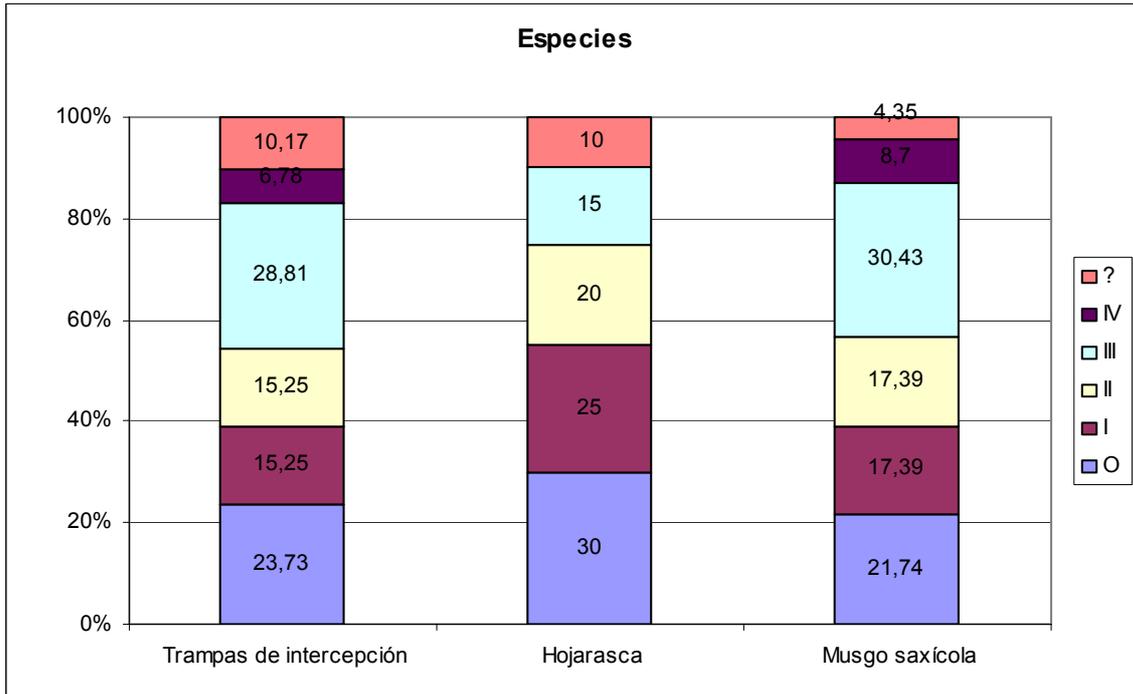


Figura 23. Proporciones de los diferentes tipos de ciclos biológicos, representadas tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo), en las tres muestras del ambiente epigeo (ver apartado 3.4.8.3.).

4.2.3. Discusión

4.2.3.1. Abundancia relativa, densidad y dispersión de la araneocenosis respecto a los grupos de macroartrópodos

La biocenosis de macroartrópodos de la hojarasca se sostiene gracias a una cadena alimentaria basada en la materia orgánica en descomposición. Sin embargo, en el musgo es la materia orgánica viva la que representa el soporte de la red trófica. Esta situación explica la mayor densidad (el doble, aproximadamente) en la hojarasca de grupos principalmente detritívoros como los isópodos, los diplópodos y las larvas de insectos. En el caso del musgo, se ven favorecidos grupos predominantemente fitófagos como los hemípteros, casi sin representación en la hojarasca. Los dipluros, sólo representados por la familia Campodeidae, se alimentan de materia orgánica tanto viva como muerta, presentando la misma densidad en ambos microhábitats.

Las condiciones microclimáticas, como la humedad, también afectan a la distribución de la fauna epigea (HUHTA, 1976; SCHAEFER, 1991; FERGUSON, 2001). En el encinar cantábrico, la hojarasca se deposita sobre la superficie de un litosuelo, mientras que el musgo se desarrolla sobre roca caliza. En zonas orientadas a sotavento de los vientos húmedos (como en la mayoría de los encinares cantábricos), el primer sustrato retiene mejor la humedad que el segundo (BONNET et al., 1975), favoreciendo en general, la presencia de una mayor variedad de taxones y abundancia de los mismos. Así, los macroartrópodos más sensibles a la desecación como los quilópodos, diplópodos e isópodos (CLOUDSLEY-THOMPSON, 1962; RAW, 1971; WALLWORK, 1976) encuentran dificultades para colonizar el musgo. Los microcorifios, bastante resistentes a la desecación (KÜHNELT, 1957), atraídos por el refugio y la comida presente en forma de líquenes y algas que crecen sobre las rocas (GAJU, 1988), se ven favorecidos en el medio muscinal saxícola.

También los factores estructurales entran en juego. En el caso de las hormigas (que representan prácticamente toda la captura de los himenópteros) es evidente que el suelo supone un medio más moldeable para la construcción de sus nidos, mientras que el musgo ligado a la roca supone un lugar de paso o exploración.

En el caso de las arañas, el musgo parece ejercer un efecto protector frente a depredadores: sirve para ocultarse de la vista de vertebrados insectívoros y de evitación de invertebrados depredadores del suelo de mayor tamaño como coleópteros carábidos y arañas nemésidas (de abundancia manifiesta mediante trampas de intercepción). Este hecho se ve apoyado por la captura predominante en el musgo saxícola de arañas errantes nocturnas (50,84 % de las especies identificadas frente al 15,3 % en la hojarasca) como *Scotina celans* y *Harpactea hombergi*, que se encontrarían reposando en el momento de la recogida de muestras, realizada durante el día. Otro hecho que puede favorecer la abundancia de arañas en el musgo, es la disminución en este microhábitat de los otros dos principales grupos de macroartrópodos depredadores errantes: quilópodos y pseudoescorpiones. Tal situación aligeraría posibles interferencias de competencia con estos grupos.

La distribución en agregados de los invertebrados del suelo y la hojarasca es un fenómeno común (BLANDIN et al., 1980; GEOFFROY et al., 1981; FLOGAITIS, 1984), generalmente asociado a una distribución, también agregada, de los recursos

alimenticios y condiciones microclimáticas (USHER et al., 1982; SCHAEFER, 1991, 1995). Destaca el alto grado de agregación de los himenópteros (hormigas) en la hojarasca, hecho lógico al tratarse de poblaciones que viven en sociedad.

Al comparar las densidades de macroartrópodos de la hojarasca con las obtenidas en otros bosques ibéricos (FRAILE, 1980; TERRADAS, 1984; ESPUNY & ASCASO, 1989; BARRAQUETA, 2001) y centroeuropeos (FLOGAITIS, 1984), se observa que en general, para todos los grupos, las densidades en el encinar cantábrico suelen ser bastante menores. Esta comparación se realiza con bosques de carácter más húmedo: hayedos, coníferas y mixtos. Así, la menor humedad de los suelos de los encinares cantábricos sería en parte responsable de la menor abundancia de macroartrópodos. Otro factor es el escaso espesor de la capa de hojarasca, que provoca una reducción de la oferta de espacios donde la fauna pueda habitar y refugiarse (WILLIAMS, 1959; HUHTA, 1976; BULTMAN & UETZ, 1984) y un menor acúmulo de materia orgánica en descomposición disponible, que impide sostener poblaciones densas de macroartrópodos (CHENG & WISE, 1999). Por otro lado, el procesado de las muestras también afecta. En la mayoría de los casos, los autores presentan datos de muestras con hojarasca y una capa de tierra de más de 5 cm de espesor. En la presente investigación sólo se ha tomado la capa de hojarasca y el primer centímetro de tierra, por lo que se ha podido subestimar la densidad de grupos que también abundan a mayor profundidad como quilópodos, diplópodos y larvas de insectos (GEOFFROY et al., 1981; FLOGAITIS, 1984). Para otros grupos, como las arañas, la estimación de densidad se considera buena, pues apenas aparecen por debajo de los horizontes L y F (FRAILE, 1980; FLOGAITIS, 1984; BLANDIN et al., 1985). En general, estos datos están en acuerdo con los resultados de las investigaciones llevadas a cabo en encinares catalanes (ANDRÉS et al., 1999), en las que se concluye que la fina capa de hojarasca no amortigua bien los rigores microclimáticos, lo que unido a la pobre calidad trófica de las hojas de la encina da lugar a una escasa representación faunística en este nivel del bosque.

La densidad de arañas es bastante baja comparada con los datos disponibles para los bosques centroeuropeos (BLANDIN et al., 1980; FLOGAITIS, 1984), donde la densidad oscila entre 25-620 arañas/m², superando habitualmente los 50 individuos/m². Los valores también resultan bajos al compararlos respecto a otros bosques ibéricos (FRAILE, 1980; TERRADAS, 1984; BARRAQUETA, 2001), a excepción de los alzinares catalanes (PERERA, 1986; ESPUNY & ASCASO, 1989), que presentan valores muy similares a los de los encinares cantábricos (Tab. XIII). Los encinares ibéricos tienen en común el poseer suelos secos con capas de hojarasca de escaso espesor. Además, la hojarasca no se subdivide en diferentes horizontes como es el caso de otros bosques europeos estudiados (HUHTA, 1971; CHRISTOPHE & BLANDIN, 1977), por lo que la transición del acúmulo de mantillo y el suelo es brusca o inexistente. La falta de humedad impide el asentamiento, sobre todo, de poblaciones densas de linífidios, que suelen presentarse como la familia más diversa y abundante en los suelos de los bosques centroeuropeos (BLANDIN et al., 1980). Por otra parte, la fina capa homogénea de hojarasca ofrece poca variedad de microhábitats susceptibles de ser colonizados por las arañas que sirvan tanto de refugio de depredadores como de condiciones climáticas adversas (HUHTA, 1971; DUFFEY, 1974; UETZ, 1976, 1979; BULTMAN & UETZ, 1982). Así, la hojarasca está prácticamente formada por el horizonte L, favoreciendo a especies como *Microneta viaria* y obstaculizando la

Tabla XIII. Densidades de arañas registradas (individuos/m²) en varios bosques ibéricos.

BOSQUE	DENSIDAD	PROVINCIA	FUENTE BIBLIOGRÁFICA
Hayedo	204	Guipúzcoa	FRAILE, 1980
Hayedo	67	Vizcaya	BARRAQUETA, 2001
Hayedo	54	Guipúzcoa	FRAILE, 1980
Hayedo	54	Barcelona	TERRADAS, 1984
Bosque mixto de frondosas	31	Vizcaya	BARRAQUETA, 2001
Bosque mixto de frondosas	23	Guipúzcoa	FRAILE, 1980
Robledal	23	Guipúzcoa	FRAILE, 1980
Encinar cantábrico	16	Guipúzcoa	Presente trabajo
Encinar	14	Barcelona	PERERA, 1986
Encinar con estrato arbustivo	14	Barcelona	ESPUNY & ASCASO, 1989
Encinar	11	Barcelona	ESPUNY & ASCASO, 1989

colonización de especies que encuentran su óptimo en los horizontes F o H, como *Hahnia helveola* (CHRISTOPHE & BLANDIN, 1977), tan sólo detectada mediante trampas de intercepción. Otra causa puede ser la menor densidad de presas disponibles, como los colémbolos, alimento principal de las arañas en los suelos (BLANDIN et al., 1980; NENTWIG, 1987). La abundancia de los colémbolos depende tanto de la humedad (CLOUDSLEY-THOMPSON, 1962; SELGA et al., 1977; USHER et al., 1982; KEPLIN, 1995) como de la cantidad de materia orgánica depositada en el suelo (CHENG & WISE, 1997). Por tanto, cabe esperar bajas densidades de colémbolos en los encinares cantábricos. Por desgracia, los colémbolos capturados no se conservaron, por lo que se carece de datos que corroboren esta situación. Sin embargo, el reducido número de colémbolos en los encinares es achacable a los factores ya comentados (ANDRÉS et al., 1999).

El único trabajo de referencia de artrópodos muscícolas en roca en el norte de España corresponde a ACÓN (1982). Los resultados con el presente trabajo son difíciles de cotejar, pues ella sólo recogió 4 muestras de 350 cc de 4 puntos muy alejados entre sí: 2 en la Cordillera Cantábrica y 2 en Pirineos. Además, las fechas de captura sólo tuvieron lugar en julio y agosto. De todas esas muestras sólo se capturaron 3 arañas, lo que supondría una densidad de 21,4 individuos por metro cuadrado y el 3,2 % de los macroartrópodos encontrados. Los macroartrópodos dominantes fueron: miriápodos (271,3 ind./m²), pseudoescorpiones (114,2 ind./m²), larvas de insectos (92,8 ind./m²) y tisanuros (64,3 ind./m²). Isópodos (28,6 ind./m²) y hemípteros (35,7 ind./m²) también fueron más abundantes que las arañas. Por tanto, la poca información disponible respecto a las comunidades de los musgos saxícolas impide aún extraer conclusiones claras sobre sus biocenosis de macroartrópodos, si bien miriápodos, isópodos y microcorifios parecen ser abundantes y habituales en este microhábitat.

Por último, cabe destacar que la araneofauna, en conjunto, se presenta como uno de los grupos más euritopos al explotar los recursos que ofrece el ambiente epigeo del bosque. Al igual que sucede en los encinares catalanes (ANDRÉS et al., 1999), las arañas son los artrópodos predadores más activos a nivel epigeo. Al comparar la importancia relativa de las arañas con respecto a otros grupos de macroartrópodos en varios bosques vascos (FRAILE, 1980; BARRAQUETA, 2001), se observa que es en los encinares cantábricos donde presentan mayor grado de dominancia: 6,32 % frente a 1,28-1,51 % en los bosques mixtos de frondosas, 0,34 % en el robledal y 5,04-6,22 % en los hayedos. Esto sugiere que los factores responsables de la disminución de abundancia de los diferentes grupos de macroartrópodos tienen menor incidencia en las arañas que en el resto de la macrofauna. La gran diversidad de especies de arañas presente en la

hojarasca (SCHAEFER, 1991) se traduce en una gran variedad de formas de explotar y adaptarse al medio. Ello, unido a su condición de depredadores generalistas en la mayor parte de las especies (WISE, 1993), les dota de una particular resistencia frente a la variación de tales factores. Para comprobar esta hipótesis, sería conveniente comprobar las diferencias en cuanto a composición específica entre los diferentes tipos de bosques.

4.2.3.2. Estructura de dominancia, araneocenosis asociada e interés faunístico

Entre las especies más abundantes aparecen habitantes frecuentes de bosques centroeuropeos como *Tenuiphantes flavipes*, *Tenuiphantes zimmermanni*, *Scotina celans*, *Harpactea hombergi*, *Clubiona comta*, *Tegenaria picta*, *Walckenaeria corniculans*, *Trochosa terricola*, *Microneta viaria* y *Theonina cornix* y cántabro-pirenaicos como *Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica*, *Lepthyphantes cernuus* y *Dysdera fuscipes*. Entre las especies centroeuropeas, todas son de carácter mesoxerófilo o xerófilo a excepción de *Tenuiphantes zimmermanni*, *Microneta viaria* y *Walckenaeria corniculans*. Por su parte, *Ozyptila blackwalli*, abundante tanto en la hojarasca como en el musgo, está también considerada como una especie mesoxerófila. *Neon robustus* es una especie que en el norte de Europa busca las situaciones más termófilas y sobre *Nemesia simoni* y *Tapinocyba mitis* apenas hay datos bibliográficos disponibles para asignarlas ecotípicamente.

De las 10 especies consideradas como características del ambiente epigeo, 6 son infrecuentes o no se encuentran en Centroeuropa: *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica*, *Ozyptila blackwalli*, *Dysdera fuscipes* y *Neon robustus*. Hay otras 8 especies poco o nada representadas en la Europa Central de menor abundancia, pero presentes en la mayoría de los encinares estudiados: *Lepthyphantes cernuus*, *Centromerus albidus*, *Troglohyphantes furcifer*, *Tegenaria picta*, *Episinus maculipes*, *Episinus theridioides*, *Labulla flahaulti* y *Saitis barbipes*. Esta situación muestra la singularidad del ambiente epigeo de los encinares cantábricos frente a la de los bosques centroeuropeos.

A escala ibero-pirenaica, las mayores similitudes se dan con los bosques oscenses de San Juan de la Peña en Jaca (VARIOS, 1985). En tal zona, se comparten 9 de las 10 especies características de los encinares cantábricos. La única excepción es *Nemesia simoni*. Entre las especies compartidas, 5 llegan a estar altamente representadas (>3,1 %) al menos en un bosque: *Malthonica lusitanica* en 6 bosques, *Tenuiphantes zimmermanni* y *Lepthyphantes cernuus* en 5, *Tenuiphantes flavipes* en 3 y *Chorizomma subterraneum* en 1. Entre ellas, *Tenuiphantes flavipes* y *Chorizomma subterraneum* están mejor representadas en los encinares cantábricos que en cualquiera de los bosques pirenaicos. De las 4 especies restantes, *Scotina celans* y *Dysdera fuscipes* también aparecen con mayor representación en los encinares cantábricos, mientras que la comparación con *Harpactea hombergi* y *Ozyptila blackwalli* no es posible debido a que el método empleado en San Juan de la Peña sólo ha consistido en trampas de intercepción, no efectivas en la captura de estas especies.

El siguiente grupo de comparación se establece con los bosques catalanes: encinares montanos de la Sierra de l'Obac (PERERA, 1986) y del Montseny (ASCASO & BARRIENTOS, 1986; BARRIENTOS et al., 1996) y hayedo del Montseny (ASCASO & BARRIENTOS, 1986). De las especies características del encinar cantábrico, 4 aparecen en alguno de estos bosques: *Harpactea hombergi*, *Ozyptila blackwalli*, *Scotina*

celans y *Tenuiphantes flavipes*. *Harpactea hombergi* aparece bien representada en los encinares catalanes, *Tenuiphantes flavipes* en ambos tipos de bosque en el Montseny, *Scotina celans* en el encinar del Montseny y *Ozyptila blackwalli* es rara en los sistemas forestales catalanes. Otras especies en común con estos bosques son *Walckenaeria corniculans* (bien representada en los encinares), *Clubiona compta* (presente en todos los bosques pero mejor representada en el hayedo) y *Trochosa terricola* (sólo presente en los encinares del Montseny). Mayor diferencia supone la gran abundancia de *Saitis barbipes* en los encinares y de *Tegenaria fuesslini* en todo tipo de bosques en la zona catalana. En los encinares cantábricos, *Saitis barbipes* alcanza su máxima abundancia en Zumaia, única estación donde aparece *Tegenaria fuesslini*, especie abundantísima en los encinares catalanes. Las mayores condiciones xerotérmicas del encinar de Zumaia explican la presencia de tales especies en esta estación.

Las menores similitudes se dan con los bosques salmantinos; encinar adhesionado (URONES et al., 1990) y pinar y chopera (JERARDINO et al., 1991), con los que sólo se comparten 4 especies en total, ninguna como característica de los encinares cantábricos: *Zelotes aeneus*, *Tegenaria picta*, *Tapinocyba mitis* y *Walckenaeria corniculans*. Las 4 especies se comparten con el encinar adhesionado, las dos primeras con el pinar y ninguna con la chopera. *Tegenaria picta* está bien representada tanto en los encinares cantábricos como en el pinar y el encinar adhesionado. *Zelotes aeneus* forma parte de la comunidad característica del pinar y se encuentra escasamente representada en los dos tipos de encinares. *Tapinocyba mitis* y *Walckenaeria corniculans* están mejor representadas en los encinares cantábricos, aunque sobre todo la primera, es escasa en ambas situaciones.

En definitiva, la taxocenosis epigea del encinar cantábrico, compuesta por especies forestales meso- o xerófilas, es también diferente de la de la mayoría de los bosques peninsulares, con la única excepción de los del Pirineo oscense. A tenor del conocimiento actual, 4 especies de interés alcanzan su óptimo en el encinar cantábrico: *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum*, *Dysdera fuscipes* y *Ozyptila blackwalli*.

4.2.3.3. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos

El musgo saxícola, dentro de un mismo afloramiento rocoso presenta un gradiente considerable de temperatura y humedad dependiendo de su situación en cuanto altura, orientación y espesor del manto vegetal (BONNET et al., 1975). Tales condiciones microclimáticas varían con el ciclo nictemeral en mayor medida que en el suelo (WALLWORK, 1976). Por tanto, las especies errantes, por su movilidad pueden cambiar cada cierto tiempo de emplazamiento en busca de las zonas más favorables a sus requerimientos ecológicos, cosa que no pueden permitirse las arañas tejedoras, obligatoriamente confinadas a un lugar particular. A ello se debe la predominancia de las arañas errantes en este medio.

El gremio de las arañas errantes acosadoras está representado sobre todo por disdéridos, oonópidos y liocránidos. Todas estas familias son de hábitos nocturnos, retirándose a reposar en un saquito de tela por el día, momento de su captura. El musgo se presenta como un lugar más favorable de descanso para estas arañas. Su mayor desarrollo vertical y estructura tortuosa se contraponen a la fina capa de hojarasca formada por hojas planas, inadecuadas para la construcción de refugios de seda (STEVENSON & DINDAL, 1982; HURD & FAGAN, 1992). Además, en el musgo hay menor riesgo de

competencia y de depredación por parte de otros grupos zoófagos como ya se ha explicado anteriormente (apartado 4.2.3.1.). Las dos arañas más abundantes de este gremio, *Scotina celans* y *Harpactea hombergi*, pueden habitar exitosamente medios xerófilos en Centroeuropa (HÄNGGI et al., 1995; SMAHA & CHYTRÝ, 1995), de ahí su mayor abundancia y dominancia en el musgo saxícola. Concretamente, RUZICKA (1990) considera a *Harpactea hombergi* como una especie litófila, habitando diversas zonas donde se dan afloramientos rocosos.

Las arañas errantes furtivas tan sólo están representadas en estos microhábitats por ejemplares de la familia saltícidos, arañas de hábitos diurnos. La diferencia la marca *Neon robustus*, especie abundante en el musgo y poco representada en la hojarasca. *Neon robustus*, aparte de ser considerada como especie estenotopa y termófila que habita en numerosas superficies rocosas protegidas por vegetación circundante en el norte de Europa (SNAZELL et al., 1999), puede beneficiarse también del manto protector que supone este medio, cazando activamente por el día en primavera y verano y reposando en invierno a salvo de ser localizada por depredadores.

Las arañas errantes emboscadoras tan sólo están representadas por *Ozyptila blackwalli*. Esta especie explota con éxito ambos microhábitats, siendo la araña dominante en la hojarasca y la segunda en importancia relativa en el musgo. Sus hábitos de caza estáticos, su pequeño tamaño y su coloración críptica resultan claves para su éxito en la hojarasca. Por otro lado, su carácter mesoxerófilo le permite colonizar también eficazmente el medio muscícola-saxícola, beneficiándose al igual que los casos anteriores de una menor presión de depredación y competencia.

Las arañas tubitelas no aparecen en las muestras de hojarasca y musgo, sin embargo, las trampas de intercepción de suelo denotan una abundancia notable de *Nemesia simoni* (apartado 4.2.2.3.) y la abundancia de telarañas de amauróbidos en el musgo saxícola reflejan la presencia de numerosos ejemplares del género *Amaurobius*. *Nemesia simoni* es constructora de madrigueras con tapadera en el suelo (THOMAS, 1999). Tales madrigueras se abren a nivel del suelo, donde estas arañas capturan a sus presas, explotando la hojarasca como fuente alimenticia. El género *Amaurobius* teje sus telas en el interior de fisuras y orificios de las rocas. Frecuentemente, sus telarañas se abren en la zona musgosa, capturando a las presas que deambulan por el musgo. Sin duda, el método empleado no es el adecuado para capturar estos taxones. Se trata de arañas que sólo se asoman por la noche (CLOUDSLEY-THOMPSON, 1987) y que cuando detectan una mínima alteración a su alrededor, se esconden rápidamente en el interior de sus nidos.

Las arañas inequitelas requieren de una estructura tridimensional, como el musgo ofrece, para construir sus telarañas. Por ello su densidad también es mayor en el musgo que en la hojarasca. *Pholcomma gibbum* es la única especie del gremio con representación reseñable en el musgo saxícola. Se trata de una especie que no tiene problemas en colonizar los bosques centroeuropeos más secos e incluso abundar en medios más xerófilos como sistemas dunares (HÄNGGI et al., 1995).

Por otro lado, las arañas tapitelas son las únicas cuya densidad no aumenta en el musgo, siendo las dominantes en la hojarasca. Ninguna de las especies de este gremio se encuentra entre la araneofauna característica del medio muscinal. Todo el gremio está formado por arañas de la familia linífidos. La conocida preferencia de estas arañas por

los entornos húmedos (VÄISÄNEN & BISTRÖM, 1990) explica su escaso éxito en el musgo saxícola. En cambio, en los musgos desarrollados sobre suelos húmedos en el norte de Europa estas arañas suponen el 80 % de los individuos, siendo la familia dominante de arañas (WAALER, 1971, 1972; HAUGE, 1998). Para evitar la desecación, estas arañas son proporcionalmente más activas por la noche en verano que en invierno (WILLIAMS, 1962). El ejemplo más claro es el de *Microneta viaria*, especie considerada moderadamente higrófila, que aunque no es muy exigente en cuanto a la humedad se refiere, no soporta los entornos secos. La dominancia de las arañas tapitelas en la hojarasca se debe a la ausencia de los otros gremios y a su condición críptica conferida por su escaso tamaño y hábitos sedentarios.

Aunque las arañas imbutitelas aumentan su número en el musgo, las dos especies más abundantes, *Malthonica lusitanica* y *Chorizomma subterraneum*, presentan tendencias contrapuestas. *Malthonica lusitanica* coloniza bien los dos microhábitats. Se trata de una especie de preferencias silvícolas, que abunda sobre todo en bosques de pinos y abetos en un amplio rango de altitud (BARRIENTOS, 1985b). El único representante de los dictínidos, *Chorizomma subterraneum*, presenta mayor densidad en la hojarasca que en el musgo. Esta situación se da porque *Chorizomma subterraneum* es una araña troglófila (RIBERA, 1980), cuya población se reparte entre el medio hipógeo y la hojarasca principalmente. Se trata de una especie estenotopa que vive en estrechos márgenes de temperatura y que necesita humedad (BARRIENTOS, 1985b). Por ello, las condiciones más termofluotantes y xerófilas del musgo petrófilo (BONNET et al, 1975) no son las más adecuadas para el asentamiento de *Chorizomma subterraneum*, aunque sí para *Malthonica lusitanica*, que al ser de requerimientos ecológicos menos exigentes, es una especie más euritopa.

La presencia de un individuo de arañas orbitelas, *Metellina segmentata* en las muestras de musgo, es un hecho accidental. Esta especie aprovecha el musgo de las rocas altas como punto de anclaje para el sostenimiento de su telaraña. Al retirar el musgo es más que posible que la rotura de la telaraña desequilibrase a su moradora que caería en la muestra.

Destaca la escasa representación de las arañas tapitelas (grupo conformado sólo por la familia Linyphiidae) en el ambiente epigeo, tanto en riqueza específica como en densidad y actividad en los encinares cantábricos respecto a los bosques centroeuropeos, donde son la familia dominante (BLANDIN et al., 1980). Los litosuelos calizos sobre los que se desarrollan los encinares cantábricos y su situación en las laderas sometidas a condiciones de mayor insolación y menor pluviosidad provocan condiciones de xericidad edáfica a las que son sensibles los linífidos (JOCQUÉ, 1984), muy poco representados en medios xéricos (ALMQUIST, 1971; PARASCHI, 1990; KOMPOSCH, 1997). Este factor limita sus poblaciones, perdiendo así el encinar varias especies respecto a otros bosques europeos (BLANDIN et al., 1980; BLANDIN et al., 1985), situación en acuerdo con la disminución generalizada de la diversidad de linífidos en el sur de Europa (JOCQUÉ, 1984; KOPONEN, 1976, 1991). Estas condiciones de sequedad, unidas a los factores biogeográficos (apartado 4.1.3.) y estructurales ya comentados, provocan que varias familias escasamente representadas en otros ecosistemas forestales europeos dominen en los encinares cantábricos: liocránidos (acosadoras), nemésidos (tubitelas), tomísidos (emboscadoras) y dictínidos (*Chorizomma*, imbutitelas).

4.2.3.4. Riqueza específica y diversidad

Atendiendo a los valores de los estimadores de la riqueza específica, se han capturado entre el 70 y el 80 % de las especies presentes en el ambiente epigeo. Las curvas de las funciones de acumulación presentan mayores pendientes en el caso de las trampas de intercepción. Gracias a la gran actividad que presentan las arañas al menos durante ciertas épocas del año, estas trampas capturan especies procedentes de varios microhábitats (EDWARDS, 1997). Así, además de especies procedentes de la hojarasca o el musgo saxícola, aparecen otras que habitan en madrigueras como *Atypus affinis* y *Nemesia simoni*, las cuales sólo se han recogido con este método de muestreo. Otras arañas como *Tenuiphantes flavipes* y *Tenuiphantes zimmermanni* instalan sus telarañas entre la vegetación a escasos centímetros de la superficie del suelo (JOCQUÉ, 1973). También se capturan especies lapidícolas, como las arañas del género *Zelotes*, y procedentes del medio hipógeo como *Troglohyphantes furcifer*. Pero son los habitantes ocasionales procedentes de un hábitat contiguo (difícil de precisar con los datos obtenidos) o de otros ambientes forestales (*Zilla diodia*, *Dipoena melanogaster*, *Cheiracanthium mildei*, etc.) los que provocan que haya numerosas especies representadas en una muestra o por un individuo, disparando la pendiente de las curvas de los estimadores.

Aplicando la metodología de embudos Berlese sucede lo contrario. Se trata de muestras instantáneas recogidas siempre en un mismo tipo de microhábitat (DE KEER et al., 1989). Así es más difícil la contaminación de las muestras por especies procedentes de otros medios. El resultado es la captura de un menor número de especies total y de aquellas representadas en una sola muestra o por un solo ejemplar. Por tanto, se obtiene un mejor ajuste de los estimadores de riqueza específica a los datos obtenidos.

A pesar de que CODDINGTON et al. (1991) estiman que una intensidad de muestreo menor de 10 no refleja un inventario completo, los datos obtenidos apuntan en sentido contrario, pues el mayor rendimiento se da en el caso de la muestra de hojarasca (con la menor intensidad de muestreo: 4,9) y el menor en la de las trampas de intercepción, que poseen el mayor valor de intensidad de muestreo (18,54). Por tanto, como se ha argumentado en los párrafos anteriores, el modo en que cada tipo de método de muestreo selecciona las capturas parece ser un factor más importante que la intensidad del muestreo.

El musgo saxícola representa un medio homogéneo, que oferta poca variedad de nichos ecológicos para las arañas. Donde además, el rigor microclimático, sobre todo la baja humedad, afecta de forma importante a la araneocenosis, variable reconocida de gran importancia en la distribución y diversidad de las arañas (HUHTA, 1971; AKIMTSEVA, 1979; BAEHR, 1985; KLIMES, 1987; LUCZAK, 1991; BONTE et al., 2002). De ahí, la escasez de especies de dominancia intermedia, muchas poco abundantes y tan sólo 5 que verdaderamente dominan en el medio muscícola. Como se ha visto anteriormente (apartado 4.2.3.2.), estas últimas, dentro de un clima templado, son de tendencias xerófilas o euritopas.

La hojarasca es un medio más heterogéneo, de condiciones que varían según la parcela del terreno que se observe. Entre estas variaciones según la zona destacan: la profundidad de la hojarasca, la profundidad del suelo, el acúmulo de materia orgánica, la cercanía a otros microhábitats como penachos de hierba y arbustos, rocas y medio

hipógeo, troncos y raíces de árboles, etc. Por tanto, hay una mayor oferta de nichos, lo que se traduce en una mayor equirepresentatividad de las especies de alta abundancia y de dominancia intermedia, reduciéndose la proporción de especies muy abundantes. Ello provoca la pendiente más acusada en la curva de rarefacción.

La diferencia de heterogeneidad entre ambos microhábitats explica la mayor equitatividad que presenta la araneocenosis de la hojarasca, pero no su menor riqueza específica.

El musgo presenta una gran cantidad de habitantes ocasionales. En algunos casos se trata de presencias accidentales de especies que indudablemente proceden de otros microhábitats, como es el caso de *Chorizomma subterraneum* (medio hipógeo y hojarasca), *Metellina segmentata* (estratos arbustivo y escandente), *Paiduscura pallens* (estrato escandente), *Textrix denticulata* y *Tegenaria picta* (oquedades y fisuras de rocas) etc. La mayoría de las especies se encuentran de paso, ya sea por que buscan refugio para descansar (arañas errantes acosadoras) o por que exploran el terreno durante su actividad cazadora (*Saitis barbipes*). Se observa entonces, que el musgo, al crecer sobre rocas que llegan a aflorar hasta más de 1 m de altura supone un lugar en el que se solapan al menos de forma temporal las comunidades de los estratos epigeo y aéreos del bosque. Por esta razón, las estimas de riqueza específica son más elevadas en este microhábitat.

Es pues, esta explotación de forma ocasional de los recursos que ofrece el medio muscícola-saxícola, la responsable de que se haya encontrado un mayor número de especies en el mismo. Si bien, en el cómputo total su diversidad es menor, tal y como ya ha sido observado para otros grupos de invertebrados (WALLWORK, 1976).

Las diferencias comentadas son las responsables de que tanto la hojarasca como el musgo posean araneocenosis diferentes tanto cualitativa como cuantitativamente, como lo muestran los coeficientes de similitud.

4.2.3.5. Dinámicas estacionales

La actividad de individuos maduros durante todo el año tiene lugar gracias a la abundancia de especies euricronas. Así, la predominancia de las especies euricronas de todo el año como *Lepthyphantes cernuus*, *Tenuiphantes flavipes*, *T. zimmermanni* y *Centromerus albidus* y de periodos húmedos como *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum* y *Scotina celans* provoca que, incluso en la primera parte del invierno, la actividad en el ambiente epigeo sea alta. Pero la ausencia de la mayoría de las especies (estenocronas de primavera y verano) provoca que estas especies dominen y se den valores bajos de diversidad. En invierno, las bajas temperaturas inhiben la actividad de las arañas (PEARSON & WHITE, 1964; KOPONEN, 1974; HONEK, 1988) y el comienzo de primavera, época reproductora con la consiguiente presencia casi exclusiva de supervivientes al invierno ya maduros, explican los mínimos de actividad y densidad en la hojarasca durante esta fase del año. En primavera se da la coincidencia del periodo reproductor de varias especies sin dominancia clara por parte de ninguna de ellas, por tanto esta es la época de mayor diversidad, cuyo punto álgido se da en mayo. En verano, a la presencia de adultos, se van uniendo juveniles procedentes de las primeras puestas primaverales, aumentando así la actividad y la densidad de arañas en la hojarasca. La diversidad decae un poco, aunque manteniendo valores altos, por la desaparición de

especies estenocronas de primavera y la abundancia de ciertas especies euricronas como *Tenuiphantes flavipes*, *T. zimmermanni* y *Malthonica lusitanica*. A finales de verano, la aparición de juveniles por eclosión de puestas primaverales junto a la cópula tardía de las estenocronas de verano y el principio de la aparición de las estenocronas de otoño provoca el segundo pico de diversidad del año. La presencia de juveniles es máxima en otoño, alcanzándose la mayor densidad de arañas en la hojarasca. La máxima actividad otoñal se debe a la coincidencia del máximo reproductor de algunas especies euricronas de periodos húmedos (*Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum*) a la que se suma la presencia de algunas euricronas de periodos cálidos como *Malthonica lusitanica* y *Episinus maculipes* (juveniles). La gran abundancia de estas especies, es responsable del mínimo valor de equitatividad del año, aunque el número de especies se mantenga alto por la presencia de juveniles en fase dispersiva. Durante el invierno ya no eclosionan más puestas, por tanto la densidad de arañas va disminuyendo por mortalidad natural.

En la hojarasca, el alto número de especies en otoño y finales de verano y los bajos valores durante el resto del año se deben al gran volumen muestral obtenido en el primer caso y viceversa. La variación de la densidad a lo largo del ciclo anual sigue una dinámica similar a la de otros bosques europeos, con gran abundancia de individuos juveniles en verano y mínimos en primavera (TURNBULL, 1960; BLANDIN et al., 1980; STERNBERGS, 1995).

Las variaciones de densidad en el musgo saxícola son menos acusadas debido a la presencia constante de 4 especies que suponen el 68,12 % de la muestra, tanto identificada como no: *Scotina celans*, *Harpactea hombergi*, *Ozyptila blackwalli*, y *Malthonica lusitanica*. La primera es euricrona de periodos húmedos, la segunda de todo el año y las restantes de cálidos. La presencia de estas especies asegura una alta densidad de arañas en este microhábitat durante todo el año. En cuanto a la diversidad, el pico otoñal tiene lugar por la colonización de linífidos que aprovechan este periodo húmedo. El rigor del invierno, acompañado por el mayor descenso de temperaturas en este ambiente saxícola (BONNET et al., 1975) con el consiguiente reposo invernal de varias especies en otros medios forestales, producen una caída de la riqueza específica en esta época. La diversidad vuelve a aumentar con la llegada de condiciones más favorables en primavera. En verano disminuye por la desaparición de los linífidos por sequedad y el desplazamiento de varias especies a estratos de vegetación más altos (*Clubiona comta*, *Textrix denticulata*, etc.).

Las especies estenocronas de primavera y verano son las más numerosas, al igual que sucede en la Europa Central (SCHAEFER, 1977; BAERT & KEKENBOSCH, 1982; BAERT et al., 1983; SCHABERREITER, 1999). Sin embargo, la gran diferencia es el alto porcentaje de especies euricronas presentes en los encinares cantábricos respecto a otros biotopos europeos. Estas especies representan entre el 9,5 % encontrado en diversos biotopos belgas (BAERT & KEKENBOSCH, 1982), hasta el 23 % en un variado conjunto de hábitats en el norte de Alemania (SCHAEFER, 1977). Todo ello frente al 54,55 % observado para los encinares cantábricos. El clima más suave y cálido de la cornisa cantábrica parece favorecer los periodos de cópula euricronos, mayormente representados en ambientes abióticamente más estables (TRETZEL, 1954).

Esta bonanza climática se pone de manifiesto también al comparar los resultados obtenidos con las trampas de intercepción con los encontrados en sistemas forestales salmantinos (JERARDINO et al., 1988; URONES et al., 1990). En estos bosques las

fluctuaciones tanto en riqueza específica como en actividad de las especies son más marcadas, alcanzándose ambos máximos en verano, reflejo todo ello de que el principal periodo reproductor tiene lugar en esta época resultado de la predominancia de especies estenocronas. Estos autores apuntan a los rigores climáticos como los responsables de los mínimos de actividad y diversidad invernal.

Varias hipótesis apuntan a que muchas especies de arañas tienen adaptado su ciclo biológico a las épocas de aparición de sus presas (DABROWSKA-PROT & LUCZAK, 1968a; SCHAEFER, 1987; YSNEL & CANARD, 1990). Así, la bonanza climática permitiría la presencia de presas potenciales durante todo el año, lo que favorecería los ciclos euricronos en las arañas (MERRET, 1968). Como ejemplo, en el ambiente epigeo, los colémbolos forman una parte muy importante de la dieta de las arañas (NENTWIG, 1987). En clima templado, estos hexápodos alcanzan importantes densidades en invierno, permitiendo la presencia de numerosas poblaciones de arañas (HALE, 1971; POZO & MARTÍNEZ, 1983; AITCHINSON, 1987). Lamentablemente, la actividad y densidad de los colémbolos no han sido registradas en el presente estudio. Sin embargo, en los encinares del Montseny, en Cataluña, se ha observado como en las épocas de menor déficit hídrico (desde finales de otoño a principios de primavera) la mayoría de los colémbolos se acumulan en los niveles más superficiales del suelo (ANDRÉS et al., 1999). Sea como fuere, otras presas potenciales como dípteros, microcorifios y larvas de insectos se mantienen activas durante el periodo frío del año en los encinares cantábricos (Tab. XIX del Anexo). Se trata de insectos de cuerpo blando y carentes de defensas químicas, aptos para ser consumidos por arañas (NENTWIG, 1986, 1987; NYFFELER et al., 1994; KAJAK, 1995).

4.2.4. Conclusiones

-En total se han capturado 1647 individuos. Entre ellos, 1489 han sido determinados a nivel de especie y 1585 a nivel de familia. Con las trampas de intercepción se han capturado 1167 individuos, de los cuales 1094 se han identificado hasta nivel de especie y 1144 hasta nivel de familia. Las muestras de hojarasca han rendido un total de 135 individuos, de los cuales 98 se han identificado hasta nivel de especie y 117 hasta nivel de familia. A partir de las muestras de musgo saxícola se han obtenido 345 individuos, de los cuales 297 se han identificado hasta nivel de especie y 324 hasta nivel de familia.

-La densidad media anual de macroartrópodos es de 254 individuos/m² en la hojarasca y de 170 individuos/m² en el musgo saxícola. La menor densidad de macroartrópodos en el musgo saxícola se debe, por una parte, a la escasez de materia orgánica en descomposición que reduce la abundancia de grupos principalmente saprófagos como diplópodos, isópodos y numerosas larvas de insectos. Por otro lado, la mayor sequedad de este medio también limita la presencia de quilópodos, isópodos, diplópodos y arañas de la familia linífidis. Unos pocos grupos aumentan su abundancia en el musgo saxícola: los microcorifios por su resistencia a la desecación, los hemípteros por sus hábitos fitófagos y las arañas errantes nocturnas que buscan protección y refugio frente a depredadores en su reposo diurno. Los dipluros, de hábitos omnívoros, mantienen la misma densidad en ambos microhábitats.

-En general, la densidad de macroartrópodos en la hojarasca de los encinares cantábricos es menor que la de los bosques templados europeos. Varios factores, que caracterizan al encinar cantábrico, inciden en este resultado: mayor sequedad edáfica, poco espesor del horizonte de hojarasca, transición entre la capa de mantillo y el suelo

brusca o inexistente y baja calidad trófica de las hojas de la encina. Ello se traduce en condiciones microclimáticas más duras acentuadas por una menor disponibilidad de microhábitats para vivir y refugiarse, así como menor cantidad y calidad de alimento (materia orgánica en descomposición) que reduce la presencia de saprófagos y por consiguiente, de los zoófagos que se alimentan de aquellos. Estas condiciones son similares a las encontradas en los alzinares catalanes.

-Las arañas con una densidad media anual de 16,07 individuos/m², suponen el 6,32 % de la abundancia de macroartrópodos en la muestra de hojarasca, ocupando el 5º puesto en abundancia tras los himenópteros (hormigas principalmente, con el 28,56 %), isópodos (19,24 %), diplópodos (16,1 %) y quilópodos (9,46 %). Como grupo estrictamente depredador ocupan el 2º puesto tras los quilópodos. En otros bosques templados colinos ibéricos, la dominancia de las arañas es menor (0,34 %-1,51 %). Ello sugiere que la gran diversidad de arañas se traduce en una gran variedad de formas de explotar el medio que les permite medrar con mayor éxito en situaciones adversas que otros macroartrópodos. Para comprobar esta hipótesis, sería conveniente comprobar las diferencias en cuanto a composición específica entre diferentes tipos de bosques.

-En el musgo saxícola, las arañas, con una densidad de 57,05 individuos/m², son el grupo de dominante de macroartrópodos, suponiendo el 33,69 % de la muestra. Otros grupos de gran importancia son los microcorifios (12,5 %), isópodos (12,5 %) y diplópodos (12,3 %). Esta situación no se da en las muestras de musgo saxícola de la cordillera Cantábrica y Pirineos, donde las arañas, con una densidad de 21,4 individuos/m² son un componente minoritario (3,2 %) de la macroartropodofauna. Sin embargo, estas referencias proceden de tan sólo 4 muestras de 350 cc, lo que impide una comparación profunda de los resultados. Aunando el esfuerzo de ambos trabajos, lo que sí concuerda es la presencia abundante y habitual de miriápodos, isópodos y microcorifios.

-Todos los grupos de macroartrópodos se distribuyen en agregados. Esta situación es reflejo de la distribución también agregada de los recursos alimenticios y condiciones microclimáticas favorables al asentamiento de los macroartrópodos.

-6 especies son las más activas en el ambiente epigeo: *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica*, *Scotina celans*, *Tenuiphantes zimmermanni* y *Tenuiphantes flavipes*. En la hojarasca, las especies más abundantes son 5: *Ozyptila blackwalli*, *Malthonica lusitanica*, *Chorizomma subterraneum*, *Scotina celans* y *Dysdera fuscipes*. En el musgo saxícola predominan 5 especies: *Scotina celans*, *Ozyptila blackwalli*, *Harpactea hombergi*, *Malthonica lusitanica* y *Neon robustus*. Con los escasos conocimientos actuales, se obtiene que la araneofauna asociada al encinar cantábrico muestra una gran singularidad respecto a los bosques centroeuropeos e ibéricos, a excepción de los sistemas forestales de San Juan de la Peña en Jaca (Huesca), donde se encuentran varias similitudes. De los bosques prospectados hasta el momento en Europa, los encinares cantábricos parecen mostrar el óptimo para las siguientes especies: *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum*, *Dysdera fuscipes* y *Ozyptila blackwalli*.

-A nivel cualitativo, predominan las especies de distribución geográfica amplia (74,24 %). Siendo la mayoría de ellas de ecotipo forestal mesoxerófilo o xerófilo. Entre ellas, destaca el elemento europeo-eurosiberiano (43,94 %). Cuantitativamente, la actividad

de las arañas está dominada por el elemento europeo-eurosiberiano (31,99 %), seguido de los endemismos ibéricos (26,87 %) y las especies sudoesteuropeas (23,13 %). Sin embargo, en la hojarasca predominan los elementos paleártico (32,65 %), europeo.eurosiberiano (25,51 %) y endémico ibérico (24,49 %). En el musgo saxícola el predominio corresponde a las especies europeo-eurosiberianas (60,94 %), ocupando las paleárticas el segundo lugar (24,58 %).

-Cualitativamente, las especies tejedoras de telarañas dominan en el ambiente epigeo, suponiendo el 69,7 % del total. El gremio más diversificado es el de las tapitelas (36,36 %). Cuantitativamente, la actividad en el ambiente epigeo está dominada por las arañas imbutitelas (27,19 %), tapitelas (27,1 %), tubitelas (21,15 %) y acosadoras (17,4 %). En la hojarasca predominan las tapitelas (29,91 %), emboscadoras (25,64 %), imbutitelas (23,08 %) y acosadoras (15,38 %). En el musgo saxícola dominan claramente las acosadoras (49,69 %), seguidas por emboscadoras (21,6 %) e imbutitelas (12,65 %). Estas diferencias se deben principalmente a las características más termofluctuantes del musgo saxícola, que permite el cambio de posición a condiciones microclimáticas más favorables dentro del mismo a las arañas errantes, limitando la colonización de especies tejedoras, perjudicadas por su menor movilidad. Las condiciones xéricas del musgo saxícola impiden el asentamiento de las arañas tapitelas, representadas exclusivamente por la familia linífidis. El manto protector que supone el estrato muscinal frente a predadores y la menor densidad en el mismo de otros artrópodos depredadores errantes como los quilópodos es otro factor que facilita la presencia de arañas errantes. Por las mismas razones de defensa, en la hojarasca sólo prosperan efectivamente las estrategias de caza basadas en la estaticidad (tejedoras y errantes emboscadoras). Para comprobar cuál de estos factores es el de mayor influencia en la distribución de las arañas en la hojarasca y en el musgo saxícola, sería conveniente realizar investigaciones más avanzadas.

-Los estimadores de riqueza específica y las curvas de acumulación de especies con el esfuerzo de muestreo indican una clara subestimación de la riqueza real para las muestras de las trampas de intercepción (por debajo del 71,95 % según el estimador que mejor se ajusta: ICE) y para las muestras de musgo saxícola (69,44 % según Chao 1). El inventario más completo ha sido el de las muestras de hojarasca, en las que el estimador Chao 1 indica un rendimiento del 84,75 %. La subestimación producida por las trampas de intercepción se debe a la constante captura de especies procedentes de varios microhábitats diferentes, lo que se traduce en una gran cantidad de especies representadas por un individuo o una muestra. Por tanto, es posible que estos estimadores no sean idóneos para su aplicación a las muestras de las trampas de intercepción. En cambio, las muestras de embudos Berlese, procedentes de un solo microhábitat, resultan más selectivas en cuanto a captura de especies, asintotizándose antes las curvas.

-En el ambiente epigeo se han capturado un total de 66 especies repartidas en 48 géneros y 23 familias. Con las trampas de intercepción se han capturado 59 especies, 43 géneros y 22 familias. En las muestras de hojarasca se han obtenido 20 especies, 18 géneros y 11 familias. Los resultados en el musgo saxícola han arrojado un total de 23 especies, 23 géneros y 12 familias. Las curvas de rarefacción indican mayor diversidad para las muestras de hojarasca, gracias a la presencia de un mayor número de especies de dominancia intermedia en este microhábitat. Ello se debe a que la hojarasca presenta una mayor variedad de microhábitats y unas condiciones microclimáticas más estables.

La mayor riqueza específica del musgo saxícola no es más que el resultado de especies que visitan ocasionalmente el medio. Por las mismas razones, ambos microhábitats poseen composiciones faunísticas diferentes: Coeficiente de Jaccard, 38,71 %; Sorensen cualitativo, 55,81 %; Sorensen cuantitativo, 47,58 %.

-Las condiciones microclimáticas del ambiente epigeo en los encinares cantábricos favorecen el predominio (tanto cualitativo como cuantitativo) de las especies euricronas sobre las estenocronas, al contrario de lo que sucede en la mayoría de los bosques templados europeos. Ello se debe, según las hipótesis de la bibliografía disponible, a la presencia de potenciales presas activas durante la mayor parte del año. Por ello, en todas las muestras hay presencia durante todo el ciclo anual de individuos adultos. Por lo demás, las dinámicas estacionales son similares a lo observado en los bosques templados europeos: mínimos de juveniles en primavera por ser la época favorable de cópula y máximos a finales de verano y otoño debido a la eclosión de las puestas primaverales y estivales. La mayor diferencia se da con los bosques salmantinos, en los que predominan los ciclos estenocronos de primavera y verano.

-La dinámica temporal de la diversidad, en cuanto actividad se refiere, sigue una tendencia bimodal. El máximo absoluto se da en primavera (mayo), con la aparición de las especies estenocronas de primavera y verano que se suma a las euricronas. Otro máximo relativo se da a finales de verano, donde a la actividad aún presente de las estenocronas de primavera-verano se suma la aparición de euricronas y estenocronas de otoño. Debido al rigor invernal, el mínimo se da en enero, por la sólo presencia de especies euricronas de todo el año y de periodos húmedos.

-La variación estacional de la riqueza específica sigue una dinámica distinta en la hojarasca y en el musgo saxícola. En la hojarasca, se produce un mínimo invernal prolongado hasta principios de verano debido al escaso volumen muestral extraído en estas fechas. En el musgo saxícola, el pico otoñal tiene lugar por la colonización de linífidos que aprovechan este periodo húmedo. El rigor del invierno, con el consiguiente reposo invernal de varias especies en otros medios forestales, produce una caída de la riqueza específica en esta época. Otro máximo se da en primavera por la llegada de condiciones climáticas más favorables. Y en verano se da un mínimo relativo por la desaparición de los linífidos por sequedad y el desplazamiento de varias especies a estratos de vegetación más altos.

4.3. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS DE LOS TRONCOS DE LOS ÁRBOLES

4.3. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS DE LOS TRONCOS DE LOS ÁRBOLES

4.3.1. Introducción

Los troncos de los árboles son un elemento importante del ecosistema forestal. Las cortezas presentan gran variedad de estructuras, poseen microclimas bastante peculiares e incluyen numerosos microhábitats que son aprovechados por diversos artrópodos (DAJOZ, 2000). Los troncos de los árboles sirven también de vía de comunicación entre las especies que migran desde el suelo y el mantillo forestal al dosel arbóreo a lo largo de su ciclo biológico y viceversa.

La fauna de los troncos de los árboles comprende a un heterogéneo grupo de emigrantes y residentes permanentes, principalmente microfítófagos y depredadores. Entre los habitantes más frecuentes y abundantes se encuentran arañas, ácaros, colémbolos, psocópteros, coleópteros y dípteros (NICOLAI, 1986; SCHAEFER, 1991; DAJOZ, 2000). Musgos, líquenes, algas y hongos epífitos son la principal fuente de sustento de la comunidad de invertebrados de los troncos de los árboles.

La presencia de insectos como colémbolos, dípteros y psocópteros ofrecen a las arañas una posibilidad de constante colonización de los troncos de los árboles. Entre las arañas, varias de las especies son habitantes temporales o estacionales, sea sobre o bajo la corteza de los árboles. Por estas razones se ha llegado a distinguir entre habitantes facultativos y exclusivos de las cortezas de los árboles (WUNDERLICH, 1982).

La escasez de estudios referidos a las biocenosis de los troncos de los árboles impiden precisar con exactitud la importancia de las arañas dentro de la red trófica. Sin embargo su papel como depredadores debe ser considerable debido a su diversidad y abundancia. Así, ALBERT (1976), utilizando trampas de intercepción de suelo y fotocleptos en los troncos de un hayedo alemán, encuentra que el 57 % de las especies (49 de 85) muestran preferencia por el medio corticícola. Por su parte FUNKE (1973) concluye que una de las arañas más especializadas en vivir en los troncos de los árboles, *Drapetisca socialis*, es uno de los depredadores más importantes en los bosques europeos. El descortezado de pinos en Francia ha permitido medir las densidades de arañas en los troncos de los árboles, que oscilan entre 57 y 104 individuos por metro cuadrado (MARC, 1990).

A pesar de esta importancia cuantitativa, el conocimiento de las araneocenosis de los troncos de los árboles permanece más atrasado que el de otros medios forestales como los suelos, el mantillo, los estratos herbáceo y arbustivo y el dosel arbóreo. Ello se debe a la complicación que supone muestrear de forma efectiva en este peculiar ambiente. Sin embargo, durante la década de los 90 se han realizado importantes contribuciones tanto en la descripción de las comunidades (SIMON, 1991b, WEISS, 1995; HORVÁRTH & SZINETÁR, 1998), como en su dinámica temporal (SIMON, 1991a) y estratificación (BRAUN, 1992; SIMON, 1993). Una revisión del estado de la cuestión en Europa puede encontrarse en HORVÁRTH & SZINETÁR (1998). A nivel ibérico, tan sólo los trabajos llevados a cabo en los encinares montanos del Montseny en Cataluña (BARRIENTOS et al., 1996) incluyen la captura de arañas de los troncos de los árboles.

Por todo lo anteriormente expuesto se concluye que, a pesar de su importancia en diversidad y abundancia, el conocimiento de las araneocenosis de los troncos de los árboles aún es insuficiente a escala europea, permaneciendo prácticamente sin estudiar en la península Ibérica. Por ello, se justifica el presente trabajo de descripción de la comunidad de arañas de los troncos de los encinares cantábricos en el norte peninsular.

4.3.2. Resultados

4.3.2.1. Resultados globales

Las trampas de intercepción de troncos han capturado un total de 249 individuos. 178 (71,49 %) han podido ser determinados a nivel específico y 217 (87,15 %) a nivel de familia.

Las trampas de corteza han capturado un total de 362 especímenes de los que han podido ser determinados a nivel específico 329 (90,88 %) y 346 a nivel de familia (95,58 %).

Todos estos resultados se encuentran desglosados por número de individuos machos, hembras y juveniles por jornada de muestreo y trampa en las tablas XX (trampas de intercepción) y XXI (trampas de corteza) del Anexo.

4.3.2.2. Estructura de dominancia y araneocenosis asociada

Los resultados se encuentran resumidos en la tabla XIV y figuras 24 y 25.

En total aparecen 10 especies como características de la araneocenosis de los troncos de los árboles. De ellas, 4 son comunes a las dos muestras: *Clubiona comta*, *Anyphaena accentuata*, *Labulla flahaulti* y *Textrix denticulata*. Del resto, *Episinus maculipes*, *Dipoena melanogaster*, *Theridion tinctum* y *Paiduscura pallens* son características en las muestras procedentes de las trampas de intercepción y *Cheiracanthium mildei* y *Clubiona brevipes* de las trampas de corteza.

Las 8 especies características de las trampas de intercepción suponen el 71,33 % de la muestra identificada, mientras que las 6 especies que se presentan como características de la corteza de los árboles suponen el 80,55 %.

En las trampas de corteza, las 3 especies dominantes, *Cheiracanthium mildei*, *Clubiona brevipes* y *Anyphaena accentuata* representan más de la mitad de los individuos (62,61 %). También se observa que la mitad de los individuos (50,76 %) corresponden a las dos primeras especies. Por su parte, en las trampas de intercepción de troncos, las 4 especies dominantes, *Clubiona comta*, *Episinus maculipes*, *Labulla flahaulti* y *Dipoena melanogaster*, suponen el 56,18 % del total de individuos. Entre ellas, las dos primeras especies representan un peso menor que en el caso de las trampas de corteza, totalizando el 34,83 % de la muestra.

Tabla XIV. Lista de especies y abundancias registradas en las distintas muestras del ambiente tronco. Abreviaturas: CD = caza directa casual, Do = categoría de dominancia, Ec = ecotipo, Gb = grupo biogeográfico, Ge = gremio ecológico, Np = número de estaciones en las que se presenta la especie y Tc = tipo de ciclo. Para la comprensión de los signos y abreviaturas referentes al ecotipo y categoría de dominancia, grupo biogeográfico, gremio ecológico y tipo de ciclo biológico, consultar los apartados 3.4.2., 3.4.3., 3.4.4. y 3.4.8.3., respectivamente.

Taxones	Trampas de intercepción		Trampas de corteza		CD	Np	Gb	Ge	Tc	Ec
	Ind.	Do	Ind.	Do						
Segestriidae										
<i>Segestria bavarica</i>	1	x	8	xx	-	2	E	Tt	III	sin, t
<i>Segestria senoculata</i>	2	xx	-	-	-	1	P	Tt	O	arb, c
Dysderidae										
<i>Dysdera fuscipes</i>	1	x	1	+	-	2	SE	Ae	I	(w)
<i>Harpactea hombergi</i>	1	x	3	x	1	2	E	Ae	O	(w)
Mimetidae										
<i>Ero aphana</i>	4	xx	1	+	-	4	P	Fe	III	(x) w, arb
Theridiidae										
<i>Achaearanea lunata</i>	-	-	-	-	2	1	P	It	III	(h) w, arb
<i>Achaearanea tepidarium</i>	2	xx	-	-	90	3	HC	It	III	(x) (w)
<i>Diplocephalus melanogaster</i>	19	xxxx	-	-	-	5	E	It	III	(w), arb
<i>Episinus maculipes</i>	22	xxxx	1	+	-	5	SE	It	I	¿?
<i>Pardosa pallens</i>	6	xxx	2	x	-	4	E	It	III	(x) w, arb
<i>Theridion mystaceum</i>	1	x	-	-	-	1	P	It	III	arb, c
<i>Theridion tinctum</i>	8	xxx	-	-	-	5	HC	It	III	(x) w, arb
<i>Theridion varians</i>	2	xx	-	-	1	3	HC	It	III	(x) w, arb
Linyphiidae										
<i>Centromerus albidus</i>	2	xx	-	-	-	2	E	Tat	O	¿?
<i>Drapetisca socialis</i>	4	xx	-	-	2	2	P	Tat	IV	arb, c
<i>Labulla flahaulti</i>	19	xxxx	12	xxx	1	6	SOE	Tat	IV	w
<i>Lepthyphantes bacelari</i>	-	-	1	+	-	1	EI	Tat	¿?	¿?
<i>Linyphia triangularis</i>	-	-	-	-	2	1	P	Tat	IV	(x) (w)
<i>Monocephalus castaneipes</i>	1	x	-	-	-	1	E	Tat	II	(w)
<i>Parapelecopsis nemoralis</i>	1	x	1	+	-	2	E	Tat	II	w, arb
<i>Tapinocyba mitis</i>	1	x	-	-	-	1	E	Tat	II	¿?
Tetragnathidae										
<i>Tetragnatha montana</i>	1	x	-	-	-	1	P	Ot	I	(h) w
Araneidae										
<i>Cyclosa conica</i>	2	xx	1	+	2	4	HC	Ot	III	(w), arb
<i>Nuctenea umbratica</i>	-	-	9	xx	-	4	E	Ot	I	arb, c
<i>Zilla diodia</i>	3	xx	2	x	2	6	E	Ot	III	x, arb
Agelenidae										
<i>Tegenaria inermis</i>	2	xx	2	x	-	3	EI	Imt	II	tf
<i>Tegenaria picta</i>	-	-	1	+	-	1	E	Imt	III	(x) (w)
<i>Textrix denticulata</i>	6	xxx	18	xxx	-	4	E	Imt	III	(x) w, arb, t
Dictynidae										
<i>Nigma puella</i>	1	x	-	-	-	1	SE	It	III	ep
<i>Nigma walckenaeri</i>	-	-	1	+	-	1	SE	It	IV	w, sin, t
Amaurobiidae										
<i>Amaurobius similis</i>	1	x	-	-	-	1	HC	Tt	O	(h), sin, t
Anyphaenidae										
<i>Anyphaena accentuata</i>	7	xxx	39	xxxx	-	5	E	Ae	III	(h) w, arb, t
<i>Anyphaena numida</i>	-	-	3	x	-	2	SOE	Ae	IV	w
Liocranidae										
<i>Liocranum rupicola</i>	1	x	2	x	-	1	E	Ae	III	x, arb, sin
Miturgidae										
<i>Cheiracanthium mildei</i>	5	xx	89	xxxx	-	4	SE	Ae	III	(w)?
Clubionidae										
<i>Clubiona brevipipes</i>	1	x	78	xxxx	-	6	E	Ae	III	arb, c
<i>Clubiona compta</i>	40	xxxx	29	xxx	-	5	E	Ae	III	(x) w
<i>Clubiona terrestris</i>	-	-	1	x	-	1	E	Ae	III	(x) (w)
Philodromidae										
<i>Philodromus dispar</i>	1	x	10	xx	-	4	E	Ee	III	(x) w, arb, t
Thomisidae										
<i>Ozyptila blackwalli</i>	1	x	-	-	-	1	P	Ee	I	(x)
<i>Tmarus stellio</i>	1	x	-	-	-	1	SE	Ee	¿?	¿?
<i>Xysticus lanio</i>	1	x	-	-	-	1	P	Ee	III	(h) w, arb
Salticidae										
<i>Macaroeris nidicolens</i>	1	x	-	-	-	1	SE	Fe	III	arb
<i>Neon robustus</i>	1	x	8	xx	-	3	E	Fe	III	t
<i>Saitis barbipes</i>	4	xx	6	xx	-	5	SE	Fe	I	x?
<i>Salticus zebraneus</i>	1	x	-	-	-	1	P	Fe	III	arb, c

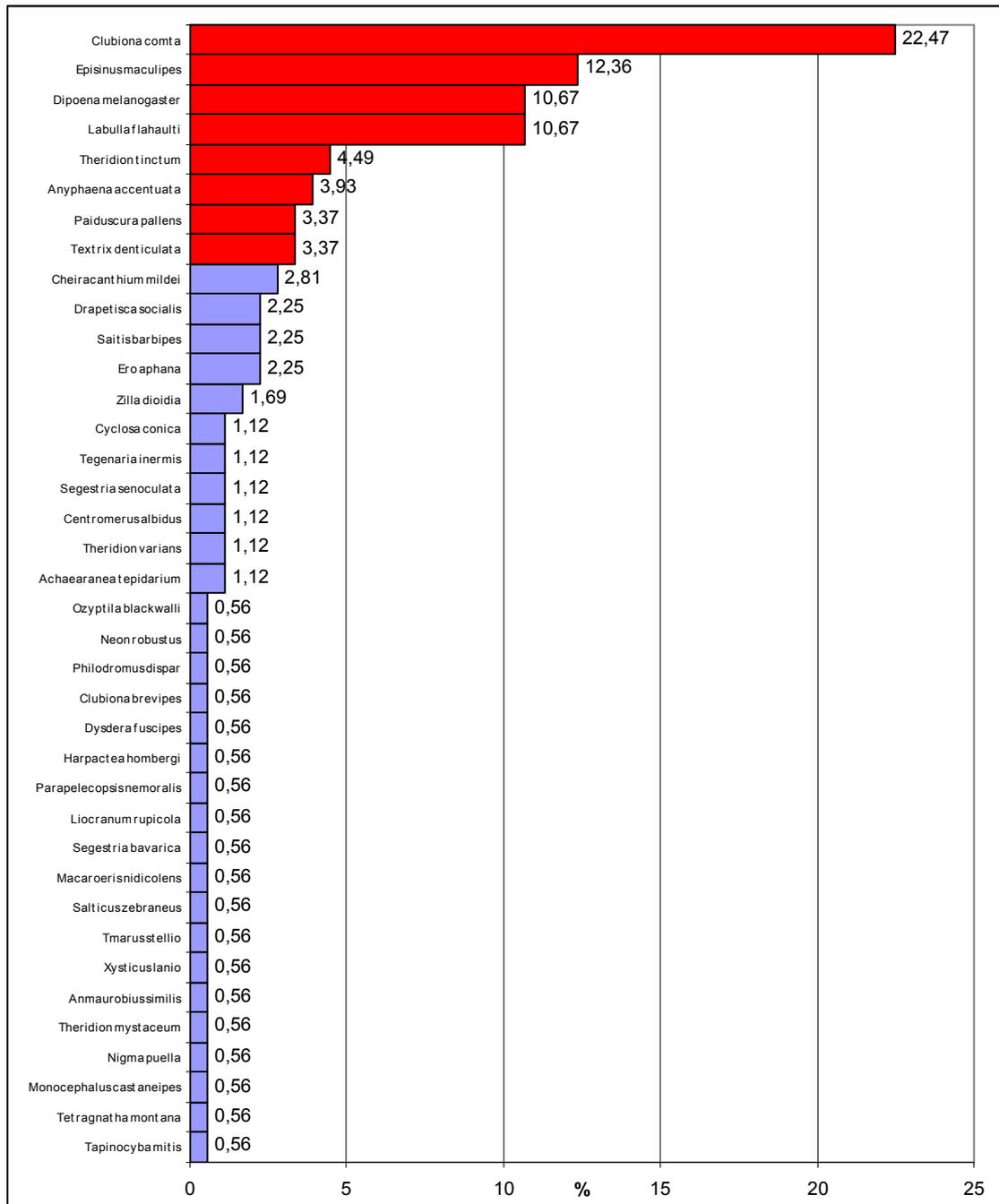


Figura 24. Abundancias relativas, presentadas en orden descendente, de las especies capturadas mediante las trampas de intercepción de troncos. En rojo se señalan las especies asociadas a la muestra.

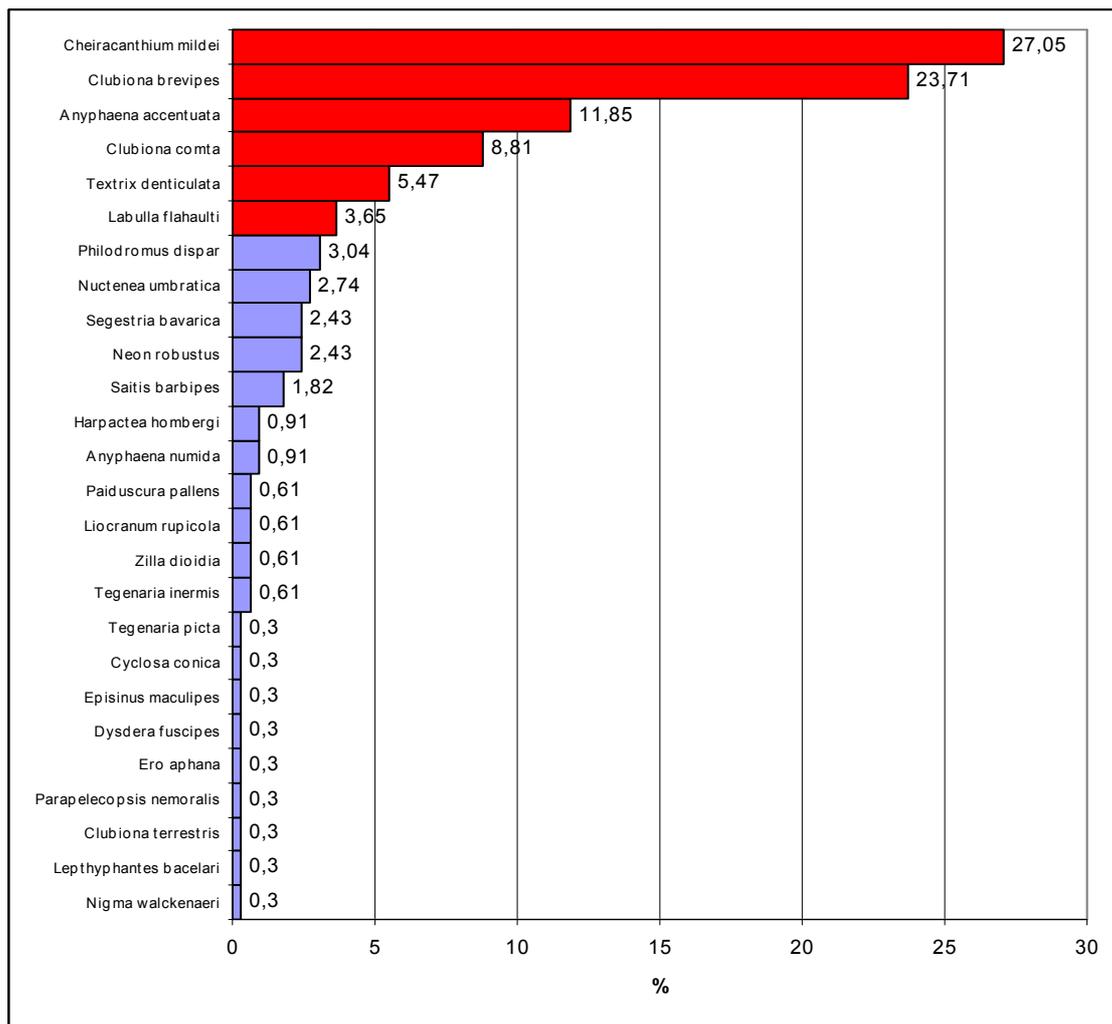


Figura 25. Abundancias relativas, presentadas en orden descendente, de las especies capturadas mediante las trampas de corteza. En rojo se señalan las especies asociadas a la muestra.

Por último, cabe señalar la presencia de otras 10 especies, que aunque aparecen en menor abundancia, se presentan siempre en 3 o más estaciones de muestreo: *Philodromus dispar*, *Nuctenea umbratica*, *Saitis barbipes*, *Zilla diodia*, *Cyclosa conica*, *Ero aphana*, *Neon robustus*, *Achaearanea tepidarium*, *Theridion varians* y *Tegenaria inermis*.

La gran captura de ejemplares de *Achaearanea tepidarium* mediante caza directa se debe a la procedencia de 89 ejemplares de una telaraña ocupada por una hembra con sus 88 crías.

4.3.2.3. Interés faunístico

Los resultados se encuentran resumidos en la tabla XV y figura 26.

Globalmente, en los troncos de los árboles la mayor parte de las especies son de amplia distribución geográfica: un total de 34 que representan el 73,91 %. Las especies europeo-eurosiberianas son las que predominan, seguidas de las paleárticas y las sureuropeas. Cabe señalar la presencia de dos endemismos ibéricos: *Tegenaria inermis* y *Lepthyphantes bacelari*.

Tabla XV. Riqueza específica y abundancia de cada uno de los grupos biogeográficos en los troncos de los árboles.

ELEMENTO BIOGEOGRÁFICO	TOTAL TRONCOS	TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN		TRAMPAS DE CORTEZA	
	Nº Especies	Nº Especies	Nº Individuos	Nº Especies	Nº Individuos
Holártico-Cosmopolita	5	5	15	1	1
Paleártico	10	8	15	1	1
Europeo-Eurosiberiano	19	16	92	15	211
Sureuropeo	8	7	35	5	98
Sudoesteuropeo	2	1	19	2	15
Endemismos	2	1	2	2	3
TOTAL	46	38	178	26	329

Analizando las muestras de forma cuantitativa, la predominancia del elemento europeo-eurosiberiano se mantiene, totalizando más de la mitad de los individuos en ambas muestras. Incluidas en este ámbito geográfico, destacan las siguientes especies: *Clubiona comta*, *Anyphaena accentuata*, *Clubiona brevipes*, *Tetrax denticulata*, *Dipoena melanogaster* y *Paiduscura pallens*. Esta representación es la responsable, en su mayor parte, del dominio de las especies de amplia distribución geográfica: 68,54 % en las trampas de intercepción de troncos y 64,74 % en las trampas de corteza. Sin embargo, en las dos muestras, las especies sureuropeas (*Cheiracanthium mildei*, *Episinus maculipes*, *Saitis barbipes*) y sudoesteuropeas (*Labulla flahaulti*) dominan sobre las paleárticas (destaca *Ero aphana*, aunque escasamente representada). De los restantes elementos, el holártico-cosmopolita sólo presenta como especie característica *Theridion tinctum* y entre los endemismos ibéricos, *Tegenaria inermis* aparece en la mitad de las estaciones de muestreo, aunque representada por un escaso número de individuos.

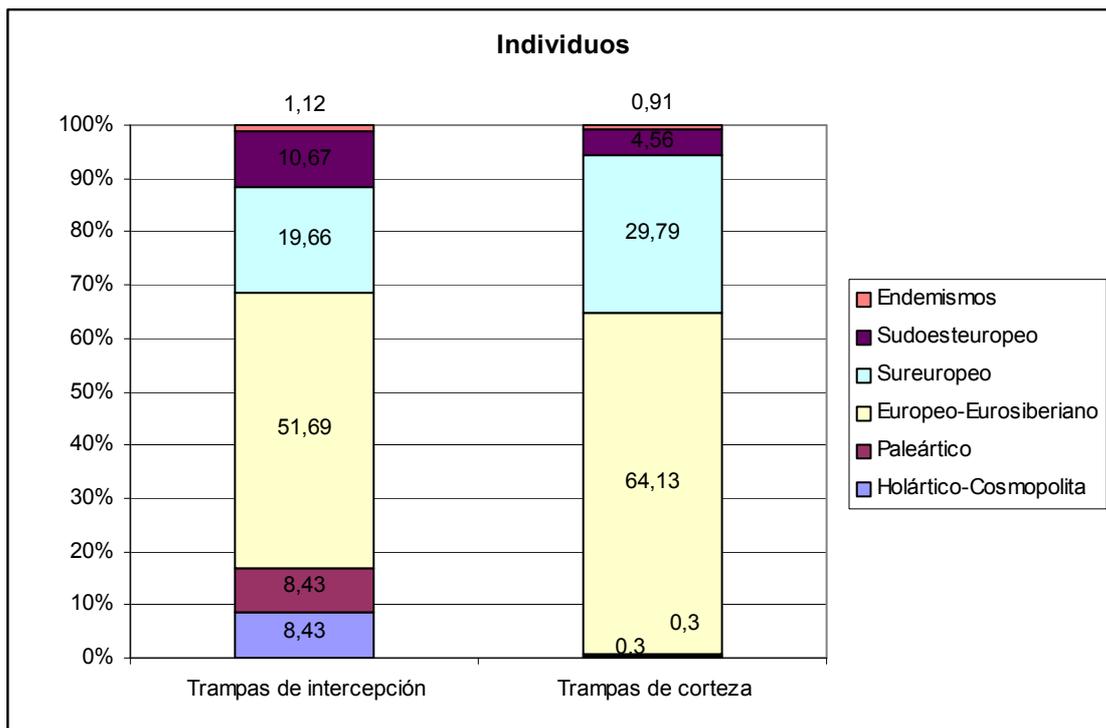
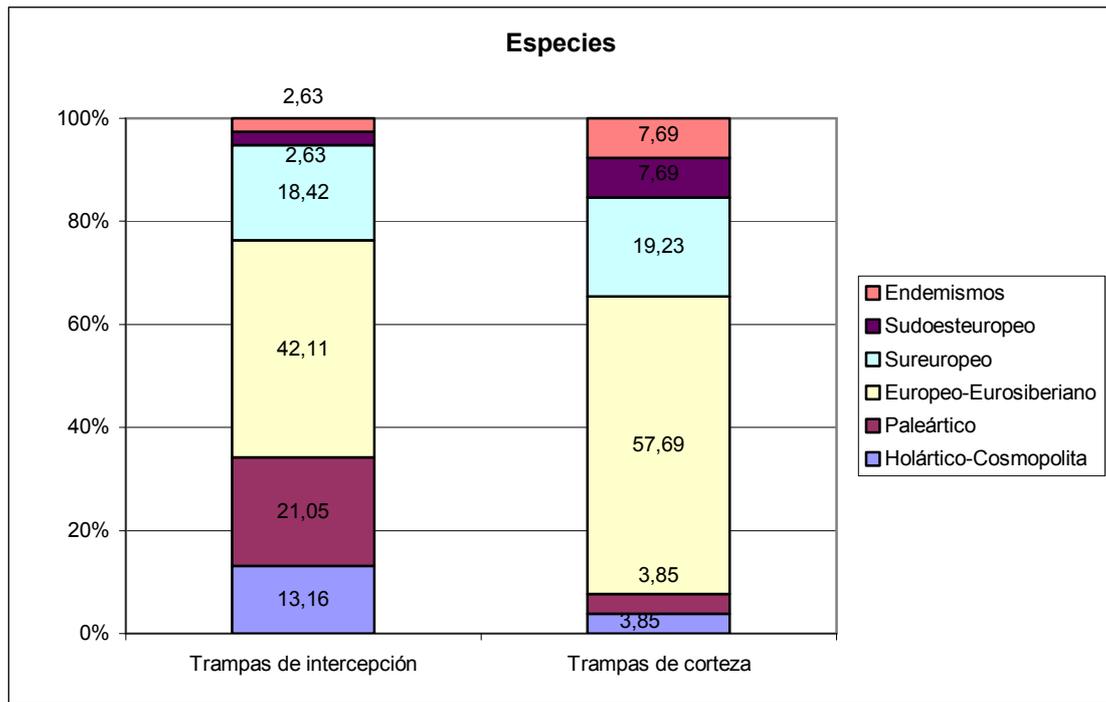


Figura 26. Proporciones de los diferentes grupos biogeográficos, tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo), en las dos muestras del ambiente tronco.

4.3.2.4. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos

Los resultados se encuentran representados en la tabla XVI y figura 27.

En número de especies, las arañas tejedoras, con 28 especies (60,87 %), predominan sobre las errantes (18 especies, 39,13 %). Tres gremios predominan sobre el resto: arañas inequitelas, errantes acosadoras y tapitelas.

Tabla XVI. Riqueza específica y abundancia de cada uno de los gremios ecológicos en los troncos de los árboles.

GREMIO ECOLÓGICO	TOTAL TRONCOS	TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN		TRAMPAS DE CORTEZA	
	Nº Especies	Nº Especies	Nº Individuos	Nº Especies	Abundancia
Errantes acosadoras	9	7	64	9	246
Errantes furtivas	5	5	11	3	15
Errantes emboscadoras	4	4	11	1	15
Tubitelas	3	3	4	1	9
Inequitelas	10	8	84	3	10
Tapitelas	8	6	29	3	16
Imbutitelas	3	2	8	3	21
Orbitelas	4	3	6	3	14
TOTAL	46	38	217	26	346

Cuantitativamente, las dos muestras presentan diferencias. Las arañas errantes dominan en las trampas de corteza (79,77 %) y las tejedoras en las trampas de intercepción (60,37 %). En las trampas de corteza la representación de las errantes acosadoras, con casi las tres cuartas partes de los individuos, destaca por encima de los demás gremios. Esta dominancia queda patente al analizar las especies características de la muestra: Las 4 más abundantes, *Cheiracanthium mildei*, *Clubiona brevipes*, *Anyphaena accentuata* y *Clubiona comta* pertenecen a este gremio, mientras que sólo *Textrix denticulata* (imbutitelas) y *Labulla flahaulti* (tapitelas) representan a otros grupos. En cambio, en las trampas de intercepción predominan las arañas inequitelas, seguidas de las errantes acosadoras y las tapitelas. Entre las primeras destacan *Episinus maculipes*, *Dipoena melanogaster*, *Theridion tinctum* y *Paiduscura pallens*, entre las segundas *Clubiona comta* y *Anyphaena accentuata* y entre las terceras *Labulla flahaulti*. Los restantes gremios no presentan especies características, si bien cabe reseñar la ocurrencia de *Nuctenea umbratica* entre las orbitelas, *Saitis barbipes*, *Neon robustus* y *Ero aphana* entre las errantes furtivas y *Philodromus dispar* entre las errantes emboscadoras.

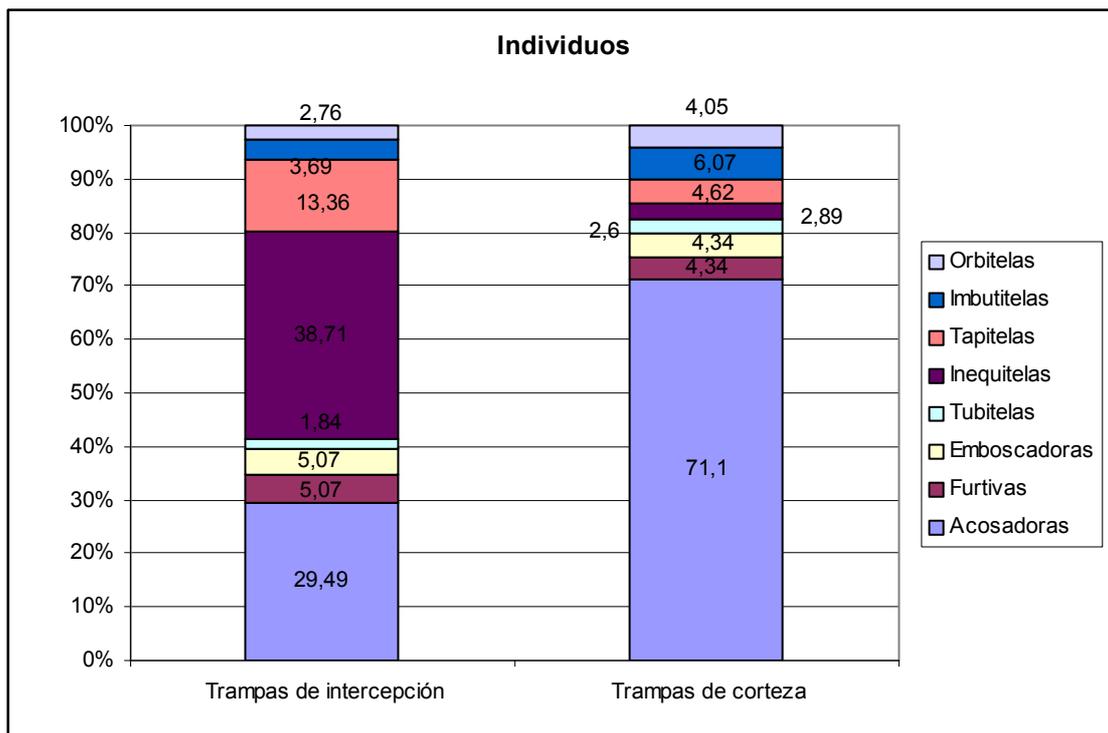
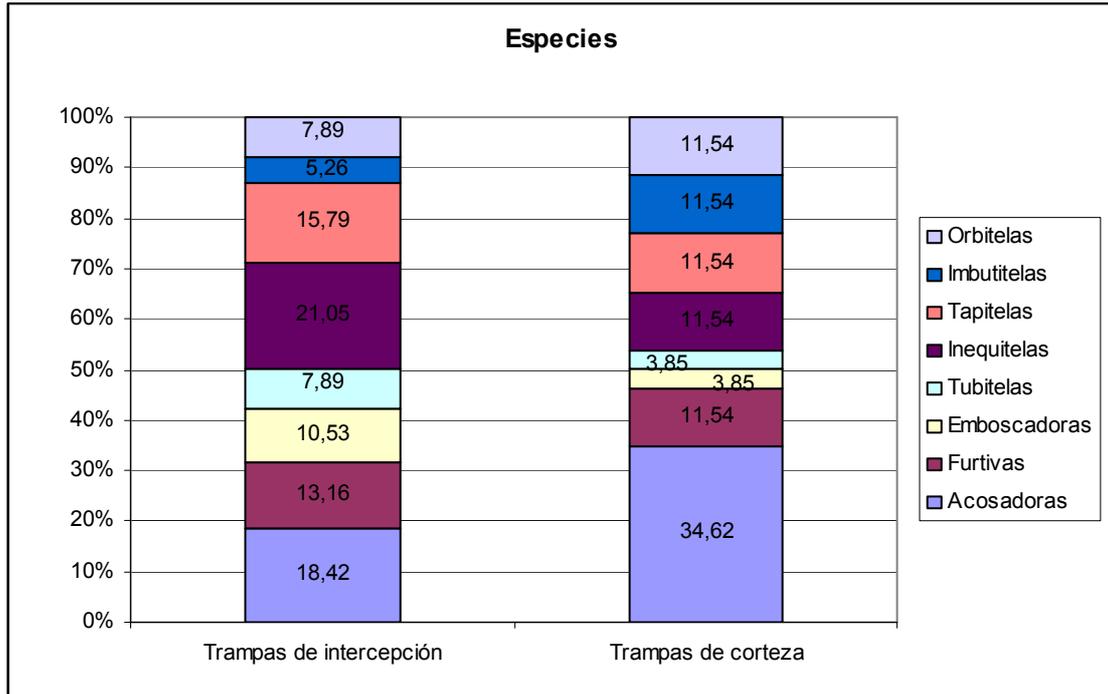


Figura 27. Proporciones de los diferentes gremios ecológicos, tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo), en las dos muestras del ambiente tronco.

4.3.2.5. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: estimación de la riqueza específica

Los resultados del número de individuos por cada especie y trampa y los resultados de las curvas de acumulación y estimadores se encuentran detallados en el Anexo: en las tablas XXII y XXIII para las trampas de intercepción y XXIV y XXV para las trampas de corteza.

Globalmente, en el ambiente tronco se han capturado 46 especies repartidas en 37 géneros y 17 familias.

En las trampas de intercepción de troncos se han capturado un total de 38 especies pertenecientes a 34 géneros y 17 familias.

En las trampas de corteza se han capturado un total de 26 especies distribuidas en 22 géneros y 14 familias.

Para la muestra de las trampas de intercepción de troncos, la curva de acumulación queda lejos de asintotizarse (Fig. 28). Lo mismo ocurre al aplicar los estimadores, indicando que el esfuerzo de muestreo ha sido insuficiente incluso para estimar el número de especies teórico. Tan sólo los estimadores Chao 1 y Chao 2 parecen detener su tendencia ascendente en la parte final de la curva. De ellos, Chao 1 queda más cerca de la curva de acumulación de especies, con un valor de 68,08 (Tab. XVII). Si se tomase este estimador como una medida aproximada del valor teórico de especies activas en los troncos de los árboles, se obtendría que tan sólo se ha capturado el 55,82 % de las especies.

Para las trampas de corteza, la curva de acumulación de especies tampoco llega a asintotizarse (Fig. 18). Lo mismo ocurre con los diferentes estimadores de riqueza empleados, indicación de que el esfuerzo de muestreo ha sido insuficiente. Los estimadores que más se aproximan a alcanzar una asíntota son Chao 1, Chao 2, ICE y Jacknife 2. Tales parámetros sitúan el número de especies teórico en 36-40 (Tab. XVII), lo que supone que se ha capturado el 65-72 % del total. Chao 1 es el estimador que mejor se ajusta, por tanto se estima que se ha capturado el 72,22 % del total de especies.

Tabla XVII. Valores de los estimadores de la riqueza específica y de la intensidad de muestreo obtenidos en las diferentes muestras del ambiente tronco.

ESTIMADORES	TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN	TRAMPAS DE CORTEZA
Estimadores de riqueza específica		
Riqueza específica	38	26
Chao 1	68,08	36
Chao 2	118,67	36,12
ACE	67,44	38,38
ICE	77,67	38,86
Jacknife 1	59,27	35,67
Jacknife 2	77,09	40,49
Bootstrap	46,44	30,29
Intensidad de muestreo	4,68	12,65

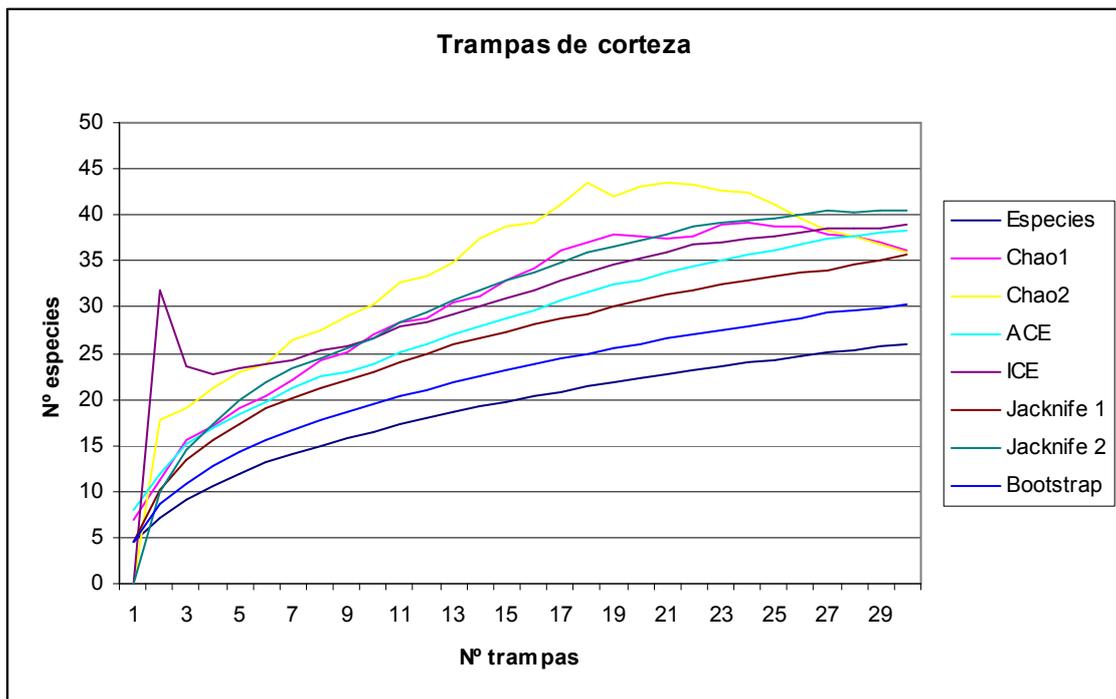
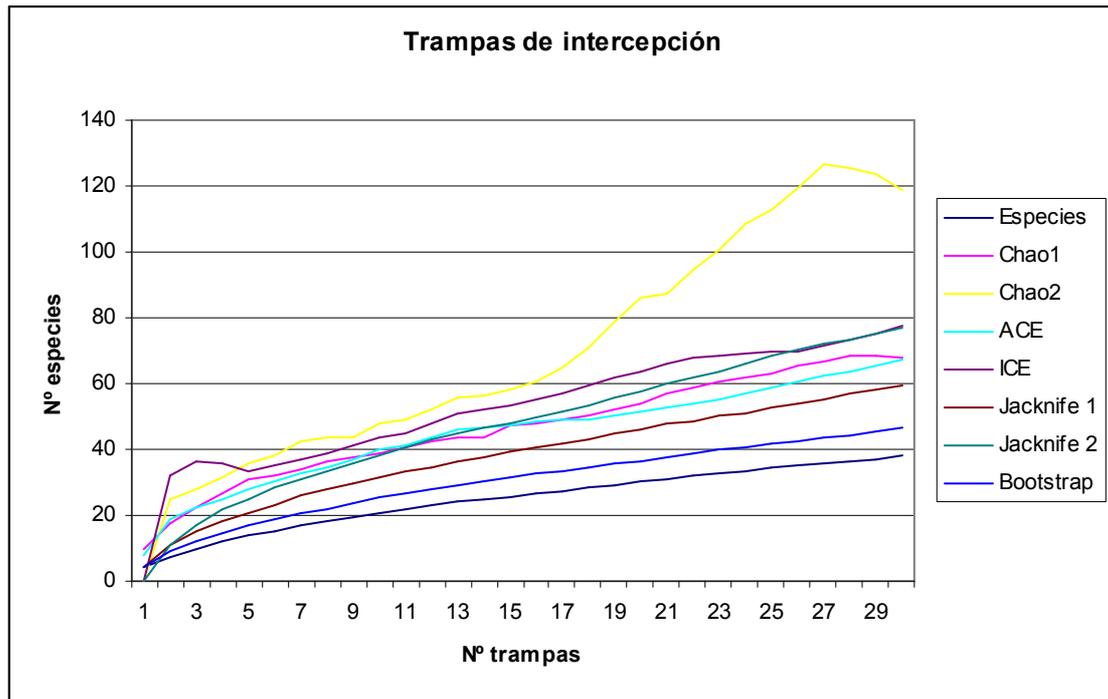


Figura 28. Curvas de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica para las muestras de las trampas de intercepción de troncos (arriba) y de las trampas de corteza (abajo).

4.3.2.6. Dinámicas estacionales

En las tablas XXVI y XXVII del Anexo se detallan las capturas por cada jornada de muestreo tanto en abundancia como diversidad y ocurrencia de machos, hembras y juveniles de las diferentes especies en las trampas de intercepción y de corteza, respectivamente.

4.3.2.6.1. Variación estacional de la abundancia (Fig. 29): En los troncos de los árboles, la actividad de las arañas abarca principalmente desde la primavera (abril) al otoño (hasta principios de noviembre). Durante este periodo se observan tres máximos relativos: uno a principios de mayo, otro a finales de julio (el mayor) y otro a principios de septiembre. Hay otro máximo de menor intensidad a principios de noviembre. Los mínimos relativos tienen lugar a finales de mayo, finales de agosto y finales de octubre. El mínimo de actividad tiene lugar en invierno, concretamente en febrero.

La densidad de arañas alcanza sus valores más bajos de principios de primavera a principios de verano. Durante este intervalo de tiempo se observan dos mínimos de 5 individuos por metro cuadrado el 10 de abril y el 5 de junio. Durante el verano y el otoño la densidad aumenta hasta alcanzar el máximo absoluto en octubre, con 67,78 individuos por metro cuadrado. A partir de este mes la abundancia vuelve a disminuir.

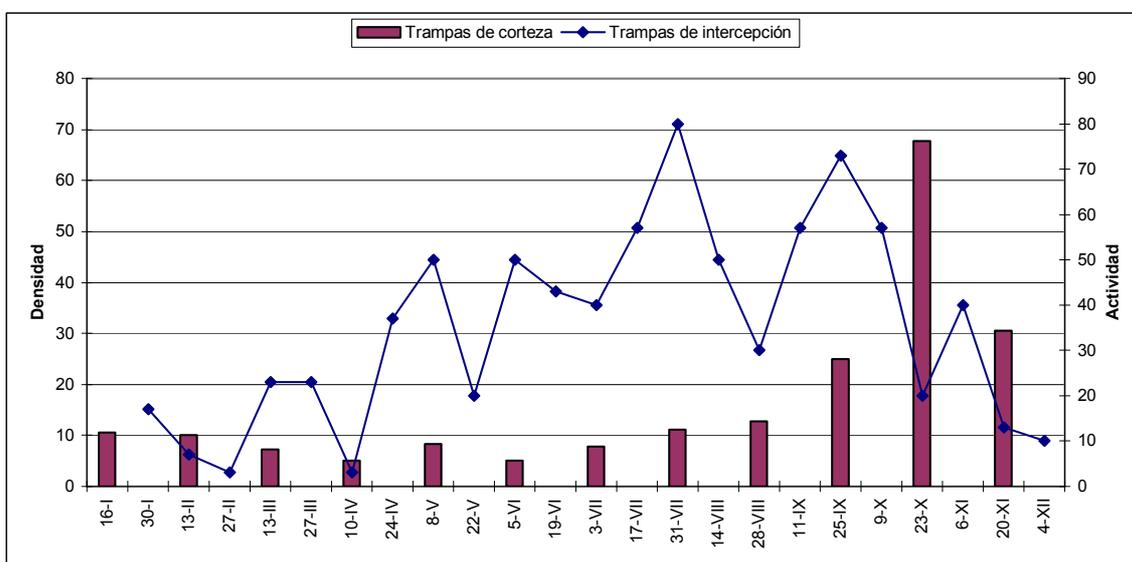


Figura 29. Variación estacional de la actividad (registrada mediante las trampas de intercepción) y de la densidad (registrada por las trampas de corteza) en el ambiente tronco.

4.3.2.6.2. Variación estacional de la diversidad (Fig. 30): En las trampas de intercepción la riqueza específica y el índice de Berger–Parker siguen dinámicas similares. Así, se observa que el máximo de diversidad, se da en primavera, a principios de junio. Por el contrario, la época de menor diversidad se da en invierno, concretamente en febrero. La riqueza específica se mantiene con sus máximos valores de junio a principios de noviembre, con diversas oscilaciones debidas, en gran parte, al escaso volumen de muestra alcanzado.

En las trampas de corteza, la riqueza específica y el índice de dominancia de Berger-Parker siguen dinámicas parecidas, excepto en otoño.

Con 10 especies, el máximo de riqueza específica tiene lugar en octubre, siendo el otoño la estación con mayores valores a este respecto. Los mínimos, con 5 especies, tienen lugar en enero y abril. Entre ellos, se da un máximo relativo de 9 especies en febrero. El número de especies se mantiene entre 7 y 6 durante la primavera y parte del verano. A finales de esta estación la riqueza específica aumenta hasta octubre.

En cambio, el índice de Berger-Parker muestra su máximo valor (6) en agosto, a partir de ahí se da un marcado descenso en otoño, alcanzándose el mínimo absoluto en octubre, con 2,196. En invierno se da también un pequeño máximo relativo en febrero y marzo. Y de abril a julio se van dando numerosos altibajos sin una tendencia clara.

4.3.2.6.3. Dinámica estacional reproductora (Fig. 31): La actividad de los juveniles tiene lugar durante todo el año, siendo máxima desde mediados de verano a principios de primavera. Entre los adultos, las hembras aparecen todo el año excepto en invierno, siendo sus periodos de actividad máximos a mediados de primavera y mediados de verano. Por último, los machos aparecen desde finales de abril a principios de septiembre, por lo que su actividad se restringe a la primavera y el verano. Su máxima actividad tiene lugar de mediados de primavera a principios del verano.

En las trampas de corteza, hay presencia de hembras y juveniles durante todo el año, mientras que los machos sólo aparecen durante 3 meses (julio a septiembre). Las hembras y los juveniles alcanzan su máxima abundancia en octubre. Sin embargo no coinciden en los mínimos, que se alcanzan en invierno para las hembras y primavera para los juveniles.

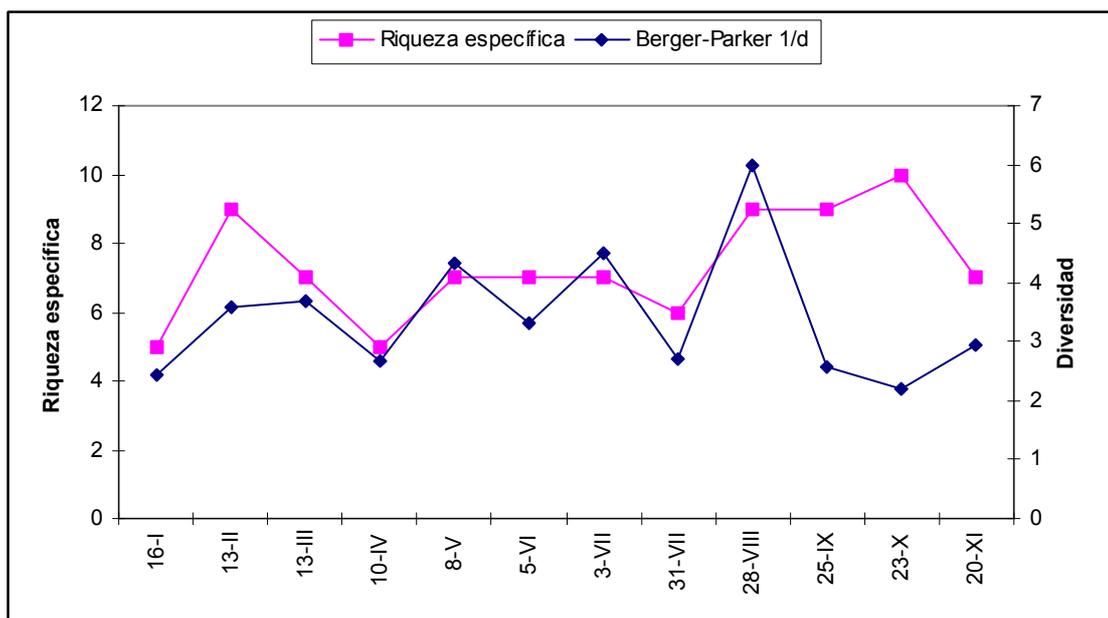
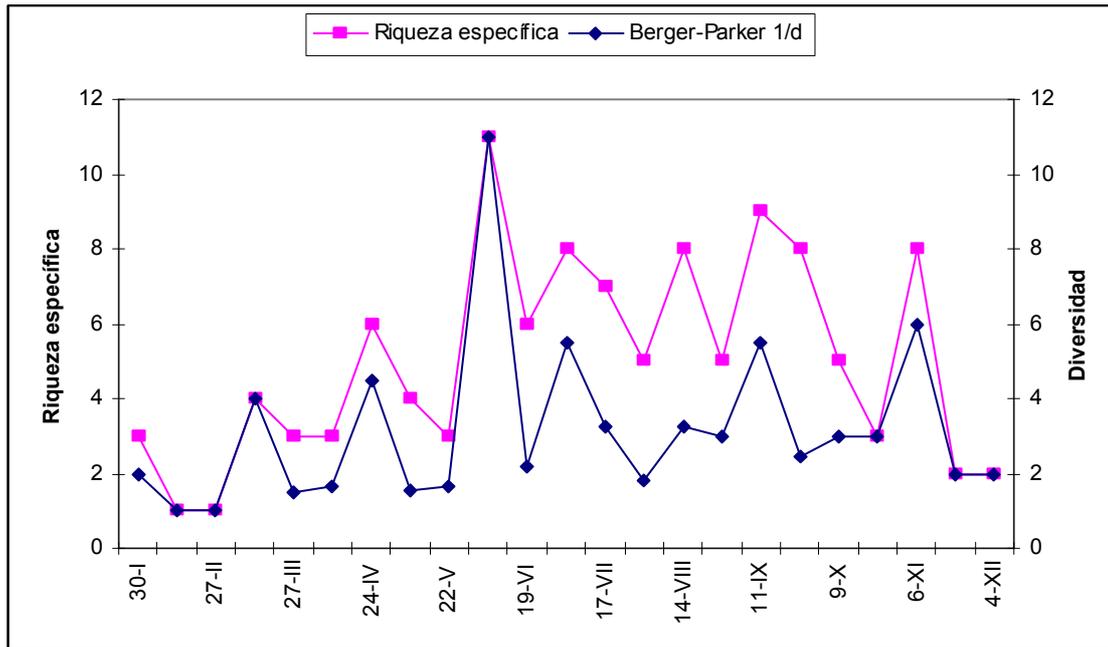


Figura 30. Variación estacional de la diversidad en el ambiente tronco, registrada mediante las trampas de intercepción (arriba) y por las trampas de corteza (abajo).

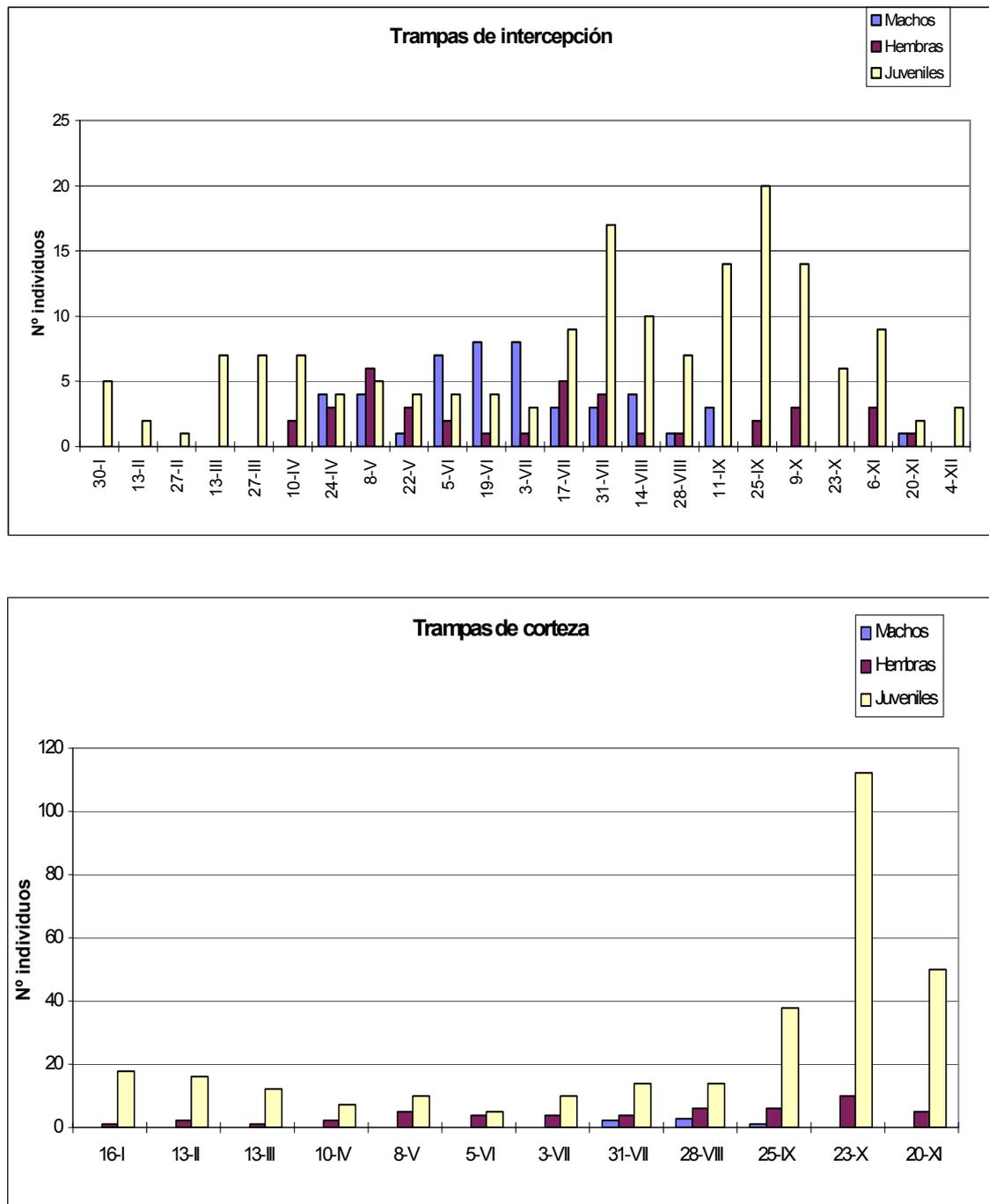


Figura 31. Actividad (arriba) y abundancia (abajo) estacionales de los individuos adultos y juveniles en el ambiente tronco.

Atendiendo al tipo de ciclo biológico (Tab. XVIII y Fig. 32), más de la mitad de las especies son estenocronas de primavera–verano, seguidas por euricronas de periodo cálido y estenocronas de otoño. Globalmente, las estenocronas, con 30 especies (65,22 %) predominan sobre las euricronas (14 especies, 30,44 %).

Analizando cuantitativamente, la predominancia de las especies estenocronas es aún mayor: 76,96 % en las trampas de intercepción y 92,7 % en las trampas de corteza. Para las euricronas, estas proporciones son 22,47 % y 6,99 % respectivamente. Las estenocronas de primavera–verano son, con clara diferencia, las más abundantes, suponiendo más de las dos terceras partes en la muestra de las trampas de intercepción y más de las cuatro quintas partes en las trampas de corteza. Entre ellas destacan las siguientes especies: *Clubiona comta*, *Clubiona brevipes*, *Cheiracanthium mildei*, *Diploana melanogaster*, *Paiduscura pallens*, *Anypphaena accentuata*, *Theridion tinctum*, *Textrix denticulata*, *Philodromus dispar* y *Neon robustus*. Entre las especies características sólo *Labulla flahaulti* (estenocrona de otoño) y *Episinus maculipes* (euricrona de periodo cálido) se presentan como excepciones a esta norma.

Tabla XVIII. Riqueza específica y abundancia de cada uno de los tipos de ciclos biológicos en los troncos de los árboles.

TIPO DE CICLO	TOTAL TRONCOS	TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN		TRAMPAS DE CORTEZA	
	Nº Especies	Nº Especies	Abundancia	Nº Especies	Abundancia
Euricronas de todo el año	4	4	6	1	3
Euricronas de periodos cálidos	6	5	29	4	17
Euricronas de periodos húmedos	4	4	5	2	3
Estenocronas de primavera-verano	25	22	114	15	289
Estenocronas de otoño	5	2	23	3	16
¿?	2	1	1	1	1
TOTAL	46	38	178	26	329

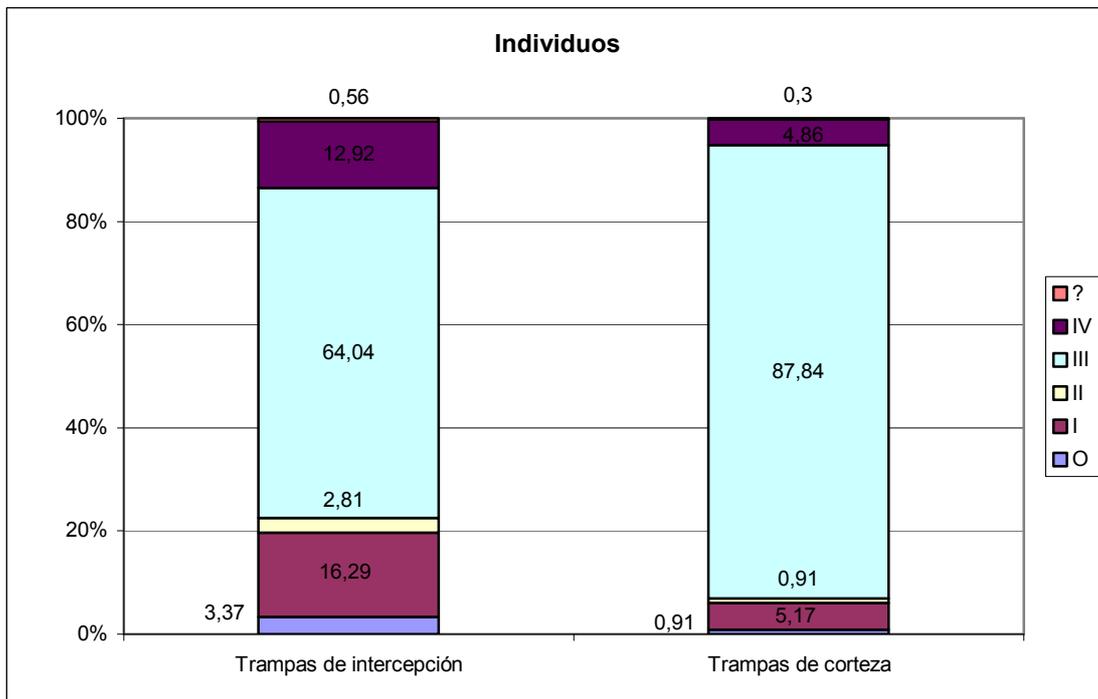
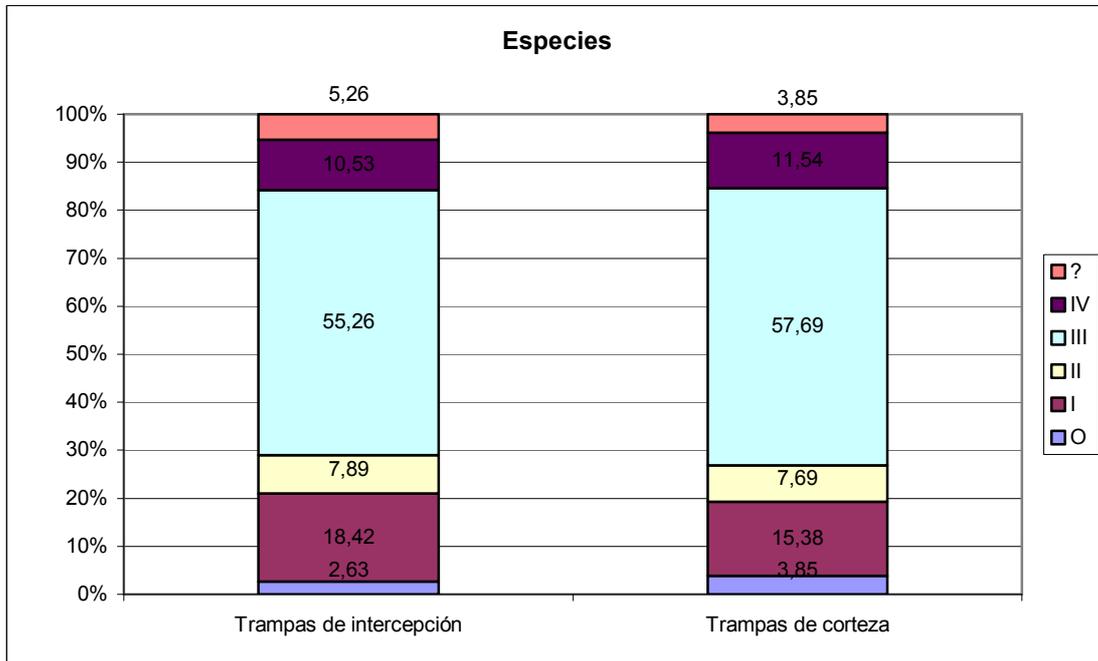


Figura 32. Proporciones de los diferentes tipos de ciclos biológicos presentadas tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo), en las dos muestras del ambiente tronco (ver apartado 3.4.8.3.).

4.3.3. Discusión

4.3.3.1. Estructura de dominancia, araneocenosis asociada e interés faunístico

En los troncos de los árboles de los encinares cantábricos predominan las especies silvícolas mesoxerófilas como *Clubiona comta*, *Theridion tinctum*, *Textrix denticulata*, *Paiduscura pallens* y *Philodromus dispar*. Otras especies bien extendidas en sistemas forestales son *Labulla flahaulti* y *Anyphaena accentuata*. También se observa una representación importante de especies termófilas: *Episinus maculipes*, *Saitis barbipes*, *Philodromus dispar*, *Anyphaena accentuata* y *Textrix denticulata*.

En pinares alemanes, durante la época cálida del año (mayo a octubre) se ha observado que a mayor altura en los troncos de los árboles la sequedad es mayor y que aunque la temperatura media de las mínimas se mantiene, la de las máximas aumenta por mayor exposición a la radiación solar (BRAUN, 1992). Por ello, las especies sureuropeas, de óptimo climático mediterráneo, como *Episinus maculipes*, *Cheiracanthium mildei* y *Saitis barbipes* se encuentran bien representadas en los troncos de los encinares cantábricos.

Entre todas las especies encontradas, sólo dos están consideradas como habitantes exclusivos de las cortezas de los árboles en Europa central, sea en su interior o sobre su superficie (WUNDERLICH, 1982): *Drapetisca socialis* y *Theridion mystaceum*. Sin embargo, ambas especies son poco abundantes en los encinares cantábricos, habiéndose encontrado la primera tan sólo en Arrasate y Ataun y la segunda en Zumaia. Otras especies habitan frecuentemente en las cortezas de los árboles pero sin vivir exclusivamente en ellas (WUNDERLICH, 1982): *Harpactea hombergi*, *Segestria senoculata*, *Segestria bavarica*, *Nuctenea umbratica* y *Liocranum rupicola*. Entre ellas, sólo *Nuctenea umbratica* aparece habitualmente en los encinares cantábricos, aunque en escasa abundancia. En total, dentro de las especies de amplia distribución, entre corticícolas y arborícolas se cuentan 23 de 34 especies, lo que supone el 67,65 %.

Entre las 10 especies características cabe destacar la presencia de 6 poco frecuentes o ausentes en los troncos de los árboles en la Europa central: *Cheiracanthium mildei*, *Episinus maculipes*, *Labulla flahaulti*, *Textrix denticulata* y *Dipoena melanogaster*. Otras especies, no características pero relativamente raras o ausentes en centroeuropa y presentes en 3 o más encinares muestreados son: *Saitis barbipes*, *Zilla diodia*, *Ero aphana* y *Tegenaria inermis*. Por tanto, los troncos de los árboles de los encinares cantábricos se diferencian de los europeos por la presencia abundante o frecuente de estas 9 especies. Sin embargo, una de ellas, *Cheiracanthium mildei*, ha sido encontrada abundantemente en trampas de corteza en Hungría, aunque en un medio antropizado (HORVÁTH & SZINETÁR, 1998), sugiriendo un refugio termófilo para la especie.

Comparando los resultados con los obtenidos en los encinares catalanes de la Sierra de l'Obac (PERERA, 1986) y el macizo de Montseny (BARRIENTOS et al., 1996) se observa que *Zilla diodia* y *Saitis barbipes* aparecen en los 3 inventarios, siendo las únicas especies que comparten los encinares cantábricos con el encinar mediterráneo investigado por Perera. Por su parte, la comparación con los encinares de la sierra de l'Obac no puede profundizarse más debido que no se muestrearon los troncos de los árboles. *Episinus maculipes*, *Dipoena melanogaster*, *Cheiracanthium mildei*, *Textrix*

denticulata y *Ero aphana* también aparecen en el Montseny, aunque con menor representación que en los encinares cantábricos. Otra diferencia es la ausencia en los encinares catalanes de *Labulla flahaulti* y *Tegenaria inermis*.

Por último, entre las especies de interés resalta la presencia de *Neon robustus*, especie hasta hace poco considerada de distribución norteeuropea (SNAZELL et al., 1999), hasta ser citada del sureste de Francia (LEDOUX et al., 1996). La escasez de datos que existen sobre esta especie puede deberse a que más de una vez ha podido ser confundida con *Neon reticulatus* (Blackwall, 1853) con la que guarda un gran parecido.

Por tanto, las diferencias analizadas permiten concluir que la araneofauna de los troncos de los encinares cantábricos contiene una comunidad distinta a la del resto de bosques europeos prospectados. Con los conocimientos actuales se observa que 6 especies alcanzan su óptimo en los encinares cantábricos: *Cheiracanthium mildei*, *Episinus maculipes*, *Labulla flahaulti*, *Textrix denticulata* y *Dipoena melanogaster*. El estudio de las arañas de las cortezas y de los troncos de los árboles es aún poco conocido, sobre todo en el sur europeo, por lo que esta afirmación debe tomarse con cautela.

4.3.3.2. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos

La combinación de los dos métodos de muestreo permite obtener datos de diferente naturaleza.

Las trampas de intercepción informan sobre la actividad de los individuos en la superficie de los troncos ya sea por actividad reproductora, de caza o de dispersión de juveniles. Como se trata de trampas de acción continua, capturan especies tanto nocturnas como diurnas indistintamente.

La predominancia de las especies errantes acosadoras en las trampas de corteza es producto, de su agregación en las mismas para reposar, pasar el invierno, ovopositar y cazar. Como los muestreos fueron realizados de día y estas especies son de actividad predominantemente nocturna, su proporción se ve favorecida frente a los otros gremios de arañas errantes, de actividad diurna principalmente. Entre las arañas tejedoras, es obvio que el interior de las trampas y por ende, de las cortezas, no es el medio adecuado para instalar telarañas laminares, orbiculares y en maraña por falta de espacio. Sin embargo, representa un buen refugio para rematar la construcción de telarañas de forma tubular y en embudo.

Las arañas errantes se desplazan por los troncos de los árboles tanto para cazar como para refugiarse en descanso habitual dentro de las cortezas como es el caso *Clubiona comta*, *Neon robustus*, *Saitis barbipes* y *Dysdera fuscipes* (aunque sólo se han capturado dos ejemplares, éstos y otros tres presentes en las trampas de corteza que se escaparon dejándose caer y escondiéndose rápidamente entre la vegetación, fueron encontrados con restos de isópodos en saquitos de seda). Otras especies pasan el invierno, principalmente en estado subadulto, guarecidas en el medio corticícola, a salvo del frío, la lluvia y los depredadores (KIRCHNER, 1987; FELTON, 1997): *Cheiracanthium mildei*, *Clubiona brevipes* y *Philodromus dispar*. También se han encontrado hembras de *Clubiona comta* y *Philodromus dispar* con sus puestas respectivas en las trampas de corteza. De la misma forma, *Anyphaena numida* y

Clubiona brevipes parecen realizar las puestas en la corteza de los árboles, tal y como sugiere la presencia de hembras grávidas en otoño.

Las arañas tejedoras se suelen desplazar por los troncos de los árboles con fines reproductivos, ya sea machos en busca de hembras para copular, hembras explorando el terreno para encontrar un lugar adecuado para ovopositar o juveniles en fases dispersivas. El ejemplo más destacable es el de los terídidos que instalan sus telarañas entre troncos próximos entre sí (género *Achaeearanea*) o en los ángulos formados por el tronco y una rama (*Episinus maculipes*, *Dipoena melanogaster*, *Theridion tinctum*, *Paiduscura pallens*). Menos abundantes, las arañas tapitelas y orbitelas también aprovechan estas estructuras para instalar sus telarañas: *Labulla flahaulti*, *Linyphia triangularis*, *Cyclosa conica*, *Zilla diodia* y *Nuctenea umbratica*. Esta última reposa por el día, en contacto con su telaraña (incompleta) mediante un hilo de aviso (observación personal), en ocasiones en el interior de las trampas de corteza. En el caso de *Labulla flahaulti*, tan sólo los individuos juveniles descansan en el interior de las cortezas, ya que los adultos utilizan las trampas como punto de anclaje de sus telarañas. *Drapetisca socialis* construye una pequeña telaraña en la superficie de los troncos. Las arañas tubitelas e imbutitelas como *Segestria bavarica* y *Textrix denticulata* realizan sus telarañas aprovechando los huecos de las trampas de corteza, prolongando su superficie de captura hacia el exterior. Algunas arañas inequitelas también pueden realizar sus puestas debajo de las cortezas de los árboles, como se ha observado para el caso de *Nigma walckenaeri*.

Destaca la escasa actividad de las arañas tapitelas (totalmente representadas por la familia linífidos) en los troncos de los árboles tanto en riqueza específica como en abundancia relativa en los encinares cantábricos respecto a los bosques centroeuropeos, donde son dominantes (ALBERT, 1976; BRAUN, 1992). La exposición de los encinares cantábricos en las laderas sometidas a condiciones de mayor insolación y menor pluviosidad provocan condiciones de xericidad a las que son sensibles los linífidos (JOCQUÉ, 1984). Este factor limita sus poblaciones, perdiendo así el encinar varias especies respecto a otros bosques europeos (ALBERT, 1976; BRAUN, 1992) y favoreciendo la dominancia de terídidos (inequitelas) y clubiónidos (acosadoras), familias generalmente bien representadas en los troncos de los sistemas forestales. Esta observación está en acuerdo con la disminución generalizada de la diversidad de linífidos en el sur de Europa (KOPONEN, 1991).

4.3.3.3. Riqueza específica

Gracias a la gran actividad que presentan las arañas al menos durante ciertas épocas del año, estas trampas capturan especies circulantes desde el ambiente epigeo (*Ozyptila blackwalli*, *Tapinocyba mitis*, etc.) o del ambiente maraña (*Cyclosa conica*, *Theridion varians*, *Paiduscura pallens*, etc.). Este hecho, unido a que el muestreo mediante trampas de corteza es instantáneo y se reduce a una pequeña área del tronco, provoca el mayor rendimiento en riqueza específica obtenido mediante las trampas de intercepción.

El diseño de muestreo no llega a registrar todas las especies presentes en los troncos de los árboles de los encinares cantábricos. Esta situación es realmente acusada en el caso de las trampas de intercepción. El rendimiento de las trampas de intercepción en cuanto a número de individuos es muy bajo, debido en parte a su pequeño tamaño y a al tipo de plástico empleado, más rugoso que el de las trampas de suelo (CASTRO, 2003). Así, el

valor de la intensidad de muestreo (Tab. XVII) queda a menos de la mitad del mínimo requerido de 10 (CODDINGTON et al., 1991). Este escaso volumen muestral no ha impedido capturar un gran número de especies, por lo que muchas de ellas se encuentran representadas tan sólo en una muestra o por un solo especimen. De ahí las curvas alejadas de tendencias asintóticas y los altos valores obtenidos por los estimadores de riqueza específica.

En las trampas de corteza se obtiene un alto rendimiento de individuos por especie. Por consiguiente, tanto las pendientes como los valores obtenidos por los estimadores son más reducidos y ajustados a los datos obtenidos. A pesar de ello las curvas no se asintotizan, aunque la intensidad de muestreo haya superado el umbral de 10.

4.3.3.4. Dinámicas estacionales

La dinámica estacional de la taxocenosis Araneae se interpreta de la siguiente manera:

En el transcurso de la primavera y principios del verano se da la máxima actividad reproductora de los individuos adultos. Durante este periodo la proporción de individuos juveniles es mínima y los adultos utilizan las trampas de corteza tanto de reposo diurno, como ocasional y de lugar de puesta. Ello explica que durante esta época se den altos valores de actividad y muy bajos de densidad. De esta manera, se encuentran pocas especies en las trampas de corteza y muchas en las trampas de intercepción, en las que se alcanzan los máximos de diversidad.

A finales de verano y principios de otoño, los adultos de algunas especies aún continúan con cierta actividad reproductora, a la vez que van eclosionando las puestas realizadas en primavera, cuyos inmaduros comienzan a dispersarse, provocando los máximos de actividad del ciclo anual. Al mismo tiempo, algunos juveniles ya van buscando un refugio para pasar la época fría del año. Ello se muestra por el aumento paulatino de la densidad de los mismos en las trampas de corteza. La finalización del periodo crítico reproductor provoca la caída relativa de diversidad en las trampas de intercepción y su posterior recuperación a finales del verano viene dada por la aparición de los juveniles de varias especies en fase de dispersión. Por otra parte, la agregación de juveniles de varias especies en las trampas de corteza por búsqueda de refugio para pasar el invierno supone el aumento de la riqueza específica en las mismas.

Entrado el otoño la actividad reproductora de las arañas adultas va desapareciendo y la dispersión de los juveniles disminuye, provocando todo ello un descenso de la actividad. La densidad alcanza su máximo anual debido a la gran cantidad de inmaduros que se refugian en las trampas de corteza, teniendo lugar el máximo número de especies del año. Por otra parte, en las trampas de intercepción la diversidad baja por el descenso de actividad, a excepción de principios de noviembre, fecha en la que aparece actividad reproductora de especies otoñales-invernales que se une a la actividad de algunos juveniles todavía en dispersión.

El rigor invernal es responsable de la baja actividad de las arañas durante este periodo, la mayoría en reposo, refugiadas en diferentes ambientes del bosque (KIRCHNER, 1987). La baja densidad en las trampas de corteza se explica por el cese de la actividad de los juveniles en busca de refugios para guarecerse del frío. Por tanto, en esta época del año los valores de diversidad en ambos tipos de trampas son mínimos. Sin embargo,

en febrero se captura un alto número de especies en las trampas de corteza, el rigor meteorológico de este mes (Apartado 2.1., Fig. 2) habría provocado que varias especies, algunas activas en invierno como *Anyphaena accentuata* y *Clubiona comta*, se refugiasen en las trampas de corteza.

A finales de invierno y principios de primavera tiene lugar la eclosión de algunas puestas (especies estenocronas de otoño) y dispersión de juveniles procedentes de las mismas o por el paro de la inactividad invernal. Conforme avanza la primavera estos juveniles van madurando y el ciclo anual vuelve a comenzar. Por ello, es el momento en que la diversidad en las trampas de interceptación comienza a aumentar, mientras que la de las trampas de corteza disminuye debido a que su uso en esta época es predominantemente de reposo ocasional.

Dinámicas de actividad con mayoría de especies estenocronas de primavera y verano, ya han sido previamente descritas en bosques alemanes (ALBERT, 1982; SIMON, 1991a). Concretamente, la dinámica estacional de los individuos adultos en los encinares cantábricos es similar a la de los pinares jóvenes (40 años) en Alemania. Es decir, se da un máximo marcado de actividad en primavera-verano y otro relativo poco relevante en otoño. En cambio, SIMON (1991a) observa que en pinares maduros (120 años), la dinámica es bimodal, con un pico a finales de primavera y principios de verano y otro en otoño, ambos destacables. El mismo autor concluye que las diferencias se deben a la estructura de la corteza, más lisa y menos fisurada en el caso de los pinos jóvenes. Las cortezas de las encinas presentan estas propiedades, por tanto las arañas encuentran poca protección frente a los rigores climáticos otoñales y los depredadores (NICOLAI, 1986; SIMON, 1991b), aumentando su mortalidad e impidiendo la presencia de poblaciones reproductoras abundantes durante este periodo del año. Esta puede ser la causa por la que CURTIS & MORTON (1974) encuentran un mayor número de especies en los troncos de superficie agrietada. El grado de fisuración afecta también a la composición taxonómica de la araneofauna (MARC, 1990).

En definitiva, las dinámicas estacionales de las arañas de los troncos de los árboles están principalmente marcadas por las especies estenocronas de primavera y verano, que son la gran mayoría. Teniendo en cuenta que los ciclos biológicos de las arañas se adaptan a coincidir con la época de aparición de sus presas preferenciales (DABROWSKA-PROT & LUCZAK, 1968a; SCHAEFER, 1987), las arañas de los encinares cantábricos aprovechan la época de máxima actividad de dípteros y de colémbolos, insectos reconocidos como sus presas más comunes (RIECHERT & LUCZAK, 1982; NENTWIG, 1987). Por desgracia, no se poseen datos de la actividad de los colémbolos, si bien se ha demostrado que son abundantes en los troncos de los árboles centroeuropeos (FUNKE, 1979; NICOLAI, 1996) y que varias especies suben a los mismos en los meses de verano (FUNKE et al., 1995), sobre todo si hace un tiempo húmedo que permita el desarrollo de una capa epifita muscinal, algal y fúngica de la que puedan alimentarse (SCHAEFER, 1991). Los dípteros aunque aparecen todo el año, su pico de actividad se da en primavera (Tab. XXIX del Anexo). Ello coincide con lo encontrado por otros autores, quienes encuentran evidencias de que la posterior disminución de los dípteros durante el verano se debe a la depredación realizada por las arañas (DABROWSKA-PROT & LUCZAK, 1968b). El resto de presas potenciales de las arañas en los troncos de los árboles también concentran su actividad durante la época cálida del año (Tab. XXIX del Anexo): los microcorifios de julio a octubre, los hemípteros de junio a noviembre y los psocópteros de agosto a octubre.

4.3.4. Conclusiones

- En total se han capturado 611 individuos, de los que 507 se han determinado hasta nivel específico y 563 hasta familia. Las trampas de intercepción de troncos han capturado un total de 249 individuos. 178 han podido ser determinados a nivel específico y 217 a nivel de familia. Las trampas de corteza han capturado un total de 362 especímenes, de los que han podido ser determinados a nivel específico 329 y 346 a nivel de familia.

-8 especies presentan actividad dominante en los troncos de los árboles: *Clubiona comta*, *Episinus maculipes*, *Labulla flahaulti*, *Dipoena melanogaster*, *Theridion tinctum*, *Anyphaena accentuata*, *Textrix denticulata* y *Paiduscura pallens*. 6 especies abundan en las trampas de corteza: *Cheiracanthium mildei*, *Clubiona brevipes*, *Anyphaena accentuata*, *Clubiona comta*, *Textrix denticulata* y *Labulla flahaulti*. Se observa que la araneofauna asociada al encinar presenta gran singularidad respecto a las de otros bosques europeos, debido a la abundancia de especies poco frecuentes en otras zonas del continente. Desde el escaso conocimiento actual, con los datos disponibles hasta la fecha, 5 especies parecen encontrar su óptimo en los encinares cantábricos: *Cheiracanthium mildei*, *Episinus maculipes*, *Labulla flahaulti*, *Textrix denticulata* y *Dipoena melanogaster*.

-Cualitativamente, predominan las especies de amplia distribución geográfica, suponiendo el 73,91 % de la riqueza específica registrada. La mayoría de ellas son silvícolas mesoxerófilas y termófilas. 23 de las 34 especies de amplia distribución, son además típicamente arborícolas o corticícolas. El elemento europeo-eurosiberiano, con una representación del 41,3 %, es el más diverso. Cuantitativamente, también predominan las especies de distribución europeo-eurosiberiana, suponiendo el 51,69 % de la muestra en las trampas de intercepción y el 64,13 % en las trampas de corteza. Destaca la representación del elemento sureuropeo (poco representado en el resto de ambientes), que a nivel cualitativo supone el 17,39 % de las especies y cuantitativamente el 19,66 % en las trampas de intercepción y el 29,79 % en las trampas de corteza. Las condiciones de sequedad y elevada temperatura durante la época cálida del año (mayo a octubre) en los troncos de los árboles por la mayor exposición solar, favorecen a estas especies de distribución mayormente mediterránea.

-Respecto a los gremios ecológicos, con el 60,87 % de representación, las arañas tejedoras conforman el grupo más diverso. Entre ellas, los grupos más diversificados son las inequitelas (21,74 %), acosadoras (19,57 %) y tapitelas (17,39 %). Cuantitativamente, en las trampas de intercepción predominan las arañas inequitelas (38,71 %) y acosadoras (29,49 %) y en las trampas de corteza las acosadoras (71,1 %). Las arañas inequitelas muestran gran actividad reproductora y de dispersión juvenil en los troncos de los árboles, construyendo sus telarañas entre troncos próximos o en recodos entre ramas y tronco. Las trampas de corteza seleccionan arañas errantes acosadoras nocturnas, ya que por el día reposan en las mismas, momento en el que son capturadas. Las arañas errantes también usan las cortezas para pasar el periodo frío del año, realizar la puesta y cazar. Arañas tubitelas e imbutitelas también aprovechan los orificios estriados para construir sus telarañas. Aunque diversas, las arañas tapitelas (linífidas) son poco abundantes, al contrario de lo que sucede en los bosques centroeuropeos, debido al carácter más cálido y xérico del encinar cantábrico.

-En total, se han capturado 46 especies repartidas en 37 géneros y 17 familias. Las trampas de intercepción han arrojado un total de 38 especies, 34 géneros y 17 familias. Con las trampas de corteza se han obtenido 26 especies, 22 géneros y 14 familias. El rendimiento de muestreo ha sido mucho más bajo de lo esperado para las trampas de intercepción, por debajo del 55,82 % según el estimador Chao 1, el que menos mal se ajusta a los datos obtenidos. El uso de vasos de yogur, de paredes muy rugosas y diámetro pequeño, ha provocado un valor de intensidad de muestreo insuficiente (4,68) para obtener una estima más precisa de la riqueza esperada. Sin embargo, las trampas de corteza, que seleccionan la captura en unas pocas especies, muestran una intensidad de muestreo mayor (12,65) que se traduce en un mejor ajuste de las funciones de los estimadores de riqueza específica. Pese a ello, tampoco se asintotizan las curvas de acumulación de especies para las trampas de corteza, siendo Chao 1 el estimador que mejor se ajusta a los datos. Ello indica que se ha capturado el 72,22 % de la riqueza esperada.

- Las dinámicas estacionales de las arañas de los troncos de los árboles están principalmente marcadas por las especies estenocronas, que suponen el 65,22 % de las especies capturadas y el 76,96 % de los individuos capturados en las trampas de intercepción y el 92,7 % en las trampas de corteza. La mayor diversidad, con el 54,35 % de representación, corresponde a las estenocronas de primavera y verano. Su proporción cuantitativa supone el 64,04 % en las trampas de intercepción y el 87,84 % en las trampas de corteza. El periodo reproductor se da de abril a septiembre. En primavera se da la menor actividad y abundancia de juveniles, coincidiendo con el principal periodo de apareamiento (máximo de adultos). La dispersión de los juveniles se da entre mediados y finales de verano y su búsqueda de refugios para pasar el invierno en otoño. La mayoría de presas potenciales (dípteros, microcorifios, hemípteros y psocópteros) de las arañas en los encinares cantábricos alcanzan su máximo de actividad en primavera o verano, coincidiendo con el periodo reproductor de las arañas.

-La actividad de las arañas adultas sigue una dinámica estacional propia de los bosques inmaduros centroeuropeos, es decir con escasa representación otoñal. Ello se debe a que las especies estenocronas de otoño no pueden prosperar en las encinas jóvenes, debido a su corteza predominantemente lisa, que ofrece poco refugio frente a los primeros rigores de la época fría del año.

-En las trampas de corteza riqueza específica se mantiene en sus más altos valores desde finales de verano a principios de invierno, coincidiendo con la estancia de especies refugiadas en la corteza para pasar el periodo frío del año. Sin embargo, durante estas fechas, unas pocas especies dominan sobre el resto, de ahí que el índice de dominancia Berger-Parker, muestre valores bajos en la mayor parte de este periodo. Por el contrario, los mínimos valores de diversidad en las trampas de intercepción se dan en invierno y el máximo registrado en mayo, dándose a partir de ahí altibajos hasta noviembre, momento a partir del cual decae de nuevo. Por tanto, la actividad de la mayoría de las especies se prolonga hasta entrado el otoño.

4.4. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS DEL AMBIENTE MARAÑA

4.4. ANÁLISIS DE LA ARANEOCENOSIS DEL AMBIENTE MARAÑA

4.4.1. Introducción

En los encinares cantábricos, el ambiente maraña equivale al dosel arbóreo del bosque, que se define como el estrato más alto de los ecosistemas forestales o arbolados, consistente en la superposición de hojas y ramas de árboles, arbustos o de ambos a la vez (LOWMAN & WITTMAN, 1996). Debido a que en este medio se produce el contacto del follaje forestal con la atmósfera, es aquí donde tienen lugar los más importantes procesos fotosintéticos que se traducen en la mayor producción de biomasa forestal. El follaje, junto a la flora y hongos epífitos del ramaje permiten la existencia de una fauna rica en especies y diversificada en gremios ecológicos y grupos funcionales, incluso en bosques templados europeos (DAJOZ, 2000).

Entre los artrópodos, varios se alimentan del follaje (lepidópteros, coleópteros, ácaros, dípteros, himenópteros cinípedos, homópteros), de los organismos epífitos y detritus (psocópteros, ácaros, colémbolos), también los hay depredadores (coleópteros, hormigas, arañas) y parásitos (dípteros e himenópteros). Muchas especies, sobre todo insectos pterigotas, son habitantes temporales del dosel arbóreo, debido a las características de sus ciclos biológicos (SCHAEFER, 1991).

Tanto en diversidad como en abundancia, las arañas ocupan un lugar importante entre la fauna del dosel forestal. En bosques templados norteamericanos son los depredadores dominantes (WINCHESTER & RING, 1999). En Suecia, en abeto rojo, las arañas suponen entre el 36,4-96,6 % en densidad de los artrópodos en las ramas de los árboles (GUNNARSSON, 1996). En robledales finlandeses, tras los coleópteros, las arañas son los artrópodos de mayor diversidad (KOPONEN et al., 1997). En abetos del mismo país son la macrofauna depredadora más abundante, ocupando entre 9-49 individuos por kilogramo de peso seco de rama (LAINE et al., 1990). En bosques mixtos de encina y roble pubescente franceses ocurre lo mismo (BIGOT & PONEL, 1985). En pinares alemanes representan el segundo puesto en diversidad tras los coleópteros y el primero en abundancia, suponiendo el 42,4 % de los individuos (HÖREGOTT, 1960). En árboles frutales se ha calculado que el 40-50 % de la biomasa de la mesofauna de artrópodos es consumida por las arañas (TARABAEV & SHEYKIN, 1990). En bosques boreales, el declive de las aves paseriformes no migradoras se debe al descenso de abundancia de arañas, parte muy importante de su dieta, por efecto negativo de la contaminación sobre los líquenes, que reduce el número de presas disponible para las arañas (PETTERSSON, 1997).

Pese a la importancia de las arañas en las redes tróficas del dosel arbóreo forestal, su estudio en la península Ibérica ha recibido poca atención. Tan sólo dos trabajos, referentes a encinares montanos catalanes, han analizado la taxocenosis Araneae del dosel arbóreo (PERERA, 1986; BARRIENTOS et al., 1996).

Por otra parte, los estudios de las araneocenosis del dosel arbóreo se han centrado, además de en el aspecto descriptivo, en el análisis comparativo entre distintas especies de árboles (HALAJ et al., 2001) o respecto a otros estratos forestales (TURNBULL, 1960; ALBERT, 1982; BARRIENTOS et al., 1996). En el presente trabajo se ha querido comprobar si dentro del mismo tipo de bosque, dos microhábitats bien comunicados entre sí, como son las ramas con follaje de los árboles y el estrato

escandente, presentan comunidades diferentes entre sí. Ello permite determinar dos aspectos de relevancia en la biología de la conservación. Primero si merece la pena incluir ambos microhábitats en los planes de muestreo con fines de inventariado completo en bosques estructurados de forma similar. Y segundo, atendiendo a la diversidad e interés faunístico de ambos microhábitats, evaluar el impacto que supone la retirada del estrato escandente, práctica realizada en encinares cantábricos adyacentes a los estudiados.

Por tanto, con el presente estudio se pretende paliar en parte el desconocimiento de las comunidades de arañas de los doseles forestales ibéricos y evaluar la importancia del estrato escandente para las mismas, microhábitat no estudiado hasta la fecha.

4.4.2. Resultados

4.4.2.1. Resultados globales

En total, se han capturado 990 arañas, de las cuales se han podido determinar 699 (70,61 %) a nivel de especie y 928 (93,74 %) a nivel de familia.

En el estrato escandente se han capturado 436 individuos: 325 (74,54 %) han sido identificados a nivel de especie y 421 (96,56 %) a nivel de familia.

En las ramas de los árboles se han capturado 554 ejemplares: 374 (67,51 %) se han identificado a nivel de especie y 507 (91,02 %) a nivel de familia.

Los resultados, desglosados por número de individuos machos, hembras y juveniles por jornada de muestreo y unidad muestral se detallan en las tablas XXX y XXXI del Anexo para el estrato escandente y el follaje de las ramas, respectivamente.

4.4.2.2. Estructura de dominancia y araneocenosis asociada

Los resultados se encuentran resumidos en la tabla XIX y figuras 33 y 34.

En el estrato escandente hay 8 especies características, mientras que en las ramas de los árboles hay 6. 5 especies son características en ambas muestras: *Dipoena melanogaster*, *Paiduscura pallens*, *Theridion tinctum*, *Zilla diodia* y *Clubiona comta*. *Episinus maculipes*, *Cyclosa conica* y *Labulla flahaulti* caracterizan al estrato escandente y *Anyphaena accentuata* a las ramas de los árboles.

Para el total de la muestra identificada, las especies características suponen el 81,24 % de los individuos en el estrato escandente y el 85,55 % en el caso de las ramas de los árboles.

Tabla XIX. Lista de especies y abundancias registradas en las distintas muestras del ambiente maraña. Abreviaturas: CD = caza directa casual, Do = categoría de dominancia, Ec = ecotipo, Gb = grupo biogeográfico, Ge = gremio ecológico, Np = número de estaciones en las que se presenta la especie y Tc = tipo de ciclo. Para la comprensión de los signos y abreviaturas referentes al ecotipo y categoría de dominancia, grupo biogeográfico, gremio ecológico y tipo de ciclo biológico, consultar los apartados 3.4.2., 3.4.3., 3.4.4. y 3.4.8.3., respectivamente.

TAXONES	Escandente		Follaje de ramas		CD	Np	Gb	Ge	Tc	Ec
	Ind.	Do	Ind.	Do						
Mimetidae										
<i>Ero aphana</i>	2	x	2	x	-	2	P	Fe	III	(x) w, arb
Uloboridae										
<i>Hyptiotes flavidus</i>	6	xx	3	x	6	5	SOE	Ot	IV	¿?
Theridiidae										
<i>Achaearanea tepidarium</i>	1	+	-	-	2	1	HC	It	III	(x) (w)
<i>Dipoena melanogaster</i>	31	xxx	21	xxx	2	6	E	It	III	(w), arb
<i>Enoplognatha ovata</i>	1	+	1	+	-	1	HC	It	III	(x) (w)
<i>Episinus maculipes</i>	28	xxx	3	x	2	6	SE	It	I	¿?
<i>Paiduscura pallens</i>	34	xxxx	152	xxxx	4	6	E	It	III	(x) w, arb
<i>Phoroncidia paradoxa</i>	3	x	-	-	1	2	SE	It	¿?	¿?
<i>Theridion tinctum</i>	14	xxx	48	xxxx	-	6	HC	It	III	(x) w, arb
<i>Theridion varians</i>	-	-	4	xx	1	3	HC	It	III	(x) w, arb
Linyphiidae										
<i>Entelecara congenera</i>	-	-	1	+	-	1	P	Tat	III	(h) (w), arb
<i>Labulla flahaulti</i>	12	xxx	9	xx	1	5	SOE	Tat	IV	w
<i>Lepthyphantes bacelari</i>	1	+	-	-	1	1	EI	Tat	¿?	¿?
<i>Linyphia triangularis</i>	3	x	-	-	-	3	P	Tat	IV	(x) (w)
<i>Parapelecopsis nemoralis</i>	-	-	1	+	-	1	E	Tat	II	w, arb
Tetragnathidae										
<i>Metellina segmentata</i>	5	xx	1	+	5	4	P	Ot	IV	(h) (w)
Araneidae										
<i>Araneus diadematus</i>	-	-	3	x	2	2	HC	Ot	IV	(w)
<i>Cyclosa conica</i>	25	xxx	4	xx	23	6	HC	Ot	III	(w), arb
<i>Mangora acalypha</i>	8	xx	-	-	1	4	P	Ot	III	(x)
<i>Nuctenea umbratica</i>	2	x	1	+	-	1	E	Ot	I	arb, c
<i>Zilla diodia</i>	88	xxxx	29	xxx	6	6	E	Ot	III	x, arb
Anyphaenidae										
<i>Anyphaena accentuata</i>	7	xx	13	xxx	-	5	E	Ae	III	(h) w, arb, t
Miturgidae										
<i>Cheiracanthium mildei</i>	-	-	5	xx	-	3	SE	Ae	III	(w)?
Clubionidae										
<i>Clubiona brevipes</i>	3	x	4	xx	-	4	E	Ae	III	arb, c
<i>Clubiona comta</i>	32	xxx	57	xxxx	1	6	E	Ae	III	(x) w
<i>Clubiona terrestris</i>	-	-	1	+	-	1	E	Ae	III	(x) (w)
Philodromidae										
<i>Philodromus dispar</i>	10	xx	4	xx	-	6	E	Ee	III	(x) w, arb, t
Thomisidae										
<i>Diaea dorsata</i>	1	+	2	+	-	1	P	Ee	III	(x) w, arb
<i>Pistius truncatus</i>	-	-	2	+	-	2	P	Ee	III	(x) (w), arb
Salticidae										
<i>Saitis barbipes</i>	8	xx	3	x	-	5	SE	Fe	I	x?

Mientras que en el estrato escandente, las 2 especies dominantes (*Zilla diodia* y *Paiduscura pallens*) no llegan ni a la mitad de los individuos (37,54 %), en las ramas de los árboles, las 3 especies dominantes (*Paiduscura pallens*, *Clubiona comta* y *Theridion tinctum*) suponen en conjunto, más de las 2 terceras partes del total (68,71 %). Sólo una especie, *Paiduscura pallens*, queda asignada a la categoría de eudominante y representa el 40,64 % de los individuos en las ramas de los árboles. En general, se observa un mayor número de especies de dominancia intermedia en el estrato escandente que en el medio frondícola arbóreo.

A pesar de ser menos abundantes en las muestras, *Philodromus dispar*, *Hyptiotes flavidus*, *Saitis barbipes*, *Metellina segmentata* y *Clubiona brevipes* aparecen de forma habitual en el ambiente maraña de los encinares cantábricos. Todas ellas, a excepción de *Clubiona brevipes*, abundan más en el estrato escandente.

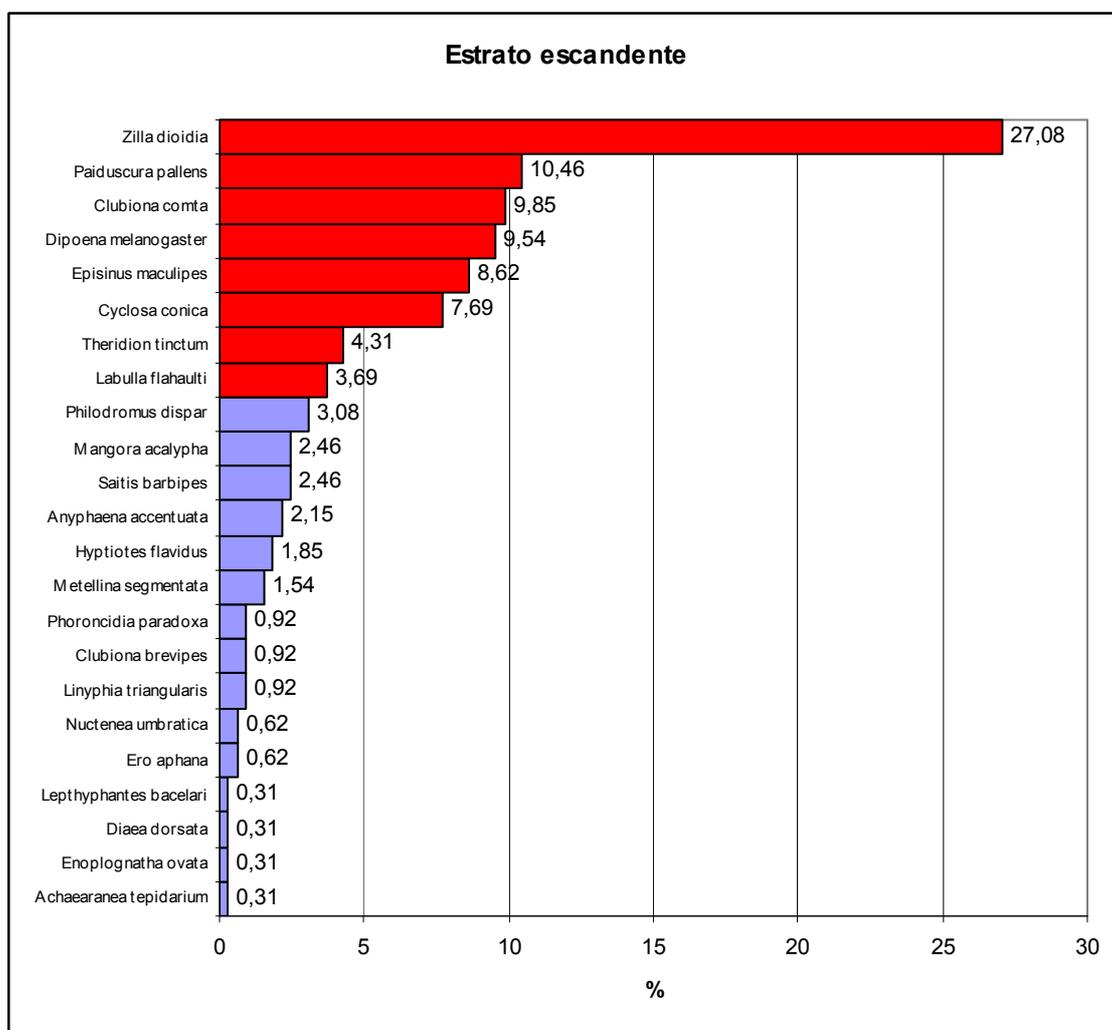


Figura 33. Abundancias relativas de las especies, presentadas en orden descendente, capturadas en el estrato escandente.

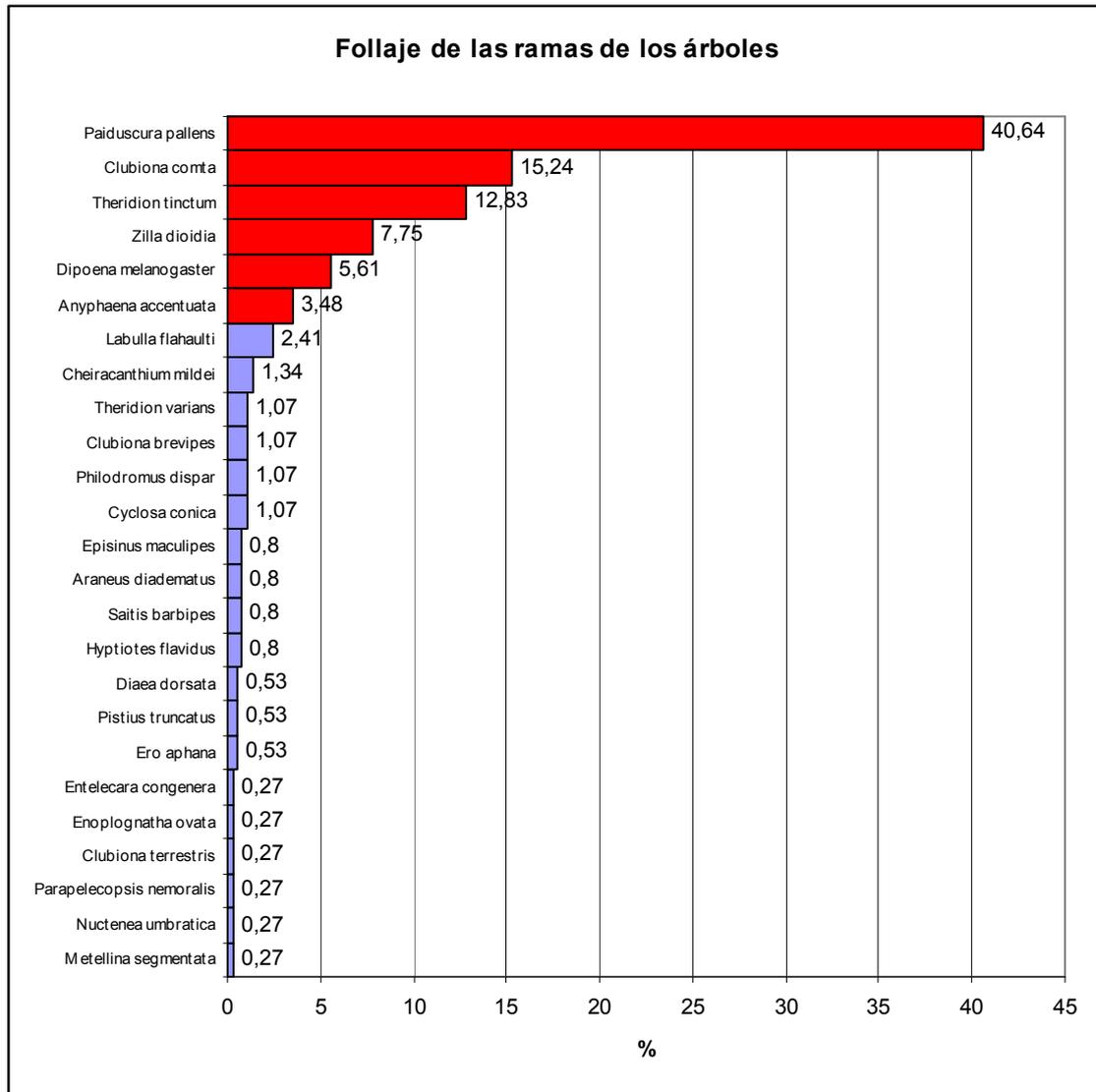


Figura 34. Abundancias relativas de las especies, presentadas en orden descendente, capturadas en el follaje de las ramas de los árboles.

4.4.2.3. Interés faunístico

Los resultados se encuentran resumidos en la tabla XX y figura 35.

Las especies de amplia distribución geográfica suponen el 76,67 % (23 especies) del total en el ambiente maraña. Este elenco de especies se reparte de la siguiente forma en los dos microhábitats: 17 especies (73,91 %) en el estrato escandente y 20 (80 %) en las ramas de los árboles. En ambos casos predominan las especies de distribución europeo-eurosiberiana. Las especies cosmopolitas y holárticas, junto a las paleárticas, son las siguientes en cuanto a número de especies. Destaca la presencia en el estrato escandente de un endemismo peninsular: *Lepthyphantes bacelari*.

Tabla XX. Riqueza específica y abundancia de cada uno de los grupos biogeográficos en el ambiente maraña.

ELEMENTO BIOGEOGRÁFICO	TOTAL MARAÑA	ESCANDENTE		RAMAS	
	Nº especies	Nº especies	Abundancia	Nº especies	Abundancia
Holártico-Cosmopolita	6	4	41	5	60
Paleártico	7	5	19	5	8
Europeo-Eurosiberiano	10	8	207	10	283
Sureuropeo	4	3	39	3	11
Sudoesteuropeo	2	2	18	2	12
Endemismos	1	1	1	-	-
TOTAL	30	23	325	25	374

En cuanto a las abundancias relativas, se observa que las ramas de los árboles se caracterizan por las especies de amplia distribución (93,85 %). En el estrato escandente, también predominan estas especies, aunque en menor medida (82,15 %). Las especies europeo-eurosiberianas son las más abundantes. Entre ellas, *Paiduscura pallens*, *Zilla diodia*, *Clubiona comta* y *Dipoena melanogaster* se encuentran bien representadas en ambas muestras y *Anyphaena accentuata* en el follaje de los árboles. En el estrato escandente al elemento cosmopolita-holártico (*Theridion tinctum*, *Cyclosa conica*) se le une en importancia el sureuropeo (*Episinus maculipes*, *Saitis barbipes*), mientras que en las ramas de los árboles tan sólo el primero se encuentra en abundancia significativa. En general, se observa que las abundancias relativas de todos los elementos biogeográficos de escasa distribución aumentan en el estrato escandente, como es el caso de las especies *Hyptiotes flavidus* y *Labulla flahaulti*, de distribución sudoesteuropea.

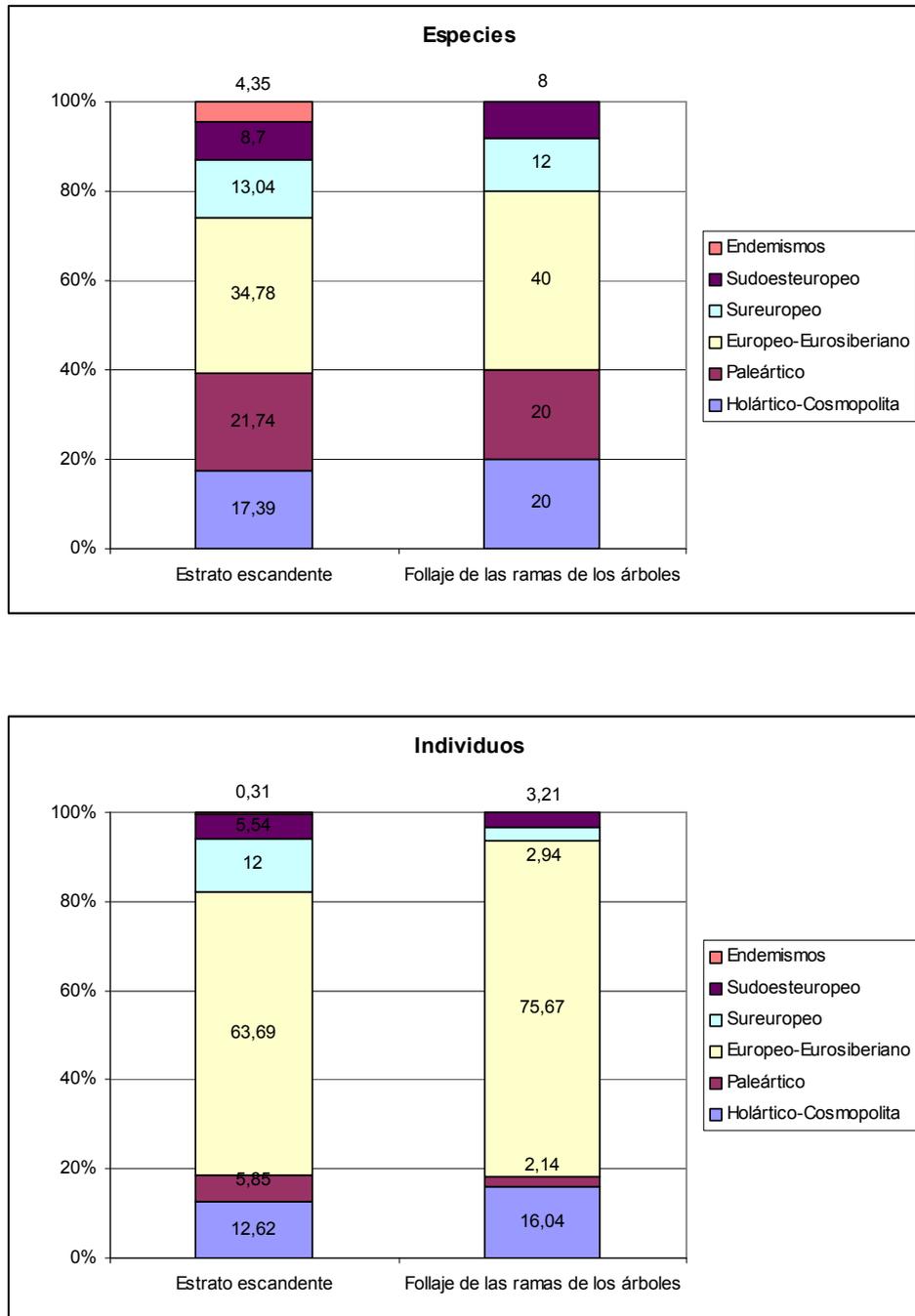


Figura 35. Proporciones de los diferentes grupos biogeográficos, tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo, presentes en las dos muestras del ambiente maraña.

4.4.2.4. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos

Los resultados se encuentran resumidos en la tabla XXI y figura 36.

Para todo el conjunto del ambiente maraña, las arañas tejedoras de telas, con 20 especies (66,67 %), predominan sobre las errantes (10 especies, 33,33 %). Tanto en las ramas como en el estrato escandente, hay un mayor número de especies tejedoras que errantes: 16 (69,55 %) en el estrato escandente y 15 (60 %) en las ramas de los árboles. Las arañas inequitelas representan el gremio más rico en especies del estrato escandente: 7. En las ramas de los árboles, este gremio se encuentra empatado con el de las orbitelas, ambos con 6 especies.

Tabla XXI. Riqueza específica y abundancia de cada uno de los gremios ecológicos en el ambiente maraña.

GREMIO ECOLÓGICO	TOTAL MARAÑA	ESCANDENTE		RAMAS	
	Nº Especies	Nº Especies	Abundancia	Nº Especies	Abundancia
Errantes acosadoras	5	3	49	5	91
Errantes furtivas	2	2	10	2	5
Errantes emboscadoras	3	2	40	3	28
Inequitelas	8	7	151	6	309
Tapitelas	5	3	27	3	21
Orbitelas	7	6	144	6	53
TOTAL	30	23	421	25	507

Por número de individuos, en ambos estratos predominan las tejedoras de telarañas: 76,48 % para el estrato escandente y 75,54 % para las ramas de los árboles frente las errantes: 23,52 % y 24,46 %, respectivamente. Se observa como las arañas inequitelas (*Paiduscura pallens*, *Theridion tinctum*, *Dipoena melanogaster*) dominan claramente en las ramas de los árboles frente al resto de gremios. En el estrato escandente la dominancia está compartida entre las arañas inequitelas (donde a las anteriores especies se une *Episinus maculipes*) y las arañas orbitelas (con *Zilla diodia* y *Cyclosa conica* como ejemplos más significativos). Otra diferencia entre ambos microhábitats es la mayor presencia de arañas errantes acosadoras en las ramas de los árboles (*Clubiona comta*, *Anyphaena accentuata*) y de errantes emboscadoras en el estrato escandente (*Philodromus dispar*).

En ambos estratos destaca la total ausencia de los gremios imbutitelas y tubitelas.

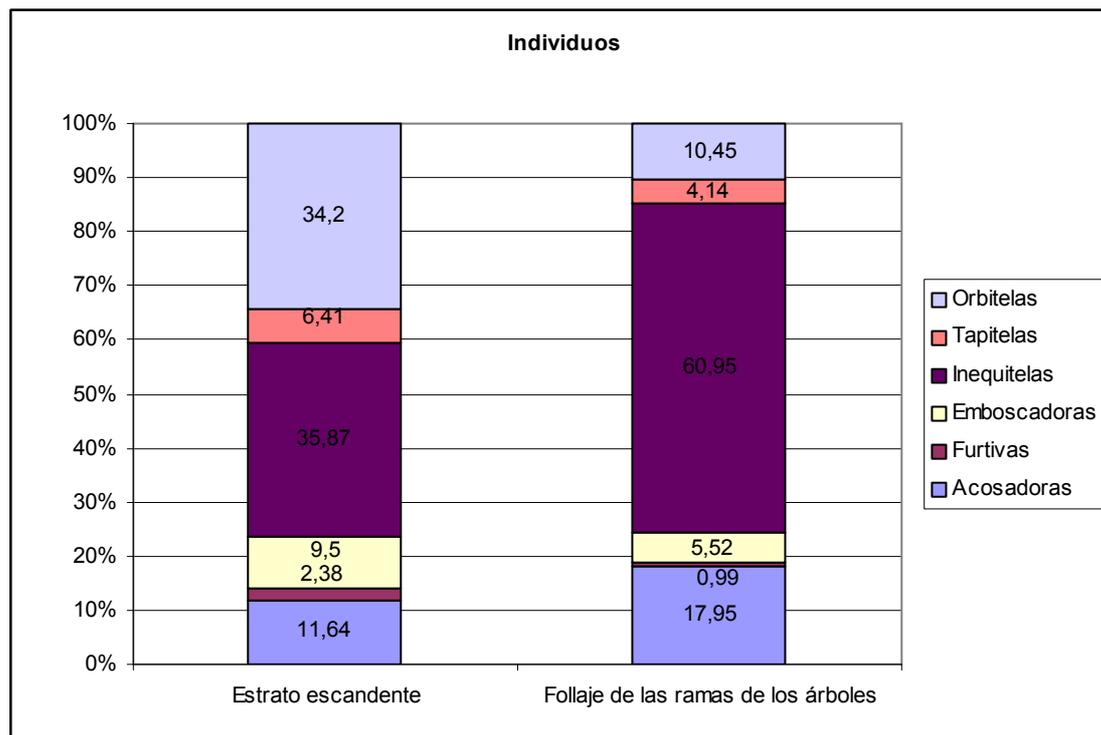
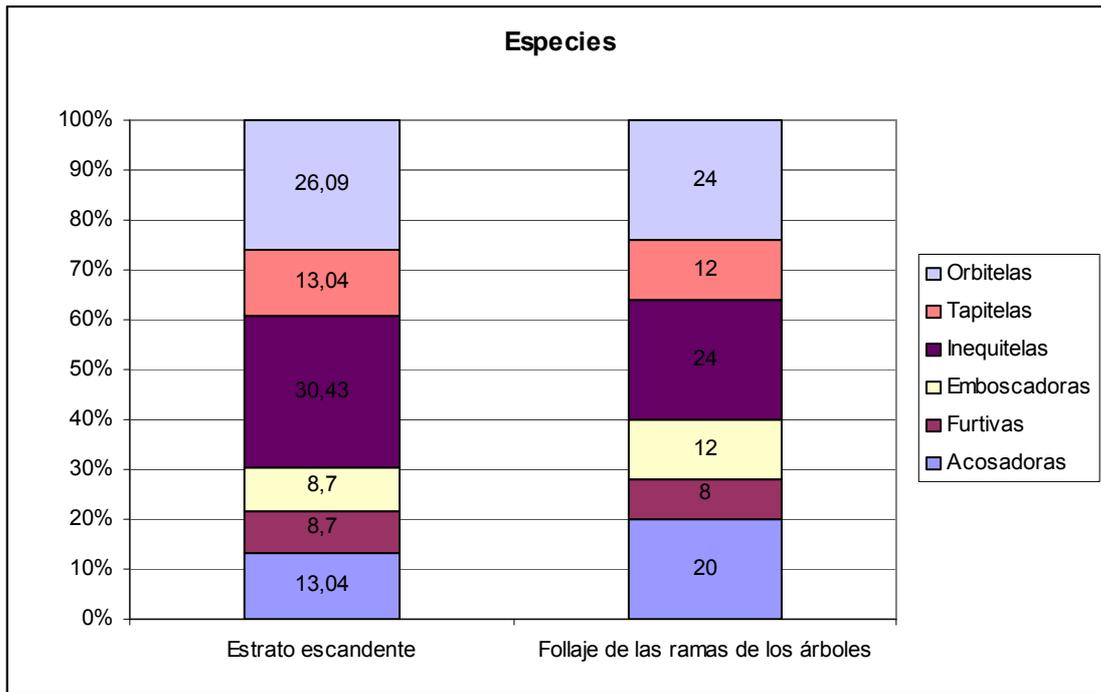


Figura 36. Proporciones de los diferentes gremios ecológicos, tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo), presentes en las dos muestras del ambiente maraña.

4.4.2.5. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica

En las tablas XXXII y XXXIV del Anexo se presentan los datos en número de individuos de cada especie por muestra para el estrato escandente y el follaje de las ramas respectivamente. En el mismo apartado se detallan los datos obtenidos para las curvas de acumulación y de los estimadores de riqueza específica (Tabs. XXXIII y XXXV).

Para ninguna de las dos muestras la curva de acumulación de especies con el número de muestras se asintotiza (Fig. 37). Aunque la curva del estrato escandente queda más cerca de conseguirlo.

En el estrato escandente, todos los estimadores, a excepción de Bootstrap y Jackknife 1, prácticamente se asintotizan, indicando que el número teórico de especies total se situaría entre 25-28 especies (Tab. XXII). Por tanto, se han capturado entre el 82 a 92 % del número total de especies esperadas para este microhábitat. Por otra parte, Chao 2, ACE, ICE y Jackknife 2 son los estimadores más próximos a la asíntota en las muestras de las ramas de los árboles. Estos parámetros estiman entre 29 y 32 el número total de especies para las ramas de los árboles, lo que indica que se ha capturado el 78-86 % del total. Para ambas muestras el estimador Chao 2 el que mejor se ajusta a los datos. Por tanto, el número de especies estimado para el estrato escandente es de 25,67 y 28,6 para las ramas de los árboles, lo que supone que se ha capturado el 89,6 % y 87,41 % de las especies, respectivamente.

Tabla XXII. Valores de los estimadores de la riqueza específica y de la intensidad de muestreo obtenidos en las diferentes muestras del ambiente maraña.

ESTIMADOR	ESTRATO ESCANDENTE	RAMAS
Estimadores de riqueza específica		
Riqueza específica	23	25
Chao 1	27	31
Chao 2	25,67	28,6
ACE	25,7	29,19
ICE	25,42	29,63
Jackknife 1	26,87	30,8
Jackknife 2	27,89	31,89
Bootstrap	24,93	27,95
Intensidad de muestreo	14,13	14,96

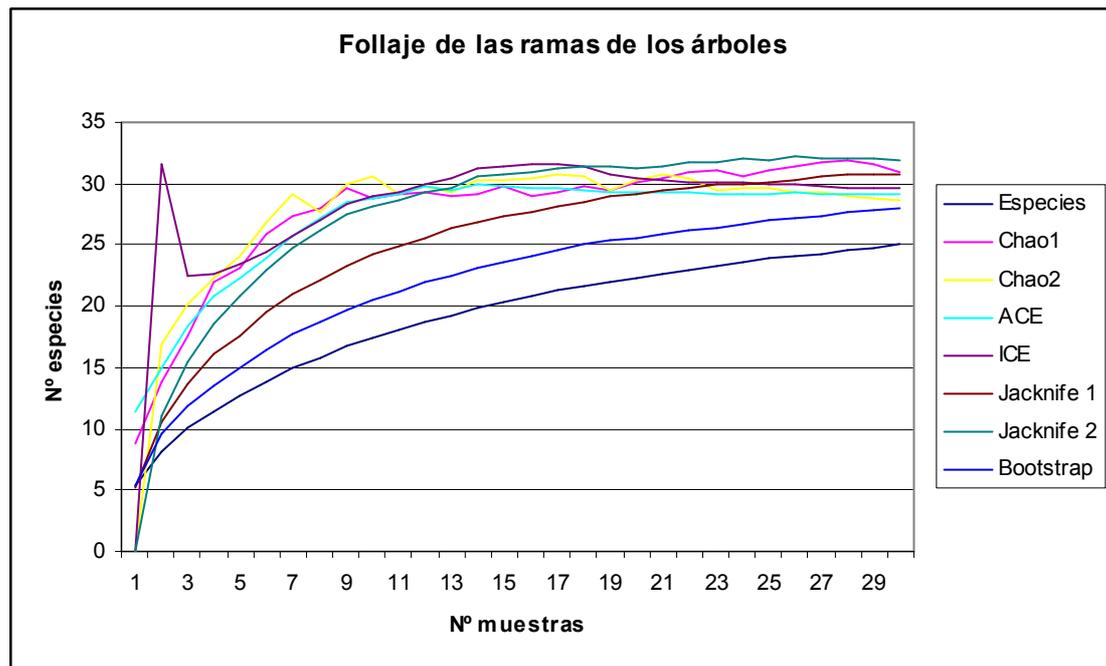
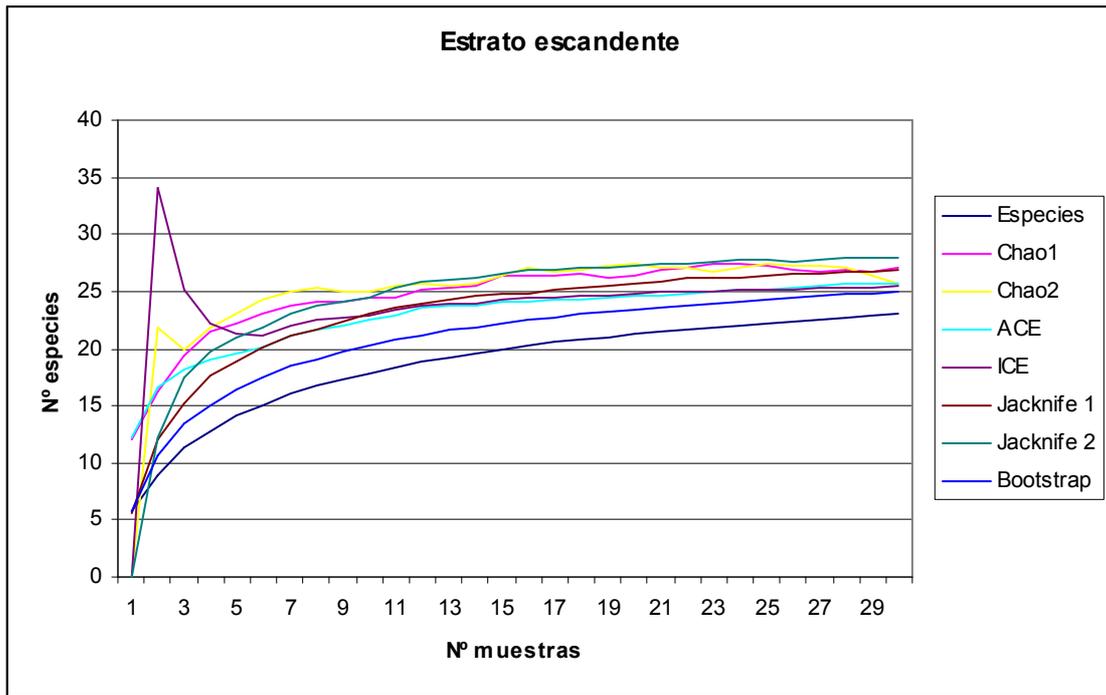


Figura 37. Curvas de acumulación del número de especies y de los estimadores de la riqueza específica para las muestras del estrato escandente (arriba) y del follaje de las ramas de los árboles (abajo).

4.4.2.6. Diversidad

En la maraña se han capturado un total de 30 especies repartidas en 27 géneros y 12 familias. En el estrato escandente se encuentran presentes 23 especies, 22 géneros y 11 familias. En las ramas de los árboles aparecen 25 especies, 22 géneros y 12 familias.

A pesar de que las ramas de los árboles contienen un mayor número de especies, la diversidad es significativamente mayor en el estrato escandente, tal y como indican los índices de dominancia y equidad (Tab. XXIII).

Los coeficientes de similitud indican cómo las dos muestras son similares cualitativamente (75 % el coeficiente Sorensen cualitativo y 60 % el de Jaccard) pero ligeramente disimilares cuantitativamente (49,21 % el Sorensen cuantitativo). En total, ambas muestras comparten 18 especies.

Tabla 23. Índices de diversidad obtenidos para las muestras del estrato escandente y el follaje de las ramas de los árboles. Signos: + = diferencia significativa, - = diferencia no significativa. Se ha tomado como umbral de significación $p < 0,05$.

ÍNDICES	ESTRATO ESCANDENTE	FOLLAJE DE RAMAS	PROBABILIDAD
Índices de riqueza específica			
α de Fisher	5,6587	6,0412	- 0,5962
Estadístico Q	4,9491	7,3135	+ 0,0473
Índices de dominancia			
Simpson	8,3005	4,6566	+ <0,001
Berger-Parker	3,693	2,461	+ <0,001
Índice de equidad			
Shannon-Wiener	2,4818	2,0682	+ <0,001

4.4.2.7. Dinámicas estacionales

4.4.2.7.1. Variación estacional de la abundancia (Fig.38): En el estrato escandente, la abundancia mínima tiene lugar en invierno y principios de primavera. A partir de esta estación aumenta hasta finales de verano, alcanzándose el máximo en septiembre. Para el otoño vuelve a disminuir bruscamente.

En las ramas de los árboles no se observa una tendencia clara a lo largo del año. El mínimo se da en diciembre y el máximo en septiembre, apareciendo un máximo relativo en marzo y un mínimo relativo en mayo.

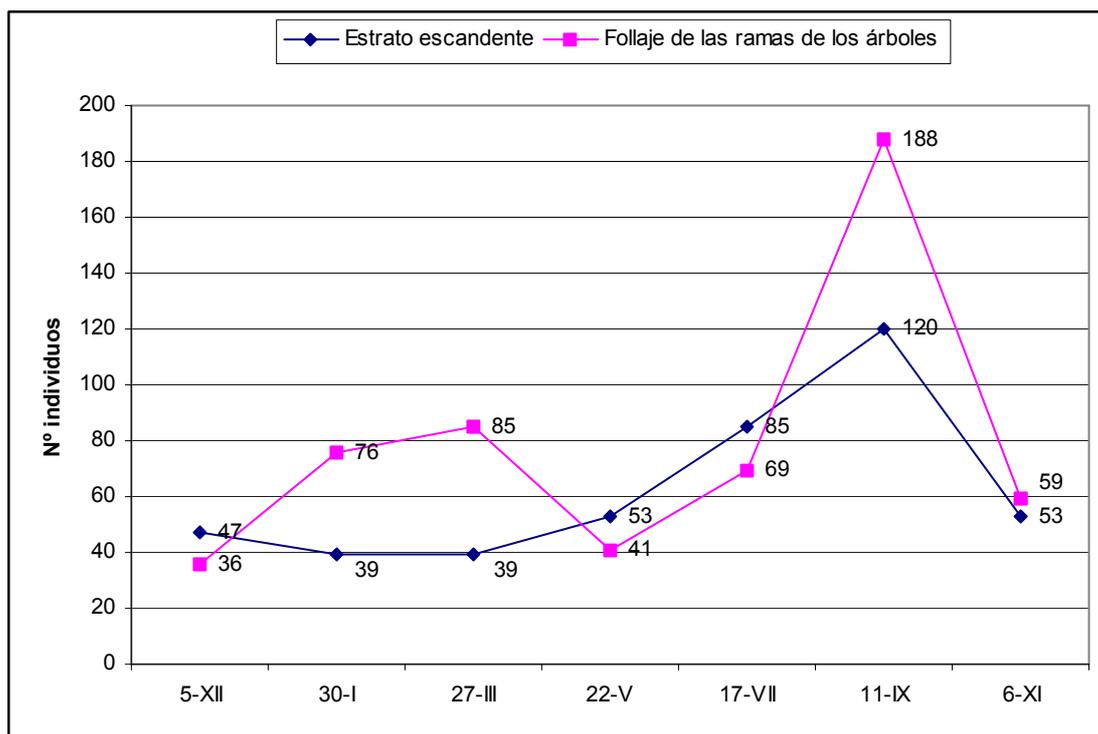


Figura 38. Variación estacional de la abundancia en las dos muestras del ambiente maraña.

4.4.2.7.2. Variación estacional de la diversidad (Fig. 39): En el estrato escandente, el número de especies es mínimo a principios de primavera (8), aumentando hasta el máximo de 18 especies a finales de verano. Los mínimos del índice de dominancia se alcanzan en enero y julio, mientras que los máximos se dan en mayo y septiembre. El mes de septiembre es, por tanto, el de mayor diversidad.

En las ramas de los árboles, el número de especies decae de septiembre a enero, momento a partir del cual vuelve a aumentar. El índice de dominancia presenta sus más bajos valores en enero y marzo, teniendo dos máximos: uno en mayo y otro en diciembre.

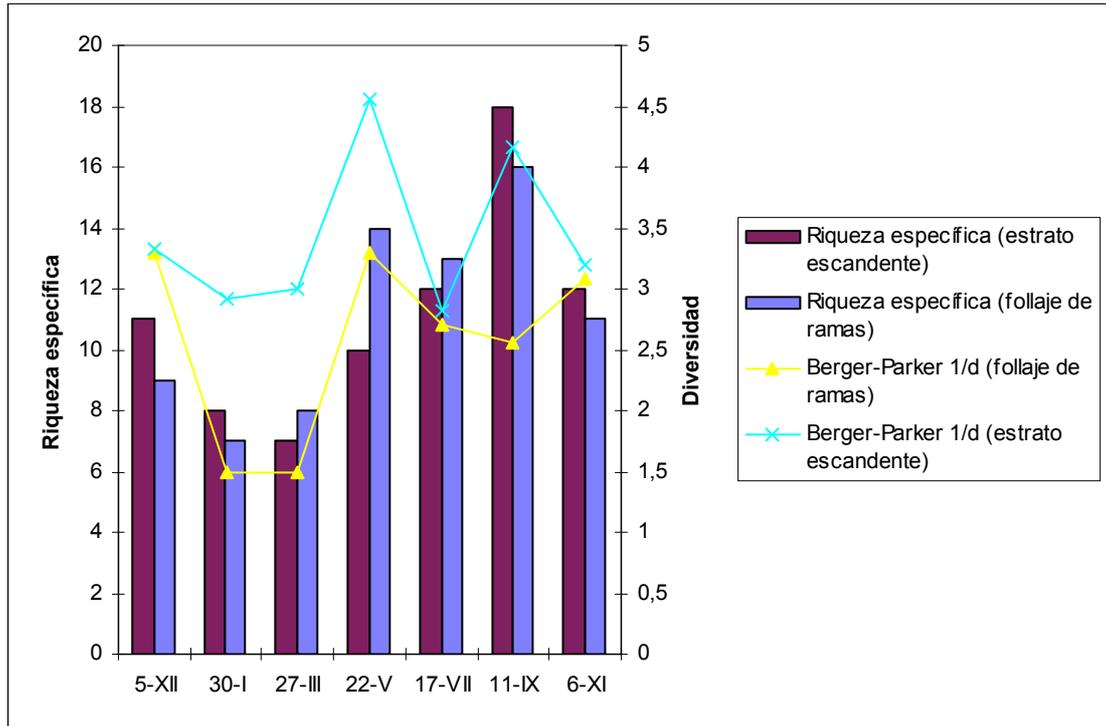


Figura 39. Variación estacional de la diversidad en las dos muestras del ambiente maraña.

4.4.2.7.3. Dinámica estacional reproductora (Fig. 40): En el estrato escandente, aunque hay presencia de adultos durante todo el año, a tenor de los datos obtenidos la actividad reproductora se extiende de marzo a septiembre, siendo muy reducida en otoño e invierno. La mínima abundancia de juveniles tiene lugar en marzo y la máxima en septiembre.

En las ramas de los árboles, la actividad reproductora se da sobre todo entre marzo y septiembre, siendo muy baja el resto del año. La mayor abundancia de juveniles se da en septiembre, habiendo dos mínimos el resto del año: en diciembre y en mayo.

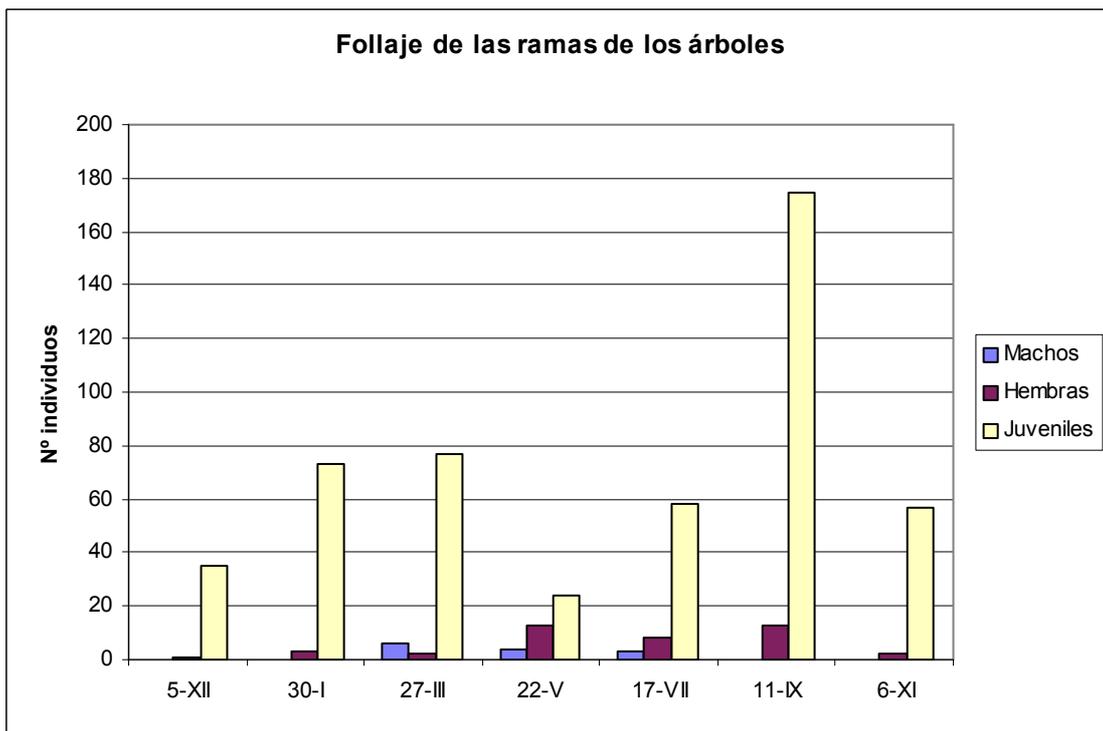
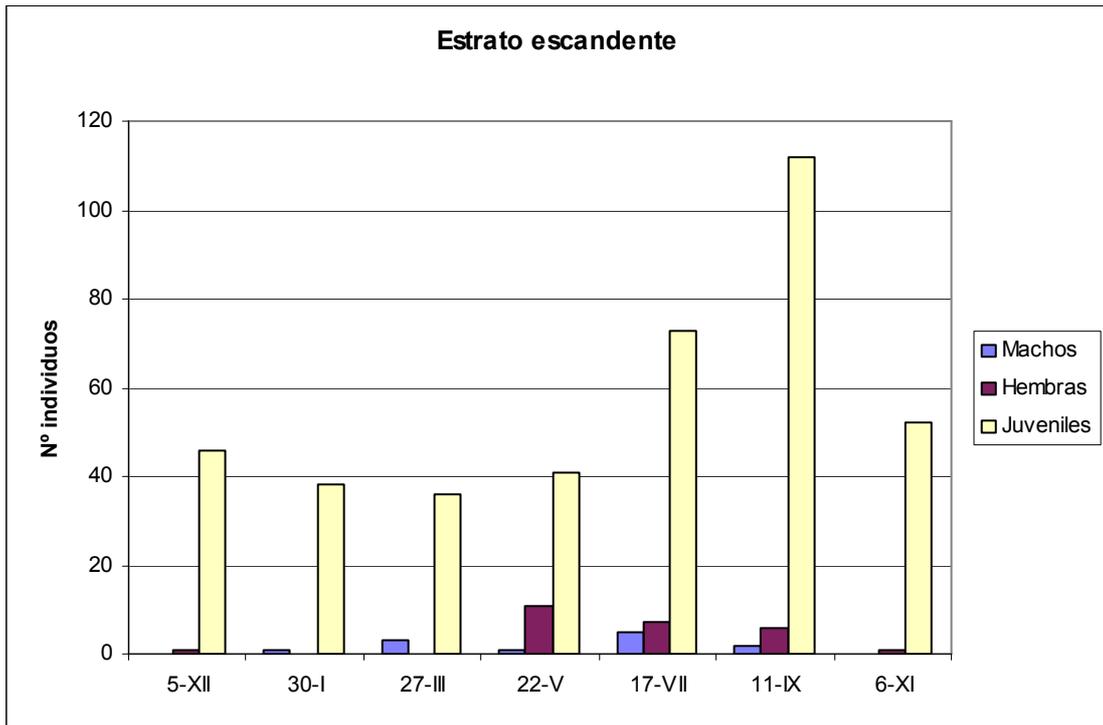


Figura 40. Abundancia estacional de los individuos adultos y juveniles en el estrato escandente (arriba) y en el follaje de las ramas de los árboles (abajo).

Atendiendo al periodo de cópula (Tab. XXIV y Fig. 41), la gran mayoría de especies son estenocronas de primavera y verano (63,33 %). Como ejemplos más significativos se encuentran en esta situación: *Paiduscura pallens*, *Zilla diodia*, *Cyclosa conica*, *Dipoena melanogaster*, *Clubiona comta*, *Anyphaena accentuata* y *Theridion tinctum*. Esta proporción es similar en ambos microhábitats: 60,87 % en el estrato escandente y 68% en el follaje de los árboles.

Tabla XXIV. Riqueza específica y abundancia de cada uno de los tipos de ciclo biológico en el ambiente maraña.

TIPO DE CICLO	TOTAL MARAÑA		ESCANDENTE		RAMAS	
	Nº Especies	Nº Especies	Abundancia	Nº Especies	Abundancia	
Euricronas de todo el año	-	-	-	-	-	
Euricronas de periodos cálidos	3	3	38	3	7	
Euricronas de periodos húmedos	1	-	-	1	1	
Estenocronas de primavera-verano	19	14	257	17	350	
Estenocronas de otoño	5	4	26	4	16	
¿?	2	2	4	-	-	
TOTAL	30	23	325	25	374	

Diferencias importantes aparecen al analizar los datos cuantitativamente. Las especies estenocronas de primavera y verano predominan en ambos microhábitats: 79,08 % en el estrato escandente y representando casi toda la muestra en el follaje de los árboles (93,58 %). Entre las especies características, todas las de las ramas de los árboles son estenocronas de primavera y verano, mientras que en el estrato escandente las estenocronas de otoño se encuentran representadas por *Labulla flahaulti* y las euricronas de periodos cálidos por *Episinus maculipes*.

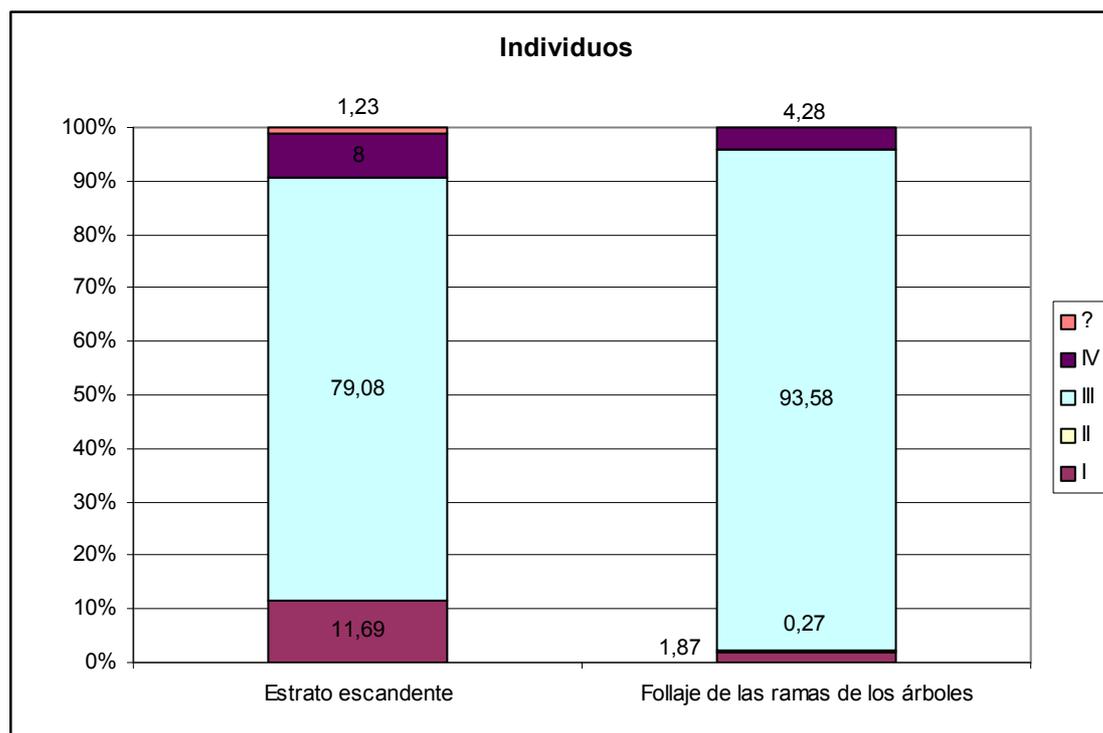
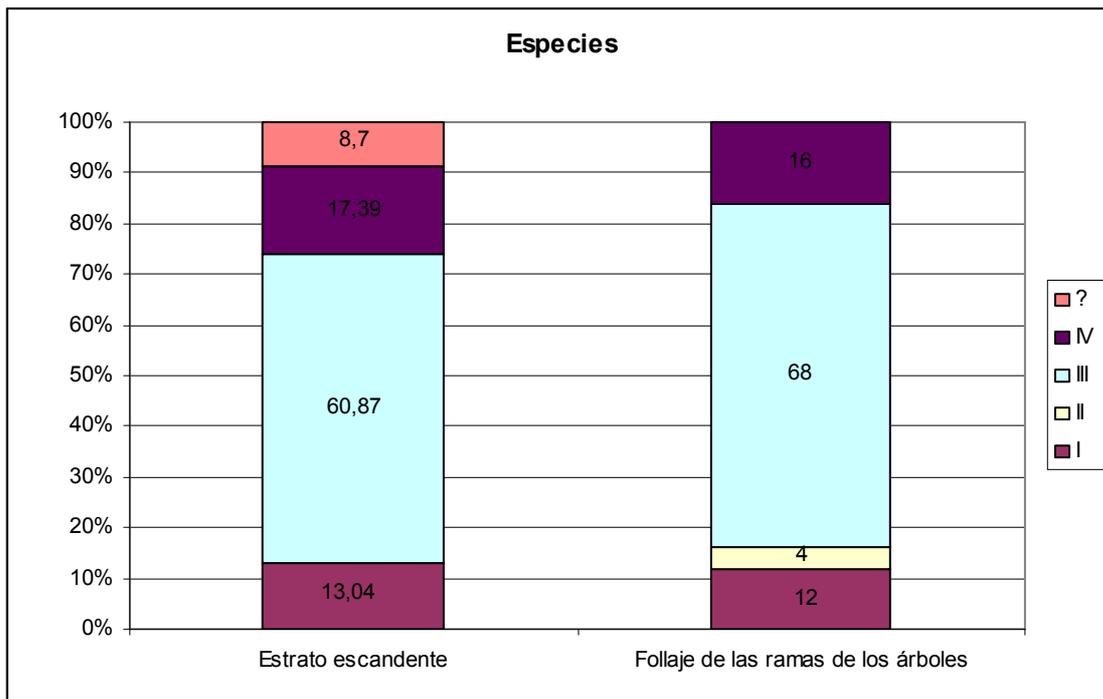


Figura 41. Proporciones de los diferentes tipos de ciclos biológicos, tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo), presentes en las dos muestras del ambiente maraña (ver apartado 3.4.8.3.).

4.4.3. Discusión

4.4.3.1. Estructura de dominancia, araneocenosis asociada e interés faunístico

En el ambiente maraña predominan las especies silvícolas y mesoxerófilas como *Paiduscura pallens*, *Clubiona comta*, *Theridion tinctum* y *Philodromus dispar*. Por su parte, la especie dominante en el estrato escandente, *Zilla diodia*, está considerada como xerófila. Excepción a este hecho es *Anyphaena accentuata*, que habita preferentemente en bosques semihúmedos, lo que explicaría su ausencia en la estación de Zumaia, la estación de menor pluviosidad. *Dipoena melanogaster* y *Cyclosa conica* son dos especies abundantes en el encinar cantábrico que en centroeuropa aparecen tanto en medios abiertos como forestales (HÄNGGI et al., 1995). Cabe señalar también la presencia de *Labulla flahaulti*, especie conocida de sistemas montañosos del sur de Francia y de Pirineos, habitualmente encontrada en bosques. Hay también una presencia reseñable de especies termófilas como *Episinus maculipes*, *Anyphaena accentuata*, *Philodromus dispar* y *Saitis barbipes*.

De las 9 especies características, 3 son poco frecuentes en centroeuropa: es el caso de *Zilla diodia*, *Episinus maculipes* y *Dipoena melanogaster* (HÄNGGI et al., 1995). Aunque esta última especie se ha encontrado también frecuentemente en coníferas en Hungría, pero con menor representación que en el encinar cantábrico (SZINETÁR, 1992; 1996). Por otro lado, *Labulla flahaulti* es una especie que se ha encontrado en sistemas forestales del Macizo Central Frances y en ambas vertientes del Pirineo (RIBERA & HORMIGA, 1985; BOSMANS & DE KEER, 1985; LEDOUX et al., 1996). *Hyptiotes flavidus* es una especie infrecuente que se distribuye por la Europa suroccidental. Aunque no se captura fácilmente mediante batido de la vegetación, se pueden recolectar frecuentemente de forma manual en el estrato escandente, apareciendo en 5 de los 6 encinares estudiados.

Son pues, *Zilla diodia*, *Episinus maculipes*, *Dipoena melanogaster*, *Labulla flahaulti* e *Hyptiotes flavidus* las especies que diferencian la araneocenosis característica de la maraña del encinar cantábrico frente a la de otros bosques centroeuropeos. Las 3 primeras presentan una mayor dominancia en los encinares cantábricos que en los encinares catalanes (PERERA, 1986; BARRIENTOS et al., 1996), donde no aparecen *Labulla flahaulti* ni *Hyptiotes flavidus*. Aunque *Zilla diodia* es abundante, las 4 especies restantes están ausentes de los encinares mediterráneos montanos estudiados por PERERA (1986). Ninguna de estas especies aparece en la araneofauna de los bosques mixtos de encina y roble pubescente del sudeste francés (BIGOT & PONEL, 1985). Por tanto, por el momento, a falta de investigar aún más biotopos en el sur de Europa, el hábitat más idóneo para estas especies es el encinar cantábrico.

4.4.3.2. Riqueza específica

Para ambas muestras prácticamente todos los estimadores se ajustan bien a los datos obtenidos. El hecho de que se muestree en unos microhábitats determinados impide la contaminación de las muestras por especies ocasionales. A ello se une el gran rendimiento en cuanto a número de individuos capturados (CASTRO, 2003), tal y como marcan los valores de intensidad de muestreo, que superan en ambos casos la cifra de 14 individuos por especie (Tab. XXII), por encima del valor umbral de 10 propuesto por CODDINGTON et al. (1991). Por ello aparece un escaso número de ejemplares representados por un solo individuo o en una sola muestra. Al contrario de lo que sucede con las muestras de los embudos Berlese y las trampas de corteza, es un estimador basado en la incidencia de las especies, Chao 2, el que mejor se ajusta a los datos obtenidos.

4.4.3.3. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos y diversidad

La estructura de la vegetación es un factor que influye notablemente en la distribución de las arañas según sus estrategias de caza (PETTERSSON, 1996; HALAJ et al., 1998, 2001).

Las corona de los árboles está formada por un gran número de ramificaciones próximas entre sí, configurando una red tridimensional que ofrece numerosos puntos de anclaje favorables a la construcción de telarañas enmarañadas, lo que facilita el asentamiento de los terídidos en este microhábitat (HATLEY & McMAHON, 1980), encabezados por *Paiduscura pallens* y *Theridion tinctum*. A ello, se une su conexión con el ambiente tronco, que permite la llegada de numerosos artrópodos errantes, muchos de ellos susceptibles de ser capturados por las telarañas de los terídidos, además de algunos insectos voladores (NENTWIG, 1987). Esta combinación de abundancia de espacios adecuados para la construcción de las telarañas y disponibilidad de presas, hace que las arañas inequitelas sea el gremio claramente dominante en las ramas de los árboles.

La conexión entre el tronco y las ramas también favorece la llegada de arañas errantes acosadoras, como es el caso de *Clubiona comta* y *Anyphaena accentuata*. Las ramas de los árboles presentan una mayor superficie para el desplazamiento estas arañas en busca de presas, tal aumento del área de sustrato favorece su presencia (EHMANN, 1994). Además, las arañas también buscan reposo entre el denso follaje de los árboles, donde elaboran saquitos de seda para descansar en su interior (HALAJ et al, 1998; 2001).

El estrato escandente suele formar una maraña más laxa, dejando más espacios abiertos. Estas condiciones estructurales permiten mayor presencia de arañas tejedoras de telarañas espirales (HATLEY & McMAHON, 1980; ROBINSON, 1981; HALAJ et al., 2001), principalmente araneidos como *Zilla diodia* y *Cyclosa conica*. Además, la posición de este estrato, ocupando el espacio aéreo del interior del bosque, coloca a estas especies en una posición estratégica para capturar insectos voladores, presas vulnerables frente a las telarañas espirales (NENTWIG, 1987). A pesar de ello, *Zilla diodia* forma también parte de la araneocenosis característica de las ramas de los árboles, lo que no ocurre con *Cyclosa conica*. Aquí, la diferencia de tamaño juega un importante papel (JANETOS, 1986): Al ser más pequeña, *Z. diodia* realiza telarañas de menor tamaño y por tanto, requiere espacios abiertos más reducidos que *C. conica*.

Los factores microclimáticos influyen en la distribución de las especies (HUHTA, 1971; AKIMTSEVA, 1979; BAEHR, 1985; KLIMES, 1987; LUCZAK, 1991). El estrato escandente se encuentra a menor altura en el interior del bosque, mientras que la corona de los árboles se encuentra ya en contacto con la atmósfera exterior. Esto supone unas condiciones más fluctuantes de temperatura, viento y humedad en las ramas de los árboles (PARDÉ, 1978). Esta situación explica la dominancia exclusiva de especies de distribución geográfica amplia y periodo de cópula estenocrono en las ramas de los árboles. Tres especies de distribución reducida colonizan con abundancia significativa el estrato escandente: *Episinus maculipes*, *Saitis barbipes* y *Labulla flahaulti*. *Episinus maculipes* y *Saitis barbipes* son especies euricronas de periodos cálidos que muestran mayor abundancia tanto de juveniles como de adultos en el estrato escandente. En este medio se ausentan en invierno, mientras que en las ramas de los árboles tan sólo aparecen en primavera y verano, lo que indica preferencias termófilas en ambas especies. *Labulla flahaulti* es, en realidad, habitante más propia de los troncos de los árboles (apartado 4.3.) y en el ambiente maraña sólo está representada por individuos juveniles. Con otras especies menos abundantes ocurre algo similar: *Hyptiotes flavidus* presenta más abundancia e individuos adultos en el estrato escandente y sólo aparecen en las ramas de los árboles en verano. *Dipoena melanogaster* es una especie cuya abundancia disminuye con el gradiente latitudinal hacia el norte. Los adultos colonizan los troncos de los árboles y los juveniles el ambiente maraña. Durante la época fría del año, los juveniles abundan más en el estrato escandente que en la corona de los árboles, mientras que en el resto de la temporada, el reparto de los individuos entre los dos microhábitats es más equitativo. Con una distribución europea más amplia, *Philodromus dispar*, presenta individuos adultos en el estrato escandente pero no en la corona de los árboles. En varias especies, se ha observado que la fase juvenil es más propicia para soportar condiciones abióticas adversas (KIRCHNER, 1987), por ello colonizan con más facilidad que los adultos el follaje de los árboles.

Destaca la escasa representación de arañas tapitelas (sólo representadas por linífidos) en las ramas de los árboles tanto en riqueza específica como en abundancia relativa en los encinares cantábricos respecto a los bosques centroeuropeos, donde son la familia dominante (BLANDIN et al., 1980). La exposición de los encinares cantábricos en las laderas sometidas a condiciones de mayor insolación y menor pluviosidad provocan condiciones de xericidad a las que son sensibles los linífidos (JOCQUÉ, 1984). Este factor limita sus poblaciones, perdiendo así el encinar varias especies respecto a otros bosques europeos (BLANDIN et al., 1980), situación en acuerdo con la disminución generalizada de la diversidad de linífidos en las ramas de los árboles al descender en los gradientes latitudinal y altitudinal (PETTERSSON, 1997; BOGYA et al., 1999). Ello favorece la dominancia de terídidos (inequitelas) y araneidos (orbitelas), familias generalmente bien representadas en las ramas de los sistemas forestales (BLANDIN et al., 1980). Además, se ha observado que la abundancia de los terídidos aumenta en condiciones xerotérmicas (SZINETÁR, 1992).

Por todo lo anteriormente expuesto se observa que, aunque ambos microhábitats compartan 18 especies, éstas presentan sus preferencias a la hora de colonizar uno u otro. Así, se produce un cambio cuantitativo y no cualitativo al pasar de un medio a otro.

El mayor número de especies que presenta el follaje de los árboles se debe a la colonización esporádica de especies características de estratos inferiores del bosque en

los momentos más cálidos del año (primavera y verano, anexo: tablas XXXII y XXXIII), generalmente clubiónidos, mitúrgidos y anifaénidos procedentes de los troncos de los árboles.

Ya se ha comentado como las ramas de los árboles favorecen de forma importante el asentamiento de terídidos y arañas errantes acosadoras. Si a ello se une la escasa representación de especies que no encuentran en este medio su óptimo estructural o microclimático, entonces se explica la gran dominancia que ejercen pocas especies en las ramas de los árboles. Ello produce, como reflejan los índices de diversidad, una menor equitatividad en la distribución de las abundancias de las especies en la corona de los árboles.

4.4.3.4. Dinámicas estacionales

La abundancia muestra una tendencia similar en ambos microhábitats, presentando unos valores similares durante todo el año, excepto en verano, en el que se da el máximo. Las mayores diferencias entre ambos microhábitats durante ciertas épocas del año, son producto de la dinámica de abundancia de la especie más dominante en las ramas de los árboles: *Paiduscura pallens*. Esta especie representa el 27,44 % de toda la captura, tanto identificada como no, de la corona de los árboles. Su abundancia relativa es mínima en diciembre (8,33 %), máxima de enero a marzo (39,47 % y 50,59 %, respectivamente) y con valores que oscilan entre 11,59 % y 24,47 % el resto del año.

En general, se observa como en primavera hay pocos individuos, tal situación es normal por que es la época en que la mayor parte de las especies de la maraña que han sobrevivido el invierno como juveniles, han llegado a la madurez sexual. La primavera es pues, un período de actividad reproductora en la que tiene lugar el apareamiento y la puesta de huevos. Durante el verano, algunas especies prosiguen con esta actividad y otras que maduran más tarde se les van añadiendo, a lo que se suma la aparición de individuos procedentes de la eclosión de algunas puestas anteriores. Así, se produce el máximo de verano en septiembre. En otoño, algunas especies desaparecen dejando sus puestas preparadas para pasar el invierno y eclosionar en la primavera siguiente. De las demás especies, prácticamente sólo quedan juveniles, que pierden efectivos por migración de individuos que pasan el invierno en estratos inferiores del bosque o por simple mortalidad natural, ya sea por los rigores invernales o por depredación (GUNNARSSON, 1983, 1985, 1990). Ello produce el descenso de invierno. Con la llegada de la primavera, los juveniles llegan a madurar y el ciclo vuelve a empezar. Así se observa que, la mayor parte de las arañas de la maraña presentan periodos de cópula estenocronos, pasando la mayoría de ellas el invierno en fase juvenil.

Para ambos microhábitats, la diversidad es mínima en invierno y principios de primavera, debido a que muchas especies hibernan en otros microhábitats forestales como cortezas de los árboles, hojarasca, musgo saxícola, etc. El mínimo es más acusado en las ramas de los árboles, debido sobre todo, a la gran dominancia de *Paiduscura pallens*, que representa el 67 % durante esta época. En primavera, a los supervivientes invernales se les añaden los procedentes de otros lugares de hibernación, dándose el máximo de mayo. A partir de ahí, va aumentando la riqueza específica hasta septiembre, gracias a que con el calor, llegan también habitantes ocasionales de otros ambientes diferentes. Este aumento es de mayor grado en las ramas de los árboles, gracias a la adición de especies errantes acosadoras procedentes de los troncos. Los mínimos

veraniegos de equitabilidad se dan gracias a la abundancia de *Clubiona comta* y *Zilla diodia* en julio en el estrato escandente y de *Paiduscura pallens*, *Theridion tinctum* y *Clubiona comta* en septiembre en las ramas de los árboles. La abundancia de estas especies se da por la presencia de juveniles procedentes de puestas primaverales y estivales. En otoño la riqueza específica va disminuyendo debido a la migración de especies a estratos inferiores y a la desaparición de las que pasan el invierno en fase de puesta. La equitabilidad va aumentando en la corona de los árboles debido a la ausencia de especies claramente dominantes. En el estrato escandente disminuye debido a la predominancia de juveniles de *Zilla diodia* y *Dipoena melanogaster*.

La dinámica de la abundancia de arañas sigue, a rasgos generales, la misma observada que en otros bosques europeos (TURNBULL, 1960; ALBERT, 1982). La diferencia estriba en que el máximo en los bosques europeos se da a mediados de verano y en los encinares se atrasa hasta el otoño. Esto es debido a que tanto la bonanza climática como el carácter perennifolio de los encinares permiten la presencia de fitófagos en la época fría del año en el follaje de los árboles (BIGOT & PONEL, 1985), permitiendo la persistencia de las arañas durante más tiempo. En los bosques del norte de Europa, los descensos de abundancia invernal de arañas son más acusados, llegando incluso a desaparecer totalmente en las zonas más septentrionales (LAINE et al., 1990).

4.4.4. Conclusiones

-Se han capturado un total de 990 arañas, de las que 699 se han identificado hasta nivel específico y 928 a nivel de familia. En el estrato escandente se han capturado 436 arañas, 325 se han determinado a nivel de especie y 421 a nivel de familia. En el follaje de las ramas de los árboles se han obtenido 554 arañas, 374 se han identificado hasta especie y 507 hasta familia.

-8 especies se encuentran asociadas al estrato escandente: *Zilla diodia*, *Paiduscura pallens*, *Clubiona comta*, *Dipoena melanogaster*, *Episinus maculipes*, *Cyclosa conica*, *Theridion tinctum* y *Labulla flahaulti*. 6 se asocian al follaje de las ramas de los árboles: *Paiduscura pallens*, *Clubiona comta*, *Theridion tinctum*, *Zilla diodia*, *Dipoena melanogaster* y *Anyphaena accentuata*. La araneofauna es bastante similar a la de otros bosques centroeuropeos e ibéricos, exceptuando los encinares montanos de la Sierra de l'Obac en Cataluña. A falta de más estudios, 5 especies parecen encontrar su óptimo en el encinar cantábrico: *Zilla diodia*, *Episinus maculipes*, *Dipoena melanogaster*, *Hyptiotes flavidus* y *Labulla flahaulti*. Las tres primeras se distribuyen por centroeuropa, pero sin llegar a ser abundantes. Las dos últimas no aparecen en alzinares catalanes.

-Con el 76,67 % de las especies, los elementos biogeográficos de amplia distribución son los más diversificados. Entre ellos, la mayor riqueza específica corresponde al europeo-eurosiberiano, con un 33,33 % de representación. La mayoría de estas especies son silvícolas mesoxerófilas y termófilas. Cuantitativamente, el predominio de las especies de amplia distribución es mayor: 82,15 % para el estrato escandente y 93,85 % para el follaje de las ramas de los árboles. El elemento europeo-eurosiberiano también predomina en ambos casos: 63,69 % en el estrato escandente y 75,67 % en el medio frondícola. Las condiciones más termofluotantes del ambiente maraña respecto al resto de ambientes forestales limita la colonización de especies de distribución geográfica restringida.

-Las arañas tejedoras son las que menor riqueza específica presentan, suponiendo un porcentaje del 66,67 %. Entre ellas, los gremios más diversificados son las arañas inequitelas (26,67 %) y las orbitelas (23,33 %). Cuantitativamente, el predominio de las arañas tejedoras es mayor: 76,48 % en el estrato escandente y 75,54 % en las ramas de los árboles. Inequitelas (35,87 %) y orbitelas (34,2 %) son los gremios dominantes en el estrato escandente e inequitelas (60,95 %) en el medio frondícola. El ramaje más laxo de espacios abiertos del estrato escandente favorece a las orbitelas. La mayor tridimensionalidad y densidad estructural del follaje de las ramas de los árboles favorece a las arañas inequitelas. Al contrario de lo que sucede en los bosques templados europeos, escasean las arañas tapitelas (linífidis) debido a las condiciones más xerotérmicas del ambiente maraña del encinar cantábrico. Esta mayor xerothermicidad también favorece a las arañas inequitelas (terídidos).

-A pesar de que las curvas de acumulación de especies respecto al esfuerzo de muestreo no se asintotizan, el rendimiento de muestreo se considera bastante bueno debido a que la mayoría de los estimadores de riqueza específica muestran bastante concordancia, buen ajuste a los datos obtenidos y tendencias asintóticas. Entre ellos, el Chao 2 se asintotiza en ambas muestras, indicando que se ha capturado el 89,6 % de la riqueza estimada en el estrato escandente y el 87,41 % en el follaje de las ramas de los árboles. La alta intensidad de muestreo (14,13 para el estrato escandente y 14,96 para el medio frondícola) y la naturaleza del método, que selecciona especies asociadas un microhábitat determinado con escasa contaminación de visitantes ocasionales, se consideran factores determinantes del alto rendimiento del muestreo.

-En total se han capturado 30 especies repartidas en 27 géneros y 12 familias. En el estrato escandente se han capturado 23 especies, 22 géneros y 11 familias. En el follaje de las ramas de los árboles han aparecido 25 especies, 22 géneros y 12 familias. Todos los índices de diversidad (excepto el ∞ de Fisher) son significativamente mayores en el estrato escandente que en el follaje de las ramas de los árboles. La causa de ello subyace en las condiciones microclimáticas más extremas a las que está sometido el medio frondícola. La mayor riqueza específica observada y estimada en el follaje de las ramas de los árboles se debe sobre todo a la llegada de arañas errantes acosadoras a través de los troncos y ramas de árboles, así como los movimientos ascendentes desde el estrato escandente de numerosas especies durante los periodos más cálidos y favorables del año.

-La interconexión entre ambos microhábitats provoca que la composición específica de sus araneocenosis sea similar cualitativamente (Jaccard = 60 % y Sorensen = 75 %). Sin embargo, a nivel cuantitativo las diferentes características estructurales y microclimáticas producen que las araneocenosis sean diferentes (Sorensen cuantitativo = 49,21 %).

-Con una representación del 80 %, las especies estenocronas son las predominantes en cuanto a riqueza específica. Entre ellas, las estenocronas de primavera y verano suponen el 63,33 % del total. Cuantitativamente, el predominio de las especies estenocronas es mayor: 87,08 % en el estrato escandente y 97,86 % en el follaje de las ramas de los árboles. Casi todas las especies estenocronas están representadas por las del grupo de primavera y verano, que supone el 79,08 % en el estrato escandente y el 93,58 % en el medio frondícola. Esta predominancia de especies de reproducción primaveral y estival

provoca que sea la primavera el momento de menor abundancia de arañas (mínimo de juveniles) y el final del verano (septiembre) el periodo de mayor abundancia (máximo de juveniles procedentes de puestas primaverales y estivales). El descenso de individuos durante la época fría del año se produce por mortalidad natural y por migración de especies que pasan el invierno en estratos más bajos del bosque. Esta dinámica estacional de la abundancia es similar a la de otros bosques europeos, sólo que en éstos, el pico máximo tiene lugar en verano y el descenso durante el periodo frío es más brusco. Por tanto, la abundancia de las arañas en los encinares cantábricos se alarga en el tiempo debido al menor rigor climático y a su carácter perennifolio, que permite la presencia de fitófagos (presas potenciales de las arañas) durante casi todo el año.

-Para ambos microhábitats, la diversidad es mínima en invierno, debido a la ausencia de varias especies que pasan el invierno en otros ambientes forestales. La diversidad aumenta en primavera por la ascensión de tales especies al ambiente maraña y se mantiene alta hasta otoño, con varios altibajos producto de las abundancias relativas de las especies dominantes.

4.5. DIFERENCIAS ENTRE LAS ARANEOCENOSIS DE LOS AMBIENTES EPIGEO, TRONCO Y MARAÑA

4.5. DIFERENCIAS ENTRE LAS ARANEOCENOSIS DE LOS AMBIENTES EPIGEO, TRONCO Y MARAÑA

4.5.1. Introducción

Una vez analizadas las araneocenosis de los diferentes ambientes forestales uno por uno, se ha considerado conveniente recapitular los resultados obtenidos en un apartado diferente a fin de comprobar las diferencias entre los mismos.

Esta síntesis se justifica por lo observado por otros investigadores (TURNBULL, 1960; TOFT, 1976, 1978; ALBERT, 1982), que a pesar de encontrar diferencias entre los diferentes estratos de vegetación advierten que estos no son compartimentos estancos, habiendo arañas que participan en las cadenas tróficas de más de un medio forestal.

En la península Ibérica sólo dos trabajos han tenido en cuenta la distribución vertical de las arañas en medios forestales (PERERA, 1986; BARRIENTOS et al., 1996). Ambos se han realizado en encinares montanos y en la misma provincia (Barcelona). Esta situación demuestra que el estudio de las comunidades de arañas forestales peninsulares no ha hecho más que comenzar, siendo necesarias nuevas aportaciones como la presente.

4.5.2. Resultados

4.5.2.1. Araneocenosis asociada (Fig. 42)

Ninguna de las 10 especies características del ambiente epigeo (*Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica*, *Scotina celans*, *Tenuiphantes zimmermanni*, *Tenuiphantes flavipes*, *Ozyptila blackwalli*, *Harpactea hombergi*, *Neon robustus* y *Dysdera fuscipes*) lo es del resto de ambientes. En cambio, los ambientes tronco y maraña comparten 7 especies características: *Labulla flahaulti*, *Clubiona comta*, *Anyphaena accentuata*, *Paiduscura pallens*, *Theridion tinctum*, *Dipoena melanogaster* y *Episinus maculipes*. Las diferencias se deben a la presencia de *Cheiracanthium mildei*, *Clubiona brevipes* y *Textrix denticulata* formando parte de la comunidad asociada a los troncos y *Cyclosa conica* y *Zilla diodia* al ambiente maraña.

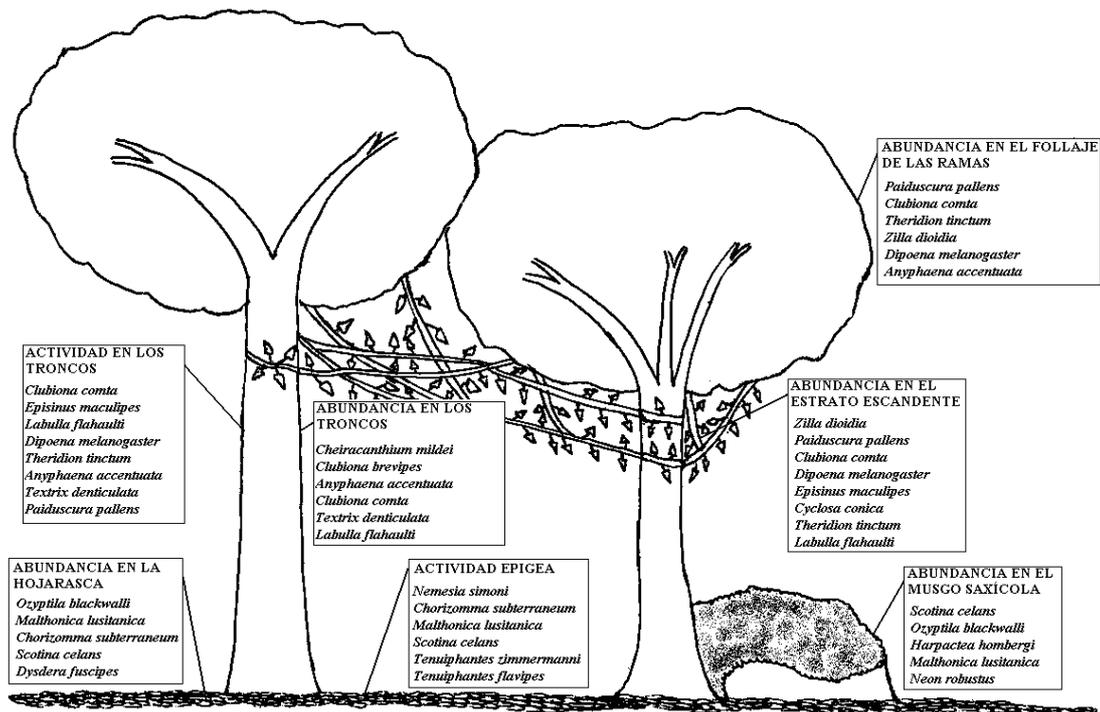


Figura 42. Especies asociadas a los diferentes medios forestales del encinar cantábrico.

4.5.2.2. Interés faunístico

La mayoría de las especies son de distribución geográfica amplia: el 74,24 % en el ambiente epigeo, el 73,91 % en los troncos de los árboles y el 76,67 % en el ambiente maraña (Tab. XXV). Entre ellas, las de distribución europeo-eurosiberiana predominan en todos los ambientes, aunque disminuyendo su proporción al aumentar la altura en los estratos de vegetación (Fig. 43). Justo al contrario sucede con el elemento holártico-cosmopolita, mientras que el paleártico se mantiene.

Entre los elementos de distribución reducida, el sureuropeo predomina en los ambientes tronco y maraña y codomina con el resto en el ambiente epigeo, medio donde alcanzan su máxima representación los endemismos y las especies de distribución sudoesteuropea. En total aparecen 5 endemismos ibéricos en el ambiente epigeo (*Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica*, *Troglohyphantes furcifer*, *Walckenaeria dalmasi* y *Tegenaria inermis*), 2 en los troncos de los árboles (*Tegenaria inermis* y *Lepthyphantes bacelari*) y 1 en el ambiente maraña (*Lepthyphantes bacelari*).

Tabla XXV. Porcentaje de la riqueza específica representada por cada uno de los grupos biogeográficos en cada ambiente forestal.

GRUPO BIOGEOGRÁFICO	EPIGEO	TRONCO	MARAÑA
Holártico-Cosmopolita	7,58	10,87	20
Paleártico	22,73	21,74	23,33
Europeo-Eurosiberiano	43,94	41,30	33,33
Sureuropeo	7,58	17,39	13,33
Sudoesteuropeo	7,58	4,35	6,67
Endemismos	7,58	4,35	3,33
Indeterminado	3,03	-	-

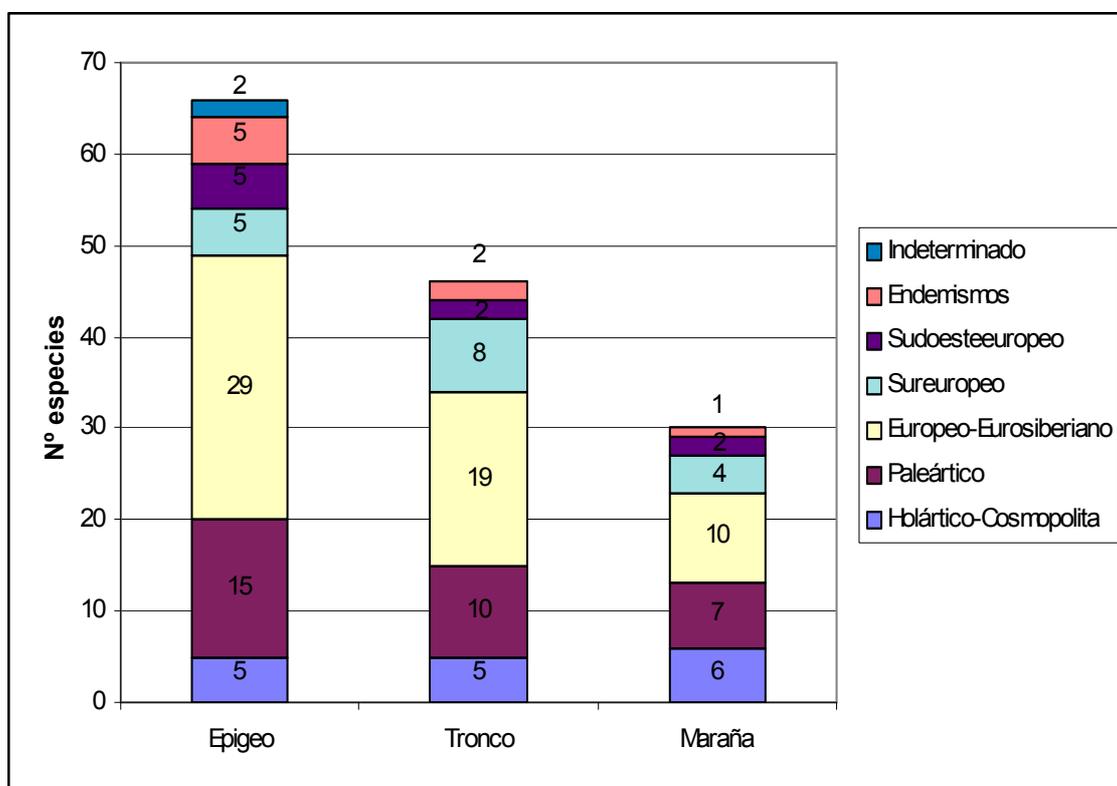


Figura 43. Riqueza específica de cada grupo biogeográfico en los diferentes ambientes forestales del encinar cantábrico.

4.5.2.3. Estructura de la araneocenosis: Gremios ecológicos

En todos los ambientes predominan las arañas tejedoras: suponen el 69,70% en el ambiente epigeo, el 60,87 % en los troncos de los árboles y el 66,67 % en el ambiente maraña (Tab. XXVI). Entre ellas, las arañas tapitelas dominan en el ambiente epigeo, decayendo su proporción al subir en los estratos de vegetación, donde su predominio se pierde a favor de las arañas inequitelas (Fig. 44). Las arañas orbitelas aumentan su

representación en los ambientes más altos, sobre todo en la maraña, donde no aparecen ni arañas tubitelas ni imbutitelas.

Entre las arañas errantes, las acosadoras son el componente mayoritario en todos los ambientes, aunque su proporción disminuye en las zonas más altas del bosque, justo al contrario de lo que sucede con las arañas emboscadoras. Por su parte, las arañas furtivas alcanzan su máxima diversidad en los troncos de los árboles, presentando valores similares en los dos ambientes restantes.

Tabla XXVI. Porcentaje de la riqueza específica representada por cada gremio ecológico en cada ambiente forestal.

GREMIO ECOLÓGICO	EPIGEO	TRONCO	MARAÑA
Acosadoras	22,73	19,57	16,67
Furtivas	6,06	10,87	6,67
Emboscadoras	1,52	8,70	10
Tubitelas	7,58	6,52	-
Inequitelas	9,09	21,74	26,67
Tapitelas	36,36	17,39	16,67
Imbutitelas	13,64	6,52	-
Orbitelas	3,03	8,70	23,33

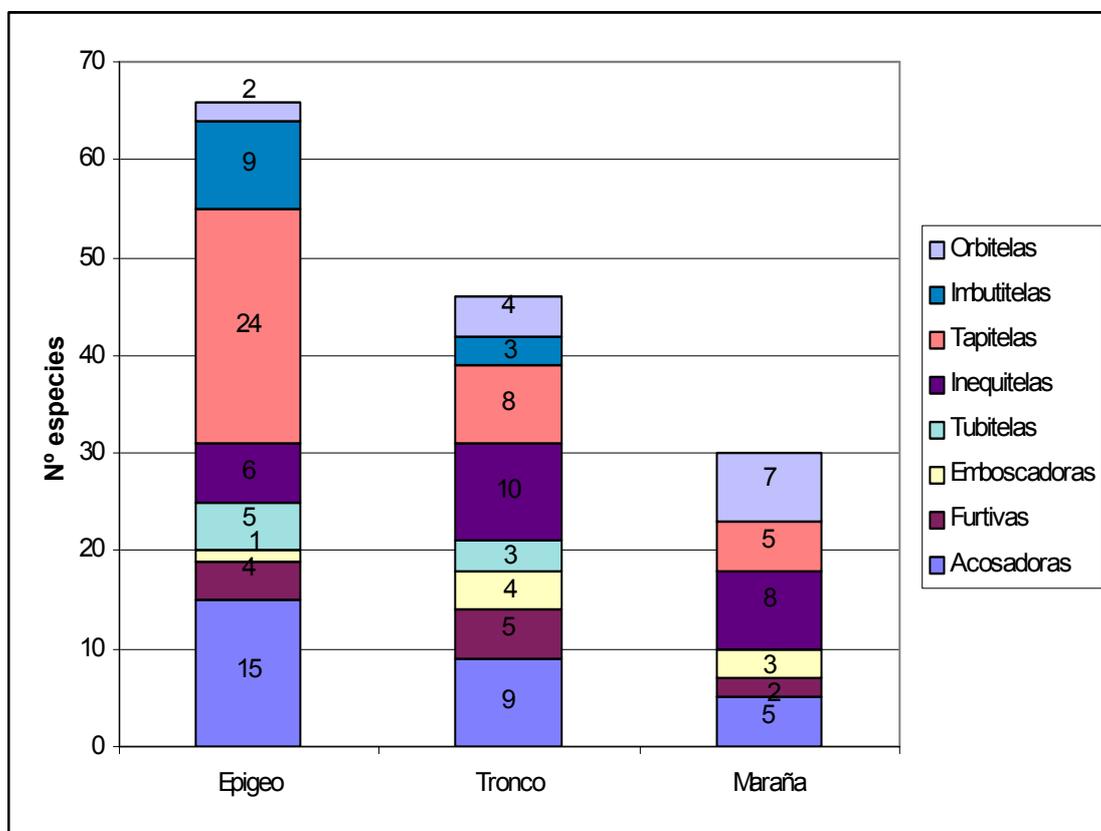


Figura 44. Riqueza específica de cada gremio ecológico en los diferentes ambientes forestales del encinar cantábrico.

4.5.2.4. Riqueza taxonómica y diversidad

El ambiente epigeo es el más rico tanto en especies (66) como en géneros (48) como en familias (23). Le sigue en importancia el ambiente tronco con 46 especies, 37 géneros y 17 familias. La menor diversidad taxonómica corresponde al ambiente maraña con 30 especies, 27 géneros y 12 familias. La mayor diversidad del ambiente epigeo se mantiene incluso al sumar los taxones de los ambientes tronco y maraña, que dan como resultado 55 especies, 46 géneros y 18 familias.

Cualitativamente los tres ambientes contienen diferente composición faunística (Tab. XXVII). Las menores diferencias se dan entre los ambientes tronco y maraña, donde se debe tener en cuenta que el 70 % de las especies encontradas en el ambiente maraña aparecen también en los troncos de los árboles.

Tabla XVII. Grado cualitativo de similitud entre los diferentes ambientes del encinar cantábrico.

		TRONCO	MARAÑA
EPIGEO	Nº especies compartidas	21	9
	Coefficiente de Jaccard	0,2308	0,1034
	Coefficiente de Sorensen	0,3750	0,1875
TRONCO	Nº especies compartidas		21
	Coefficiente de Jaccard		0,3818
	Coefficiente de Sorensen		0,5526

4.5.2.5. Dinámicas estacionales

La mayor diversidad corresponde a las especies estenocronas en los ambientes tronco y maraña: 65,22 % y 80 %, respectivamente (Tab. XXVIII). Por el contrario, las especies euricronas predominan en el ambiente epigeo (54,23 %) frente a las estenocronas (35,59 %). Se observa, por tanto, un aumento de la proporción de especies estenocronas (tanto de primavera-verano como de otoño) al ascender verticalmente en los ambientes forestales (Fig. 45), que conlleva una disminución de todas las especies euricronas.

Entre las euricronas de todo el año y de periodos húmedos, la proporción en especies disminuye al ascender en los estratos de vegetación, las primeras incluso se encuentran ausentes en el ambiente maraña. Las euricronas de periodos cálidos mantienen proporciones similares en los tres ambientes, a pesar de que su riqueza específica disminuye desde los estratos de vegetación más bajos a los más altos.

La proporción de machos, hembras y juveniles en cada muestra también aporta una indicación sobre la extensión del periodo reproductor en los diferentes medios forestales (Tab. XXIX). Así, se observa como disminuye la proporción de adultos con la altura de los ambientes forestales, sugiriendo un periodo reproductor temporalmente más reducido en las zonas más altas del bosque.

Tabla XXVIII. Porcentaje de la riqueza específica representada por cada tipo de ciclo biológico en cada ambiente forestal.

TIPO DE CICLO	EPIGEO	TRONCO	MARAÑA
Euricronas de todo el año	22,73	8,7	-
Euricronas de periodos cálidos	13,64	13,04	10
Euricronas de periodos húmedos	18,18	8,7	3,33
Estenocronas de primavera-verano	28,79	54,35	63,33
Estenocronas de otoño	7,58	10,87	16,67
Indeterminado	9,09	4,35	6,67

Tabla XXIX. Proporción, expresada en porcentaje, de individuos adultos y juveniles capturados con cada método de muestreo.

METODO	MACHOS	HEMBRAS	TOTAL ADULTOS	JUVENILES
Actividad				
Trampas de intercepción de suelo	52,95	22,79	75,74	24,25
Trampas de intercepción de tronco	18,88	15,26	34,14	65,86
Abundancia				
Muestras de hojarasca	7,41	13,33	20,74	79,26
Muestras de musgo saxícola	4,06	10,43	14,49	85,51
Trampas de corteza	1,66	13,81	15,47	84,53
Batido del estrato escandente	2,75	6,42	9,17	90,83
Batido del follaje de las ramas de los árboles	2,35	7,40	9,75	90,25

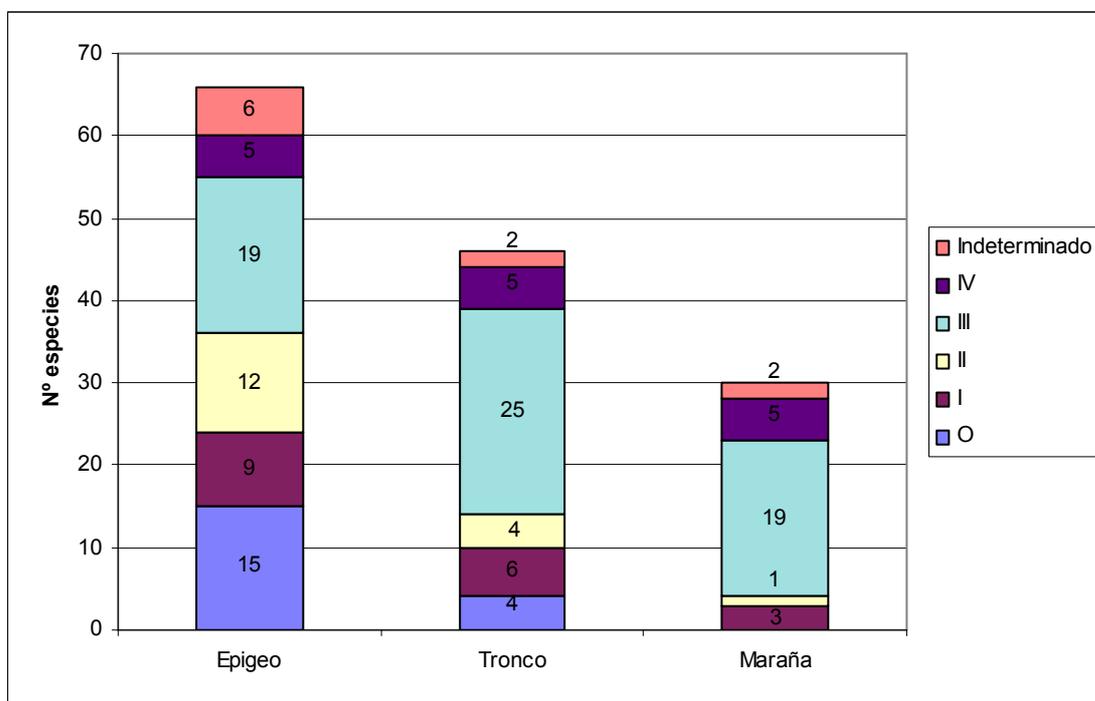


Figura 45. Riqueza específica de cada uno de los tipos de ciclos biológicos en los diferentes ambientes forestales del encinar cantábrico (Ver apartado 3.4.8.3.).

4.5.3. Discusión

En los ecosistemas forestales templados, conforme se asciende en los estratos de vegetación, las variaciones higrotérmicas son más fluctuantes (PARDÉ, 1980; ALBERT, 1982; BRAUN, 1992; SIMON, 2000). Por tanto, las arañas que viven en o cerca del suelo, protegidas por varios estratos de vegetación son especies con menor resistencia al frío invernal (SCHAEFER, 1977; KIRCHNER, 1987). Por ello, es el ambiente epigeo el que ofrece las condiciones microclimáticas más favorables, facilitando el asentamiento de un mayor número de especies y permitiendo la existencia de las especies más estenotopas, que se refleja en la mayor representación de los elementos biogeográficos de distribución más reducida (Sudoesteuropeo: *Nemesia simoni*, *Lepthyphantes cernuus*. Endémico: *Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica*, *Troglohyphantes furcifer*) y de especies con largo periodo de apareamiento (*Tenuiphantes flavipes*, *T. zimmermanni*, *Malthonica lusitanica*, *Chorizomma subterraneum*, *Harpactea hombergi*, *Ozyptila blackwalli*, *Scotina celans*, *Nemesia simoni*, etc.). Lo contrario sucede en el ambiente maraña, donde la riqueza taxonómica llega a su mínimo valor y el elemento holártico-cosmopolita (*Theridion tinctum*, *Cyclosa conica*) y las especies estenocronas (todas las características a excepción de *Episinus maculipes*) alcanzan su máxima representación. Así, el ambiente maraña es colonizado preferentemente por especies euritopas. En posición intermedia se sitúa el ambiente tronco que aunque se beneficia del efecto protector del dosel arbóreo, su corteza lisa lo convierte en un medio más expuesto que el epigeo.

Los datos del presente trabajo están de acuerdo con los de BRAUN (1992) y SIMON (1993, 2000), quienes observan tanto un descenso de la diversidad en los estratos más altos de vegetación en bosques alemanes debido a los rigores microclimáticos. Y también con los de TOFT (1976, 1978) y ALBERT (1982) quienes encuentran que al ascender en los estratos de vegetación la presencia de arañas adultas se acorta en el tiempo. Los estratos más bajos de la vegetación, al presentar condiciones microclimáticas más favorables, permiten la presencia de presas disponibles para las arañas en mayor parte del año, favoreciendo la euricronía, justo lo contrario sucede en los estratos superiores (MERRET, 1968).

Existe una reseñable representación de especies sureuropeas (*Cheiracanthium mildei*, *Episinus maculipes*, *Saitis barbipes*) en los troncos de los árboles. En su mayoría se trata de especies de óptimo mediterráneo, esperándose de ellas preferencias xerotérmicas. En pinares alemanes, durante la época cálida del año (mayo a octubre) se ha observado que a mayor altura en los troncos de los árboles la sequedad es mayor y que aunque la temperatura media de las mínimas se mantiene, la de las máximas aumenta por mayor exposición a la radiación solar (BRAUN, 1992). Durante estas fechas, estas especies termófilas abandonan sus refugios invernales ya sea el estrato herbáceo del ambiente epigeo en el caso de *Episinus maculipes*, las cortezas de los árboles en el caso de *Cheiracanthium mildei* y varios microhábitats (hojarasca, cortezas, etc.) en el caso de *Saitis barbipes*. Todo ello, unido al fuerte descenso de especies euricronas de todo el año y de periodos húmedos debido a las condiciones más xerófilas y termofluotantes respecto al ambiente epigeo, son las responsables de la marcada proporción de especies euricronas de periodos cálidos (*Episinus maculipes*, *Nuctenea umbratica*, *Saitis barbipes*) en los troncos de los árboles. El alargamiento de la época fría en el ambiente maraña sólo permite la colonización ocasional de estas especies en

verano. Así, al igual de lo que sucede en otros bosques (WOZNY, 1992) las arañas que requieren humedad quedan confinadas al ambiente epigeo, es el caso de las arañas tapitelas, únicamente representadas por la familia linífidis.

La predominancia de especies tejedoras de telarañas se debe a que las condiciones climáticas no presentan temperaturas suficientemente altas para favorecer la actividad y eficiencia de un hábito de captura errante (JOCQUÉ, 1984).

La estructura de la vegetación afecta a la distribución espacial de los gremios ecológicos, especialmente en el caso de las arañas tejedoras (GREENSTONE, 1984; UETZ, 1991). Para empezar, la ausencia de estructuras adecuadas para instalar sus telarañas impide que las arañas tubitelas e imbutitelas habiten el ambiente maraña. Las arañas imbutitelas realizan telarañas habitualmente horizontales, por ello su colonización se ve frenada en los troncos de los árboles, donde sólo pueden instalarse si cerca hay ramas u otros troncos paralelos que les sirvan de anclaje y sostén a sus telas. En cambio, los nudos entre tronco y ramas y el follaje del ambiente maraña proveen espacios favorables al asentamiento de arañas inequitelas y orbitelas (HATLEY & McMAHON, 1980). Estas últimas subrepresentadas en los troncos de los árboles, ya que si bien los tallos y ramas sirven para el anclaje de las telarañas, sus superficies lisas y generalmente ausentes de follaje no proveen de estructuras adecuadas para los momentos de reposo de las arañas. El ambiente epigeo, consistente en capas de hojarasca y musgo denso de corta altura principalmente, no favorece el asentamiento de estos dos gremios.

A las arañas errantes parecen afectarles más los factores microclimáticos (URONES & PUERTO, 1988; VILLEPOUX, 1990). Las especies diurnas (furtivas y emboscadoras) se ven favorecidas por su resistencia a la desecación (CANARD, 1991) y la mayor luminosidad (JOCQUÉ, 1984) que incide en los ambientes tronco y maraña, como ocurre con los licósidos en el suelo, que son más activos con mayor exposición solar (KOPONEN, 1972, 1975, 1989) abundando preferentemente en zonas abiertas (HUHTA, 1971; COYLE, 1981; ALDERWEIRELDT et al., 1989; VÄISÄNEN & BISTRÖM, 1990; PAJUNEN et al., 1995; JUNKER et al., 2000) incluso en verano (WILLIAMS, 1962). Respuestas de fototactismo positivo han sido comprobadas en saltícidos (NAKAMURA & YAMASHITA, 1997). Por su parte, las arañas errantes acosadoras, en su gran mayoría nocturnas, se muestran indiferentes ante esta situación. Si bien conforman el gremio de arañas errantes más exitoso en los tres ambientes, esto seguramente se deba a su carácter nocturno, que les permite evitar numerosos depredadores (CLOUDSLEY-THOMPSON, 2000), entre ellos las aves insectívoras, que pueden reducir drásticamente las poblaciones de arañas (GUNNARSSON, 1983, 1996).

Todo lo anteriormente comentado explica las diferencias en cuanto a composición taxonómica de los 3 ambientes. El tronco supone la mayor vía de conexión entre los ambientes epigeo y maraña. Hay especies que desarrollan su ciclo biológico explotando los 3 ambientes: *Clubiona comta*, *Saitis barbipes*, *Episinus maculipes*, *Paiduscura pallens* y *Labulla flahaulti*. Otras realizan desplazamientos verticales entre el ambiente epigeo y los troncos: *Dysdera fuscipes*, *Harpactea hombergi*, *Neon robustus*, *Textrix denticulata* y *Tegenaria inermis*. Por último se encuentran las que se reparten entre los troncos y el ambiente maraña: *Anyphaena accentuata*, *Cheiracanthium mildei*, *Clubiona brevipes*, *Ero aphana*, *Philodromus dispar*, *Dipoena melanogaster*, *Theridion tinctum*,

Cyclosa conica y *Zilla diodia*. El tronco no sólo se encuentra en conexión con las ramas de los árboles, sino que también se encuentra en contacto con el estrato escandente, pues numerosos bejucos (zarzaparrilla) y trepadoras (hiedra) que lo conforman se sostienen en los troncos de los árboles. Estas conexiones permiten un gran intercambio de fauna, produciendo la mayor similitud del ambiente tronco con el ambiente maraña. El gradiente vertical de similitud de las comunidades entre estratos de vegetación y los desplazamientos verticales de las arañas con fines de guarecimiento y reproductivos son habituales en los ecosistemas forestales (TURNBULL, 1960; TOFT, 1976; ALBERT, 1976, 1982).

4.5.4. Conclusiones

-El ambiente epigeo contiene una araneofauna muy diferente a la del tronco y la maraña, pues de sus 10 especies características, ninguna aparece en el resto de ambientes forestales. El ambiente tronco, con 10 especies características, y el ambiente maraña con 9, comparten 7 especies, mostrando por tanto, mayor similitud. Esta menor diferencia se debe a que ambos ambientes están bien conectados entre sí por una red de troncos y ramas. *Cheiracanthium mildei*, *Clubiona brevipes* y *Textrix denticulata* son dominantes exclusivas de los troncos y *Cyclosa conica* y *Zilla diodia* de la maraña.

-En todos los ambientes el número de especies de amplia distribución supera el 70 %, estando mayormente representado por el elemento europeo-eurosiberiano, cuya proporción disminuye al ascender en los estratos de vegetación. De los 6 endemismos ibéricos, 5 aparecen en el ambiente epigeo (*Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica*, *Troglohyphantes furcifer*, *Walckenaeria dalmasi* y *Tegenaria inermis*), 2 en el tronco (*Tegenaria inermis* y *Lepthyphantes bacelari*) y 1 en la maraña (*Lepthyphantes bacelari*). Las condiciones microclimáticas más estables del ambiente epigeo explican la presencia en el mismo de un superior número de especies de distribución restringida.

-En cuanto a gremios ecológicos, las arañas tejedoras presentan la mayor diversidad en todos los ambientes, suponiendo más del 60 % en todos los casos. Por tanto, en la franja latitudinal donde medran los encinares cantábricos el clima es aún lo suficientemente riguroso para impedir el predominio de las especies errantes, metabólicamente más activas. Las especies tapitelas, favorecidas por la mayor humedad, predominan en el ambiente epigeo. La estructura de la vegetación favorece la presencia de arañas inequitelas en los troncos y orbitelas e inequitelas en la maraña, mientras que las especies de los gremios tubitelas e imbutitelas se ausentan del último por no encontrar soportes adecuados para instalarse. Entre las errantes, el éxito de las acosadoras en todos los ambientes se explica por su actividad nocturna, que les protege de un gran elenco de depredadores. La mayor luminosidad y superficie del ambiente tronco favorece una presencia significativa de especies errantes diurnas (furtivas y emboscadoras) en el mismo.

-La diversidad taxonómica a todos los niveles disminuye al ascender en los ambientes forestales debido al gradiente microclimático cada vez más inestable. Los coeficientes de similitud cualitativos muestran que las tres araneocenosis son diferentes, aunque dándose menores diferencias entre los ambientes tronco y maraña, debido a que estos últimos están mejor intercomunicados entre sí. De todas maneras, hay circulación entre los diferentes ambientes forestales. Así, *Clubiona comta*, *Saitis barbipes*, *Episinus*

maculipes y *Paiduscura pallens* explotan los 3 ambientes; *Dysdera fuscipes*, *Harpactea hombergi*, *Neon robustus*, *Textrix denticulata* y *Tegenaria inermis* los ambientes epigeo y tronco y *Anyphaena accentuata*, *Cheiracanthium mildei*, *Clubiona brevipes*, *Ero aphana*, *Philodromus dispar*, *Dipoena melanogaster*, *Theridion tinctum*, *Cyclosa conica* y *Zilla diodia* los ambientes tronco y maraña.

-Las especies estenocronas aumentan su representación al ascender en los ambientes forestales: 35,59 % en el ambiente epigeo, 65,22 % en el tronco y 80 % en la maraña. Con el 54,23 % de las especies, las arañas euricronas sólo predominan en el ambiente epigeo. Las estenocronas de primavera predominan en todos los ambientes, aunque al igual que ocurre con las estenocronas de otoño, su proporción aumenta al ascender en los ambientes forestales. Justo lo contrario sucede con las euricronas de todo el año y de periodos húmedos, mientras que las de periodos cálidos mantienen su proporción. A pesar de ello, la riqueza específica de todas las euricronas decae al ascender en los ambientes forestales. Lo mismo ocurre con la proporción de individuos adultos de las diferentes muestras. Las condiciones microclimáticas más estables en las zonas más bajas del bosque permite la presencia de presas disponibles durante mayor tiempo durante el ciclo anual, favoreciendo a las especies euricronas.

4.6. ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO

4.6. ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LAS DIFERENTES ESTACIONES DE MUESTREO

4.6.1. Introducción

La preocupación por la conservación de la diversidad biológica en la Unión Europea conllevó el acuerdo de que cada país miembro elaborase una lista preliminar de Lugares de Interés Comunitario a partir de los cuales se elaboraría la selección definitiva de Zonas de Especial Conservación denominada Red Natura 2000 (CONSEJO DE EUROPA, 1992).

De los 6 encinares objeto de estudio en el presente trabajo, los de Ataun y Mendaro, se encuentran incluidos dentro de los espacios catalogados como Lugares de Interés Comunitario. Por su parte, los de Zumaia, Deba-Itziar y Arrasate se encuentran dentro de territorios declarados como Áreas de Interés Naturalístico, es decir, debe asegurarse su conservación conjugándola con las actividades humanas del entorno (GOBIERNO VASCO, 1998). Ya en la provincia de Navarra, el encinar cantábrico de Larraun no entra dentro de estas categorías europeas (GOBIERNO DE NAVARRA, 2000), si bien la parte guipuzcoana del valle está asignada a la categoría de Lugar de Interés Comunitario (GOBIERNO VASCO, 2001).

La descripción de la composición taxonómica, el interés faunístico y la diversidad de las araneocenosis de encinares objeto de diferentes grados de protección sienta las bases para realizar un seguimiento futuro de su evolución, con el fin de comprobar si las medidas de conservación son realmente efectivas. Ello supone una asistencia al Programa Marco Ambiental para La Comunidad Autónoma del País Vasco 2002-2006 (IHOBE 2002), que con los mismos objetivos, prevé la implantación de una Red de Observatorios de Biodiversidad. Estas labores de seguimiento y control de diferentes enclaves naturalísticos de interés, utilizando a las arañas como grupo indicador es una aplicación cada vez más extendida tras los últimos progresos metodológicos llevados a cabo para su consecución (NORRIS, 1999; RIECKEN, 1999; GAJDOS & TOFT, 2000).

Empleando los mismos parámetros indicadores, se puede realizar un análisis comparativo entre las comunidades de arañas presentes en cada uno de los encinares cantábricos. Este procedimiento posibilita determinar qué encinares poseen las araneocenosis de mayor interés en la actualidad y constatar si se encuentran en el grado de protección acorde a su valor. Tal enfoque ya ha sido utilizado por otros investigadores anteriormente (RUZICKA & BOHAC, 1994; ZULKA & MILASOWSKY, 1998).

Teniendo en cuenta que el desconocimiento de la fauna de invertebrados en el territorio estudiado ha impedido su valoración como criterio para designar estas áreas naturalísticas, el estudio de la taxocenosis de arañas, reconocida como buen indicador ecológico (CLAUSEN, 1986; MARC et al., 1999), aporta nueva y útil información destinada a tomar las medidas de conservación de la diversidad biológica oportunas.

4.6.2. Resultados

4.6.2.1. Resultados globales

Los resultados obtenidos se encuentran en la tabla XXX. Para cada estación han podido determinarse a nivel específico las siguientes proporciones de individuos: para Zumaia el 92,19 %, para Deba-Itziar el 91,97 %, para Mendaro el 95,24 %, para Arrasate el 97 %, para Ataun el 95,36 % y para Larraun el 91,28 %. Por consiguiente, en todos los casos ha sido posible identificar más del 90 % de la muestra.

4.6.2.2. Estructura de dominancia y araneocenosis asociada

Para cada estación de muestreo, las especies características suponen el siguiente porcentaje: Zumaia el 80,79 %, Deba-Itziar el 78,17 %, Mendaro el 87,14 %, Arrasate el 80,53 %, Ataun el 80,56 % y Larraun el 70,22 % (Tab. XXX).

Nemesia simoni, *Chorizomma subterraneum* y *Scotina celans* aparecen como características en las 6 estaciones de muestreo. *Nemesia simoni* se presenta como especie eudominante en Mendaro, dominante en Arrasate, Deba-Itziar y Larraun y subdominante en Zumaia. *Chorizomma subterraneum* domina en Zumaia y Ataun, es dominante en Arrasate y Mendaro y subdominante en Larraun. *Scotina celans* es dominante en Mendaro, Deba-Itziar, Zumaia y Ataun y subdominante en el resto.

Tras estas especies destacan aquellas que aparecen como características en de 3 a 5 estaciones. *Malthonica lusitanica* aparece como especie dominante en todas las estaciones a excepción de Zumaia, de donde se encuentra totalmente ausente. *Tenuiphantes zimmermanni* es dominante en Deba-Itziar y Mendaro, subdominante en Arrasate, secundaria en Larraun y escasa en Zumaia. *Tenuiphantes flavipes* es dominante en Larraun y Zumaia, subdominante en Arrasate y secundaria en Ataun y Mendaro. *T. flavipes* está ausente de Deba-Itziar y *T. zimmermanni* de Ataun.

Otro grupo queda conformado por las especies que aparecen como características en menos de tres estaciones, siempre en la categoría de subdominantes. Entre ellas se encuentran *Clubiona comta* (Zumaia y Larraun), *Saitis barbipes* (Zumaia y Ataun), *Lepthyphantes cernuus* (Mendaro), *Microneta viaria* y *Tegenaria picta* (Ataun) y *Trichoncus affinis*, *Theonina cornix*, *Centromerus albidus* y *Episinus maculipes* (Zumaia).

Cabe señalar que son 5 las especies que aparecen en todas las estaciones de muestreo: *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum*, *Scotina celans*, *Lepthyphantes cernuus* y *Tegenaria picta*. Estas especies suponen el 37,29 % de la captura en Zumaia, el 46,72 % en Deba – Itziar, el 62,86 % en Mendaro, el 49,12 % en Arrasate, el 59,72 % en Ataun y el 42,7 % en Larraun.

Tabla XXX. Continuación.

TAXON	Zumaia		Deba - Itziar		Mendaro		Arrasate		Ataun		Larraun		Np	Gb
	Ind. (%)	Do	Ind. (%)	Do	Ind. (%)	Do	Ind. (%)	Do	Ind. (%)	Do	Ind. (%)	Do		
Gnaphosidae														
<i>Zelotes aeneus</i>	1 (0,56)	x	-	-	-	-	-	-	-	-	2 (1,12)	xx	2	E
<i>Zelotes apricorum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2 (1,12)	xx	1	E
<i>Zelotes larreillei</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (0,56)	x	1	E
<i>Zelotes subterraneus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2 (1,12)	xx	1	P
Thomisidae														
<i>Ozyptila blackwalli</i>	2 (1,13)	xx	-	-	1 (0,71)	x	6 (2,65)	xx	-	-	5 (2,81)	xx	4	P
Salticidae														
<i>Neon robustus</i>	2 (1,13)	xx	3 (1,31)	xx	-	-	-	-	-	-	2 (1,12)	xx	3	E
<i>Saitis barbipes</i>	7 (3,95)	xxx	-	-	-	-	-	-	5 (3,47)	xxx	1 (0,56)	x	3	SE

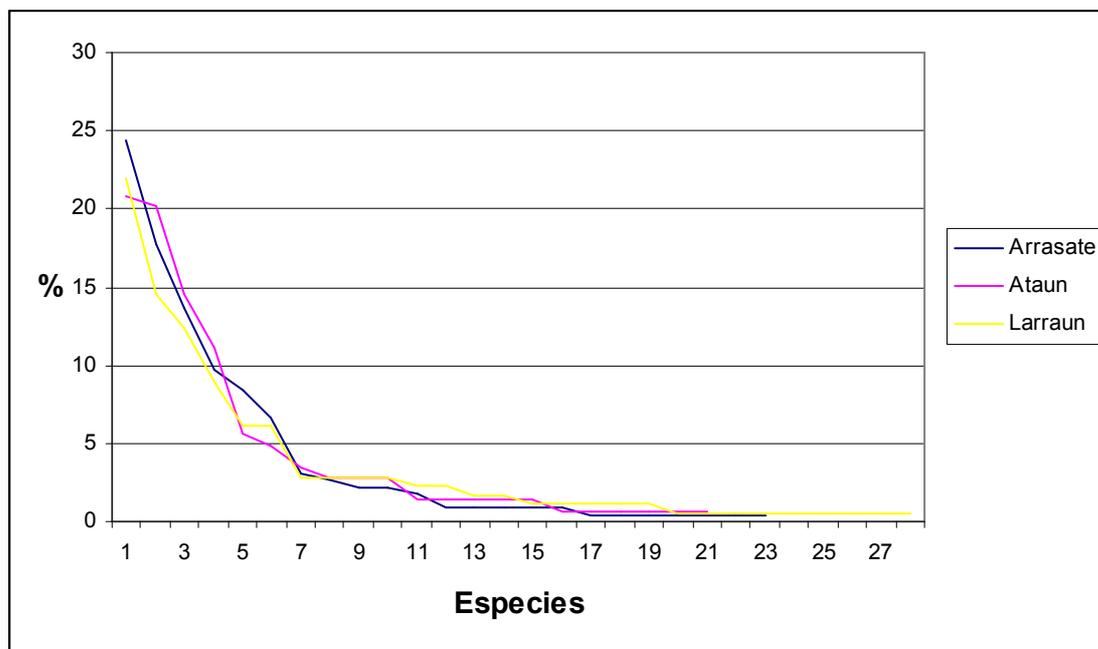
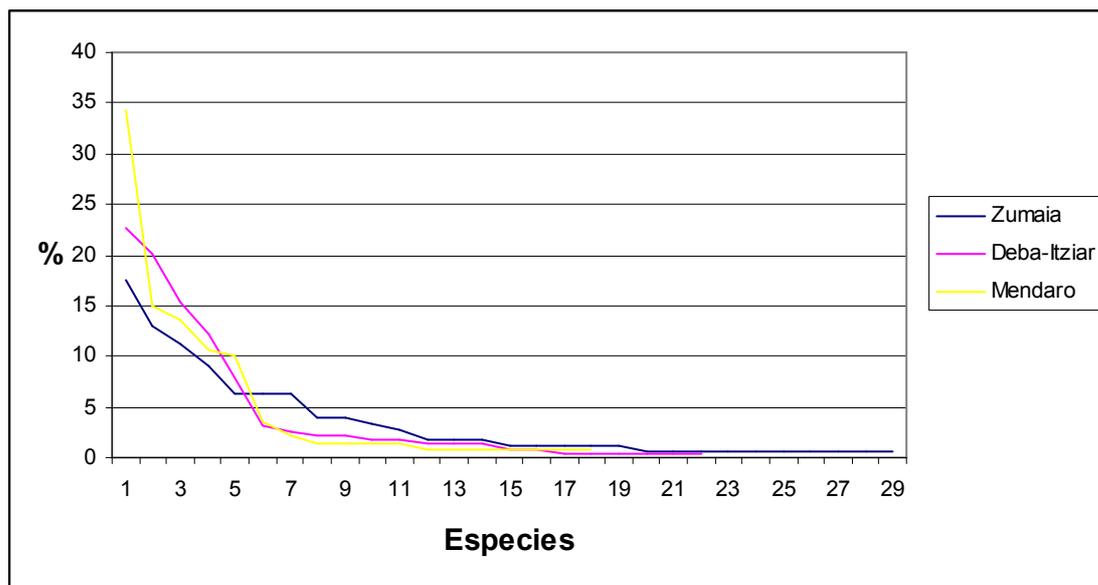


Figura 47. Curvas de las dominancias relativas de las especies, presentadas en orden descendente, de las tres estaciones costeras (arriba) y de las tres estaciones interiores (abajo).

Teniendo en cuenta el conjunto de las 16 especies asociadas a los encinares cantábricos (apartados 4.2. y 4.5.), se observa que siempre suman más del 70 % de la captura para todas las estaciones: el 73,45 % para Zumaia (14 especies), el 90,39 % para Deba-Itziar (12 especies), el 95 % para Mendaro (13 especies), el 92,92 % para Arrasate (14 especies), el 84,72 % para Ataun (11 especies) y el 83,71 % para Larraun (13 especies).

Las curvas de dominancia (Fig. 47) indican que entre los encinares costeros, Zumaia es la estación que posee un mayor número de especies de dominancia intermedia. Siendo Mendaro la que presenta menor equitatividad, debido a la presencia de una especie eudominante (*Nemesia simoni*) cuya representación supera en más del doble a la siguiente en la escala de dominancia. Los encinares interiores presentan curvas similares, al estilo del encinar de Deba-Itziar.

4.6.2.3. Interés faunístico

Tanto en riqueza específica como en individuos, las especies de distribución europeo-eurosiberiana son las más abundantes (Tab. XXXI y Fig. 48). Se trata del elemento biogeográfico dominante en las estaciones de Zumaia y Deba-Itziar, aunque también altamente representado en el resto. Entre las especies, destaca la ocurrencia de *Scotina celans* y *Tegenaria picta*, presentes en todas las estaciones de muestreo. *Tenuiphantes zimmermanni*, *Clubiona comta*, *Centromerus albidus* y *Walckenaeria corniculans* aparecen en 3 o más estaciones de muestreo. Una de las más abundantes, *Theonina cornix*, sólo aparece en la estación de Zumaia.

Los 5 endemismos presentes en el ambiente epigeo, *Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica*, *Troglohyphantes furcifer*, *Tegenaria inermis* y *Walckenaeria dalmasi*, se encuentran en la estación de Arrasate. Por su parte, Ataun contiene a las 4 primeras especies, Mendaro y Deba-Itziar a las 3 primeras, Larraun a las 2 primeras y Zumaia tan sólo a *Malthonica lusitanica*. Cuantitativamente, el elemento endémico alcanza su máxima representación en las estaciones de Arrasate y Ataun (donde es dominante) y la mínima en Zumaia. Pese a ello, está bien representado en todas las estaciones de muestreo.

Las especies de distribución sudoesteuropea son las siguientes en importancia. Cuantitativamente dominan en las estaciones de Mendaro y Larraun, estando bien representadas en el resto a excepción de Zumaia. *Nemesia simoni* y *Lepthyphantes cernuus*, que aparecen en todas las estaciones de muestreo, son las especies más representativas.

El elemento paleártico ocupa la cuarta posición en importancia. Cuantitativamente, tiene una representación significativa en las estaciones de Zumaia, Larraun y Arrasate. Casi toda la representación queda supeditada a la abundancia de una sólo especie, *Tenuiphantes flavipes*, abundante precisamente en las estaciones anteriormente mencionadas. Poco abundante, pero apareciendo en varias estaciones de muestreo se encuentra *Ozyptila blackwalli*, mientras que *Trichoncus affinis* encuentra una alta representación en Zumaia.

Tabla XXXI. Porcentajes de representación por especies (Esp.) e individuos (Ind.) de los diferentes grupos biogeográficos en las distintas estaciones de muestreo.

GRUPO BIOGEOGRÁFICO	ZUMAIA		DEBA-ITZIAR		MENDARO		ARRASATE		ATAUN		LARRAUN	
	Esp. (%)	Ind. (%)										
Holártico-Cosmopolita	6,9	1,69	4,55	0,44	5,56	0,71	4,35	1,77	9,52	8,33	3,57	0,56
Paleático	13,79	23,73	9,09	1,75	11,11	2,14	21,74	11,50	9,52	3,47	17,86	19,66
Europeo-Eurosiberiano	55,17	37,85	50	44,54	33,33	33,57	34,78	23,01	38,1	22,22	46,43	26,97
Sureuropeo	13,79	11,86	9,09	1,31	16,67	2,86	4,35	0,88	4,76	3,47	10,71	3,93
Sudoesteuropeo	6,9	7,34	13,64	25,76	16,67	38,57	8,7	26,55	19,05	25,00	14,29	27,53
Endemismos	3,45	17,51	13,64	25,76	16,67	22,14	21,74	35,84	19,05	37,50	7,14	21,35
Sin determinar	-	-	4,54	0,44	-	-	4,35	0,44	-	-	-	-

Las especies de distribución sureuropea sólo están bien representadas en la estación de Zumaia, gracias a la presencia de *Dysdera fuscipes*, *Saitis barbipes* y *Episinus maculipes* sobre todo, también presentes en la mayoría de las estaciones muestreadas.

El elemento holártico-cosmopolita está pobremente representado en todas las estaciones a excepción de Ataun, donde destaca la presencia de *Microneta viaria*. Menos abundante, pero presente en varias estaciones de muestreo se encuentra *Trochosa terricola*.

Si bien la mayoría de las especies son de amplia distribución en todas las estaciones de muestreo (a excepción de Mendaro, con empate a 9 especies), la proporción en número de individuos es favorable en todos los casos a las especies de distribución geográfica reducida, con la única excepción de Zumaia, donde estas especies suponen el 36,72 % de la muestra. Son Mendaro, Arrasate y Ataun las que más proporción de especies de ámbito geográfico reducido presentan: 63,57 %, 63,27 % y 65,97 %, respectivamente. En Deba-Itziar y Larraun, la proporción es más baja: 52,84 % y 52,81 %. En abundancia total, estas especies alcanzan su máximo en Arrasate y Deba-Itziar (143 y 121 individuos, respectivamente). Valores intermedios se dan en las estaciones de Ataun (95), Larraun (94) y Mendaro (89). Mientras que la menor abundancia se da en Zumaia, con 65 individuos.

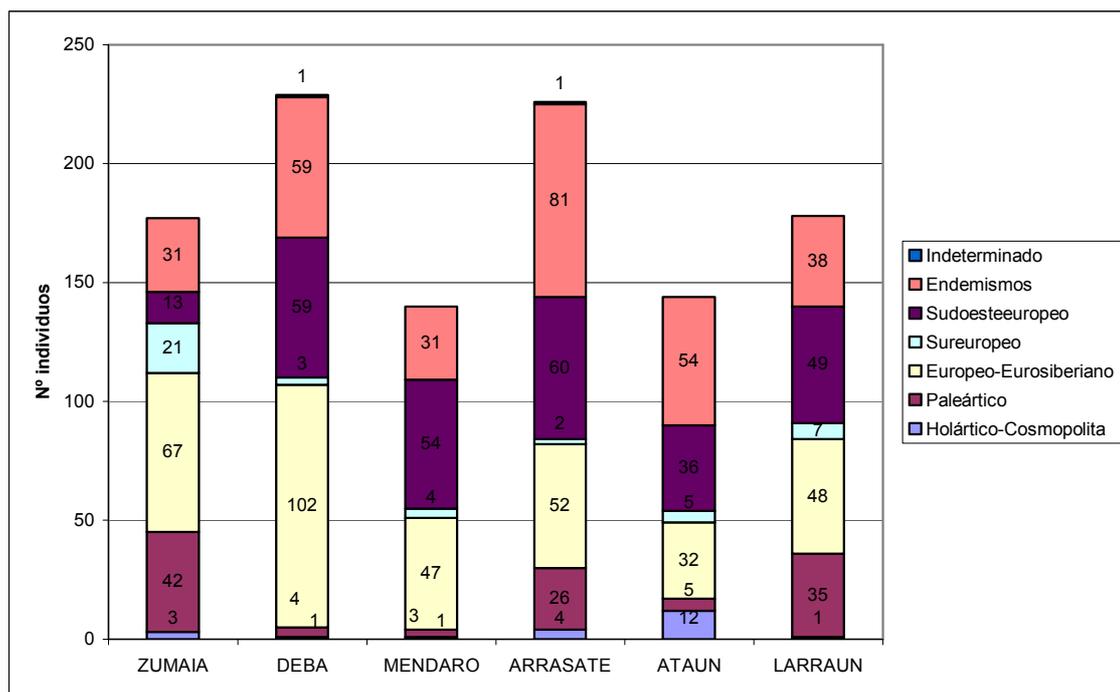
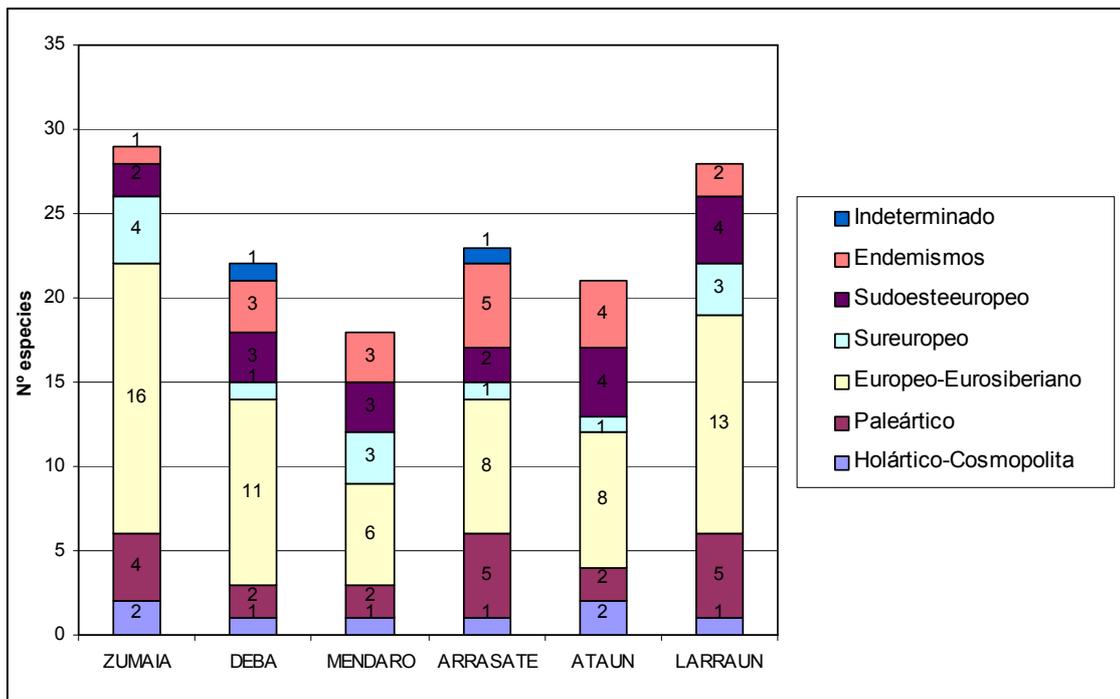


Figura 48. Riqueza específica (arriba) y abundancia (abajo) de cada grupo biogeográfico en las diferentes estaciones de muestreo.

4.6.2.4. Rendimiento del esfuerzo de muestreo: Estimación de la riqueza específica

En la tabla IX del Anexo se encuentra detallado el número de capturas por especie y trampa en cada estación de muestreo. Los resultados de las funciones de acumulación de riqueza específica para cada estación de muestreo aparecen en las tablas XXXVI a XLI, del mismo apartado.

Las funciones de acumulación de especies respecto al número de trampas se representan en la figura 49. En general, teniendo en cuenta el conjunto de todas las estaciones, los mejores ajustes los realizan los estimadores ACE y Chao 1 y 2. Zumaia y sobre todo Mendaro, quedan como las estaciones en donde más se ha subestimado el número de especies. Sin embargo, para Zumaia la mayoría de los estimadores presentan valores similares (36-40) y tienden con mayor rapidez a alcanzar la asíntota. Por el contrario, en el caso de Mendaro casi ninguna de las curvas tiende a asintotizarse y los valores obtenidos oscilan en un amplio rango (21-43).

Los mejores estimadores para cada estación se han resumido en la tabla XXXII. Para la mayoría de los casos se observa que estos estimadores indican que se ha capturado entre el 80-85 % de las especies teóricamente presentes. Siendo las excepciones Zumaia y Mendaro, con menos del 80 %.

Tomados en conjunto, todos los datos destacan a las estaciones de Zumaia y Larraun como las de mayor riqueza específica y a Mendaro como la de menor. El resto queda en una posición intermedia.

Tabla XXXII. Valores de los diferentes estimadores de la riqueza específica, porcentajes de la riqueza obtenida respecto a la esperada (en cursiva) e intensidad de muestreo en las 6 estaciones prospectadas. Con “*” se marcan los estimadores que mejor se ajustan a los datos obtenidos.

ESTIMADOR	ZUMAIA		DEBA-ITZIAR		MENDARO		ARRASATE		ATAUN		LARRAUN	
	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%	Valor	%
Riqueza específica	29	-	22	-	18	-	23	-	21	-	28	-
ACE	40,48	<i>71,64</i>	25,99	<i>84,65</i>	26,26	<i>68,55</i>	29,81	<i>77,16</i>	26,25	<i>80</i>	34,79*	<i>80,48</i>
ICE	39,59	<i>73,25</i>	27,5*	<i>80</i>	34,46	<i>52,23</i>	30,79	<i>74,7</i>	30,79	<i>68,2</i>	43,32	<i>64,64</i>
Chao 1	39	<i>74,36</i>	31	<i>70,97</i>	24,12*	<i>74,63</i>	27,9	<i>82,44</i>	24,6*	<i>85,37</i>	36,1	<i>77,56</i>
Chao 2	36,56*	<i>79,32</i>	30,16	<i>72,94</i>	43	<i>41,86</i>	27,57*	<i>83,42</i>	29,1	<i>72,16</i>	44,9	<i>62,36</i>
Jacknife 1	37,8	<i>76,72</i>	27,6	<i>79,71</i>	26	<i>69,23</i>	29,4	<i>78,23</i>	28,2	<i>74,47</i>	38,4	<i>72,92</i>
Jacknife 2	40,8	<i>71,08</i>	30,45	<i>72,25</i>	31,1	<i>57,88</i>	31,05	<i>74,07</i>	31,35	<i>66,99</i>	43,95	<i>63,71</i>
Bootstrap	33,25	<i>87,22</i>	24,57	<i>89,54</i>	21,44	<i>83,96</i>	26,17	<i>87,89</i>	24,36	<i>86,21</i>	32,72	<i>85,57</i>
Intensidad de muestreo	6,10	-	10,41	-	7,78	-	9,83	-	6,86	-	6,36	-

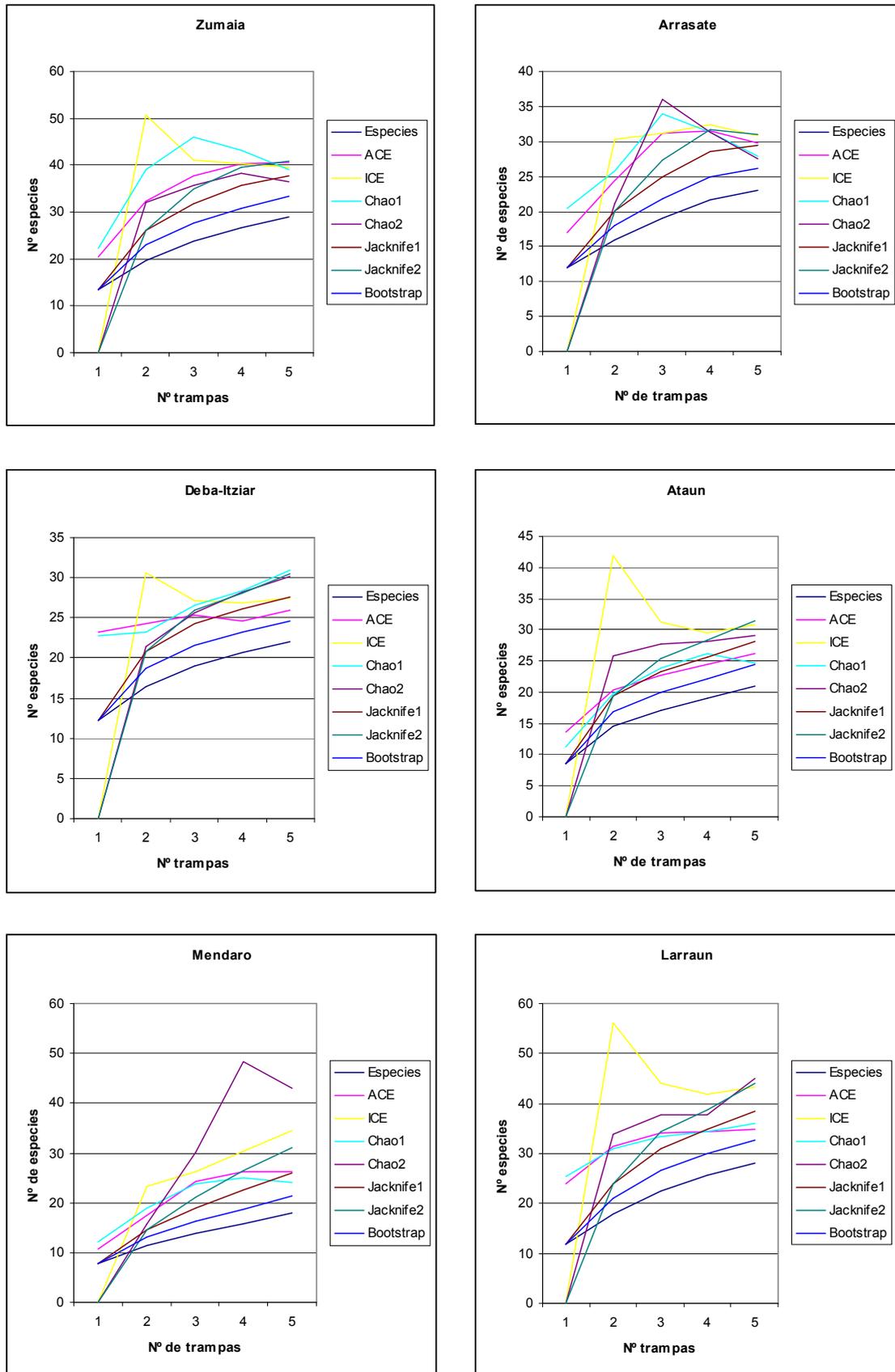


Figura 49. Curvas de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica para cada estación de muestreo.

4.6.2.5. Diversidad

Aunque el inventario de las especies ha sido incompleto en cada estación de muestreo, al ser la subestimación similar en todas las estaciones (siempre cercana al 80 %, ver apartado 4.6.2.4.), con la única excepción de Mendaro, se ha considerado conveniente realizar el test de la diversidad de Renyi con fines comparativos.

Siguiendo el test de Renyi (Fig 50 y Tab. XLII del Anexo) Zumaia se presenta como la estación más diversa seguida de Larraun. Tras ellas, se sitúan Arrasate y Ataun, estaciones no comparables entre sí pero de mayor diversidad que Deba-Itziar. Por último, la estación de Mendaro presenta la menor diversidad.

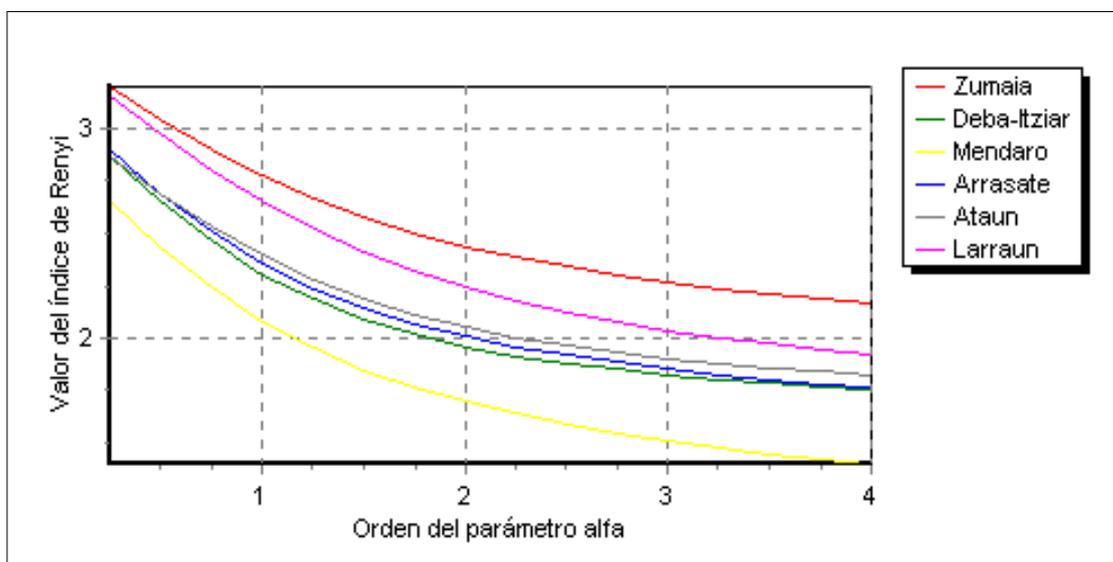


Figura 50. Test de la diversidad de Renyi para la comparación entre las diferentes estaciones de muestreo.

Tabla XXXIII. Grado de similitud entre las diferentes estaciones de muestreo. Valores de los coeficientes expresados en porcentajes.

		DEBA – ITZIAR	MENDARO	ARRASATE	ATAUN	LARRAUN
ZUMAIA	Nº especies comunes	12	11	13	11	19
	Jaccard	30,77	30,56	33,33	28,21	50,00
	Sorensen cualitativo	47,06	46,81	50,00	44,00	66,67
	Sorensen cuantitativo	34,48	35,33	44,66	46,73	52,96
DEBA – ITZIAR	Nº especies comunes		11	13	10	12
	Jaccard		37,93	40,62	30,30	31,58
	Sorensen cualitativo		55,00	57,78	46,51	48,00
	Sorensen cuantitativo		69,92	72,53	52,01	54,55
MENDARO	Nº especies comunes			12	10	12
	Jaccard			41,38	34,48	35,29
	Sorensen cualitativo			58,54	51,28	52,17
	Sorensen cuantitativo			71,04	60,56	59,75
ARRASATE	Nº especies comunes				13	12
	Jaccard				41,94	30,77
	Sorensen cualitativo				59,09	47,06
	Sorensen cuantitativo				61,62	59,41
ATAUN	Nº especies comunes					11
	Jaccard					28,95
	Sorensen cualitativo					44,90
	Sorensen cuantitativo					59,63

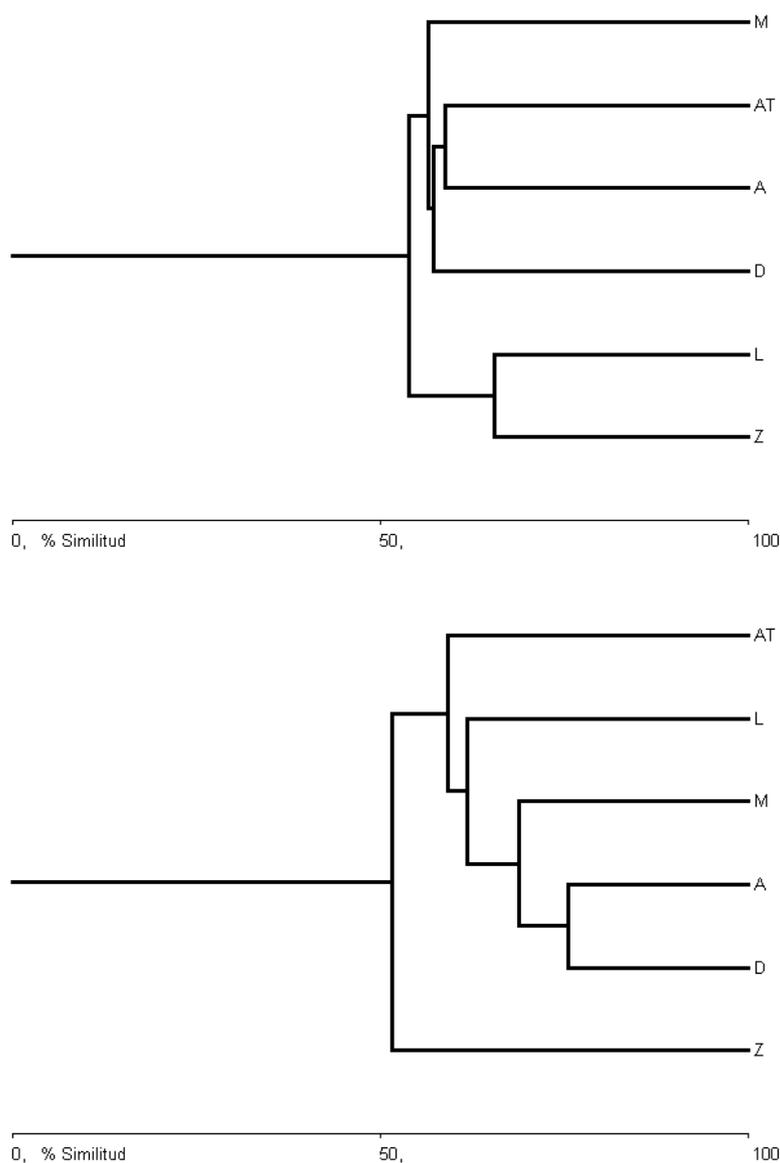


Figura 51. Dendrogramas obtenidos según el análisis de clasificación por porcentaje de similitud del coeficiente de Sorensen cualitativo (arriba) y Sorensen cuantitativo (abajo). Se ha utilizado el tipo de unión sencilla o “single link” (McALEECE et al., 1997).

Al comparar cuantitativamente su composición faunística, todas las estaciones, a excepción de Zumaia, presentan más similitudes que diferencias entre sí (Tab. XXXIII). Esta última, sólo encuentra similitudes con la estación de Larraun. Cualitativamente, las diferencias son mayores, excepto para Zumaia y Larraun, que presentan aún mayor parecido que cuantitativamente.

Deba-Itziar, Mendaro y Arrasate presentan una similitud aproximada del 70 % entre sí (Fig. 51), formando un grupo al que se añade primero Ataun y después Larraun. Zumaia se aísla del resto, quedando como la estación de mayor singularidad faunística.

Cualitativamente, Zumaia y Larraun se agrupan por un lado con el 66 % de similitud y el resto se agrupa por el otro con valores entre 50 y 59 % (Sorensen cualitativo).

4.6.3. Discusión

En acuerdo con lo comentado en el apartado 4.2.3.4., la procedencia de especies de diferentes microhábitats y la contaminación de las que proceden de otros ambientes o hábitats (EDWARDS, 1997) hacen complicado que las funciones de acumulación se asintoticen al aplicar datos procedentes de trampas de intercepción a los estimadores de riqueza específica. Otro factor que puede haber contribuido a un inventario incompleto de las arañas epigeas es la baja intensidad de muestreo (Tab. XXIX). Se considera que intensidades de muestreo por debajo de 10 no aportan información fiable para la estimación de la riqueza específica (CODDINGTON et al., 1991). Incluso otros autores elevan la exigencia hasta un valor entre 30-50 (SORENSEN et al., 2002), lo que se aleja de los valores obtenidos en el presente estudio. Sin embargo, estos trabajos han sido realizados en ecosistemas tropicales donde el número de especies es muy elevado y por tanto es posible que estos datos no sean extrapolables a zonas de clima templado. Como tampoco se observa con los datos obtenidos mayor rendimiento en riqueza específica a más altos valores de intensidad de muestreo, se considera como factor más influyente a la naturaleza del método empleado, en la misma línea en que se señala en el apartado 4.2.3.4.

Al igual que lo encontrado en otras investigaciones, los resultados obtenidos indican que los mismos tipos de formaciones vegetales poseen araneocesis similares a escala regional (LUCZAK, 1963; CLAUSEN, 1986; SMAHA & CHYTRÝ, 1995; MARC et al., 1999). Sin embargo, los diferentes factores abióticos a los que se encuentran sometidas las distintas estaciones de muestreo provocan algunas desemejanzas. Concretamente, al igual de lo que sucede en Bohemia central, las diferencias se deben en gran parte a la presencia o ausencia de los afloramientos rocosos (SMAHA & PENICKA, 1989).

Zumaia y Larraun son las estaciones con mayor diversidad biológica. Lo que las diferencia respecto a las demás es su suelo, que presenta menor superficie de roca aflorante en Larraun y nula en Zumaia. Ello permite que haya una mayor superficie de hojarasca, medio más heterogéneo que el musgo saxícola (ver apartado 4.2.3.4.), en estas estaciones. De esta forma, la complejidad y heterogeneidad del ambiente epigeo permiten el asentamiento de una mayor diversidad de especies (JOCQUÉ, 1973; UETZ, 1991; DOWNIE et al., 1995; NIEMELÄ et al., 1996).

En Zumaia, la ausencia de *Malthonica lusitanica*, la presencia de *Theonina cornix* y *Trichoncus affinis* y la escasa dominancia de *Nemesia simoni*, explican la singularidad de esta estación respecto a las demás. Esta originalidad faunística cabe ser explicada por las diferencias ambientales de la estación de Zumaia, que es la más seca, cálida y oceánica. Las condiciones xerotérmicas parecen las responsables de la significativa presencia de *Trichoncus affinis* y *Theonina cornix*. Este microclima favorece la colonización por el grupo sureuropeo, que alcanza aquí su máxima representación, encabezado por *Saitis barbipes*, *Episinus maculipes* y *Dysdera fuscipes*. En cambio, las características del suelo afectan a las arañas constructoras de madrigueras (COYLE, 1986) lo que explica la menor presencia de *Nemesia simoni* en Zumaia. A todas estas condiciones se añade la mayor superficie de hojarasca y oceanidad climática debido a la

cercanía del mar, confiriendo al ambiente epigeo del encinar de Zumaia unas condiciones heterogéneas y microclimáticamente más estables que favorecen su alta diversidad biológica respecto al de Larraun.

Larraun es una estación de carácter más continental, aunque también xérico, debido a su orientación sureste y a su suelo pedregoso. Esta condición de escasa humedad, al igual de como sucede en Zumaia, favorece la presencia de especies mesoxerófilas como *Tenuiphantes flavipes* y limita la ocurrencia de especies mesohigrófilas como *Tenuiphantes zimmermanni*, favoreciendo la similitud que presentan estas dos estaciones respecto al resto. El terreno pedregoso facilita el asentamiento de arañas lapidícolas, puesta de manifiesto por el hecho de que todas las especies capturadas del género *Zelotes* se encuentran en esta estación.

Deba-Itziar, Arrasate, Mendaro y Ataun presentan ambientes epigeos parecidos. El sustrato consiste en un terreno de lapiaz parcialmente enterrado del que surgen numerosos afloramientos rocosos. El parecido entre las 4 estaciones se debe a la abundancia en todas ellas de 4 especies características: *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica* y *Scotina celans*. La abundancia constante de las tres primeras especies es la responsable de su alto interés faunístico. Además, en todas estas estaciones aparece un endemismo cantábrico, ausente de Zumaia y Larraun, que los revaloriza aún más: *Troglohyphantes furcifer*. Esta especie es troglófila (RIBERA, 1980) y su presencia en estos encinares se explica por la conexión de los ambientes hipógeo y epigeo debido al terreno karstificado, cosa que no ocurre ni en Zumaia ni en Larraun.

Entre estas 4 estaciones de muestreo, Ataun se diferencia del resto debido a la ausencia de *Tenuiphantes zimmermanni*. Esta especie construye su telaraña por encima del nivel del suelo, aprovechando los soportes que le proporcionan las ramitas y matas circundantes (KESSLER & HAM, 1988). Esta situación de su tela, unida a las características estructurales de la misma, la hacen especialmente vulnerable a las corrientes de viento (JOCQUÉ, 1973), por lo que *Tenuiphantes zimmermanni* abunda siempre más en las zonas de sotavento. Por ello, la especie se encuentra ausente de la estación de Ataun, cuya orientación oeste la expone a los vientos dominantes. Por el contrario, la especie prospera en los otros 3 encinares: las estaciones de Deba-Itziar y Arrasate tienen orientación este y Mendaro, aunque de orientación suroeste, se encuentra en el interior de un valle, al abrigo del viento. Otra diferencia es la presencia de *Microneta viaria* en Ataun, especie ausente en las otras 3 estaciones. *Microneta viaria* es mesohigrófila, favorecida principalmente por la exposición oeste de la ladera, que recibe los vientos húmedos de origen oceánico.

Deba-Itziar, Mendaro y Arrasate son estaciones muy similares entre sí, oscilando sus valores del coeficiente de Sorensen cuantitativo cerca del 70 %. Comparten nada menos que 5 especies características: *Nemesia simoni*, *Scotina celans*, *Chorizomma subterraneum*, *Malthonica lusitanica* y *Tenuiphantes zimmermanni*. Mendaro y Arrasate presentan alto valor faunístico, debido a la gran representación del grupo europeo-eurosiberiano en Deba-Itziar. Por otro lado, los datos de diversidad indican que la estación de Mendaro es la menos diversa. Sin embargo, no se puede considerar este hecho como definitivo, pues los estimadores de riqueza específica aplicados a Mendaro, no sólo recalcan la mayor subestimación para esta estación, sino que además es donde peor se ajustan a los datos obtenidos, sugiriendo todavía mayores valores de riqueza

específica que los obtenidos con tales parámetros. Por tanto, a buen seguro la diversidad real de Mendaro es pareja al menos con la Deba-Itziar.

Analizados los datos se presenta una contradicción: Zumaia y Larraun son las estaciones de mayor diversidad pero en contrapartida, son las de menor interés faunístico. Esta situación, que aparece en varias investigaciones, dificulta la designación de áreas preferentes a conservar, llevando al debate, aún no resuelto del todo sobre si priorizar la diversidad sobre el interés faunístico (atendiendo a la corología de las especies) o viceversa (LOVEJOY et al., 1997; MARTÍN PIERA, 1997). Conservar las zonas más diversas puede contribuir a preservar la funcionalidad y estabilidad de los ecosistemas, necesarios para el equilibrio ecológico de los diferentes ecosistemas en particular y globalmente del planeta (PINEDA et al., 2002). Pero por su parte, pone en riesgo la supervivencia de las especies más infrecuentes (RUZICKA & BOHAC, 1994), cuya desaparición tiene consecuencias de difícil predicción, ya que no todas las especies, incluso dentro de un mismo taxón son equivalentes ecológicos (COUSINS, 1991). Estas contradicciones obligan a analizar además de la diversidad, la composición de especies en la evaluación de la prioridad de lugares a conservar (NIEMELÄ & BAUR, 1998). Para ello, se han propuesto diferentes índices que conjuguen ambos aspectos (MARTÍN PIERA, 1997; CANARD et al., 1998). Sin embargo, el escaso conocimiento de la araneofauna ibérico-pirenaica y mediterráneo-occidental impide la aplicación de estos parámetros. Pese a ello y sobre la base de los datos obtenidos se ha realizado el esfuerzo de interpretar y valorar las araneocenosis de los encinares cantábricos prospectados.

En el presente caso, los encinares de Zumaia y Larraun, según los índices de diversidad, serían los más equilibrados y estables. Sin embargo, el resto de las estaciones no tiene por que presentar comunidades más desfavorecidas desde este punto de vista, pues se encuentran sometidas a las mismas presiones antrópicas (siempre bajas) y además, más aisladas de los entornos humanizados más próximos.

La presencia de un mayor número de especies (y con mayor abundancia) de distribución geográfica reducida se encuentra en los encinares de Deba-Itziar, Mendaro, Arrasate y Ataun, que crecen sobre lapiaz. Tales bosques, históricamente habrían sido menos intervenidos por el ser humano debido a desarrollarse en suelos más improductivos por la gran superficie de roca aflorante, rodeada de litosuelos en zonas de gran pendiente. Por tanto, estos encinares seguramente han conservado durante mayor tiempo unas condiciones más estables, circunstancia que hipotéticamente favorece a las especies de distribución más restringida, consideradas generalmente de carácter más estenotopo. Sin embargo, como ya se ha comentado anteriormente, su diversidad es menor debido a poseer un ambiente epigeo más homogéneo.

Desde una perspectiva aplicada a la conservación se concluye, por tanto, que a pesar de su mayor diversidad, los encinares de Zumaia y Larraun se encuentran en un estado de regeneración más retrasado con respecto a los demás. Por otra parte, destaca el valor del encinar de Arrasate por presentar la mayor riqueza y abundancia de especies endémicas en particular y de distribución geográfica restringida en general, además de un alto valor de diversidad. A pesar de contar con una evaluación tan positiva, el encinar de Arrasate no está incluido en un Lugar de Interés Comunitario, sino que figura como Área de Interés Naturalístico (GOBIERNO VASCO, 2001). Quizás esta situación se deba a que hay que tener en cuenta más de un tipo de hábitat a la hora de tomar las decisiones sobre la elección de espacios naturales de conservación prioritaria. En cualquier caso, debe

señalarse que al año de finalizar los muestreos, el encinar de Arrasate (en las inmediaciones de la estación de muestreo) fue abierto en algunos de los límites del bosque. Se observó que el estrato escandente había sido extraído, con corta y retirada de madera que provocó la retirada de la capa de hojarasca en varias zonas del suelo forestal. Esta intervención podría tener un impacto negativo sobre la araneofauna del encinar de Arrasate. Por ello, sería deseable, que aún estando dentro del área de Interés Naturalístico de Udalaitz, el encinar de Arrasate (al menos en esta vertiente), contase con una figura propia que asegurase su conservación.

Por último, sería importante, que en un futuro próximo, los encinares cantábricos estudiados se incluyesen dentro de la Red de Observatorios de Biodiversidad previstos por el Programa Marco Ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco 2002-2006 (IHOBE, 2002), con el fin de aprovechar los datos obtenidos del presente trabajo para realizar las labores de seguimiento oportunas.

4.6.4. Conclusiones

-La mayoría de las especies más abundantes aparecen como características en al menos 3 estaciones de muestreo. Entre ellas, *Nemesia simoni*, *Chorizomma subterraneum* y *Scotina celans* aparecen como características en las 6 estaciones de muestreo. Aparecen como características de 3 a 5 estaciones: *Malthonica lusitanica*, *Tenuiphantes zimmermanni* y *Tenuiphantes flavipes*. Y aparecen como características en menos de 3 estaciones de muestreo: *Clubiona comta*, *Saitis barbipes*, *Lepthyphantes cernuus*, *Microneta viaria*, *Tegenaria picta*, *Trichoncus affinis*, *Theonina cornix*, *Centromerus albidus* y *Episinus maculipes*. Otras dos especies, sin ser habitualmente abundantes, aparecen en todas las estaciones de muestreo: *Lepthyphantes cernuus* y *Tegenaria picta*.

-Cualitativamente, el elemento europeo-eurosiberiano domina en todas las estaciones de muestreo. Sin embargo, cuantitativamente los endemismos ibéricos predominan en Arrasate y Ataun, las especies sudoesteuropeas en Mendaro y Larraun y las europeo-eurosiberianas en Zumaia y Deba-Itziar. Cabe reseñar la presencia significativa del elemento sureuropeo en Zumaia, debido a ser la estación de clima más cálido y seco. En cuanto a endemismos ibéricos: Arrasate contiene 5 especies, Ataun 4, Mendaro y Deba-Itziar 3, Larraun 2 y Zumaia 1. La mayor diversidad de endemismos se concentra en los encinares que poseen rocas aflorantes y alejados de lugares antropizados, indicando que han sido menos intervenidos históricamente al encontrarse en terreno más inaccesible o no rentable desde el punto de vista agroforestal.

-La riqueza específica obtenida ha sido la siguiente: 29 especies para Zumaia, 28 para Larraun, 23 para Arrasate, 22 para Deba-Itziar, 21 para Ataun y 18 para Mendaro. Las curvas de acumulación de especies con el número de trampas no se asintotizan para ninguna de las estaciones de muestreo. Los estimadores apenas muestran tampoco tendencias asintóticas, siendo los que mejor se ajustan a los datos los siguientes: Chao 1 para Mendaro y Ataun, Chao 2 para Zumaia y Arrasate, ACE para Larraun e ICE para Deba-Itziar. Así, se obtiene que la riqueza específica obtenida respecto a la esperada oscila cerca del 80 % para todos los casos, variando entre el 75-85 %. Las tendencias no asintóticas parecen relacionarse más con la captura de especies únicas y solitarias, producto de la naturaleza del método empleado, que con una baja intensidad de muestreo. A niveles comparativos, la riqueza específica estimada indica lo mismo que la

observada: Zumaia y Larraun son las estaciones más diversas y Mendaro la que menos, quedando el resto a un nivel intermedio.

-El análisis de la diversidad de Renyi muestra a Zumaia como la estación más diversa seguida de Larraun. Arrasate, Ataun y Deba-Itziar ocupan el tercer lugar, sin diferencias significativas entre ellas. Mendaro queda como la de menor diversidad. La cobertura de roca aflorante supone un medio homogéneo de baja diversidad, de ahí los más bajos valores de las curvas de Renyi para las últimas 4 estaciones muestreadas.

-Los 6 encinares cantábricos poseen comunidades faunísticas similares tanto desde el punto de vista cualitativo como cuantitativo. Tan sólo Zumaia se separa del resto, encontrando mayores similitudes respecto a Larraun, sobre todo a nivel cualitativo, que a las demás. Deba-Itziar, Mendaro, Arrasate y Ataun se parecen entre sí más cuantitativamente que cualitativamente. La naturaleza más rocosa del ambiente epigeo provoca la similitud entre estas 4 estaciones. Por tanto, en acuerdo con lo encontrado en otros estudios europeos, a escala regional si se puede observar una comunidad araneofaunística asociada al encinar cantábrico.

**5. CONCLUSIONES GENERALES E
IMPLICACIONES DEL ESTUDIO
REALIZADO EN LA CONSERVACIÓN DE LA
BIODIVERSIDAD DE LOS ENCINARES
CANTÁBRICOS**

5. CONCLUSIONES GENERALES E IMPLICACIONES DEL ESTUDIO REALIZADO EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE LOS ENCINARES CANTÁBRICOS

-Se han capturado un total de 3506 arañas entre las que se incluyen 100 especies repartidas en 72 géneros y 26 familias. Con respecto a la Europa templada, la riqueza específica se puede considerar de valor medio. Sin embargo, a nivel de familia, la riqueza taxonómica es claramente mayor. Comparado con los encinares montanos catalanes, la diversidad taxonómica de los encinares cantábricos es menor.

-Por vez primera se ha realizado un muestreo de la fauna de arañas en la Comunidad Autónoma del País Vasco de manera intensiva y sistemática, completando un ciclo anual. Como quiera que sólo se ha muestreado en un tipo de hábitat, se pone de manifiesto el desconocimiento del orden Araneae en territorio vasco. Pues la contribución faunística del trabajo muestra que nada menos que el 85 % de las especies encontradas son nueva cita para Guipúzcoa y el 74 % para el País Vasco, quintuplicando y doblando, respectivamente, el número de citas anterior. Ello indica la necesidad de seguir profundizando en el estudio de las arañas de la Comunidad Autónoma.

-La araneocenosis de los encinares cantábricos es descrita por primera vez. La comunidad de arañas asociada presenta gran singularidad respecto a otros bosques europeos. Como indicadores faunísticos, las arañas advierten de la presencia de otras taxocenosis de gran interés asociadas a este sistema forestal. Así, se añade un criterio de conservación faunístico además del florístico ya existente. El estudio de la colección de macroartrópodos conservada en el Departamento de Entomología de la Sociedad de Ciencias Aranzadi confirmaría este supuesto.

- La araneofauna de mayor diversidad e interés faunístico se encuentra en el ambiente epigeo. Es también la que requiere condiciones más estables para su perpetuación debido a su carácter estenotopo. La escasa densidad que presenta en el suelo aumenta su vulnerabilidad (y la de otros macroartrópodos). Por tanto, las medidas para su conservación deben ir orientadas a mantener o aumentar las densidades poblacionales. El mantenimiento consiste en preservar la fina capa de hojarasca y su vegetación asociada, que amortigua las fluctuaciones propias del clima. El aumento consiste en incrementar la cantidad de materia orgánica en descomposición en el suelo que aporte alimento a las presas potenciales de las arañas. Para ello sería necesario mantener toda la madera en descomposición posible que proceda de la muerte natural de los árboles, tocones y ramas del bosque. A este respecto, las actuaciones de entresaca observadas en Mendaro (Macizo de Arno) suponen un impacto perjudicial por afección erosiva sobre la superficie del suelo forestal.

-La diversidad de la araneocenosis corticícola es menor de la que cabría esperar por la escasa densidad de árboles de cortezas fisuradas y rugosas en los encinares prospectados. Este tipo de cortezas sirven de refugio frente a depredadores y condiciones climáticas adversas. Por esta última razón, escasean en los encinares las especies estenocronas de otoño, que no encuentran estructuras en los troncos de los árboles que les sirvan de cobijo frente a los primeros periodos fríos tras la temporada cálida del año. Para ello, basta con dejar madurar las encinas y conservar preferentemente los árboles más viejos.

-La araneocenosis del ambiente maraña se subdivide en otras dos: el estrato escandente y el follaje de las ramas de los árboles. El estrato escandente contiene una fauna de mayor interés, más diversa y cuantitativamente complementaria a la del follaje de las ramas de los árboles. Al situarse al abrigo del dosel forestal, permite la prosperidad de numerosas especies que no llegan a colonizar con éxito el medio frondícola arbóreo. Por ello, su retirada supone eliminar tales especies y simplificar la estructura forestal, lo que repercute en una disminución de la biodiversidad. La retirada del estrato escandente observada en el encinar de Arrasate es por tanto, una práctica que perjudica a la diversidad biológica forestal.

-La comparación entre los diferentes ambientes forestales refleja importantes diferencias entre los mismos (Fig. 52). En las zonas más bajas del bosque predominan las especies de distribución geográfica restringida y euricronas y en las zonas más altas las especies de amplia distribución y estenocronas. 5 de los 6 endemismos ibéricos, se encuentran en el ambiente epigeo. La riqueza taxonómica es también mayor en el ambiente epigeo: 66 especies frente a las 46 encontradas en los troncos y las 30 capturadas en la maraña. Por tanto, la araneofauna de mayor interés se encuentra en el ambiente epigeo.

-La comparación de las araneocenosis epigeas entre las 6 estaciones de muestreo investigadas muestra que los encinares que se desarrollan sobre un terreno de rocas aflorantes contienen una fauna de mayor interés biogeográfico. Ello se debe a que históricamente han sido menos intervenidos que el resto. Sin embargo, el encinar de Zumaia, aún siendo el más antropizado, contiene una mayor diversidad por poseer un suelo más profundo (con mayor superficie de hojarasca y vegetación asociada) y un clima caracterizado por bajos contrastes térmicos. Por tanto, la regeneración de este último, permitiría con el tiempo, aumentar la presencia de especies de mayor interés faunístico acogiendo a su vez una araneofauna de gran diversidad.

-A fin de conservar a las especies endémicas y de distribución singular, debería conjugarse la protección de los encinares desarrollados sobre lapiaz y de los que presentan suelos más profundos o al menos con gran cobertura de hojarasca y vegetación típica del cortejo del encinar. Los últimos a fin de preparar el terreno para la colonización de tales especies y poder así, cumplir la función de reservorio de diversidad y de comunidades faunísticas de interés biogeográfico a la vez.

-De la información aportada por el estudio comparativo entre las estaciones de muestreo se deduce la necesidad de que los encinares de Arrasate y Zumaia, actualmente declarados como Áreas de Interés Naturalístico, cuenten con una figura de protección más sólida que garantice su regeneración y no explotación. Por consiguiente, ambos encinares son candidatos de gran importancia a la hora de ser incluidos en la Red de Observatorios de Biodiversidad planificada en el seno del Programa Marco Ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco 2002-2006.

-El diseño de muestreo empleado en la presente investigación es perfectamente replicable. Por tanto, sea cual sea la intervención que se realice sobre los 6 encinares cantábricos en el futuro, los datos registrados abren la posibilidad de realizar seguimientos periódicos con el objetivo de evaluar y diagnosticar la afección sobre la fauna de las estrategias de gestión que se apliquen. Tales análisis podrán basarse tanto

en la fauna de arañas como en los distintos grupos taxonómicos de macroartrópodos contenidos en la colección de referencia obtenida para el presente trabajo.

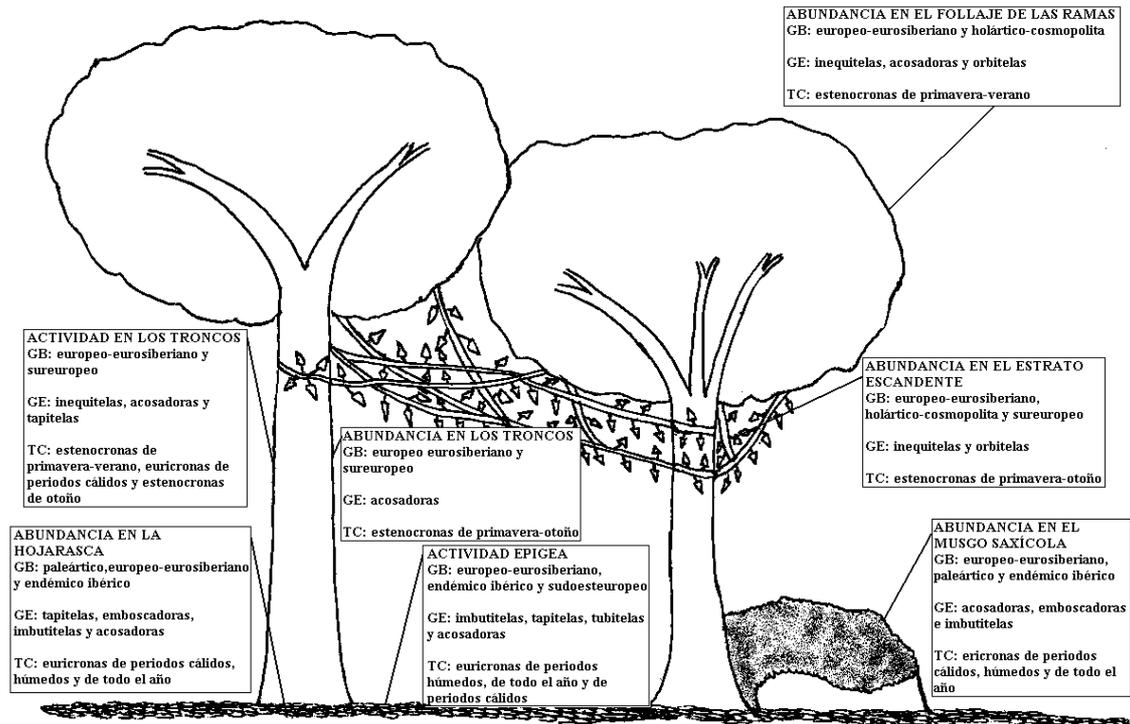


Figura 52. Caracterización cuantitativa de cada uno de los medios forestales del encinar cantábrico basada en la dominancia de los grupos biogeográficos, gremios ecológicos y tipos de ciclos biológicos. Abreviaturas: GB=grupo biogeográfico, GE=gremio ecológico y TC=tipo de ciclo biológico.

6. BIBLIOGRAFÍA

6. BIBLIOGRAFÍA

- ABRAHAM, B. J. 1983. Spatial and temporal patterns in a sagebrush steppe spider community (Arachnida: Araneae). *J. Arachnol.*, 11: 31-50.
- AIERBE, T.; OLANO, M. & VÁZQUEZ, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.*, 52: 5-136.
- AITCHINSON, C. W. 1987. Feeding Ecology of Winter-Active Spiders. En: NENTWIG, W. (Ed.). *Ecophysiology of Spiders*. Springer-Verlag, New York. Pp. 264-273.
- AKIMTSEVA, N. A. 1979. Effect of basic meteorological factors on density of forest spiders. *Ékologija*, 5: 100-101.
- ALBERT, R. 1976. Zusammensetzung und Vertikalverteilung der Spinnenfauna in Buchenwäldern des Solling. *Faun.-Ökol. Mitt.*, 5: 65-80.
- ALBERT, R. 1982. *Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengesellschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling*. HochschulSammlung Naturwissenschaft Biologie Band 16. HochschulVerlag-Freiburg.
- ALDERWEIRELDT, M.; DESENDER, K.; HUBLE, J. & POLLET, M. 1989. Een ecologische analyse van de spinnen- en loopkeverfauna van vijf boshabitaten in de Famenne. *Natuurwet. Tijdschr. (Gent)*, 71: 8-17.
- ALDERWEIRELDT, M. & JOCQUÉ, R. 1993. Biodiversity in Africa and Europe: the case of spiders (Araneae). *Biol. Jb. Dodonaea*, 61: 57-67.
- ALLORGE, P. 1941. Le Chêne-vert et son cortège au versant atlantique du Pays Basque espagnol. *Bull. Soc. Bot. France*, 88: 45-60.
- ALMQUIST, S. 1971. Resistance to desiccation in some dune-living spiders. *Oikos*, 22: 225-229.
- ÁLVAREZ, J.; BEA, A.; FAUS, J. M.; CASTIÉN, E. & MENDIOLA, I. 1989. *Vertebrados de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente. Gobierno Vasco. Vitoria. 406 pp.
- ANDRÉS, P.; MATEOS, E. & ASCASO, C. 1999. Soil Arthropods. En: RODÁ, F.; RETANA, J.; GRACIA, C. A.; BELLOT, J.; ROD, A. F.; CALDWELL, M. M. & LANGE, C. L. (Eds.). *Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests*. Ecological Studies, 137. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. Pp 341-354.
- ASCASO, C. & BARRIENTOS, J. A. 1986. Araneae: Comparación de los resultados anuales de dos métodos de muestreo indirectos. En: BARRIENTOS, J. A. (Ed.). *Actas X Congreso Internacional de Aracnología, Jaca, España*. Vol. I. Pp 175-182.

- ASEGINOLAZA, C.; GÓMEZ, D.; LIZUR, X.; MONTSERRAT, G.; MORANTE, G.; SALAVERRIA, M. R. & URIBE-ECHEBARRIA, P. M. 1996. *Vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente. Gobierno Vasco. 2ª edición. Vitoria. 361 pp.
- AZKARATE, I. 1995. *Conservación de la Flora y fauna de Gipuzkoa*. Diputación Foral de Guipúzcoa. 90 pp.
- BAEHR, B. 1985. Vergleichende Untersuchungen zur Temperatur-, Feuchtigkeits- und Helligkeitspräferenz bei einigen Arten der Lycosidae, Hahniidae und Linyphiidae (Araneae). *Spixiana*, 8 (2): 101-118.
- BAERT, L. & KEKENBOSCH, J. 1982. Araignées des hautes fagnes. II. Ecologie (Ecology of Belgian Spiders. III). *Bull. Inst. r. Sci. Nat. Belg. Bruxelles*, 54: 1-21.
- BAERT, L.; KEKENBOSCH, J. & VANHERCKE, L. 1983. Araignées et opilions de la Gaume dans les environs de la station biologique d'Ethe-Buzenol (Ecology of belgian spiders IV). *Bull. Inst. r. Sci. Nat. Belg. Bruxelles, Entomologie*, 55 (4): 1-37.
- BARBERO, M.; LOISEL, R. & QUÉZEL, P. 1992. Biogeography, ecology and history of mediterranean *Quercus ilex* ecosystems. En: ROMANE, F. & TERRADAS, J. (Eds.). *Quercus ilex L. Ecosystems: Function, dynamics and management*. Vegetatio 99/100. Pp 19-34.
- BARRAQUETA, P. 2001. La fauna del suelo: entre la repoblación forestal y la tala. En: DÍEZ SALINAS, M.; HUERGA de la, M. C. & GIMÉNEZ, C. (Coord.). *Conservación, Uso y Gestión de los Sistemas Forestales. VI. Jornadas de Urdaibai sobre Desarrollo Sostenible*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente. Gobierno Vasco. Pp 257-261.
- BARRIENTOS, J. A. 1978. La colección de Araneidos del Departamento de Zoología de la Universidad de Salamanca, I: familia *Agelenidae* (Araneae). *Bol. Asoc. Esp. Entom.*, 2: 215-221.
- BARRIENTOS, J. A. 1979. La colección de Araneidos del Departamento de Zoología de la Universidad de Salamanca, II: familias *Lycosidae*, *Oxyopidae* y *Pisauridae* (Araneae). *Bol. Asoc. Esp. Entom.*, 3: 203-212.
- BARRIENTOS, J. A. 1979. *Contribución al estudio de los Araneidos Licosiformes de Cataluña*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona. Bellaterra. Inédita.
- BARRIENTOS, J. A. 1985a. Arañas, fenología reproductora y trampas de intercepción. *Actas do II Congreso Ibérico de Entomologia*. Sociedade Portuguesa de Entomologia. Suplemento I: 317-326.

- BARRIENTOS, J. A. 1985b. Artrópodos epígeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca): IX: Arañas agelénidas y hahnidas. *Pirineos*, 126: 81-131.
- BARRIENTOS, J. A. 1985c. Artrópodos epígeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca): X: Arañas licósidas. *Pirineos*, 126: 133-162.
- BARRIENTOS, J. A.; BLASCO, A.; FERRÁNDEZ, M. A.; GODALLL, P.; PÉREZ, J. A.; RAMBLA, M. & URONES, C. 1985. Artrópodos epígeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca): XIII: Familias de araneidos de escasa representación. *Pirineos*, 126: 211-234.
- BARRIENTOS, J. A.; ESPUNY, A. & ASCASO, C. 1996. Distribución espacial de los araneidos (Arachnida, Araneae) en un encinar montano del Montseny (Barcelona, España). *Rev. Suisse Zool. VHS*: 29-44.
- BARRIENTOS, J. A. & FERRÁNDEZ, M. A. 1981. La colección de Araneidos del Departamento de Zoología de la Universidad de Salamanca, III: arañas migalomorfas, haploginas y cribeladas. *Bol. Asoc. Esp. Entom.*, 5: 75-86.
- BARRIENTOS, J. A. & FERRÁNDEZ, M. A. 1985. *Claves para la identificación de la Fauna Ibérica: 11. Las familias de arañas de la Península Ibérica (Arachnida: Araneae)*. Cátedra de Entomología. Facultad de Biología. Universidad Complutense de Madrid. 44 pp.
- BARRIENTOS, J. A.; MORANO, E. & FERRÁNDEZ, M. A. 1983. La colección de Araneidos del Departamento de Zoología de la Universidad de Salamanca, IV: familias *Argiopidae*, *Tetragnathidae*, *Zodariidae*, y *Urocteidae*. *Bol. Asoc. Esp. Entom.*, 7: 283-295.
- BARRIENTOS, J. A. & PUJADE-VILLAR, J. 1999. Nota sobre les aranyes de Santa Coloma (Andorra) col·lectades amb trampa Malaise. *Orsis*, 14: 47-49.
- BARRIENTOS, J. A. & RIBERA, C. 1988. Algunas reflexiones sobre las especies del grupo "atrica" en la Península Ibérica (Araneae, *Tegenaria*). *Rev. Arachnol.*, 7 (4): 141-162.
- BARRIENTOS, J. A. & URONES, C. 1985. La colección de Araneidos del Departamento de Zoología de la Universidad de Salamanca, V: arañas clubionoides y tomisoideas. *Bol. Asoc. Esp. Entom.*, 9: 349-366.
- BIGOT, L. & PONEL, P. 1985. Étude d'un écosystème méditerranéen: la forêt dominiale mixte (Chênaie à *Quercus ilex* L. Et *Q. pubescens* Willd.) de la Gardiole de Rians. Composition et structure du peuplement des arthropodes frondicoles. *Bull. Ecol.*, 16 (4): 269-272.
- BLANCO, E.; CASADO, M. A.; COSTA, M.; ESCRIBANO, R.; GARCÍA, M.; GÉNOVA, M.; GÓMEZ, A.; GÓMEZ, F.; MORENO, J. C.; MORLA, C.; REGATO, P. & SAINZ, H. 1997. *Los Bosques Ibéricos: una Interpretación Geobotánica*. Editorial Planeta S. A. Barcelona. 572 pp.

- BLANDIN, P. 1986. L'étude de la structure spatio-temporelle des communautés d'araignées: une contribution à l'écologie évolutive. En: BARRIENTOS, J. A. (Ed.). *Actas X Congreso Internacional de Aracnología, Jaca, España. Vol. I*. Pp 143-167.
- BLANDIN, P.; CHRISTOPHE, T.; GARAY, I. & GEOFFROY, J. J. 1980. Les Arachnides et Myriapodes prédateurs en forêt tempérée. En: PESSON, P. (Ed.). *Écologie Forestière*. Gauthier-Villars. Paris. Pp 477-506
- BLANDIN, P.; FLOGAITIS, E.; ARBEILLE, J. & GEOFFROY, J-J. 1985. Les variations interannuelles des macroarthropodes édaphiques dans une forêt tempérée. *Bull. Ecol.*, 16 (4): 273-283.
- BLASCO, A. 1984. *Contribución al conocimiento de los Migalomorfos (Araneae, Mygalomorpha) del tercio oriental de la Península Ibérica*. Tesis de licenciatura. Universidad de Barcelona. Inédita.
- BLASCO, A. 1985. Artrópodos epigeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca): V: Notas sobre arañas migalomorfas. *Pirineos*, 126: 5-28.
- BLASCO, A. & RAMBLA, M. 1985. Artrópodos epigeos del macizo de San Juan de la Peña. XII: Familias de araneidos de escasa representación. 5: Familias de arañas cribeladas. *Pirineos*, 126: 221-227.
- BOGYA, S.; MARKÓ, V. & SZINETÁR, C. S. 1999. Comparison of pome fruit orchard inhabiting spider assemblages at different geographical scales. *Agric. For. Entomol.*, 1: 261-269.
- BONNET, P. 1945. *Bibliographia Araneorum. Analyse méthodique de toute la littérature aranéologique jusqu'en 1939. Tomo I*. Reprinted by ZIMMERMANN, C. 1968. Noble Offset Printers, Inc. USA. 832 pp.
- BONNET, P. 1969. Arañas. *Graellsia*, XXV: 279-296.
- BONNET, P. 1972. Arañas (2ª continuación). *Graellsia*, XXVIII: 103-122.
- BONNET, P. 1973. Arañas (3ª continuación). *Graellsia*, XXIX: 183-200.
- BONNET, P. 1975. Arañas (4ª continuación). *Graellsia*, XXXI: 246-265.
- BONNET, L.; CASSAGNAU, P. & TRAVÉ, J. 1975. L'écologie des arthropodes muscicoles à la lumière de l'analyse des correspondances: collemboles et oribates du Sidobre (Tarn, France). *Oecologia (Berl.)*, 21: 359-373.
- BONTE, D.; MAELFAIT, J. P. & HOFFMANN, M. 2000. Seasonal and diurnal migration patterns of the spider (Araneae) fauna of coastal grey dunes. En: GAJDOS, P. & PEKÁR, S. (Eds.). Proceedings of the 18th European Colloquium of Arachnology, Stará Lesná, 1999. *Ekológia (Bratislava)*, 19 (Supplement 4): 5-16.

- BONTE, D.; BAERT, L. & MAELFAIT, J. P. 2002. Spider assemblage structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). *J. Arachnol.*, 30 (2): 331-343).
- BOSMANS, R. 1994. Revision of the genus *Zodarion* Walckenaer, 1833 in the Iberian Peninsula and Balearic Islands (Araneae, Zodariidae). *Eos*, 69, 1993: 115-142.
- BOSMANS, R. 1995. Description de *Bordea*, nouveau genre endémique d'araignées des Pyrénées (Araneae: Linyphiidae). *Bull. Mus. Natn. Hist. Nat. Paris*, (4) 17: 87-94.
- BOSMANS, R. 1997. Revision of the genus *Zodarion* Walckenaer, 1833, part II. Western and Central Europe, including Italy (Araneae: Zodariidae). *Bull. Br. Arachnol. Soc.* 10 (8): 265-294.
- BOSMANS, R. & BLICK, T. 2000. Contribution to the knowledge of the genus *Micaria* Westring in the West-Palaeartic region, with the description of the genus *Arboricaria* and three new species (Araneae: Gnaphosidae). *Mem. Soc. entomol. Ital.* 78 (2): 443-476.
- BOSMANS, R. & DE KEER, R. 1985. Catalogue des araignées des Pyrénées: especes citées, nouvelles récoltes et bibliographiques. *Doc. Trav. Inst. r. Sci. Nat. Belg.* 23: 1-68.
- BOSMANS, R.; MAELFAIT, J. P. & DE KIMPE, A. 1986. Analysis of the spider communities in an altitudinal gradient in the French and Spanish Pyrénées. *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 7 (3): 69-76.
- BRAUN, D. 1992. Aspekte der Vertikalverteilung von Spinnen (Araneae) an Kiefernstämmen. *Arachnol. Mitt.*, 4: 1-20.
- BRAUN, R. & RABELER, W. 1969. Zur autökologie und Phänologie der Spinnenfauna der nordwestdeutschen Altmoränen-Gebiet. *Abh. Senckenberg. Naturforsch. Ges.*, 522: 1-89.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1967. Vegetationskizzen aus dem Baskeland mit Ausblicken auf das Weitere Ibero-Atlantikum. II Teil. *Vegetatio*, 14: 1-126.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Editorial Blume.
- BRISTOWE, W. S. 1958. *The World of Spiders*. Collins. St. James's Place. London. 304 pp.
- BRYANT, D.; NIELSEN, D. & TANGLEY, L. 1997. *Last Forest Frontiers: Ecosystems and Economies at the Edge*. World Resources Institute.
- BUCHAR, J. 1991. The use of faunistical data for biomonitoring. *Bull. Soc. neuchâtel. Sci. nat.*, 116 (1): 49-57.

- BULTMAN, T. L. & UETZ, G. W. 1982. Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia*, 55: 34-41.
- BULTMAN, T. L. & UETZ, G. W. 1984. Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *Am. Midl. Nat.*, 111 (1): 165-172.
- CADIÑANOS, J. A. & MEAZA, G. 2001. Evaluación del interés natural y cultural de los sistemas forestales. En: Díez Salinas, M.; HuerGA de la, M. C. & Giménez, C. (Coord.). *Conservación, Uso y Gestión de los Sistemas Forestales. VI Jornadas de Urdaibai sobre desarrollo sostenible. 23-25 de noviembre de 2000*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente. Gobierno Vasco. pp. 201-204.
- CAMARGO, M. F. 1982. *Estudio de los Araneidos (Araneae) de Valdelatas-Cantoblanco (Madrid)*. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Madrid. Inédita.
- CAMPRODON, J. & PLANA, E. (Eds.). 2001. *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada*. Edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona. 469 pp.
- CANARD, A. 1981. Utilisation comparée de quelques méthodes d'échantillonnage pour l'étude de la distribution des araignées en landes. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., ser. B*, 88, suppl. 84-94.
- CANARD, A. 1982. Les araignées du Massif armoricain. II. Les Mimétidés. *Bull. Soc. Sc. Bretagne*, 54 (1-6): 77-89.
- CANARD, A. 1983. Les araignées du Massif armoricain. III. Les Atypidés. *Bull. Soc. Sc. Bretagne*, 55 (1-4): 47-53.
- CANARD, A. 1984. *Contribution à la connaissance du développement, de l'écologie et de l'écophysologie des Aranéides de landes armoricaines*. Thèse. Université de Rennes I. Inédita.
- CANARD, A. 1991. Résistance à la sécheresse, revêtement tégumentaire et valence écologique des Salticidés. *Bull. Soc. neuchâtel. Sci. Nat.*, 116 (1): 59-66.
- CANARD, A.; MARC, P. & YSNEL, F. 1998. Comparative value of habitat biodiversity: an experimental system based on spider community analysis. En: SELDEN, P. A. (Ed.). *Proceedings of the European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997*. pp. 319-323.
- CARDOSO, P. 2002. *Portuguese spiders check-list*. Internet: <http://www.geocities.com/RainForest/Vines/5197/checklist.html>
- CASTRO, A. de. 2003. Arañas (Orden Araneae) de los encinares cantábricos de Guipúzcoa y Navarra: Presentación del estudio y comparación entre los diferentes métodos de muestreo empleados. *La Tarántula*, 2: 4-38 .

- CASTRO, A. de. & BOSMANS, R. 2002. Dos arañas nuevas para España (Araneae: Theridiidae, Salticidae). *Rev. Iber. Aracnol.*, 5: 51-53.
- CASTRO, A. de. & FERRÁNDEZ, M. A. 2000. *Coelotes terrestris* (Wider, 1834) (Araneae: Agelenidae), nueva especie para la fauna ibérica. *Munibe, Cienc. nat.* [1998], 50: 47-54.
- CASTRO, P.; VILLAR, P.; GUERRERO-CAMPO, J.; PÉREZ, C. & MONTSERRAT, G. 1998. Variaciones morfoanatómicas en las comunidades de encinar a lo largo de un gradiente climático el el NE de la Península Ibérica. *Acta Bot. Barc.*, 45: 577-586.
- CHENG, B. & WISE, D. H. 1997. Responses of forest floor fungivores to experimental food enhancement. *Pedobiologia*, 41: 316-326.
- CHENG, B. & WISE, D. H. 1999. Bottom-up limitation of predaceous arthropods in a detritus-based terrestrial food web. *Ecology*, 80 (3): 761-772.
- CHRISTOPHE, T. & BLANDIN, P. 1977. The spider community in the litter of a coppiced chesnut woodland (Forêt de Montmorency, Val d'Oise, France). *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 4 (3): 132-140.
- CHRISTOPHE, T.; PLAIS, J. M. & BLANDIN, P. 1979. L'écologie des populations et des peuplements d'Araignées en Europe depuis 1953: une bibliographie analytique. *Rev. Arachnol.*, 2 (2): 45-86.
- CHURCHILL, T. B. 1993. Effects of sampling methodology on the composition of a Tasmanian coastal heathland spider community. En: RAVEN, R. J., (Ed.). *Proceedings of the XIIth International Congress of Arachnology*, Brisbane. *Mem. Qld. Mus.*, 33: 475-481.
- CHURCHILL, T. B. 1997. Spiders as ecological indicators: an overview for Australia. *Mem. Mus. Victoria*, 56 (2): 331-337.
- CHURCHILL, T. B. & ARTHUR, J. M. 1999. Measuring spider richness: effects of different sampling methods and spacial and temporal scales. *J. Insect Conserv.*, 3: 287-295.
- CLAUSEN, I. H. S. 1986. The use of spiders as ecological indicators. *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 7 (3): 83-86.
- CLOUDSLEY-THOMPSON, 1962. Microclimates and the distribution of terrestrial arthropods. *Ann. Rev. Ent.*, 7: 199-222.
- CLOUDSLEY-THOMPSON, J. L. 1987. The Biorhythms of Spiders. En: NENTWIG, W. (Ed.). *Ecophysiology of Spiders*. Springer-Verlag, New York. Pp. 371-379.
- CLOUDSLEY-THOMPSON, J. L. 2000. Biological rhythms in Arachnida. *Mem. Soc. entomol. Ital.*, 78 (2): 251-273.

- CODDINGTON, J. A.; GRISWOLD, C.; DAVILA, D.; PEÑARANDA, E. & LARCHER, S. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical systems. 44-46. En: DUDLEY, E. (Ed.). *The Unity of Evolutionary Biology, Vol.I. Proceedings of the Fourth International Congress of Systematics and Evolutionary Biology*. Dioscorides Press, Portland, Oregon.
- CODDINGTON, J. A. & LEVI, H. W. 1991. Systematics And evolution of spiders (Araneae). *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 22: 565-592.
- CODDINGTON, J. A.; YOUNG, L. H. & COYLE, F. A. 1996. Estimating spider species richness in a southern appalachian cove hardwood forest. *J. Arachnol.*, 24: 111-128.
- COLWELL, R. K. 1997. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 5*. User`s Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- COLLWELL, R. K. & CODDINGTON, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, 345: 101-118.
- CONSEJO DE EUROPA. 1992. *Directiva de consejo 92/43/CEE*. Consejo de Europa. Estrasburgo.
- COSTELLO, M. J. & DAANE, K. M. 1997. Comparison of sampling methods used to estimate spider (Araneae) species abundance and composition in grape vineyards. *Environ. Entomol.* 26 (2): 142-149.
- COUSINS, S. H. 1991. Species diversity measurement: choosing the right index. *Tree*, 6 (6): 190-192.
- COYLE, F. 1981. Effects of clearcutting on the spider community of a southern Appalachian forest. *J. Arachnol.*, 9: 285-298.
- COYLE, F. A. 1986. The role of silk in prey capture by nonaraneomorph spiders. En: SHEAR, W. A. (Ed.). *Spiders. Webs, Behavior and Evolution*. Stanford University Press. Stanford, California. 269-305.
- CURTIS, D. J. 1978. Community Parameters of the Ground Layer Araneid-Opilionid Taxocene of a Scottish Island. *Symp. Zool. Soc. Lond.*, 42: 149-159.
- CURTIS, D. J. 1980. Pitfalls in spider community studies (Arachnida, Araneae). *J. Arachnol.*, 8: 271-280.
- CURTIS, D. J. & MORTON, E. 1974. Notes on spiders from tree trunks of different bark texture; with indices of diversity and overlap. *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 3 (1): 1-5.

- DABROWSKA-PROT, E. & LUCZAK, J. 1968a. Studies on the incidence of mosquitoes in the food of *Tetragnatha montana* SIMON and its food activity in the natural habitat. *Ekol. Pol. A* 16, 43: 843-853.
- DABROWSKA-PROT, E. & LUCZAK, J. 1968b. Spiders and mosquitoes of the ecotone of alder forest (*Carici elongatae-Alnetum*) and oak-pine forest (*Pino-Quercetum*). *Ekol. Pol.* XVI (22): 461-483.
- DAJOZ, R. 2000. *Insects and Forests*. Technique & Documentation, Paris. 668 pp.
- DE BAKKER, D.; MAELFAIT, J. P.; BAERT, L. & HENDRICKX, F. 2001. Spider diversity and community structure in the forest of Ename (Eastern Flanders, Belgium). *Bull. Inst. Roy. Sci. Nat. Belg.*, 71: 45-54.
- DEELEMAN-REINHOLD, C. L. 1990. Changes in the spider fauna over 14 years in an industrially polluted area in Holland. *Acta Zool. Fenn.*, 190: 103-110.
- DE KEER, R.; ALDERWEIRELDT, M.; DECLEER, K.; SEGERS, H.; DESENDER, K. & MAELFAIT, J. P. 1989. Horizontal distribution of the spider fauna of intensively grazed pastures under the influence of diurnal activity and grass height. *J. Appl. Entomol.*, 107 : 455-473.
- DELBAERE, B. (Ed.). 1998. *Facts & Figures on Europe's Biodiversity: State and Trends 1998-1999*. Technical Report Series. European Centre for Nature Conservation, Tilburg.
- DENIS, J. 1962. Quelques araignées d'Espagne centrale et septentrionale et remarques synonymiques. *Bull. Soc. hist. Nat. Toulouse*, 97: 276-292.
- DENIS, J. 1965. Notes sur les Erigonides. XXVIII. Le genre *Trichoncus* (Araneae). *Ann. Soc. Ent. Fr.* 1 (2): 425-477.
- DIZ MIRÓN, L. & OTERO, J. C. 1978. Contribución al estudio de las poblaciones de araneidos (Lycosidae y Dysderidae) en el Monte Pedroso (Santiago de Compostela) mediante coeficientes de asociación. *Braña, Bol. Soc. Gal. Hist. Nat.*, 1: 75-93.
- DONDALE, C. D.; REDNER, J. H. & SEMPLE, R. B. 1972. Diel activity periodicities in meadow arthropods. *Can. J. Zool.*, 50 (8): 1155-1163.
- DOWNIE, I. S.; BUTTERFIELD, E. L. & COULSON, J. C. 1995. Habitat preferences of sub-montane spiders in northern England. *Ecography*, 18: 51-61.
- DOWNIE, I. S.; WILSON, W. L.; ABERNETHY, V. J.; McCRAKEN, D. I.; FOSTER, G. N.; RIBERA, I.; MURPHY, K. J. & WATERHOUSE, A. 1999. The impact of different agricultural land-uses on epigeal spider diversity in Scotland. *J. Insect Conserv.*, 3: 273-286.
- DRESCO, E. 1957. Captures d'Araignées en Espagne (Campagnes biospéologiques de 1952 et 1954). Famille des Agelenidae. *Speleon, Oviedo*, VII (1-4): 119-124.

- DRESCO, E. & HUBERT, M. 1971. Araneae speluncarum Hispaniae. I. *Cuadernos de espeleología, Santander*, 7 (5/6): 199-205.
- DUFFEY, E. 1969. The seasonal movements of *Clubiona brevipes* Blackwall and *Clubiona compta* C. L. Koch on oak trees in Monks Wood, Huntingdonshire. *Bull. Br. Arachnol. Soc.* 1 (3): 29-32.
- DUFFEY, E. 1972. Ecological survey and the arachnologist. *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 2 (5): 69-82.
- DUFFEY, E. 1974. Habitat selection by spiders in a man-made environments. *Proceedings of the 6th International Arachnological Congress*. Pp. 53-67
- DUFFEY, E. 1983. Nota preliminar sobre las arañas del Alto Aragón Occidental. *Pirineos*, 118: 4-48.
- DUFFEY, E. 1993. A review of factors influencing the distribution of spiders with special reference to Britain. *Mem. Qld. Mus.*, 33 (2): 497-502.
- DUFOUR, L. 1861. Sur l'*Epeira serice* et le *Pompilus croceicornis*, avec quelques considerations sur leur habitat géographique. *Ann. Soc. ent. Fr.* (4) 1: 5-7.
- EDWARDS, R. L. 1997. A useful procedure for estimating the species richness of spiders. *J. Arachnol.*, 25: 99-105.
- EDWARDS, C. A. & FLETCHER, K. E. 1971. A comparison of extraction methods for terrestrial arthropods. In: PHILLIPSON, J (Ed). *Methods of Study in Quantitative Soil Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford and Edinburgh. 150-185.
- EHMANN, W. J. 1994. Spider habitat selection: an experimental field test of the role of substrate diameter. *J. Arachnol.*, 22: 77-81.
- ELÓSEGUI, J.; GUERENDIARAN, P.; PÉREZ OLLO, F. & REDÓN, F. 1980. *Navarra: Guía Ecológica y Paisajística*. Caja de Ahorros de Navarra. 744 pp.
- ENGELMANN, H.-D. 1978. Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. *Pedobiologia*, 18: 378-380.
- EHRlich, P. R. 1996. Conservation in temperate forests: what do we need to know and do? *For. Ecol. Manage.*, 85: 9-19.
- ESPUNY, A. & ASCASO, C. 1989. Projecte d'estudi de la distribució vertical dels araneïds en un alzinar muntanyenc. En: *II Trobada d'estudiosos del Montseny. Monografies 18*. Diputació de Barcelona. Servei de Parcs Naturals. Pp 13-15.
- ESPUNY, A. 1992. *Distribució vertical i altres dades autoecològiques dels aranèids d'un alzinar muntanyenc del Montseny*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Barcelona. Inédita.

- ESPUNY, A.; BARRIENTOS, J. A. & ASCASO, C. 1993. Arañas de un encinar montano (Montseny, Barcelona, España). Resultados faunísticos. *Boll. Acc. Gioenia. Sci. Nat.*, 26 (345): 93-105.
- FAGE, L. 1919. Etudes sur les araignées cavernicoles III: le genre *Troglohyphantes*. *Arch. Zool. Expér. Gén.* 58: 55-148.
- FAGE, L. 1931. Araneae, 5ª Série, précédée d'un essai sur l'évolution souterraine et son déterminisme. *Biospeologica LV. Arch. Zool. Expér.* 71: 91-291.
- FELTON, C. 1997. Spiders under Tree Bark in Winter. *Newsl. Br. Arachnol. Soc.*, 79: 4.
- FERGUSON, S. H. 2001. Changes in trophic abundance of soil arthropods along a grass-shrub-forest gradient. *Can. J. Zool.*, 79: 457-464.
- FERNÁNDEZ, J. L. 1986. *Estudio ecológico de las arañas epigeas en ecosistemas forestales de la provincia de Salamanca*. Tesis de licenciatura. Universidad de Salamanca. Inédita.
- FERNÁNDEZ DE CÉSPEDES, H. 1987. *Contribución al estudio de la fauna de Arañas (Arachnida, Araneae) de los eriales de la provincia de Madrid*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Inédita.
- FERNÁNDEZ, J. L.; JERARDINO, M. & URONES, C. 1986. Contribución al estudio ecológico de las arañas epigeas de ecosistemas forestales intervenidos de la provincia de Salamanca. *Actas VIII Jornadas AeE, Sevilla*. Pp 33-43.
- FERNÁNDEZ GALIANO, E. 1910. Datos para el conocimiento de la distribución geográfica de los Arácnidos de España. *Mem. Soc. esp. Hist. Nat.* 6 (8):343-424.
- FERRÁNDEZ, M. A. 1986. *Los Dysderidae (Arachnida, Araneae) de la Península Ibérica*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Inédita.
- FERRÁNDEZ, M. A. 1991. Notas sobre las especies ibéricas del género *Parachtes* Alicata, 1864 (Araneae: Dysderidae). *Anls. Biol.* 16: 17-22.
- FLOGAITIS, E. 1984. Le peuplement de macroarthropodes édaphiques d'une forêt tempérée mixte: composition, phenologie et organisation spatiale. *Pedobiologia*, 26: 1-14.
- FLORISTÁN SAMANES, A. 1995. *Geografía de Navarra. Tomo I*. Caja de Ahorros de Navarra.
- FOELIX, R. F. 1996. *Biology of Spiders*. Oxford University Press, New York. 330 pp.
- FRAILE, J. 1980. Efecto de las plantaciones de coníferas exóticas en Guipúzcoa sobre las poblaciones de microartrópodos del suelo. En: ARANZADI. *Estudio*

- Ecológico y Económico de las Repoblaciones de Coníferas Exóticas en el País Vasco*. Caja Laboral Popular. Mondragón, Guipúzcoa. Pp 613-691.
- FRANC, V. 2000. Spiders (Araneae) on the red lists of european countries. *Ekológia (Bratislava)*, 19 (suppl. 4): 23-28.
- FRANGANILLO, P. 1917. *Las Arañas. Manual de Araneología*. Gijón. 254 pp.
- FRANGANILLO, P. 1918. Arácnidos nuevos o hallados por primera vez en España. *Bol. Soc. ent. Esp.* 1: 120-123.
- FRANGANILLO, P. 1925. Contribución al estudio de la geografía aracnológica de la Península Ibérica. *Bol. Soc. ent. Esp.* 8: 31-40.
- FUJII, Y. 1997. Ecological studies on wolf spiders (Araneae: Lycosidae) in a northwest area of Kanto Plain, Central Japan: Diel activity and habitat preference observed by pitfall trapping. *Acta arachnol.*, 46 (1): 5-18.
- FUJII, Y. 1998. Ecological studies on wolf spiders (Araneae: Lycosidae) in a northwest area of Kanto Plain, Central Japan: Habitat preference observed by hand-sorting. *Acta arachnol.*, 47 (1): 7-19.
- FUNKE, W. 1973. Rolle der Tiere in Wald-Ökosystemen des Solling. En: ELLENBERG (Ed.). *Ökosystemforschung*. Springer, Berlin. Pp 143-164.
- FUNKE, W. 1979. Wälder, Objekte der Ökosystemforschung Die Stammregion-Lebensraum und Durchgangszone von Arthropoden. *Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal*, 32: 45-50.
- FUNKE, W.; JANS, W. & MANZ, W. 1995. Temporal and spatial niche differentiation of predatory arthropods of the soil surface in two forest ecosystems. *Acta Zool. Fenn.*, 196: 111-114.
- FÜRST, P. A.; MULHAUSER, G. & PRONINI, P. 1993. Possibilités d`utilisation des araignées in écologie-conseil. *Boll. Acc. Gioenia. Sci. Nat.*, 26 (345): 107-113.
- GADEA, E. 1963. Algunos aspectos de la biocenología de invertebrados terrestres y su problemática. *Publ. Inst. Biol. Apl.*, 35: 119-140.
- GAJDOS, P. & TOFT, S. 2000. A Twenty-Year Comparison of Epigeic Spider Communities (Araneae) of Danish Coastal Heath Habitats. *J. Arachnol.*, 28 (1): 90-96.
- GAJU, M. 1988. Apterygota. En: BARRIENTOS, J. A. (Coordinador). *Bases para un Curso Práctico de Entomología*. Asociación española de Entomología. Departamento de Biología Animal. Facultad de Biología. Salamanca. Pp 323-348.
- GALÁN, C. 1993. Fauna hipógea de Gipuzkoa: su ecología, biogeografía y evolución. *Munibe, Cienc. nat.*, 45: 3-163.

- GARROTE, A.; GARCÍA, J.; FERNÁNDEZ, J.; CEREZO, A.; TIJERO, F. & ZAPATA, M. 1989a. *Mapa Geológico del País Vasco. 1: 25.000. Hoja 63-I: Ondarroa*. Ente Vasco de la Energía.
- GARROTE, A.; GARCÍA, J.; FERNÁNDEZ, J.; CEREZO, A.; TIJERO, F. & ZAPATA, M. 1989b. *Mapa Geológico del País Vasco. 1: 25.000. Hoja 63-II: Zumaia*. Ente Vasco de la Energía.
- GARROTE, A.; GARCÍA, J.; MUÑOZ, L.; FERNÁNDEZ, J.; CEREZO, A.; TIJERO, F. & ZAPATA, M. 1992a. *Mapa Geológico del País Vasco. 1: 25.000. Hoja 88-I: Bergara*. Ente Vasco de la Energía.
- GARROTE, A.; MUÑOZ, L.; ZAPATA, M.; CEREZO, A. & LÓPEZ-HORGUE. 1992b. *Mapa Geológico del País Vasco. 1: 25.000. Hoja 114-I: Ataun*. Ente Vasco de la Energía.
- GEOFFROY, J. J.; CHRISTOPHE, T.; MOLFETAS, S. & BLANDIN, P. 1981. Étude d'un écosystème forestier mixte III.- Traits généraux du peuplement de macroarthropodes édaphiques. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 18 (1): 39-58.
- GILLER, P. S. 1996. The diversity of soil communities, the "poor man's tropical rainforest". *Biodivers. Conserv.*, 5: 135-168.
- GOBIERNO DE NAVARRA. 2000. *Red Natura 2000. Propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria en Navarra*. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda. Gobierno de Navarra. 73 pp.
- GOBIERNO VASCO. 1992. *Plan Estratégico Rural Vasco. Directrices generales. 1992-1996*. Gobierno Vasco. Vitoria.
- GOBIERNO VASCO. 1994. *Ley 16/1994, de 30 de junio, de Conservación de la naturaleza del País Vasco*. Gobierno Vasco. Vitoria.
- GOBIERNO VASCO. 1997. *Inventario Forestal de la C. A. P. V. 1996. Resultados por Municipios*. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco. Servicio Central de Publicaciones. Vitoria. 324 pp.
- GOBIERNO VASCO. 1998. *Ley 3/1998, de 27 de Febrero, general de Protección del Medio Ambiente*. Gobierno Vasco. Vitoria.
- GOBIERNO VASCO. 2000. *Sistema de Cartografía Ambiental de la C. A. P. V.* Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente (CD-R). Gobierno Vasco. Vitoria.
- GOBIERNO VASCO. 2001. *Avance del Plan Territorial Sectorial Agroforestal y del Medio Natural de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Departamento de Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco. Vitoria. 230 pp.

- GREENSTONE, M. H. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. Prey availability. *Oecologia*, 62: 299-304.
- GUINEA, E. 1949. *Vizcaya y su Paisaje Vegetal*. Diputación Foral de Vizcaya. 432 pp.
- GUNNARSSON, B. 1983. Winter mortality of spruce-living spiders: effect of spider interactions and bird predation. *Oikos*, 40: 226-233.
- GUNNARSSON, B. 1985. Interspecific predation as a mortality factor among overwintering spiders. *Oecologia (Berl.)*, 65: 274-282.
- GUNNARSSON, B. 1990. Selective mortality in spiders. *Acta Zool. Fenn.*, 190: 151-155.
- GUNNARSSON, B. 1996. Bird predation and vegetation structure affecting spruce-living arthropods in a temperate forest. *J. Anim. Ecol.*, 65: 389-397.
- HALAJ, J.; ROSS, D. W. & MOLDENKE, A. R. 1998. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. *J. Arachnol.*, 26 (2): 203-220.
- HALAJ, J.; ROSS, D. W. & MOLDENKE, A. R. 2001. Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos*, 90: 139-152.
- HALE, W. G. 1971. Colémbolos. En: BURGESS, A. & RAW, F. *Biología del Suelo*. Omega. Barcelona. Pp 463-479.
- HÄNGGI, A. & BAUR, B. 1998. The effect of forest edge on ground-living arthropods in a remnant of unfertilized calcareous grassland in the Swiss Jura mountains. *Bull. Soc. Entomol. Suisse*, 71: 343-354.
- HÄNGGI, A.; STÖCKLI, E. & NENTWIG, W. 1995. *Habitats of Central European Spiders*. Centre Suisse de cartographie de la faune. Miscellanea Faunistica Helvetiae, 4. 460 pp.
- HARVEY, P. R.; NELLIST, D. R. & TELFER, M. G. (eds.). 2002. *Provisional atlas of British spiders (Arachnida, Araneae), Volumes 1 & 2*. Huntingdon: Biological Records Centre. 406 pp.
- HATLEY, C. L. & McMAHON, J. A. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture *Environ. Entomol.*, 9: 632-639.
- HAUGE, E. 1998. Notes on the spatial distribution of some spider species (Araneae) in a north Norwegian birch forest. *Fauna norv. Ser. A.*, 19: 41-46.
- HEIMER, S. & NENTWIG, W. 1991. *Spinnen Mitteleuropas*. Paul Parey. 543 pp.
- HENDERSON, P. A. & SEABY, R. H. M. 2001. *Species Diversity and Richness 2*. Pisces Conservation Ltd. Lymington, England.

- HIDALGO, I. L. 1986. *Estudio de los Tomísidos de la provincia de León (Araneae: Thomisidae & Philodromidae)*. Tesis de licenciatura. Diputación Provincial de León. 198 pp.
- HONEK, A. 1988. The effect of crop density and microclimate on pitfall trap catches of Carabidae, Staphylinidae (Coleoptera) and Lycosidae (Araneae) in cereal fields. *Pedobiologia*, 32: 233-242.
- HÖREGOTT, H. 1960. Untersuchungen über die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Arthropodenfauna in der Kiefernkrone. *Beitr. Entomol.*, 10: 891-916.
- HORVÁTH, R. & SZINETÁR, C. S. 1998. Study of bark-dwelling spiders (Araneae) on black pine (*Pinus nigra*) I. *Misc. Zool. Hung.*, 12: 77-83.
- HÖVEMEYER, K. & STIPPICH, G. 2000. Assessing spider community structure in a beech forest: Effects of sampling method. *Eur. J. Entomol.*, 97: 369-375.
- HUHTA, V. 1965. Ecology of spiders in the soil and litter of Finnish forests. *Ann. Zool. Fennici*, 2: 260-308.
- HUHTA, V. 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. *Ann. Zool. Fennici*. 8: 483-542.
- HUHTA, V. 1972. Efficiency of different dry funnels techniques in extracting arthropods from raw humus forest soil. *Ann. Zool. Fennici*. 9: 42-48.
- HUHTA, V. 1976. Effect of silvicultural practices upon arthropod, annelid, and nematode populations in coniferous forest soil. *Ann. Zool. Fennici*, 4 (2): 87-145.
- HURD, L. E. & FAGAN, W. F. 1992. Cursorial spiders and succession: age or habitat structure? *Oecologia*, 92: 215-221.
- ICONA. 1994. *Segundo Inventario Forestal Nacional, 1986-1995. Comunidad Foral de Navarra*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 304 pp.
- IHOBE-Sociedad Pública de Gestión Ambiental (Ed.). 2002. *Programa Marco Ambiental de la Comunidad Autónoma del País Vasco (2002-2006). Estrategia Ambiental Vasca de Desarrollo Sostenible (2002-2020)*. Gobierno Vasco. 92 pp.
- ITURRONDOBEITIA, J. C. & SALOÑA, M. 1990. Estudio de las comunidades de oribátidos (Acari, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima: 2. Distribución de abundancias y diversidad específica. *Rev. Écol. Biol. Sol.*, 27 (1): 113-133.
- ITURRONDOBEITIA, J. C. & SALOÑA, M. 1991. Estudio de las comunidades de oribátidos (Acari, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima: 4. Relación entre fauna y factores del suelo. *Rev. Écol. Biol. Sol.*, 28 (4): 443-459.

- JACKSON, R. R. & POLLARD, S. D. 1996. Predatory behavior of jumping spiders. *Annu. Rev. Entomol.*, 41: 287-308.
- JANETOS, A. C. 1986. Web site selection: are we asking the right questions? En: SHEAR, W. A. (Ed.). *Spiders. Webs, Behavior and Evolution*. Stanford University Press. Stanford, California. 9-22.
- JERARDINO, M. 1990. *Estudio de las arañas epigeas en dos zonas bioclimáticas de Salamanca*. Tesis doctoral. Universidad de Salamanca. Inédita.
- JERARDINO, M.; FERNÁNDEZ, J. L. & URONES, C. 1988. Activity of epigean spiders: abundance and presence over time (forest ecosystems, province of Salamanca, Spain). *Biología Ambiental. Actas II Congreso Mundial Vasco*. Gobierno Vasco-U. P. V. Pp 351-370.
- JERARDINO, M.; FERNÁNDEZ, J. L. & URONES, C. 1991. Datos ecológicos de las arañas epigeas en dos bosques de la región mediterránea. *Orsis*, 6: 141-157.
- JOCQUÉ, R. 1973. The spider fauna of adjacent woodland areas with different humus types. *Biol. Jb. Dodonaea*, 41: 153-178.
- JOCQUÉ, R. 1984. Considérations concernant l'abondance relative des araignées errantes et des araignées à toile vivant au niveau du sol. *Rev. Arachnol.*, 5 (4): 193-204.
- JUBERTHIE, C. 1954. Sur les cycles biologiques des araignées. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 89 (3-4): 209-318.
- JUNKER, E. A.; RATSCHKER, U. M. & ROTH, M. 2000. Impacts of silvicultural practice on the ground living-spider community (Arachnida: Araneae) of mixed mountain forests in the Chiemgau Alps (Germany). *Ekológia (Bratislava)*, 19 (suppl. 3): 107-117.
- KAJAK, A. 1995. The role of soil predators in decomposition processes. *Eur. J. Entomol.* 92: 573-580.
- KEPLIN, B. 1995. Effects of extensive management practices on soil fauna of urban lawns. *Acta Zool. Fenn.*, 196: 239-242.
- KESSLER, A. & HAM van der, N. 1988. Microhabitat selection in some linyphiid spiders inhabiting the forest floor. *Bull. Soc. Sci. Bretagne*, 59 (NHS I): 133-138.
- KIRCHNER, W. 1987. Behavioural and Physiological Adaptations to Cold. The Biorhythms of Spiders. En: NENTWIG, W. (Ed.). *Ecophysiology of Spiders*. Springer-Verlag, New York. Pp. 67-77.
- KLIMES, L. 1987. Comparison of bioindicative value of vascular plants and spiders in classification of ecosystems. *Ekológia (CSSR)*, 6 (2): 165-178.

- KNOFLACH, B. 1993. Das Männchen von *Episinus theridioides* SIMON (Arachnida: Araneae, Theridiidae). *Bull. Soc. Entomol. Suisse*, 66: 359-366.
- KOONEN, P. 1998. Winter activity of *Anyphaena accentuata* (Walckenaer, 1802) (Araneae: Anyphaenidae). En: SELDEN, P. A. (Ed.). *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997*. pp. 223-225.
- KOMPOSCH, C. 1997. The arachnid fauna of different stages of succession in the Schütt rockslip area, Dobratsch, southern Austria (Arachnida: Scorpiones, Opiliones, Araneae). *Proceedings of the 16th European Colloquium of Arachnology, Siedlce*. Pp 139-149.
- KOPONEN, S. 1972. On the spiders of the ground layer of a pine forest in Finnish Lapland, with notes on their diurnal activity. *Rep. Kevo Subartic. Res. Stat.*, 9: 32-34.
- KOPONEN, S. 1974. Comparison of spider catches and weather in subartic conditions. *Proceedings of the 6th International Arachnological Congress*. Pp 77-81.
- KOPONEN, S. 1976. Spider fauna (Araneae) of Kevo area, northernmost Finland. *Rep. Kevo Subartic Res. Stat.*, 13: 48-62.
- KOPONEN, S. 1989. Effect of fire ground layer invertebrate fauna in birch forest in the Kevo Strict Nature Reserve, Finnish Lapland. *Folia For.*, 736: 75-80.
- KOPONEN, S. 1991. On the biogeography and faunistics of European spiders: latitude, altitude and insularity. *Bull. Soc. neuchâtel. Sci. nat.*, 116 (1): 141-152.
- KOPONEN, S.; RINNE, V. & CLAYHILLS, T. 1997. Arthropods on oak branches in SW Finland, collected by a new trap type. *Entomol. Fenn.*, 3: 177-183.
- KRAUS, O. & BAUR, H. 1974. Die Atypidae der West-Paläarktische Systematik. Verbreitung und Biologie (Arach. Araneae). *Abh. Verh. Naturw. Ver. Hamburg*, 17: 85-116.
- KREBS, C. J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers. 654 pp.
- KREMEN, C.; COLWELL, R. K.; ERWIN, T. L.; MURPHY, D. D.; NOSS, R. F. & SANJAYAN, M. A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conserv. Biol.*, 7 (4): 796-808.
- KÜHNELT, W. 1957. *Biología del Suelo*. C.S.I.C. Madrid. 267 pp.
- LAINEN, A.; ORELL, M. & ITÄMIES, J. 1990. Invertebrate fauna of Norwegian spruce (*Picea abies*) branches in northern Finland. *Entomol. Fenn.*, 1: 193-199.
- LANG, A. 2000. The pitfalls of pitfalls: a comparison of pitfall trap catches and absolute density estimates of epigeal invertebrate predators in arable land. *J. Pest Science* 73: 99-106.

- LEDOUX, J. C. 1997-2000. Araignées des ripisilves du Rhône (Gard et Vaucluse). *Bull. Soc. Et. Sci. Nat. Vaucluse*, 1997-2000: 13-38.
- LEDOUX, J. C.; EMERIT, M. & PINAULT, G. 1996. *Les araignées et opilions de Nohèdes (Pyrénées Orientales)*. Office pour l'Information Eco-Entomologique du Languedoc-Roussillon. Nohèdes. 36 pp.
- LIZAU, X.; MORANTE, G. & LODEIRO, M. J. 1996. *Catálogo abierto de espacios naturales relevantes de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente. Gobierno Vasco. Vitoria. 635 pp.
- LOCKET, G. H. & MILLIDGE, A. F. 1951. *British Spiders, t. I*. Ray Society, London. 310 pp.
- LOCKET, G. H. & MILLIDGE, A. F. 1953. *British Spiders, t. II*. Ray Society, London. 449 pp.
- LOGUNOV, D. V. 1992. Review of spiders genera *Tmarus* Simon, 1875 (Aranei, Thomisidae) of the fauna USSR with description of the new species. *Sib. Biol. Zh.*, 1: 61-73.
- LOIDI, J. 1981. *Estudio de la flora y vegetación de las cuencas de los ríos Deva y Urola en la provincia de Guipúzcoa*. Tesis Doctoral. Departamento de Biología. Universidad Complutense de Madrid.
- LOIDI, J. & BASCONES, J. C. 1995. *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de Navarra*. Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Gobierno de Navarra. Pamplona. 99 pp.
- LÓPEZ UNZU, T. 1980. *Contribución al conocimiento de los Araneidos de Beunza (Valle de Atez)*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Navarra. Pamplona. Inédita.
- LOVEJOY, T. H.; ERWIN, N. & BOREN, S. 1997. Insect conservation. En: WATT, A. D.; STORK, N. E. & HUNTER, M. D. (Eds.). 1997. *Forests and Insects*. Chapman & Hall. London. Pp. 395-400.
- LOWMAN, M. D. & WITTMAN, P. K. 1996. Forest canopies: Methods, hypotheses and future directions. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 27: 55-81.
- LUBIN, Y. 1986. Building and prey capture in the Uloboridae. En: SHEAR, W. A. (Ed.). *Spiders. Webs, Behavior and Evolution*. Stanford University Press. Stanford, California. 132-171.
- LUCZAK, J. 1963. Differences in the structure of communities of web spiders in one type of environment (young pine forest). *Ekol. Pol., Ser. A*, XI (6): 159-221.
- LUCZAK, J. 1991. The role of forest islands in distribution and dynamics of the araneae communities. *Ekol. Pol.*, 39 (4): 517-543.

- LUCZAK, J. & WOZNY, M. 1999. Effect of spruce forest decline on spider communities of Karkonosze Mts. *Pol. J. Ecol.*, 47 (4): 429-447.
- LUDWIG, J. P. & REYNOLDS, J. F. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley & Sons. New York. 337 pp.
- MACHADO, A. D. B. 1942. A coleção de aranhas cavernícolas do Museo Nacional de Ciências Naturais de Madrid. *An. Asoc. esp. Prog. Cienc.* 7: 1-15.
- MAELFAIT, J. P. 1988. L'usage pratique des araignées en tant qu'indicateurs écologiques. *Comptes Rendus du XIème Colloquium Européenne d'Arachnologie. Tub-Dokumentation*, 38: 110-118.
- MAELFAIT, J. P.; BAERT, L.; JANSSEN, M. & ALDERWEIRELDT, M. 1998. A red list for the spiders of Flanders. *Bull. Inst. Royal. Sci. Nat. Belg.*, 68: 131-142.
- MAELFAIT, J. P. & HENDRICKX, F. 1998. Spiders as bio-indicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments. En: SELDEN, P. A. (Ed.). *Proceedings of the European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997*. pp. 293-300.
- MAGUREGUI, J. & ZABALA, A. 2000. Presencia de *Dolomedes fimbriatus* (Clerck, 1758) (Araneae: Pisauridae) en las provincias de Álava y Vizcaya (España). *Rev. Iber. Aracnol.* 1: 37-38.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Chapman & Hall, London.
- MAJADAS, A. 1994. *Contribución al estudio faunístico y ecológico de los Araneae en los piornales montanos*. Tesis doctoral. Universidad de Salamanca. Inédita.
- MAJADAS, A. & URONES, C. 2002. Communauté d'araignées des maquis méditerranéens de *Cytisus oromediterraneus* Rivas Mart. & al. *Rev. Arachnol.*, 14 (3): 31-48.
- MARC, P. 1990. Données sur le peuplement d'aranéides des troncs de pins. En: CELERIER, M-L.; HEURTAULT, J. & ROLLARD, C. (Eds.). *Comptes rendus du XIIème Colloque européen d'Arachnologie, Paris. Bull. Soc. eur. Arachnol. (NHS 1)*: 255-260.
- MARC, P.; CANARD, A. & YSNEL, F. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 74: 229-273.
- MARGALEF, R. 1991. *Ecología*. Omega, S.A. Barcelona. 951 pp.
- MARTÍN PIERA, F. 1997. Apuntes sobre biodiversidad y conservación de insectos: dilemas, ficciones y ¿soluciones? En: MELIC, A. (Ed.). *Los Artrópodos y el Hombre. Bol. S. E. A.* 20: 25-55.

- MAURER, R. & HÄNGGI, A. 1990. *Katalog der Schweizerischen Spinnen*. SchweizerischeR Bund für Naturschutz. Documenta Faunistica Helvetiae, 12.
- McALEECE, N; LAMBSHEAD, P. J.; GAGE, G. L. J. & GAGE, J. D. 1997. *BioDiversity Professional Beta*. The Natural History Museum & The Scottish Association for Marine Science. Internet: <http://www.nrnc.demon.co.uk/bdpro>.
- MEAZA, G. 1988. Fitogeografía del encinar cantábrico de la Ría de Gernika. *Lurralde*, 11: 103-121.
- MEAZA, G. 1991. La impronta mediterránea en la vegetación del País Vasco. Carrascales y encinares. *Boln. AGE*, 13: 45-74.
- MEAZA, G. 1997. Los encinares cantábricos. En: MEAZA, G. & AYERBE, E. (Eds.). *Geografía de Euskal Herria. Tomo IV: Suelos, vegetación y fauna*. Etor-Ostoa. Lasarte-Oria. pp. 49-54.
- MELIC, A. 1996a. Algunas arañas (Araneae) de La Rioja y provincias limítrofes (Centro-Norte de España). *Bol. Soc. Ent. Arag.*, 13: 62-63.
- MELIC, A. 1996b. Arañas ulobóridas de Aragón (Araneae: Uloboridae). Notas aracnológicas aragonesas, 5. *Bol. Soc. Ent. Arag.*, 13: 63-64.
- MELIC, A. 2000. *Theridula gonygaster* (Simon, 1873) en España (Araneae: Theridiidae). *Rev. Iber. Aracnol.* 1: 37-38.
- MELIC, A. 2002. Arañas endémicas de la península Ibérica e islas Baleares (Arachnida: Araneae). *Rev. Iber. Aracnol.*, 4: 35-92.
- MERRET, P. 1967. The phenology of spiders on heathland in Dorset. I. Families Atypidae, Dysderidae, Gnaphosidae, Clubionidae, Thomisidae, Salticidae. *J. Anim. Ecol.*, 36: 363-374.
- MERRET, P. 1968. The phenology of spiders on heathland in Dorset. Families Lycosidae, Pisauridae, Agelenidae, Mimetidae, Theridiidae, Tetragnathidae, Argiopidae. *J. Zool. London*, 156: 239-256.
- MERRET, P. 1969. The phenology of Linyphiid spiders on heathland in Dorset. *J. Zool. London*, 157: 289-307.
- MILLIDGE, A. F. 1975. Re-examination of the erigonine spiders “*Micrargus herbigradus*” and “*Pocadicnemis pumila*” (Araneae: Linyphiidae). *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 3 (6): 145-155.
- MORANO, E. 1984. *Contribución al estudio de las familias Araneidae y Tetragnathidae (Arachnida: Araneae) en la Península Ibérica*. Tesis de licenciatura. Universidad Complutense de Madrid. Inédita.
- MORANO, E. 2002. *Catálogo Ibérico de Araneae*. Internet: <http://almez.pntic.mec.es/~emoh0001/catalogo/index.htm>

- MORANO, E. & FERRÁNDEZ, M. A. 1985. Especies nuevas o de interés de la familia Araneidae Latreille, 1806 (Arachnida) de la fauna ibérica. *Misc. Zool.* 9: 171-178.
- MORENO, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Manuales & Tesis SEA, 1. Zaragoza. 83 pp.
- MOPT. 1992. *Río 92: Tomo I*. Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Medio Ambiente. Madrid. 44 pp.
- MULHAUSER, B. 1990. La bioindicación?... Et si nous reparlions des araignées? En: CELERIER, M-L.; HEURTAULT, J. & ROLLARD, C. (Eds.). *Comptes rendus du XIIème Colloque européen d'Arachnologie, Paris. Bull. Soc. eur. Arachnol. (NHS 1)*: 266-272.
- NAKAMURA, T. & YAMASHITA, S. 1997. Phototactic behavior of nocturnal and diurnal spiders: negative and positive phototaxes. *Zool. Sci.*, 14 (2): 199-203.
- NAVARRO, C. 1980. *Contribución al estudio de la flora y vegetación del Duranguesado y la Busturia (Vizcaya)*. Tesis Doctoral. Facultad de Farmacia. Universidad Complutense de Madrid.
- NENTWIG, W. 1986. Non-webbuilding spiders: prey specialists or generalists? *Oecologia (Berl.)*, 69: 571-576.
- NENTWIG, W. 1987. The prey of spiders. En: NENTWIG, W. (Ed.). *Ecophysiology of Spiders*. Springer-Verlag, New York. Pp. 249-263.
- NEW, T. R. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. *J. Insect Conserv.*, 3: 251-256.
- NICOLAI, V. 1986. The bark of trees: thermal properties, microclimate and fauna. *Oecologia*, 69: 148-160.
- NICOLAI, V. 1996. Bark beetles and their natural enemies at lowland stands of beech forests and of spruce forest in central Europe. *Zool. Beitr. N. F.* 37 (2): 135-156.
- NIEMELÄ, J. & BAUR, B. 1998. Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in the Swiss Jura mountains. *Biodivers. Conserv.*, 7: 1407-1416.
- NIEMELÄ, J.; HAILA, Y. & PUNTTILA, P. 1996. The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography*, 19: 352-368.
- NIEMELÄ, J.; PAJUNEN, T.; HAILA, Y.; PUNTTILA, P. & HALME, E. 1994. Seasonal activity of boreal forest-floor spiders. *J. Arachnol.*, 22: 23-31.

- NOFLATSCHER, M. T. 1993. Beiträge zur Spinnenfauna Südtirols – IV: Epigäische Spinnen am Vinschgauer Sonnenberg (Arachnida: Aranei). *Ver. nat.-med. Verein Innsbruck*, 80: 273-294.
- NORRIS, K. C. 1999. Quantifying change through time in spider assemblages: sampling methods, indices and sources of error. *J. Insect Conserv.*, 3: 309-325.
- NOSS, R. F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *For. Ecol. Manage.*, 115: 135-146.
- NYFFELER, M.; STERLING, W. L. & DEAN, D. A. 1994. How spiders make a living. *Environ. Entomol.*, 23 (6): 1357-1367.
- OJEA, M.; RALLO, A. & ITURRONDORBEITIA, J. C. 1987. Gasterópodos edáficos en varios ecosistemas del País Vasco. Abundancia, diversidad y Motomura. *Kobie, Cienc. nat.*, XVI: 245-255.
- ONAINDÍA, M. 1989. Estudio fitoecológico de los encinares vizcaínos. *Stud. Oecol.*, VI: 7-20.
- ONAINDÍA, M. & BENITO, I. 1995. La vegetación y su relación con los factores ambientales en la cuenca de Urdaibai. Implicaciones en la gestión medioambiental. En: ANGULO, E. & QUINCOCES, I. *Reserva de la Biosfera de Urdaibai: Investigación Básica y Aplicada*. pp. 215-244.
- ONAINDÍA, M.; BENITO, J. M.; VADILLO, J. M. & AGUIRRE, A. 1988. Estudio ecológico de los encinares del País Vasco. *Actes del Simpois Internacional de Botànica Pius Font i Quer. Vol. II. Fanerogàmia*: 295-298.
- OPELL, B. D. 1994. Factors governing the stickiness of cribellar prey capture threads in the spider family Uloboridae. *J. Morphol.*, 221: 111-119.
- ORTUBAY, A. 1995. *Relación Clima-Vegetación en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Tesis Doctoral. Gobierno Vasco. Vitoria.
- OZANNE, C. M. P.; HAMBLER, C.; FOGGO, A. & SPEIGHT, M. R. 1997. The significance of edge effects in the management of forests for invertebrate biodiversity. En: STORK, N. E.; ADIS, J. & DIDHAM, R. K. (Eds.). *Canopy Arthropods*. Chapman & Hall. London.
- PAJUNEN, T.; HAILA, Y.; HALME, E.; NIEMELÄ, J. & PUNTTILA, P. 1995. Ground dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. *Ecography*, 18: 62-72.
- PARASCHI, L. 1990. Aspects of the study of spider communities in two mediterranean ecosystems. *Acta Zool. Fenn.*, 190: 299-303.
- PARDÉ, J. 1978. El microclima del bosque. En: PESSON, P. (Ed.). *Ecología Forestal*. Gauthier-Villars. Mundi-Prensa. Madrid. Pp: 29-46.

- PARKER, J. R. 1990. The life Cycle of *Theridion mystaceum* L. Koch. *Newsl. Br. Arachnol. Soc.*, 58: 2-3.
- PEARSON, R. G. & WHITE, E. 1964. The phenology of spiders of some surface-active arthropods of moorland country in North Wales. *J. Anim. Ecol.*, 33: 245-258.
- PEKÁR, S. 1999. Life-histories and the description of developmental stages of *Theridion bimaculatum*, *T. impressum* and *T. varians* (Araneae: Theridiidae). *Acta Soc. Zool. Bohem.* 63: 301-309.
- PERERA, A. 1986. *Estudio de los Arácnidos (Scorpiones, Pseudoscorpiones, Araneae, Opiliones) de un Encinar Mediterráneo Montano (Serra de l'Obac)*. Tesis de licenciatura. Universidad de Barcelona. Inédita.
- PÉREZ, E. 1998. *Los Bosques de Navarra*. Aurkidi Taldea. Santesteban. Navarra. 92 pp.
- PÉREZ, J. A. 1983. *Contribución al conocimiento de la familia Gnaphosidae (Arachnida, Araneae) del Noreste de la Península Ibérica*. Tesis de licenciatura. Universidad de Barcelona. Inédita.
- PÉREZ, J. A. 1985. Artrópodos epígeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca): VIII: Arañas gnafósidas. *Pirineos*, 126: 61-80.
- PÉREZ DE SAN ROMÁN, F. 1947. Catálogo de las especies del Orden Araneae citadas en España después de 1910. *Bol. r. Soc. esp. hist. nat.* 45: 417-491.
- PETTERSSON, R. B. 1996. Effect of forestry on the abundance and diversity of arboreal spiders in the boreal spruce forest. *Ecography*, 19: 221-228.
- PETTERSSON, R. B. 1997. *Lichens, Invertebrates and Birds in Spruce Canopies. Impacts of Forestry*. Doctoral thesis. Department of Animal Ecology. Swedish University of Agricultural Sciences. Silvestria, 16.
- PINEDA, F. D.; DE MIGUEL, J. M.; CASADO, M. A. & MONTALVO, J. 2002. Claves para comprender la "diversidad biológica" y conservar la "biodiversidad". En: PINEDA, F. D.; DE MIGUEL, J. M.; CASADO, M. A. & MONTALVO, J. (Coord.). *La Diversidad Biológica de España*. Pearson Educación, S. A. Madrid. Pp 7-30.
- PLATEN, R.; MORITZ, M. & BROEN, B. V. 1991. Liste der Webspinnen- und Weberknechtarten (Arach.: Araneida, Opilionida) des Berliner Raumes und ihre Auwertung für Naturschutzzwecke (Rote Liste). En: AUHAGEN, A.; PLATEN, R. & SUKOPP, H. (Eds.). *Rote Listen der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Berlin*. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung S 6: 169-205.
- PLATNICK, N. I. 1999. Dimensions of biodiversity: targeting megadiverse groups. En: CRACRAFT, J. & GRIFO, F. T. (Ed.). *The Living Planet in Crisis: Biodiversity Science and Policy*. Columbia University Press. New York.

- PLATNICK, N. I. 2002. *The World Spider Catalog, Version 2.5*. American Museum of Natural History. Internet: <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87/index.html>.
- PORTERO, G.; SALAZAR, A.; HENAR, M.; ORTEGA, I. & OLIVÉ, A. 1992. *Puntos de Interés Geológico de Gipuzkoa*. Departamento de Urbanismo, Arquitectura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa. 167 pp.
- POZO, J. & MARTÍNEZ, J. 1983. Ecología de las poblaciones de colémbolos de un eucaliptal vizcaíno. *Actas I Congreso Ibérico de Entomología*. León. 587-601.
- PRIETO, C. E. 1979. La fauna cavernícola del Macizo de Galdames. *Ixiltasun Izkutuak*, 7-8-9: 32-39.
- RAW, F. 1971. Artrópodos (excepto ácaros y colémbolos). En: BURGESS, A. & RAW, F. (Eds.). *Biología del Suelo*. Omega S. A. Barcelona. 379-423.
- REIMOSER, E. 1919. Katalog der echten Spinnen (Araneae) des Paläarktischen Gebietes. *Abh. Zool.-bot. Ges. Wien.*, 10 (2): 1-280.
- REINKE, H.-D. & IRMLER, U. 1994. Die Spinnenfauna (Araneae) Schleswig-Holsteins am Boden und in der bodennahen Vegetation. *Faun.-Ökol. Mitt. Suppl.* 17: 1-148.
- RIBERA, C. 1979. Le genre *Porrhoma* dans les cavités de la Peninsule Ibérique. *Comptes Rendus du Vème Colloquium d'Arachnologie d'Expression Française, Barna*. pp. 213-216.
- RIBERA, C. 1980. *Contribución al conocimiento de los Araneidos cavernícolas Ibéricos*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Inédita.
- RIBERA, C. 1980. Los Araneidos cavernícolas del País Vasco. *Kobie*, 10: 534-538.
- RIBERA, C. 1983. Sobre alguns Agelenidae i Hahniidae cavernícoles de la Peninsule Iberique (Araneae). *Speleon*, 26/27: 29-32.
- RIBERA, C. 1984. Contribución al conocimiento de los Araneidos cavernícolas de la Península Ibérica. *Pub. Ed. Univ. Barcelona*, 45 pp.
- RIBERA, C. & HORMIGA, G. 1985. Artrópodos epígeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca): XI. Arañas linífidas. *Pirineos*, 126: 163-210.
- RIBERA, I. & FOSTER, G. 1997. Uso de artrópodos como indicadores biológicos. En: MELIC, A. (Ed.). *Los Artrópodos y el Hombre*. *Bol. S. E. A.*, 20: 265-276.
- RIECHERT, S. & LUCZAK, J. 1982. Spider foraging: behavioral responses to prey. En: WITT, P. N. & ROVNER, S. P. (Eds.). *Spider Communication. Mechanisms and Ecological Significances*. Princeton, New Jersey. Pp 353-385.

- RIECHERT, S. E. & MAUPIN, J. L. 1998. Spider effects on prey: tests for superfluous killing in five web-builders. En: SELDEN P. A. (Ed.). *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh*. Pp 203-210.
- RIECKEN, U. 1998. The importance of semi-natural landscape structures in an agricultural landscape as habitats for stenotopic spiders. En: SELDEN, P. A. (Ed.). *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh*. Pp 301-310.
- RIECKEN, U. 1999. Effects of short-term sampling on ecological characterization and evaluation of epigeic spider communities and their habitats for site assesment studies. *J. Arachnol.*, 27: 189-195.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1994. Clasificación bioclimática de la Tierra. *Folia Botanica Matritensis*, 11.
- ROBERTS, M. J. 1985. *The spiders of Great Britain and Ireland. Vol. I: Atypidae-Theridiosamatidae. Vol. II: Linyphiidae*. Harley Books, Colchester. 433 pp.
- ROBERTS, M. J. 1987. *The spiders of Great Britain and Ireland. Vol. III: Colour plates*. Harley Books, Colchester. 256 pp.
- ROBERTS, M. J. 1995. *Spiders of Great Britain & Northern Europe*. Collins Field Guide. HarperCollins Publishers. London.
- ROBINSON, J. V. 1981. The effect of architectural variation in habitat on spider community: an experimental field study. *Ecology*, 62 (1): 73-80.
- ROMANO, R. 1981. *Contribución al conocimiento de los Araneidos del Vedado de Eguarás*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Navarra. Pamplona. Inédita.
- ROMANO, R. & FERRÁNDEZ, M. A. 1983. *Dysdera scabricula* Simon, 1882, una nueva especie para la Península Ibérica, con notas sobre los disdéricos de la provincia de Navarra. *Actas I Congreso Ibérico de Entomología, León*, 2: 685-698.
- ROSENZWEIG, M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press. United Kingdom. 436 pp.
- RUSSELL-SMITH, A. & SWANN, P. 1972. The activity of spiders in coppiced chesnut woodland in southern England. *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 2 (6): 99-103.
- RUZICKA, V. 1990. The spiders of stony debris. *Acta Zool. Fenn.*, 190: 333-337.
- RUZICKA, V. 1997. Spiders (Araneae) of dwarf Norway spruces. *Proceedings of the 16th European Colloquium of Arachnology*. pp. 281-287.
- RUZICKA, V. & BOHAC, J. 1991. Invertebrate animals from hollow trees in the Trebon basin. *Acta Mus. mer., Ceske Budejovice-Sci. nat.*, 31: 33-46.

- RUZICKA, V. & BOHAC, J. 1994. The utilization of epigeic invertebrate communities as bioindicators of terrestrial environmental quality. En: SALANKI, J.; JEFFREY, D. & HUGHES, G. M. (Eds.). *Biological Monitoring of the Environment*. CAB International. Pp 79-86.
- SAARISTO, M. 1974. Taxonomical analysis of *Theonina cornix* (Simon, 1881), the type-species of the genus *Theonina* Simon, 1929 (Araneae, Linyphiidae). *Ann. Zool. Fennici*, 11: 240-243.
- SALAZAR, A.; DE ALBA, S.; GALLARDO, J.; PORTERO, G.; HENAR, M.; OLIVÉ, A.; DÍAZ DE TERÁN, J. R. & FRANCÉS, E. 1991. *Geomorfología y Edafología de Gipuzkoa*. Departamento de Urbanismo, Arquitectura y Medio Ambiente. Diputación Foral de Gipuzkoa. San Sebastián. 128 pp.
- SALOÑA, M. & ITURRONDOBEITIA, J. C. 1990. Estudio de las comunidades de oribátidos (Acari, Oribatei) de varios ecosistemas de Vizcaya y una zona próxima: 3. Análisis comparado de las afinidades cenóticas e interespecíficas. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 27 (2): 185-203.
- SALOÑA, M. & ITURRONDOBEITIA, J. C. 1993. A comparative study of the soil mite communities (Acari) of wooded and unwooded areas in the basque country, northern Spain. En: WATKINS, C. (Ed.). *Ecological Effects of Afforestation. Studies in the history and ecology of afforestation in Western Europe*. Leaper & Gard Ltd. Bristol. pp. 153-163.
- SARRIONANDIA, E. & SALCEDO, I. 2002. Euskal Herriko artadietako makromizetoen azterketa. *Naturzale*, 17: 235-252.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.*, 5 (1): 18-32.
- SCHABERREITER, I. 1999. Bestandsaufnahme ausgewählter epigäischer Arthropodengruppen in einem Föhrenwald auf dem Eichkogel (Mödling, Niederösterreich). 1. Araneae. *Verh. Zool. Bot. Ges. Österreich*, 136: 87-108.
- SCHAEFER, M. 1977. Winter ecology of spiders (Araneida). *Z. angew. Entomol.*, 83: 113-134.
- SCHAEFER, M. 1987. Life Cycles and Diapause. En: NENTWIG, W. (Ed.). *Ecophysiology of Spiders*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 331-347.
- SCHAEFER, M. 1991. The animal community: diversity and resources. En: RÖHRIG, E. & ULRICH, B. (Eds.). *Ecosystems of the World 7: Temperate Deciduous Forests*. Elsevier Science Publishers B. V. Amsterdam. Pp 51-120.
- SCHAEFER, M. 1995. Interspecific interactions in the soil community. *Acta Zool. Fenn.*, 196: 101-106.

- SCHENKEL, E. 1938. Spinentiere von der Iberischen Halbinsel, gesammelt von Prof. Dr. O. Lundblad, 1935. *Ark. Zool.* 30 A (24): 1-29.
- SELGA, D.; SIMÓN, J. C. & ACÓN, M. 1977. Variations et caractéristiques de la faune des microarthropodes terrestres de Sierra Nevada (Espagne). *Ecoll. Bull. (Stockholm)*, 25: 109-121.
- SERRA, A. & VIVES, E. 1979. Campanya bioespeleològica a Guipúzcoa. *Recull de Treballs Espeleològics SIS-7*: 19-26.
- SIMON, E. 1881. Arachnides nouveaux o peu connus des provinces basques. *An. Soc. esp. hist. nat.*, 10: 127-132.
- SIMON, E. 1882. Études arachnologiques. 13^a Mémoire. XX. Descriptions d'espèces et de genres nouveaux de la famille des Dysderidae. *An. Soc. ent. Fr.*, (6) 2: 201-240.
- SIMON, E. 1898. *Histoire Naturelle des Araignées*. Paris.
- SIMON, E. 1911. Araneae et Opilions. Bioespeologica. *Arch. Zool. Expér. Gén., Paris*, 9: 177-206.
- SIMON, E. 1914-1937. *Les Arachnides de France. Tome VI. Synopsis général et Catalogue des espèces françaises de l'ordre des Araneae*. Roret-Mulo. Paris. 1298 PP.
- SIMON, U. 1991a. Temporal species serie of web-spiders (Arachnida: Araneae) as a result of pine tree-bark structure. *Bull. Soc. neuchâtel. Sci. nat.*, 116 (1): 223-227.
- SIMON, U. 1991b. Die Spinnenzönosen (Arachn: Araneae) der Kiefernrinde (*Pinus sylvestris* L.). *B. Verh. Ges. Ökol.*, 2: 107-118.
- SIMON, U. 1993. Spider and harvestmen fauna (Arachnida: Araneae, Opiliones) of pine trees (*Pinus sivestris* L.) and its stratification. *Boll. Acca. Gioenia Sci. Nat.*, 26 (345): 323-334.
- SIMON, U. 2000. Differences in seasonal dynamics between canopy and lower trunk spiders on pine trees. En: MENZEL, A. (Ed.). *Progress in Phenology Monitoring, Data Analysis and Global Change Impacts. First Workshop of the 5th Framework Program EU-Project Positive*. Freising, Germany. Pp 22.
- SKERL, K. L. 1999. Spiders in conservation planning: a survey of US natural heritage programs. *J. Insect Conserv.*, 3: 341-347.
- SMAHA, J. & PÉNICKA, P. 1989. Differentiation of the ground-surface spider fauna of the climax pattern in different plant communities in central Bohemia. *Acta Entomol. Bohemoslov.*, 86: 442-458.

- SMAHA, J. & CHYTRÝ, P. 1995. Ecological preferences of epigeic spiders (Araneida) in the systems of many biotopes. *Acta Soc. Zool. Bohem.*, 59: 227-244.
- SNAZELL, R.; JONSSON, L. J. & STEWART, J. A. 1999. *Neon robustus* Lohmander (Araneae: Salticidae), a fennoscandian spider found in Scotland and Ireland. *Bull. Br. Arachnol. Soc.*, 11 (6): 251-254.
- SOLOW, A. R. 1993. A simple test for change in community structure. *J. Anim. Ecol.*, 62: 191-193.
- SORENSEN, L. L.; CODDINGTON, J. A. & SCHARFF, N. 2002. Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an afro-montane forest. *Environ. Entomol.* 31 (2): 319-330.
- SOUTHWOOD, T. R. E. & HENDERSON, P. A. 2000. *Ecological Methods. With particular reference to the study of insect populations.* Chapman & Hall. New York.
- STANDEN, V. 2000. The adequacy of collecting techniques for estimating species richness of grassland invertebrates. *J. Appl. Ecol.*, 37: 884-893.
- STERNBERGS, M. 1995. The spiders (Aranei) in the litter of *Fraxinetum dryopterioso* forest type in the Slitere Nature Reserve. En: RUZICKA, V. (Ed.). *Proceedings of the 15th European Colloquium of Arachnology. Institute of Entomology, Ceské Budejovice.* Pp. 169-173.
- STEVENSON, B. G. & DINDAL, D. L. 1982. Effect of leaf shape on forest litter spiders: community organization and microhabitat selection of immature *Enoplognatha ovata* (Clerck) (Theridiidae). *J. Arachnol.*, 10: 165-178.
- SZINETÁR, C. 1992. Spruce as spider-habitat in urban ecosystem I. *Folia Entomol. Hung.*, LIII: 179-188).
- SZINETÁR, C. 1996. Preliminary results on foliage-dwelling spiders on black pine (*Pinus nigra*) by beating on 5 sites in Hungary. *Rev. Suisse Zool.*, VHS: 643-648.
- TARABAEV, C. K. & SHEYKIN, A. A. 1990. Spiders as predators in apple-tree crowns in south-eastern Kazakhstan. *Acta Zool. Fenn.*, 190: 363-366.
- TERRADAS, J. (Ed.). 1984. *Introducció a l'Ecologia del Faig al Montseny.* Diputació de Barcelona. Servei de Parcs Naturals. Barcelona.
- THOMAS, M. 1952. La capture des proies par les araignées-crabes. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse.* 87 (3-4): 268-276.
- THOMAS, H. 1999. *Nemesia simoni* Cambridge: une petite mygale discrète mais commune en Aquitaine. *Bull. Soc. linn. Bordeaux*, 27 (1): 33-40.

- TOFT, S. 1976. Life histories of spiders in a danish beech wood. *Nat. Jutlandica*, 19: 5-40.
- TOFT, S. 1978a. Phenology of some Danish Beech-wood spiders. *Nat. Jutlandica*, 20: 285-304.
- TOFT, S. 1978b. The life-history of *Achaearanea lunata* (Cl.) in Denmark, with a note on *Theridion varians* Hahn (Araneae: Theridiidae). *Bull. Br. Arachnol. Soc.* 4 (5): 197-203.
- TOPPING, C. J. 1993. Behavioural responses of three linyphiid spiders to pitfall traps. *Ent. Exp. Appl.* 68: 287-293.
- TOPPING, C. J. & LUFF, M. L. 1995. Three factors affecting the pitfall trap catch of linyphiid spiders (Aranea: Linyphiidae). *Bull. Br. Arachnol. Soc.* 10: 35-38.
- TOPPING, C. J. & SUNDERLAND, K. D. 1992. Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *J. Appl. Ecol.*, 29: 485-491.
- TOTI, D. S. COYLE, F. A. & MILLER, J. 2000. A structured inventory of appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *J. Arachnol.*, 28 (3): 329-345.
- TRETZEL, E. 1952. *Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum von Erlangen.* Erlangen Kommissionsverlag von Max Mencke. 131 pp.
- TRETZEL, E. 1954. Reife und Fortpflanzungszeit bei Spinnen. *Z. Morphol. Ökol. Tiere*, 42: 634-691.
- TURNBULL, A. L. 1960. The Spider Population of a Stand of Oak (*Quercus robur* L.) in Wytham Wood, Berks., England. *Can. Entomol.*, 92: 110-124.
- TURNBULL, A. L. 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). *Ann. Rev. Entomol.*, 18: 305-348.
- UETZ, G. W. 1975. Gradient analysis of spider communities in a streamside forest. *Oecologia*, 22: 373-385.
- UETZ, G. W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia*, 40: 29-42.
- UETZ, G. W. 1991. Habitat structure and spider foraging. En: BELL, S. S.; McCOY, E. D. & MUSHINSKY, H. R. *Habitat Structure. The physical arrangement of objects in space.* Chapman and Hall. London. Pp 325-348.
- UETZ, G. W.; HALAJ, J. & CADY, A. B. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *J. Arachnol.*, 27 (1): 270-280.

- UETZ, G. W. & UNZICKER, J. D. 1976. Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. *J. Arachnol.* 3: 101-111.
- URONES, C. 1984. *Estudio Faunístico-Ecológico de los Clubionoidea y Thomisoidea (Araneae) en el centro-oeste del Sistema Central*. Tesis doctoral. Universidad de Salamanca. Inédita.
- URONES, C. 1985a. Fenología de algunos Thomisidae (Araneae) en la zona centro-occidental de España. *Boln. Soc. port. Ent. Suplemento 1*, Vol. 3: 439-448.
- URONES, C. 1985b. Artrópodos epigeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca): VI: Arañas tomisoideas. *Pirineos*, 126: 29-41.
- URONES, C. 1985c. Artrópodos epigeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca): VII: Arañas clubionoideas. *Pirineos*, 126: 43-60.
- URONES, C. 1986a. La familia Philodromidae (Araneae) en el centro-oeste de la Península Ibérica. *Boln. Asoc. Esp. Entom.*, 10: 231-244.
- URONES, C. 1986b. *Distribución y ecología de las Arañas en la Provincia de Zamora*. Instituto de Estudios Zamoranos "Florián de Ocampo", Anuario 1986: 67-122.
- URONES, C. 1989. Nuevos datos de Clubionidae (Araneae) ibéricos. *Misc. Zool.*, 13: 55-61.
- URONES, C. 1995. Catálogo y Atlas de las arañas de la familia Philodromidae Thorell, 1870 de la Península Ibérica e Islas Baleares. *Graellsia*, 51: 55-81.
- URONES, C. 1996. Catálogo y atlas de las arañas de la familia Anyphaenidae en la península Ibérica e islas Baleares. *Graellsia*, 52: 73-80.
- URONES, C. & GÓMEZ, J. 1985. Fenología de algunas especies del género *Xysticus* C. L. Koch, 1835 (Araneae, Thomisidae) en la zona centro-occidental de España. *Stud. Oecol.*, VI: 245-265.
- URONES, C.; BARRIENTOS, J. A. & ESPUNY, A. 1995. El género *Anyphaena* Sundevall, 1833 (Araneae: Anyphaenidae) en la Península Ibérica. *Boln. Asoc. Esp. Ent.*, 19 (1-2): 109-131.
- URONES, C.; JERARDINO, M. & BARRIENTOS, J. A. 1995. Datos fenológicos de Gnaphosidae (Araneae) capturados con trampas de caída en Salamanca (España). *Rev. Arachnol.*, 11 (5): 47-63.
- URONES, C.; JERARDINO, M. & FERNÁNDEZ, J. L. 1990. Estudio ecológico de las arañas epigeas (Araneae) en un encinar adhesionado de *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp. (provincia de Salamanca, España). *Boln. Asoc. Esp. Entom.*, 14: 185-197.

- URONES, C. & PUERTO, A. 1988. Ecological study of the Clubionoidea and Thomisoidea (Araneae) in the Spanish Central System. *Rev. Arachnol.*, 8 (1): 1-32.
- USHER, M. B.; BOOTH, R. G. & SPARKES, K. E. 1982. A review of progress in understanding the organization of communities of soil arthropods. *Pedobiologia*, 23: 126-144.
- VADILLO, J. M.; ONAINDIA, M. & BENITO, I. 1990. Estructura de los encinares de la asociación *Lauro-Quercetum illicis* en distintos niveles altitudinales del Duranguesado (Bizkaia). *Monografías del Instituto Pirenaico de Ecología (C. S. I.C.)*, 5: 477-486.
- VÄISÄNEN, R. & BISTRÖM, O. 1990. Boreal forest spiders and the preservation of biotic diversity: results from Finnish primeval forests. *Acta Zool. Fenn.*, 190: 373-378.
- VAN HELSDINGEN, P. J. 2000. Spider (Araneae) protection measures and the required level of knowledge. *Ekológia (Bratislava)*, 19 (suppl. 4): 43-50.
- VANUYTVEN, H. 1991. A redescription of *Phoroncidia paradoxa* (LUCAS, 1846) (Araneae: Theridiidae). *Phegea*, 19: 103-105.
- VARIOS. 1985. Artrópodos epigeos de San Juan de la Peña (Jaca, Huesca). *Pirineos*, 126: 5-234.
- VIERNA, J. C. 1978. *Contribución al conocimiento de los Araneidos de Quinto Real*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Navarra. Pamplona. Inédita.
- VILLEPOUX, O. 1990. Répartition des araignées épigées dans une tourbière à Sphaignes. *Acta Zool. Fenn.*, 190: 379-385.
- VLIJM, L. 1971. Some notes on the occurrence of the genus *Pardosa* (Araneae: Lycosidae) in Southern France, Spain et Corse. *Zool. Meded.* 45 (24): 281-287.
- WAALER, F. 1971. Spiders (Araneae) in mosses from Son, Norway. *Norks. Ent. Tidsskr.*, 18: 95-98.
- WAALER, F. 1972. Spiders (Araneae) from Ringsaker, Norway. *Norks. Ent. Tidsskr.*, 19: 49-57.
- WALLWORK, J. A. 1976. *The Distribution and Diversity of Soil Fauna*. Academic Press. London. 355 pp.
- WEISS, I. 1995. Spinnen und Weberknechte auf Baumstämmen im Nationalpark Bayerischer Wald. En: RUZICKA, V. (Ed.). *Proceedings of the 15th European Colloquium of Arachnology*. Institute of Entomology, Ceske Budejovice, pp. 184-192.

- WEISS, I.; SCHENEIDER, E. & ANDRIESCU, I. 1998. Die Spinnen des Biosphärenreservats Donau-Delta, Rumänien (Arachnida, Araneae). *Linzer biol. Beitr.* 30/1: 263-275.
- WIEHLE, H. 1964. Über *Hyptiotes gerhardti* WIEHLE (Arach., Araneae). *Senck. Biol.*, 45 (1): 81-85.
- WIGGINS, G. B.; MARSHALL, S. A. & DOWNES, J. A. 1991. The importance of research collections of terrestrial arthropods. A brief. *Bull. Entomol. Soc. Canada*, 23 (2): 16 pp.
- WILLIAMS, G. 1959. The seasonal and diurnal activity of the fauna sampled by pitfall traps in different habitats. *J. Anim. Ecol.*, 28: 1-13.
- WILLIAMS, G. 1962. Seasonal and diurnal activity of harvestmen (Phalangida) and spiders (Araneida) in contrasted habitats. *J. Anim. Ecol.*, 31: 23-42.
- WINCHESTER, N. N. & RING, R. A. 1999. The biodiversity of arthropods from northern temperate ancient coastal rainforests: conservation lessons from the high canopy. *Selbyana*, 20 (2): 268-275.
- WISE, D. H. 1993. *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press. New York. 328 pp.
- WORKMAN, C. 1977. Population density fluctuations of *Trochosa terricola* Thorell (Araneae: Lycosidae). *Ecol. Bull. (Stockholm)*, 25: 518-521.
- WOZNY, M. 1973. Okresy dojrzalosci i typy aktywnosci plciowej u pajaków zasiedlajacych podloze. *Opolskie Towarzystwo Przyjaciól Nauk Zeszyty Przyrodnicze*, 13: 85-90.
- WOZNY, M. 1992. Wplyw wilgotnoscii podloza na zgrupowania pajaków oraz dynamica liczebności gatunków dominujacych borów sosnowych wórz Ostrzeszowskich. *Acta Universitatis Wratislaviensis*, 1124 (Prace Zoologiczne XXIII): 25-82.
- WUNDERLICH, J. 1982. Mitteleuropäische Spinnen (Araneae) der Baumrinde. *Zeitschr. angew. Entomol.*, 94/1: 9-21.
- YSNEL, F. & CANARD, A. 1986. Réflexions sur les cycles vitaux des Araignées européennes, l'exemple des espèces à toiles géométriques. *Mém. Soc. r. Belge Ent.*, 33: 213-222.
- YSNEL, F. & CANARD, A. 1990. Régulations saisonnières des cycles biologiques des Araignées européennes. *Les Colloques de l'INRA*, 52. Dourdan (France): 73-78.
- ZAPATA, G. & MEAZA, G. 1998. Procesos de antropización y cambios en el paisaje vegetal del País Vasco atlántico en la prehistoria reciente: su incidencia en la expansión de hayedos y encinares. *Munibe, Cienc. nat.*, 50: 21-35.

- ZULKA, K. P. & MILASOWSKY, N. 1998. Conservation problems in the Neusiedler See-Seewinkel National Park, Austria: an arachnological perspective. In: SELDEN, P. A. (Ed.). *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997*, pp. 331-336.

7. ANEXO

Tabla VII. Trampas de intercepción de suelo: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

Nº Muestra	Especies	Chao 1	Chao 2	ACE	ICE	Jackknife 1	Jackknife 2	Bootstrap
1	10,84	17,85	0	17,31	0	10,84	0	10,84
2	16,99	28,3	38,67	26,28	66,44	23,08	23,08	20,03
3	21,5	35	43,85	32,6	49,42	30,37	33,99	25,62
4	25,09	41	52,34	37,6	49,72	35,82	41,33	29,94
5	27,97	45,3	56,73	40,69	52,06	39,99	46,55	33,35
6	30,38	46,23	57,32	42,92	54,45	43,34	50,64	36,15
7	32,7	49,05	58,74	45,55	57	46,52	54,39	38,83
8	35,02	54,89	62,3	48,87	60,64	49,77	58,38	41,54
9	36,9	57,19	64,75	51,12	63,05	52,22	61,17	43,66
10	38,71	58,31	67,22	53,06	65,64	54,51	63,64	45,7
11	40,45	60,92	67,82	55,36	67,91	56,8	66,28	47,67
12	41,96	63,12	69,98	57,34	68,83	58,69	68,49	49,35
13	43,34	62,63	69,89	58,57	69,53	60,26	69,94	50,84
14	44,54	65,01	71,49	60,08	70,22	61,76	71,57	52,21
15	45,81	66,52	72,5	61,68	71,26	63,28	73,22	53,56
16	47,06	67,89	73,53	63,22	72,2	64,76	74,75	54,92
17	48,11	69,55	75,04	64,7	73,16	66,08	76,2	56,09
18	49,09	69,57	75,43	65,62	73,63	67,11	77,1	57,12
19	50,12	71,12	76,87	67,04	74,45	68,39	78,57	58,26
20	51,12	72,46	78,5	68,22	75,33	69,63	80,06	59,35
21	52,09	72,62	78,17	69,33	75,73	70,66	80,99	60,38
22	52,97	73,92	78,77	70,61	76,33	71,74	82,25	61,34
23	53,89	74,8	80,28	71,84	77,4	72,92	83,63	62,37
24	54,63	76,29	81,13	72,81	77,91	73,77	84,62	63,16
25	55,45	77,88	82,75	74,05	78,86	74,82	86,06	64,05
26	56,21	79,13	84,16	74,98	79,51	75,7	87,2	64,85
27	56,87	80,31	85,71	75,76	80,04	76,5	88,47	65,54
28	57,6	82,13	86,9	76,88	80,8	77,4	89,63	66,33
29	58,31	83,9	88,79	77,9	81,64	78,37	91,1	67,12
30	59	86	90,5	78,81	82,2	79,3	92,59	67,87

Tabla IX. Muestras de hojarasca: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

Nº muestra	Especies	Chao 1	Chao 2	ACE	ICE	Jackknife 1	Jackknife 2	Bootstrap
1	2,4	3,58	0	3,07	0	2,44	0	2,4
2	4,29	9,01	10,35	8,21	7,99	6,24	6,16	5,22
3	5,94	11,29	16,18	12,83	16,84	9,03	10,6	7,4
4	7,02	14,03	18,31	15,13	21,43	11,19	12,98	8,74
5	8,09	14,61	18,43	14,14	20,71	12,73	14,67	10,02
6	9,13	16,71	20,36	15,94	21,07	14,07	16,96	11,34
7	10,42	18,76	22,02	18,89	23,18	15,4	19,47	12,89
8	11,28	19,35	24,16	20,27	23,49	16,82	20,84	13,91
9	11,96	21	23,74	21,06	24,19	17,85	21,95	14,66
10	12,42	22,31	24,7	20,9	24,69	18,83	22,58	15,25
11	13,12	22,3	27,22	22,71	26,29	19,71	23,47	15,98
12	13,71	21,74	28,26	21,6	25,79	20,59	24,4	16,64
13	14,29	23,55	28,54	22,5	27,25	21,42	25,11	17,31
14	14,75	22,84	28,63	22,68	28,33	22,28	25,9	17,85
15	15,21	21,43	25,2	22,78	27,94	22,66	26,11	18,35
16	15,83	23,2	29,02	24,41	29,78	23,24	27,37	19,09
17	16,27	24,1	30,71	24,35	29,37	23,85	27,29	19,54
18	16,66	22,82	28,14	24,09	28,55	24,09	27,37	19,94
19	17,08	22,82	25,08	24,26	28,46	24,45	27,26	20,37
20	17,49	23	26	24,82	29,1	24,76	27,97	20,85
21	17,9	23,67	27,09	24,86	28,75	25,13	28,32	21,27
22	18,29	23,77	27,87	25,08	28,82	25,41	29,07	21,69
23	18,63	23,69	26,63	25,1	28,38	25,74	29,11	22,01
24	18,86	23,5	25,79	25,1	27,99	26,07	28,63	22,21
25	19,17	23,7	26,19	25,35	28,28	26,24	29	22,51
26	19,49	23,52	25,2	25,29	27,77	26,42	28,6	22,78
27	19,72	23,89	25,65	25,69	28,21	26,59	29,06	23,04
28	20	23,6	24,9	25,72	28,03	26,75	28,77	23,29

Tabla X. Número de individuos capturados de cada especie por cada muestra de musgo saxícola para todo el ciclo de muestreo.

MUSGO	DEBA-ITZIAR				MENDARO				ARRASATE				ATAUN				LARRAUN				TOTAL
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
DYSDERIDAE																					
<i>Dysdera fuscipes</i>					2	1	1		1	1											6
<i>Harpactea hombergi</i>					2		1	4	1	1	1	3	5	7	3	7	11	9	3		58
OONOPIDAE																					
<i>Oonops pulcher</i>										2	4										6
THERIDIIDAE																					
<i>Paiduscura pallens</i>													1								1
<i>Pholcomma gibbum</i>			1	1													1	2			5
LINYPHIIDAE																					
<i>Labulla flahaulti</i>													1					1	1		3
<i>Lepthyphantes cernuus</i>			1												1						2
<i>Minyriolus pusillus</i>									2	1	1										4
<i>Monocephalus castaneipes</i>					2																2
<i>Tapinocyba mitis</i>													1								1
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>									1												1
TETRAGNATHIDAE																					
<i>Metellina segmentata</i>													1								1
AGELENIDAE																					
<i>Malthonica lusitanica</i>	5	2	2	4	1	1			1	2			1	4	1	3	1		1	1	30
<i>Tegenaria picta</i>					1			1													2
<i>Textrix denticulata</i>		1																			1
HAHNIIDAE																					
<i>Hahnia montana</i>		1																			1
DICTYNIDAE																					
<i>Chorizomma subterraneum</i>										1											1
LIOCRANIDAE																					
<i>Liocranum rupicola</i>								1													1
<i>Scotina celans</i>	1	2	3		2	4	1	2	5	6	5		5	5	15	11	7		2	3	79
CLUBIONIDAE																					
<i>Clubiona comta</i>				1													1				2
THOMISIDAE																					
<i>Ozyptila blackwalli</i>	5	11	6	4	2		1	1	6	7	4	1		1	1		4	3	3	8	68
SALTICIDAE																					
<i>Neon robustus</i>	2	1	2		6	3	3	3												1	21
<i>Saitis barbipes</i>													1								1

Tabla XI. Muestras de musgo saxícola: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

Nº muestra	Especies	Chao 1	Chao 2	ACE	ICE	Jacknife 1	Jacknife 2	Bootstrap
1	5,23	8,89	0	8,72	0	5,34	0	5,23
2	7,78	11,94	13,58	12,29	23,95	10,38	10,31	9,05
3	9,51	15,6	16,84	16,29	19,15	12,96	14,37	11,14
4	10,91	18,02	22,05	20,07	20,02	15,28	17,53	12,83
5	12,1	21,1	25,7	23,17	21,93	17,43	20,06	14,27
6	13,37	24,44	28,79	26,49	24,78	18,92	22,91	15,86
7	14,3	24,72	31,43	28,35	26,43	20,5	24,68	17
8	15,16	26,82	32,36	28,82	27,96	21,99	26,26	18,04
9	15,98	27,56	32,47	28,42	29,31	23,3	27,56	19,01
10	16,72	30,52	35,47	28,89	30,6	24,57	28,7	19,88
11	17,44	32,41	36,07	29,36	31,97	25,91	29,85	20,71
12	18,12	32,38	37,97	29,55	33,99	26,88	30,71	21,5
13	18,95	32,76	38,16	30,52	37,07	27,86	32,07	22,5
14	19,55	32,61	38,43	30,42	38,06	28,65	32,84	23,18
15	20,16	33,75	37,29	30,64	37,32	29,39	33,72	23,87
16	20,77	33,76	36,98	31,33	36,22	29,89	34,8	24,59
17	21,35	34,39	37,04	32,33	37,02	30,58	35,91	25,28
18	21,98	34,07	38,04	33,04	37,99	31,14	37,03	26,03
19	22,59	33,48	36,45	33,53	38,37	31,9	37,93	26,74
20	23	33,12	35,5	33,72	38,41	32,5	38,08	27,16

Tabla XII. Resultados de las curvas de rarefacción para las muestras de hojarasca y musgo saxícola.

	Nº individuos	Nº especies acumuladas	
		Hojarasca	Musgo
	1	1	1
	11	6,82	5,54
	21	10,09	7,35
	31	12,42	8,65
	41	14,23	9,75
	51	15,69	10,72
	61	16,91	11,61
	71	17,93	12,43
	81	18,81	13,19
	91	19,55	13,9
	101		14,56
	111		15,19
	121		15,78
	131		16,34
	141		16,88
	151		17,38
	161		17,87
	171		18,33
	181		18,78
	191		19,21
	201		19,63
	211		20,03
	221		20,42
	231		20,79
	241		21,16
	251		21,51
	261		21,85
	271		22,18
	281		22,5
	291		22,82

Tabla XIII. Dinámicas estacionales registradas mediante las trampas de intercepción de suelo para cada una de las especies y para la abundancia y diversidad de la araneocenosis (m = machos, h = hembras, j = juveniles).

TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN EPIGEAS	1998				1999											
	5-XII	19-XII	2-I	16-I	30-I	13-II	27-II	13-III	27-III	10-IV	24-IV	8-V	22-V	5-VI	19-VI	
	12-XII	26-XII	9-I	23-I	6-II	20-II	6-III	20-III	3-IV	17-IV	1-V	15-V	29-V	12-VI	26-VI	
ATYPIDAE																
<i>Atypus affinis</i>	1m		1m													
NEMESIIDAE																
<i>Nemesia simoni</i>	2m	4m,1j	1m		1m,1j	1j	1j	1j			1h	1j	1j		1h	
SEGESTRIDAE																
<i>Segestria bavarica</i>																
<i>Segestria senoculata</i>		1h								1m						
DYSDERIDAE																
<i>Dysdera fuscipes</i>									1m		3h	2h,1j		1m		
<i>Harpactea hombergi</i>												1j	1h			
OONOPIDAE																
<i>Tapinesthis inermis</i>																
MIMETIDAE																
<i>Ero furcata</i>														1j		
THERIDIIDAE																
<i>Dipoena melanogaster</i>																
<i>Episinus maculipes</i>	1j				1j				1j							
<i>Episinus theridioides</i>																1m
<i>Episinus truncatus</i>																
<i>Paiduscura pallens</i>															2h	
<i>Pholcomma gibbum</i>			1h					1m					1h			
LINYPHIIDAE																
<i>Centromerus sp.</i>																
<i>Centromerus albidus</i>		1m			1h	1m	1m			1h			1m	1m		
<i>Centromerus sylvaticus</i>																
<i>Ceratinella brevis</i>													1m			
<i>Labulla flahaulti</i>																1j
<i>Leptyphantès cernuus</i>				1m	1m		2m	2m	2m		1h	1m	1m	4m,1h		
<i>Microneta viaria</i>								1h	2m,2h		2m					
<i>Monocephalus fuscipes</i>										1m,1h		1m		1h		
<i>Pocadicnemis pumila</i>										1m						
<i>Saariota abnormis</i>																
<i>Tapinopa longidens</i>																
<i>Tenuiphantes sp.</i>																
<i>Tenuiphantes flavipes</i>		2m	1h	1h	2h,1j		1m,1j	1m,1j	1m,1h,1j	1h	1h	1m,1h	2m	3m,3h	1h	
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	1h	2h	2m,1h	2m,2h	2h,1j		1j		1h		1m,1h		1h	1m	3h	
<i>Theonina cornix</i>										1m,1h		1h	1h	1m,1h		
<i>Trichoncus affinis</i>			1h								1h	1h	5m,4h	1m	1m	
<i>Troglophantes furcifer</i>																1m,1h,2j
<i>Walckenaeria acuminata</i>								1m								
<i>Walckenaeria corniculans</i>		1m		1m						1h					1h	
<i>Walckenaeria dalmasi</i>													1m,1h			
<i>Walckenaeria furcillata</i>																
ARANEIDAE																
<i>Zilla dioidia</i>											1j					
LYCOSIDAE																
<i>Trochosa terricola</i>				1j					2m	1m	1h	2m	1m			
AGELENIDAE																
<i>Mathonica lusitana</i>	1m	7m,2h	2m,1h		2m,1j	1j	1h,1j	1h		1h		2m,1j	9m,2h	4m,2h	5m	
<i>Tegenaria fuesslini</i>								1m			1m					
<i>Tegenaria inermis</i>																
<i>Tegenaria picta</i>				1j	1j				2j		1m	1j	1m	3m,2h	1m	
<i>Textrix denticulata</i>																
HAHNIDAE																
<i>Hahnia helveola</i>		2m	2m	1m												
<i>Hahnia montana</i>												1h				
DICTYNIIDAE																
<i>Chorizomma subterraneum</i>	7m,1h	9m	10m,1h	2m,3h,1j	3m,1h	3m,1h	5m,1h	2m,1h	5m,3h,1j	4m	1m,2h	1m,1j			1h	
AMAUROBIIDAE																
<i>Amaurobius ferox</i>						1m										
LIOCRANIDAE																
<i>Agroeca inopina</i>		1m,1h,1j														
<i>Liocranum rupicola</i>													1m			
<i>Scotina celans</i>	5m	10m,1h	7m,2h	9m	13m,3h	3m,2h	5m,2h	7m,4h	3m	2h		3h	2h	6h	1h	
MITURGIDAE																
<i>Cheiracanthium mildei</i>																
CLUBIONIDAE																
<i>Clubiona comta</i>				4j	1j	1j		1j		3m,2j			1h			
ZODARIIDAE																
<i>Zodarion italicum</i>																
GNAPHOSIDAE																
<i>Zelotes aeneus</i>																
<i>Zelotes apricorum</i>																
<i>Zelotes latreillei</i>													1h			
<i>Zelotes subterraneus</i>																
THOMISIDAE																
<i>Ozyptila blackwalli</i>					1j									1m,1j	1h	
SALTICIDAE																
<i>Neon robustus</i>												1h		1h		
<i>Saitis barbipes</i>		1j							1j					1j		
Nº individuos	19	51	34	32	37	14	22	27	29	26	19	26	41	49	22	
Nº individuosx10trampa	6,6	17	11,8	11	12,3	4,8	7,3	9,3	9,7	9	6,6	8,7	13,7	16,3	8,1	
Riqueza específica	7	12	11	10	11	7	8	11	11	12	12	16	17	16	12	
Índice de Simpson (D)	0,228	0,132	0,175	0,155	0,216	0,176	0,169	0,2	0,126	0,082	0,052	0,04	0,134	0,075	0,094	
Índice de Simpson (1/D)	4,385	7,559	5,724	6,444	4,632	5,688	5,923	5	7,961	12,158	19,125	25	7,479	13,32	10,688	

Tabla XIII. Continuación.

TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN	1999											
	3-VII	17-VII	31-VII	14-VIII	28-VIII	11-IX	25-IX	9-X	23-X	6-XI	20-XI	4-XII
	10-VII	24-VII	7-VIII	21-VIII	4-IX	18-IX	2-X	16-X	30-X	13-XI	27-XI	11-XII
ATYPIDAE												
<i>Atypus affinis</i>								1m			1m	
NEMESIDAE												
<i>Nemesia simoni</i>						1m	14m,7j	46m	73m,1h,2j	42m	18m,10j	3m
SEGESTRIDAE												
<i>Segestria bavarica</i>				1h								
<i>Segestria senoculata</i>												
DYSDERIDAE												
<i>Dysdera fuscipes</i>				1h,1j	1j	1j		1h				1j
<i>Harpactea hombergi</i>	1m					1h	1j		1h			1j
OONOPIDAE												
<i>Tapinesthis inermis</i>								1h				
MIMETIDAE												
<i>Ero furcata</i>			1j			1j	1j			1h		
THERIDIIDAE												
<i>Dipoena melanogaster</i>									1j			
<i>Episinus maculipes</i>					1j	2j	1j	1j	1j	1j	1j	
<i>Episinus theridioides</i>					2j	1j	2j			1j		1j
<i>Episinus truncatus</i>												
<i>Paiduscura pallens</i>												
<i>Phlocomma gibbum</i>					1h							
LINYPHIIDAE												
<i>Centromerus sp.</i>	1h											
<i>Centromerus albidus</i>	1m										4m,1h	1m
<i>Centromerus sylvaticus</i>												1m
<i>Ceratinella brevis</i>												
<i>Labulla flahaulti</i>					1m		1h					
<i>Leptyphantus cernuus</i>	2m,2h		1m,1h		1m		1h	1m		1m		
<i>Microneta viaria</i>									1m			
<i>Monocephalus fuscipes</i>					1h							
<i>Pocadicnemis pumila</i>												
<i>Saariota abnormis</i>		1m	1m	1m								
<i>Tapinopa longidens</i>						1m		1m	1m			
<i>Tenuiphantes sp.</i>											1m	
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	1m,1h	1j	2m,2h,3j	3j	1m,1h	1h,1j	2h,5j	4h,2j	1m,1h,1j	1h,2j	2m,4h	1j
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	5m,4h,1j	1h,4j	4h,3j	1j	1m,1h,1j	1m,1j	2m,4h,2j	1h,5j	5m,4h,3j	2h,5j	3m,2h,3j	2m
<i>Theonina cornix</i>		1h	1m,1h									1m,1j
<i>Trichoncus affinis</i>	2h			1h								
<i>Troglohyphantes furcifer</i>	1m,1h	2m,1j	1h	1m,1j	1m,1j			1j	1j			
<i>Walckenaeria acuminata</i>												
<i>Walckenaeria corniculans</i>	2h		1h						1m,1h			1h
<i>Walckenaeria dalmasi</i>												
<i>Walckenaeria furcillata</i>			1h									
ARANEIDAE												
<i>Zilla dioidia</i>												
LYCOSIDAE												
<i>Trochosa terricola</i>				1j	1m						1h	
AGELENIDAE												
<i>Mathonica lusitana</i>	2m,1h,1j	1m,3h,1j	2m,2h	1m,4h,2j	2h,1j	1m,1h,1j	1m,3h,2j	4m,1h,2j	18m,5h,1j	14m,1h	2m,4h	6m,1h
<i>Tegenaria fuesslini</i>								1m				
<i>Tegenaria inermis</i>			1h			1j				1h		
<i>Tegenaria picta</i>	1m,1h		1h			1j			3j			1j
<i>Textrix denticulata</i>		1h		1j								
HAHNIDAE												
<i>Hahnia helveola</i>												
<i>Hahnia montana</i>												
DICTYNIDAE												
<i>Chorizomma subterraneum</i>		1h,4j	3h,4j	2j	2m,3h,1j	4m,6h,5j	7m,1h	7m	5m,2h	2m	3m,1h	5m,2h
AMAUROBIIDAE												
<i>Amaurobius ferox</i>												
LIOCRANIDAE												
<i>Agroeca inopina</i>	1j										1m	
<i>Liocranum rupicola</i>												
<i>Scotina celans</i>		2h,1j	2h,1j	1h		2m,1h			2m		3m,1h	4m,2h,1j
MITURGIDAE												
<i>Cheiracanthium mildei</i>						1j						
CLUBIONIDAE												
<i>Clubiona comta</i>			1j	3j	1h		6j	1j		1j		3j
ZODARIIDAE												
<i>Zodarion italicum</i>					1m							
GNAPHOSIDAE												
<i>Zelotes aeneus</i>				3h								
<i>Zelotes apricorum</i>	1h	1m										
<i>Zelotes latreillei</i>												
<i>Zelotes subterraneus</i>			1h			1h						
THOMISIDAE												
<i>Ozyptila blackwalli</i>	2h	1m,1h,1j		1j		1j	1j	1h		1h		
SALTICIDAE												
<i>Neon robustus</i>	1h			2h			1m,1j					
<i>Saitis barbipes</i>			1m,1h		1m,1h,1j	4m	1m					
Nº individuos	42	28	46	37	32	52	72	87	141	78	65	40
Nº individuos:10trampa	15,6	10	17	12,8	10,7	17,3	24	29	47	26	21,7	13,3
Riqueza específica	15	11	17	16	16	18	16	14	14	13	11	15
Índice de Simpson (D)	0,1	0,096	0,083	0,069	0,062	0,139	0,14	0,342	0,356	0,339	0,243	0,096
Índice de Simpson (1/D)	10	10,41	12,04	14,588	16,111	7,175	7,141	2,927	2,808	2,953	4,122	10,437

Tabla XIV. Dinámicas estacionales registradas en las muestras de hojarasca para cada una de las especies y para la abundancia y diversidad de la araneocenosis (m = machos, h = hembras, j = juveniles).

HOJARASCA	1999					
	16-I	13-III	8-V	3-VII	28-VIII	23-X
	23-I	20-III	15-V	10-VII	4-IX	30-X
DYSDERIDAE						
<i>Dysdera fuscipes</i>				1j	2j	1j
<i>Harpactea hombergi</i>					1j	1j
THERIDIIDAE						
<i>Episinus maculipes</i>			2j			1j
LINYPHIIDAE						
<i>Centromerus</i> sp.					1h	
<i>Microneta viaria</i>		1h		1h		1m,3h
<i>Monocephalus fuscipes</i>						1m,3h
<i>Tapinocyba mitis</i>	6h					
<i>Tenuiphantes flavipes</i>	1j					
<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>		2j				
<i>Theonina cornix</i>			1h		1j	
LYCOSIDAE						
<i>Trochosa terricola</i>						1j
AGELENIDAE						
<i>Malthonica lusitanica</i>	2j	1m,1h	1m,1j	1j	4j	3j
HAHNIIDAE						
<i>Hahnia montana</i>				1h		
<i>Hahnia nava</i>			1m,1j			
DICTYNIDAE						
<i>Chorizomma subterraneum</i>	2j	2j				6j
LIOCRANIDAE						
<i>Scotina celans</i>	1m	1j			1h,1j	2j
CLUBIONIDAE						
<i>Clubiona comta</i>	3j					
THOMISIDAE						
<i>Ozyptila blackwalli</i>	1h,4j		1j	6j	2m,2h,8j	
SALTICIDAE						
<i>Neon robustus</i>					1j	1j
<i>Saitis barbipes</i>					1j	1j
Nº individuos	22	13	8	15	41	36
Densidad	15,71	9,26	5,71	10,71	29,29	25,71
Riqueza específica	7	5	5	5	9	12

Tabla XV. Dinámicas estacionales registradas en las muestras de musgo saxícola para cada una de las especies y para la abundancia y diversidad de la araneocenosis (m = machos, h = hembras, j = juveniles).

MUSGO	1999					
	16-I	13-III	8-V	3-VII	28-VIII	23-X
	23-I	20-III	15-V	10-VII	4-IX	30-X
DYSDERIDAE						
<i>Dysdera fuscipes</i>		1j	2j	1j	1j	1j
<i>Harpactea hombergi</i>	2m,2h,3j	1m,4h,8j	3h,5j	1m,9j	1m,7j	3h,9j
OONOPIDAE						
<i>Oonops pulcher</i>			1m,1h		3m,1j	
THERIDIIDAE						
<i>Paiduscura pallens</i>						1j
<i>Pholcomma gibbum</i>	1h			3j		1m
LINYPHIIDAE						
<i>Labulla flahaulti</i>					1j	2j
<i>Lepthyphantes cernuus</i>		1h				1m
<i>Minyriolus pusillus</i>	3h		1h			
<i>Monocephalus castaneipes</i>		1m				1h
<i>Tapinocyba mitis</i>						1h
<i>Tenuiphantes zimmemanni</i>		1j				
TETRAGNATHIDAE						
<i>Metellina segmentata</i>				1h		
AGELENIDAE						
<i>Malthonica lusitanica</i>	5j	4j	2h,6j	3j	3j	1h,6j
<i>Tegenaria picta</i>	1j		1j			
<i>Textrix denticulata</i>					1j	
HAHNIIDAE						
<i>Hahn timer montana</i>					1m	
DICTYNIDAE						
<i>Chorizomma subterraneum</i>			1h			
LIOCRANIDAE						
<i>Liocranum rupicola</i>			1m			
<i>Scotina celans</i>	1h,13j	10j	2j	1h,28j	4j	1h,19j
CLUBIONIDAE						
<i>Clubiona comta</i>			1h			1j
THOMISIDAE						
<i>Ozyptila blackwalli</i>	1h,11j	8j	1h,13j	1h,11j	1m,2h,7j	12j
SALTICIDAE						
<i>Neon robustus</i>	2j	5j	1h,5j	2h,3j	1j	2j
<i>Saitis barbipes</i>					1j	
Densidad (nº individuos)	47	52	57	69	51	69
Riqueza específica	8	9	12	8	11	13

Tabla XVI. Número de capturas de macroartrópodos obtenido mediante las trampas de intercepción de suelo en cada jornada de muestreo.

TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN	1998		1999																									
	5-XII	19-XII	2-I	16-I	30-I	13-II	27-II	13-III	27-III	10-IV	24-IV	8-V	22-V	5-VI	19-VI	3-VII	17-VII	31-VII	14-VIII	28-VIII	11-IX	25-IX	9-X	23-X	6-XI	20-XI	4-XII	
EPIGEAS	12-XII	26-XII	9-I	23-I	6-II	20-II	6-III	20-III	3-IV	17-IV	1-V	15-V	29-V	12-VI	26-VI	10-VII	24-VII	7-VIII	21-VIII	4-IX	18-IX	2-X	16-X	30-X	13-XI	27-XI	11-XII	
ARACHNIDA																												
Pseudoscorpiones	4	2		3	3	2	1		1				1	2		1		3		2	5	3	1					
Opiliones	10	28	16	13	18	6	18	30	24	28	46	50	38	27	21	28	30	35	42	81	83	46	42	14	16	15	10	
Araneae	19	51	33	32	37	14	22	27	29	26	19	26	41	49	22	42	28	46	37	32	52	72	87	141	78	65	40	
CRUSTACEA																												
Isopoda	14	26	11	15	6	8	9	13	16	23	31	42	37	49	16	44	39	27	42	56	34	31	17	13	14	13	14	
CHILOPODA	1	2	2	1	1	2	2	1	6	3	1	5	8	5	5	7	8	8	14	30	36	9	5	3	2		7	
DIPLOPODA	26	37	24	20	22	25	23	15	32	31	45	62	36	59	32	65	64	47	38	24	26	23	14	18	9	9	19	
INSECTA																												
Microcoryphia	14	21	8	17	7	6	10	19	13	38	24	55	72	105	59	106	93	140	117	355	301	123	55	54	72	7	12	
Diplura																1	1	1		1								
Orthoptera	1	5		3	2	1		2		1		3	1	7	1	4		2	2	18	13	7	10	6	1	4	1	
Dictyoptera													1			1			2		5	1			2			
Psocoptera																						1	1					
Hemiptera	1					1				1		1			1	2			1	6	2	2	2	1	3	1	2	
Diptera	5	16	8	45	52	43	97	29	59	78	88	101	96	96	97	99	57	58	75	114	78	57	69	57	153	42	46	
Lepidoptera												1						1										
Coleoptera	2	23	8	3	3		3	1	8	18	30	97	88	107	22	63	65	47	87	106	85	78	61	29	17	4	10	
Hymenoptera	2		2	10	4	3	7	8	10	7	24	32	42	34	53	58	36	32	70	55	12	15	11	8	4	3		
Larvas	11	18	3	1	1	7	2	4	1	2	12	7	5	5	5	11	33	10	5	6	1	4	4	6	6	3	7	
SIN DETERMINAR				4			8			3			6				1			4								
TOTAL	110	229	115	153	162	117	191	149	196	260	303	474	456	553	315	527	475	461	494	901	777	467	382	353	381	168	171	

Tabla XVIII. Continuación.

TAXON	1989																								
	16-I	13-II	13-III	10-IV	8-V	5-VI	10-VII	31-VII	28-VIII	25-IX	23-X	20-XI													
ESTACIÓN	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
ANYPHLENDIDAE																									
<i>Anyphaena accentuata</i>																									
Mendaro																									
Arrasate																									
Ataun																									
Larraun																									
Zumala																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									
Larraun																									

Tabla XX. Trampas de intercepción de tronco: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

Nº muestra	Especies	Chao 1	Chao 2	ACE	ICE	Jacknife 1	Jacknife 2	Bootstrap
1	4,43	9,52	0	7,77	0	4,49	0	4,43
2	7,47	17,73	24,8	18,94	31,84	10,82	10,61	9,04
3	9,92	22,2	27,98	22,4	36,66	14,86	16,95	12,17
4	12,03	26,52	31,73	24,91	35,55	17,88	21,58	14,8
5	13,82	30,9	35,86	27,63	33,61	20,68	25,08	16,96
6	15,37	31,88	37,92	30,23	35,26	23,18	28,41	18,85
7	16,77	34,14	42,16	32,66	36,92	25,79	31,15	20,54
8	18,08	36,23	43,49	34,65	38,73	27,66	33,6	22,12
9	19,35	37,38	43,84	37,06	40,91	29,73	35,99	23,65
10	20,7	38,88	47,61	39,8	43,6	31,34	38,48	25,28
11	21,82	40,8	49,15	41,42	45,12	33,15	40,36	26,61
12	23,01	42,56	52,25	43,82	48,05	34,8	42,83	28,07
13	24,04	43,67	55,82	46,07	50,94	36,12	45,1	29,33
14	24,94	43,91	56,08	46,93	52,06	37,59	46,61	30,37
15	25,75	47,24	58,28	47,51	53,3	39,24	48	31,31
16	26,74	47,99	60,83	48,57	55,44	40,55	49,97	32,51
17	27,57	49,24	64,68	48,99	57,09	41,96	51,57	33,48
18	28,48	50,15	71,14	48,87	59,56	43,27	53,58	34,59
19	29,32	51,83	79,04	50,47	61,54	44,62	55,48	35,59
20	30,18	54,23	86,26	51,65	63,8	46,01	57,59	36,65
21	31,03	56,84	87,23	52,59	65,76	47,62	59,76	37,7
22	31,85	58,81	94,4	54,04	67,79	48,77	62,01	38,72
23	32,67	60,78	100,39	55,29	68,23	50,2	63,91	39,73
24	33,48	61,93	108,48	57,06	69,09	51,21	66,01	40,74
25	34,31	62,97	112,97	59,03	69,64	52,59	68,2	41,8
26	35,04	65,4	119,43	60,8	69,88	54,02	70,05	42,7
27	35,82	66,55	126,56	62,66	71,69	55,45	72,12	43,69
28	36,49	68,47	125,55	63,92	73,28	56,8	73,54	44,53
29	37,2	68,44	123,36	65,53	75,2	58,11	75,15	45,42
30	38	68,08	118,67	67,44	77,67	59,27	77,09	46,44

Tabla XXII. Trampas de corteza: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

Nº muestra	Especies	Chao 1	Chao 2	ACE	ICE	Jacknife 1	Jacknife 2	Bootstrap
1	4,57	6,83	0	8,11	0	4,58	0	4,57
2	7,25	11,32	17,85	11,98	31,73	10,12	10	8,62
3	9,1	15,54	18,99	15,05	23,57	13,47	14,44	10,89
4	10,61	17,16	21,26	16,8	22,76	15,56	17,42	12,69
5	11,92	19,06	22,97	18,31	23,39	17,38	19,81	14,25
6	13,12	20,33	23,77	19,7	23,84	18,96	21,77	15,63
7	14,13	22	26,38	21,25	24,21	20,18	23,28	16,77
8	15,03	24,14	27,43	22,53	25,28	21,14	24,52	17,78
9	15,71	25,04	29,08	23,01	25,72	22,03	25,44	18,51
10	16,5	26,99	30,2	23,85	26,71	23,05	26,68	19,39
11	17,27	28,25	32,68	25,01	27,9	23,99	28,35	20,29
12	17,94	28,82	33,38	25,99	28,38	24,89	29,46	21,05
13	18,57	30,42	34,9	27,05	29,2	25,89	30,69	21,78
14	19,18	31,14	37,48	28,02	30,17	26,57	31,85	22,49
15	19,7	32,92	38,68	28,77	30,98	27,36	32,84	23,08
16	20,26	34,22	39,28	29,67	31,78	28,2	33,77	23,73
17	20,83	36,11	41,04	30,66	32,83	28,8	34,89	24,4
18	21,33	37,03	43,61	31,58	33,84	29,26	35,88	24,99
19	21,8	37,96	41,92	32,45	34,7	30,09	36,67	25,54
20	22,23	37,69	43,17	32,85	35,19	30,72	37,19	26,02
21	22,72	37,35	43,5	33,68	35,93	31,36	37,91	26,6
22	23,16	37,59	43,38	34,5	36,8	31,92	38,72	27,13
23	23,54	38,93	42,74	34,98	37,06	32,45	39,1	27,56
24	23,93	39,17	42,5	35,65	37,37	32,99	39,42	27,99
25	24,32	38,84	41,1	36,21	37,56	33,37	39,62	28,43
26	24,71	38,76	39,55	36,89	38,1	33,71	40,12	28,89
27	25,12	37,97	38,3	37,52	38,52	34,07	40,39	29,36
28	25,41	37,61	37,57	37,68	38,53	34,69	40,34	29,65
29	25,66	36,94	36,82	38	38,63	35,1	40,38	29,92
30	26	36,125	36	38,38	38,86	35,67	40,49	30,29

Tabla XXIV. Dinámicas estacionales registradas mediante las trampas de corteza para cada de las especies y para la abundancia y diversidad de la araneocenosis (m = machos, h = hembras, j = juveniles).

TRAMPAS DE CORTEZA	1999											
	16-I	13-II	13-III	10-IV	8-V	5-VI	3-VII	31-VII	28-VIII	25-IX	23-X	20-XI
	23-I	20-II	20-III	17-IV	15-V	12-VI	10-VII	7-VIII	4-IX	2-X	30-X	27-XI
SEGESTRIIDAE												
<i>Segestria bavarica</i>							1h,1j	1h	3h	1m	1h	
DYSDERIDAE												
<i>Dysdera fuscipes</i>					1h							
<i>Harpactea hombergi</i>		1j			1h	1j						
MIMETIDAE												
<i>Ero aphana</i>										1j		
THERIDIIDAE												
<i>Episinus maculipes</i>						1j						
<i>Paiduscura pallens</i>											1j	1j
LINYPHIIDAE												
<i>Labulla flahaulti</i>			2j	2j	1j	3j			2m,1h	1h		
<i>Leptyphantus bacelari</i>							1h					
<i>Parapelecopsis nemoralis</i>		1h										
ARANEIDAE												
<i>Cyclosa conica</i>			1j									
<i>Nuctenea umbratica</i>		1h		1h			1j	1m	1m	3h	1h	
<i>Zilla diodia</i>									2j			
AGELENIDAE												
<i>Tegenaria inermis</i>		2j										
<i>Tegenaria picta</i>			1j									
<i>Tetrax denticulata</i>		2j		3j	3j	1j	1h		1j	2j	4j	1j
DICTYNIDAE												
<i>Nigma walckenaeri</i>	1h											
ANYPHAENIDAE												
<i>Anyphaena accentuata</i>	7j	5j	1j							3j	6j	17j
<i>Anyphaena numida</i>											1h	2h
LIOCRANIDAE												
<i>Liocranum rupicola</i>		1j						1m				
MITURGIDAE												
<i>Cheiracanthium mildei</i>		1j					1j	6j	1h,2j	16j	51j	11j
CLUBIONIDAE												
<i>Clubiona brevipes</i>									3j	1h,11j	7h,38j	2h,16j
<i>Clubiona comta</i>	2j	4j	3j	1h	2h	2h	1h,1j	7j	1h,2j	1h,1j		1h,2j
<i>Clubiona terrestris</i>			1h									
PHILODROMIDAE												
<i>Philodromus dispar</i>	5j		2j	1j		1h					1j	
SALTICIDAE												
<i>Neon robustus</i>					1h,2j	1h		3h	1j			
<i>Saitis barbipes</i>	2j				2j		1j				1j	
Nº individuos	19	18	13	9	15	9	14	20	23	45	122	55
Densidad	10,56	10	7,22	5	8,34	5	7,78	11,12	12,78	25	67,78	30,56
Riqueza específica	5	9	7	5	7	7	7	6	9	9	10	7
Indice Berger-Parker (d)	0,412	0,278	0,273	0,375	0,231	0,3	0,222	0,368	0,167	0,39	0,455	0,34
Indice Berger-Parker (1/d)	2,429	3,6	3,667	2,667	4,333	3,333	4,5	2,714	6	2,563	2,196	2,944

Tabla XXV. Número de capturas de macroartrópodos obtenido mediante trampas de intercepción de troncos en cada jornada de muestreo.

		1999																							
TRAMPAS DE INTERCEPCIÓN DE TRONCOS		30-I	13-II	27-II	13-III	27-III	10-IV	24-IV	8-V	22-V	5-VI	19-VI	3-VII	17-VII	31-VII	14-VIII	28-VIII	11-IX	25-IX	9-X	23-X	6-XI	20-XI	4-XII	
DE TRONCOS		6-II	20-II	6-III	20-III	3-IV	17-IV	1-V	15-V	29-V	12-VI	26-VI	10-VII	24-VII	7-VIII	21-VIII	4-IX	18-IX	2-X	16-X	30-X	13-XI	27-XI	11-XII	
ARACHNIDA																									
Pseudoscorpiones								1				1	1	1										1	
Opiliones				1						2	3	1		3	7	2	1	1	1	2	2			3	
Araneae		5	2	1	7	7	9	11	15	6	15	13	12	17	24	15	9	9	17	22	17	6	12	4	3
CRUSTACEA																									
Isopoda		1	1		1	1	1	1	4	7	1		4	1	1	1	1	1	3	4	3		1	2	
CHILOPODA		1		1		2	1		3	1		1	2	3	3	2			3	3			1	4	1
DIPLOPODA							1	2	2		1					1				2					
INSECTA																									
Microcoryphia				1	1		3	2		3	2	3	12	7	18	6	17	8	9	10	12	4		2	
Orthoptera									1	2	2	1	2	6	1	4	1	1	1	1	1	2			
Dictyoptera						1									1	1	1	3	2	2		1			
Psocoptera											2		1	5	3	7	9	11	10	6	3				
Thysanoptera										4		1	2	2	5	1		1	3	1					
Hemiptera		1			1	4	1	2	2	9	4	3	10	12	12	7	7	9	11	18	13	8	1	10	
Diptera		49	33	52	73	187	418	389	206	297	220	202	177	138	94	73	68	54	73	63	69	33	19	22	
Lepidoptera				1						1	2			1	3	3	1	2	2	1					
Mecoptera										1					1										
Neuroptera								1	1					1		1		2							
Coleoptera				2	3	2	3	4	4	11	15	13	15	34	33	9	1	1	2	1	2	3	2	1	
Hymenoptera		4			2	8	21	12	17	20	22	31	93	95	71	40	50	24	33	16	9	5	2	1	
Larvas		2	10	9	1	3		3	2	2	3	3	1	1	3			1	2	1					
SIN DETERMINAR		1	1		2		2	2	2	4	6	1	3	1	1	2	2	1	1	1					
TOTAL		63	46	67	89	215	458	428	256	356	296	277	322	320	285	173	172	137	176	146	119	69	36	41	

Tabla XXIX. Batido del estrato escandente: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

Nº muestra	Especies	Chao 1	Chao 2	ACE	ICE	Jacknife 1	Jacknife 2	Bootstrap
1	5,77	12,07	0	12,3	0	5,57	0	5,77
2	8,97	16,26	21,76	16,68	34,1	12,03	12,21	10,59
3	11,27	19,47	19,96	18,11	25,2	15,27	17,43	13,37
4	12,82	21,44	21,91	19,03	22,15	17,58	19,72	15,09
5	14,07	22,1	22,98	19,62	21,32	18,87	21,03	16,39
6	15,07	23,13	24,34	20,05	21,19	20,14	21,92	17,4
7	16,07	23,82	24,92	21,07	22,08	21,09	23,06	18,47
8	16,71	24,08	25,32	21,62	22,49	21,74	23,71	19,1
9	17,31	24,18	24,98	22,08	22,69	22,38	24,08	19,68
10	17,86	24,42	24,92	22,5	22,96	23,04	24,53	20,2
11	18,39	24,46	25,54	22,94	23,39	23,61	25,27	20,74
12	18,85	25,08	25,76	23,56	23,76	23,97	25,92	21,22
13	19,25	25,36	25,54	23,81	23,94	24,35	26,11	21,59
14	19,59	25,48	25,65	23,83	24	24,64	26,24	21,89
15	19,96	26,34	26,3	24,08	24,27	24,84	26,59	22,25
16	20,26	26,4	27,16	24,19	24,41	24,89	26,83	22,53
17	20,54	26,34	26,64	24,2	24,47	25,2	26,93	22,76
18	20,81	26,53	26,82	24,33	24,59	25,32	26,99	23
19	21,04	26,14	27,25	24,43	24,68	25,42	27,09	23,19
20	21,28	26,4	27,34	24,57	24,84	25,63	27,26	23,4
21	21,47	26,92	27,12	24,7	24,92	25,85	27,37	23,57
22	21,67	27,03	27,11	24,81	24,99	26,16	27,49	23,74
23	21,88	27,35	26,74	24,93	25,04	26,2	27,63	23,94
24	22,08	27,45	27,1	25,1	25,12	26,22	27,76	24,13
25	22,24	27,28	27,36	25,21	25,12	26,31	27,7	24,27
26	22,42	26,87	27,3	25,32	25,18	26,52	27,67	24,43
27	22,59	26,75	27,26	25,48	25,28	26,55	27,84	24,6
28	22,74	26,94	27,06	25,6	25,36	26,64	27,93	24,72
29	22,87	26,76	26,37	25,65	25,38	26,8	27,89	24,83
30	23	27	25,667	25,7	25,42	26,87	27,89	24,93

Tabla XXXI. Batido del follaje de las ramas de los árboles: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

Nº muestra	Especies	Chao 1	Chao 2	ACE	ICE	Jacknife 1	Jacknife 2	Bootstrap
1	5,33	8,82	0	11,44	0	5,19	0	5,33
2	8,16	13,9	16,91	15,03	31,6	10,58	11	9,58
3	10,03	17,62	20,25	18,35	22,44	13,65	15,44	11,85
4	11,46	21,92	22,38	20,76	22,68	16,08	18,57	13,58
5	12,69	23,08	24,02	22,32	23,48	17,56	20,8	15,03
6	13,89	25,84	26,79	23,95	24,43	19,48	22,94	16,43
7	15	27,31	29,08	25,72	25,75	20,94	24,75	17,73
8	15,85	27,98	27,75	27,25	27,1	22,21	26,21	18,73
9	16,76	29,67	29,89	28,54	28,4	23,32	27,48	19,76
10	17,4	28,77	30,53	28,8	28,94	24,28	28,12	20,46
11	18,1	29,08	29,11	29,08	29,33	24,96	28,67	21,21
12	18,75	29,27	29,75	29,71	30,02	25,62	29,33	21,92
13	19,27	29,03	29,36	29,53	30,41	26,31	29,7	22,48
14	19,9	29,06	30,23	29,93	31,3	26,92	30,53	23,18
15	20,36	29,78	30,28	29,8	31,45	27,42	30,74	23,65
16	20,82	28,96	30,5	29,68	31,57	27,68	30,97	24,12
17	21,31	29,25	30,84	29,59	31,51	28,1	31,23	24,63
18	21,7	29,78	30,58	29,48	31,38	28,51	31,41	25
19	22,05	29,51	29,54	29,38	30,8	28,9	31,34	25,32
20	22,38	30,15	30,21	29,23	30,4	29,18	31,31	25,61
21	22,69	30,46	30,84	29,27	30,32	29,43	31,5	25,9
22	22,98	30,87	30,43	29,25	30,17	29,61	31,7	26,17
23	23,28	31,17	29,45	29,21	30,07	29,95	31,71	26,43
24	23,58	30,6	29,61	29,21	30,13	29,97	32	26,73
25	23,85	31,03	29,56	29,14	29,92	30,13	31,84	26,95
26	24,12	31,43	29,32	29,23	30,02	30,35	32,19	27,22
27	24,33	31,71	29,29	29,06	29,79	30,64	32,14	27,38
28	24,59	31,97	29,02	29,09	29,7	30,71	32,03	27,61
29	24,8	31,53	28,79	29,15	29,63	30,76	32	27,79
30	25	31	28,6	29,19	29,63	30,8	31,89	27,95

Tabla XXXII. Dinámicas estacionales registradas mediante el batido del estrato escandente para cada una de las especies y para la abundancia y diversidad de la araneocenosis (m = machos, h = hembras, j = juveniles).

ESTRATO ESCANDENTE	1998	1999					
	5-XII 12-XII	30-I 6-II	27-III 6-III	22-V 29-V	17-VII 24-VII	11-IX 18-IX	6-XI 13-XI
MIMETIDAE							
<i>Ero aphana</i>						2j	
ULOBORIDAE							
<i>Hyptiotes flavidus</i>	1h			1j		1m,1h,1j	1h
THERIDIIDAE							
<i>Achaeearanea tepidarium</i>					1m		
<i>Dipoena melanogaster</i>	12j	2j		1j		8j	8j
<i>Enoplognatha ovata</i>				1j			
<i>Episinus maculipes</i>	4j		6j	1h,6j	3m,2h,3j	1j	2j
<i>Paiduscura pallens</i>	2j	7j	3m,2j	5h,2j	1h	8j	4j
<i>Phoroncidia paradoxa</i>		1m,1j				1j	
<i>Theridion tinctum</i>	1j	2j		1m,1j	2h	1h,2j	4j
LINYPHIIDAE							
<i>Labulla flahaulti</i>				9j	3j		
<i>Lepthyphantes bacelari</i>					1h		
<i>Linyphia triangularis</i>						1m,2h	
TETRAGNATHIDAE							
<i>Metellina segmentata</i>	1j				4j		
ARANEIDAE							
<i>Cyclosa conica</i>	5j	6j	2j			8j	4j
<i>Mangora acalypha</i>	2j	1j	1j			3j	1j
<i>Nuctenea umbratica</i>						1j	1j
<i>Zilla dioidia</i>	10j	11j	9j	3h,6j	16j	18j	15j
ANYPHAENIDAE							
<i>Anyphaena accentuata</i>						2j	5j
CLUBIONIDAE							
<i>Clubiona brevipes</i>					1j	1j	1j
<i>Clubiona comta</i>		1j	1j		1h,21j	6j	2j
PHILODROMIDAE							
<i>Philodromus dispar</i>	1j		3j	2h	1h,1j	2j	
THOMISIDAE							
<i>Diaea dorsata</i>						1j	
SALTICIDAE							
<i>Saitis barbipes</i>	1j			2j	1m	2h,2j	
Nº individuos	47	39	39	53	85	120	53
Riqueza específica	11	8	7	10	12	18	12
Índice Berger-Parker (d)	0,3	0,344	0,333	0,22	0,355	0,24	0,312
Índice Berger-Parker (1/d)	3,33	2,909	3	4,556	2,818	4,167	3,2

Tabla XXXIII. Dinámicas estacionales registradas mediante el batido del follaje de las ramas de los árboles para cada una de las especies y para la abundancia y diversidad de la araneocenosis (m = machos, h = hembras, j = juveniles).

FOLLAJE DE LAS RAMAS DE LOS ÁRBOLES	1998		1999				
	5-XII	30-I	27-III	22-V	17-VII	11-IX	6-XI
	12-XII	6-II	6-III	29-V	24-VII	18-IX	13-XI
MIMETIDAE							
<i>Ero apha</i>						1j	1j
ULOBORIDAE							
<i>Hyptiotes flavidus</i>					1j	2h	
THERIDIIDAE							
<i>Dipoena melanogaster</i>	3j		2j	1m,1j	1j	6j	7j
<i>Enoplognatha ovata</i>					1m		
<i>Episinus maculipes</i>			1j	1j	1h		
<i>Paiduscura pallens</i>	1h,2j	3h,27j	6m,1h,36j	7h,3j	2h,6j	8h,38j	2h,10j
<i>Theridion tictum</i>	7j	4j	6j	1m,3j	1m,2h	2h,18j	4j
<i>Theridion varians</i>			1h		1m,1h	1h	
LINYPHIIDAE							
<i>Entelecara congenera</i>				1h			
<i>Labulla flahaulti</i>			6j	2j	1j		
<i>Parapelecopsis nemoralis</i>				1h			
TETRAGNATHIDAE							
<i>Metellina segmentata</i>	1j						
ARANEIDAE							
<i>Araneus diadematus</i>					3j		
<i>Cyclosa conica</i>		2j	1j				1j
<i>Nuctenea umbratica</i>						1j	
<i>Zilla dioidia</i>	1j	2j	4j	1j	11j	8j	2j
ANYPHAENIDAE							
<i>Anyphaena accentuata</i>	2j	1j		1m		4j	5j
MITURGIDAE							
<i>Cheiracanthium mildei</i>				1h	1j	2j	1j
CLUBIONIDAE							
<i>Clubiona brevipes</i>	1j					2j	1j
<i>Clubiona comta</i>	4j	5j		3h,3j	2h,18j	20j	2j
<i>Clubiona terrestris</i>				1m			
PHILODROMIDAE							
<i>Philodromus dispar</i>	1j	1j		1j		1j	
THOMISIDAE							
<i>Diaea dorsata</i>						1j	1j
<i>Pistius truncatus</i>				1j		1j	
SALTICIDAE							
<i>Saitis barbipes</i>					1j	2j	
Nº individuos	36	76	85	41	69	188	59
Riqueza específica	9	7	8	14	13	16	11
Índice Berger-Parker (d)	0,304	0,667	0,672	0,303	0,37	0,39	0,324
Índice Berger-Parker (1/d)	3,286	1,5	1,488	3,3	2,7	2,565	3,083

Tabla XXXIV. Zumaia-Trampas de intercepción de suelo: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

ZUMAIA	Especies	ACE	ICE	Chao1	Chao2	Jackknife1	Jackknife2	Bootstrap
1	13,44	20,34	0	22,21	0	13,44	0	13,44
2	19,74	32,35	50,68	38,95	32,04	26,07	26,07	22,9
3	23,68	37,87	41,01	45,99	35,68	31,9	34,92	27,58
4	26,58	40,31	40,23	43,15	38,4	35,61	39,49	30,8
5	29	40,48	39,59	39	36,56	37,8	40,8	33,25

Tabla XXXV. Deba-Itziar-Trampas de intercepción de suelo: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

DEBA-ITZIAR	Especies	ACE	ICE	Chao1	Chao2	Jackknife1	Jackknife2	Bootstrap
1	12,16	23,18	0	22,74	0	12,16	0	12,16
2	16,5	24,22	30,58	23,23	21,39	20,79	20,79	18,64
3	19,06	25,35	27,18	26,56	25,66	24,22	25,98	21,53
4	20,72	24,57	26,91	28,39	28,22	26,04	28,12	23,25
5	22	25,99	27,5	31	30,16	27,6	30,45	24,57

Tabla XXXVI. Mendaro-Trampas de intercepción de suelo: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

MENDARO	Especies	ACE	ICE	Chao1	Chao2	Jackknife1	Jackknife2	Bootstrap
1	7,7	10,77	0	12,1	0	7,7	0	7,7
2	11,5	17,43	23,41	18,94	15,86	14,69	14,69	13,09
3	13,9	24,29	26,23	23,88	30,18	18,96	21,2	16,21
4	15,9	26,2	30,37	25,02	48,32	22,56	26,49	18,81
5	18	26,26	34,46	24,12	43	26	31,1	21,44

Tabla XXXVII. Arrasate-Trampas de intercepción de suelo: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

ARRASATE	Especies	ACE	ICE	Chao1	Chao2	Jackknife1	Jackknife2	Bootstrap
1	11,94	17,05	0	20,44	0	11,94	0	11,94
2	15,98	24,43	30,28	25,78	21,04	20,15	20,15	18,06
3	19,06	31,11	31,17	33,96	35,99	25,02	27,38	21,84
4	21,62	31,49	32,41	31,31	31,36	28,62	31,7	24,87
5	23	29,81	30,79	27,9	27,57	29,4	31,05	26,17

Tabla XXXVIII. Ataun-Trampas de intercepción de suelo: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

ATAUN	Especies	ACE	ICE	Chao1	Chao2	Jackknife1	Jackknife2	Bootstrap
1	8,6	13,52	0	11,23	0	8,6	0	8,6
2	14,46	20,31	41,9	19,73	25,73	19,35	19,35	16,9
3	17	22,74	31,2	23,92	27,72	23,2	25,5	19,93
4	18,98	24,53	29,56	26,15	28,04	25,59	28,29	22,1
5	21	26,25	30,79	24,6	29,1	28,2	31,35	24,36

Tabla XXXIX. Larraun-Trampas de intercepción de suelo: Valores de la función de acumulación de especies y de los estimadores de la riqueza específica en relación al esfuerzo de muestreo.

LARRAUN	Especies	ACE	ICE	Chao1	Chao2	Jackknife1	Jackknife2	Bootstrap
1	11,96	23,85	0	25,46	0	11,96	0	11,96
2	17,84	31,36	56,09	31,05	33,87	24,03	24,03	20,93
3	22,46	34,04	43,97	33,31	37,86	31,07	34,38	26,5
4	25,56	34,4	41,74	34,32	37,66	34,93	38,79	29,97
5	28	34,79	43,32	36,1	44,9	38,4	43,95	32,72

Tabla XL. Resultados de la prueba de Renyi para cada una de las estaciones de muestreo (trampas de intercepción de suelo).

Parámetro alfa	Valor de la diversidad					
	Zumaia	Deba-Itziar	Mendaro	Arrasate	Ataun	Larraun
0,25	3,20426	2,86761	2,66217	2,90909	2,86914	3,15589
0,5	3,04658	2,65363	2,44157	2,69584	2,69728	2,97827
0,75	2,90622	2,46466	2,24582	2,51047	2,53906	2,80912
1	2,7781	2,30837	2,08426	2,35844	2,40017	2,65768
1,25	2,66882	2,18654	1,95347	2,23916	2,28652	2,52441
1,5	2,5793	2,09225	1,85024	2,1453	2,19309	2,4133
1,75	2,50493	2,01979	1,76723	2,0711	2,11789	2,32101
2	2,44208	1,96349	1,69905	2,0114	2,05731	2,24447
2,25	2,38908	1,91901	1,64184	1,96239	2,00817	2,18063
2,5	2,34367	1,88316	1,59292	1,92134	1,96788	2,12688
2,75	2,30431	1,85368	1,5505	1,88634	1,93442	2,08111
3	2,26984	1,829	1,51333	1,85603	1,90629	2,04169
3,25	2,23936	1,80796	1,48051	1,82945	1,88234	2,00736
3,5	2,21218	1,78978	1,45138	1,80589	1,86173	1,97718
3,75	2,18777	1,77385	1,42541	1,78481	1,8438	1,95039
4	2,16571	1,75975	1,40219	1,76583	1,82806	1,92644

