

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

**Geobotánica, Estructura Demográfica, Conservación y
Biología Predispersiva de *Prunus lusitanica* L. (loro)
en la Península Ibérica**

Juan Antonio Calleja Alarcón
Memoria de Tesis Doctoral

Madrid, Septiembre de 2006

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA

**Geobotánica, Estructura Demográfica, Conservación y
Biología Predispersiva de *Prunus lusitanica* L. (loro)
en la Península Ibérica**

Memoria presentada para optar al grado de Doctor en Ciencias por:

Juan Antonio Calleja Alarcón

Este trabajo ha sido dirigido por el Dr. Helios Sainz Ollero, profesor titular del Departamento de Biología de la Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Madrid

Madrid, Septiembre de 2006

Fdo. Juan Antonio Calleja

VºBº Dr. Helios Sainz Ollero

A todos aquellos que con mucha ilusión
comienzan una tesis y que,
por mil razones ajenas a su voluntad,
no la finalizan

A mis amigos

A mi familia

Índice

Introducción	1
Antecedentes, justificación y objetivos generales de la tesis	1
Contexto paleofitogeográfico y taxonómico del loro, <i>Prunus lusitanica</i> L.	3
Capítulo I. Caracterización y tipificación florística de las loreras ibéricas	7
I.1 Resumen	7
I.2 Antecedentes y justificación	8
I.3 Objetivos	13
I.4 Hipótesis	13
I.5 Material y métodos	14
I.5.1 Áreas, bosques estudiados y condiciones de muestreo	14
I.5.2 Caracterización de la muestras	15
I.5.3 Tratamiento y análisis de los datos	16
I.6 Resultados	19
I.6.1 Síntesis del medio físico	19
I.6.2 Riqueza	23
I.6.3 Elementos florísticos	25
I.6.4 Estructura	28
I.6.5 Variabilidad florística	30
I.6.5.1 Análisis de correspondencias libre de tendencias (DCA): inventarios propios	30
I.6.5.2 Análisis canónico de correspondencias (CCA): inventarios propios	33
I.6.5.3 Análisis de correspondencias libre de tendencias (DCA): inventarios propios y bibliográficos	36
I.6.5.4 Análisis de clasificación: inventarios y bibliográficos	38
I.6.5.5 Inventarios propios y bibliográficos del centro oeste peninsular (CA): Análisis de correspondencias	41
I.6.5.6 Inventarios propios y bibliográficos del centro oeste peninsular: Análisis de clasificación	44
I.7 Discusión	46
I.7.1 Síntesis del medio físico: hábitat de las loreras ibéricas	46
I.7.2 Riqueza	50
I.7.3 Elementos florísticos	52
I.7.4 Estructura	53
I.7.5 Reinterpretación geobotánica de las loreras ibéricas	55

1.7.6 Varibilidad florística de la loreras ibéricas: propuesta de tipificación.....	57
1.8 Conclusiones	66

Capítulo II. Tamaño, estructura demográfica y estado de conservación de las poblaciones ibéricas de <i>Prunus lusitanica</i> L.....	69
II.1 Resumen.....	70
II.2 Antecedentes y justificación	71
II.3 Objetivos	73
II.4 Hipótesis.....	73
II.5 Material y métodos	74
II.5.1 Tamaño poblacional: censo de las poblaciones ibéricas, definición de individuo y núcleo poblacional.....	75
II.5.2 Análisis de la estructura y regeneración de las poblaciones de loro.....	76
II.5.3 Estado de conservación y régimen de protección.....	78
II.6 Resultados.....	79
II.6.1 Tamaño poblacional.....	79
II.6.2 Estructura poblacional y regeneración.....	82
II.6.3 Estado de conservación y régimen de protección.....	88
II.7 Discusión	92
II.7.1 Tamaño poblacional.....	92
II.7.2 Estructura y regeneración	94
II.7.3 Estado de conservación y régimen de protección.....	96
II.8 Conclusiones	100

Capítulo III. Fecundidad del loro: factores intrínsecos y extrínsecos que afectan a su capacidad reproductora	101
III.1 Resumen.....	101
III.2 Antecedentes y justificación.....	102
III.3 Características fenológicas y reproductivas del loro.....	104
III.4 Objetivos	106
III.5 Hipótesis	106
III.6 Área de estudio.....	107
III.7 Material y métodos	109
III.7.1 Umbral de reproducción: variabilidad poblacional y temporal	109
III.7.2 Cantidad de semillas producidas, variabilidad poblacional y temporal	110
III.7.3 Evaluación del ratio fruto/flor	111
III.7.3.1 Variabilidad entre poblaciones, tamaños de árbol y años	111

III.7.3.1 Sistemas de cruzamiento, autocompatibilidad y limitación por polinizadores.....	113
III.7.3.2 Cortejo y comportamiento de los insectos que visitan las flores de loro.....	116
III.8 Resultados	117
III.8.1 Umbral de reproducción: variabilidad poblacional y temporal.....	117
III.8.2 Cantidad de frutos producidos: variabilidad poblacional y temporal	119
III.8.2.1 Escala árbol. Porcentaje de ramas con infrutescencias	119
III.8.2.2 Escala rama. Número de infrutescencias por rama.....	122
III.8.3 Ratio fruto/flor	122
III.8.3.1 Variabilidad entre poblaciones, tamaños de árbol y años.....	122
III.8.3.1.1 Escala rama. Pérdida de Infrutescencias	125
III.8.3.1.2 Escala rama. Ratio fruto/flor	124
III.8.3.1.3 Escala infrutescencia	126
III.8.3.2 Sistemas de cruzamiento, autocompatibilidad y limitación por polinizadores.....	128
III.8.3.3 Cortejo y comportamiento de los insectos que visitan las flores de Loro.....	131
III.9 Discusión	132
III.9.1 Umbral de la capacidad de reproducción: variabilidad poblacional y temporal.....	132
III.9.1 Cantidad de frutos producidas, variabilidad poblacional y temporal.....	133
III.9.1 Ratio fruto/flor	134
III.9.2.1 Variabilidad entre poblaciones, tamaños de árbol y años	134
III.9.2.2 Sistemas de cruzamiento, autocompatibilidad y limitación por polinizadores.....	136
III.9.2.3 ¿Por qué producir tantas flores?	137
III.10 Conclusiones	140
Capítulo IV. Importancia de las aves en la dispersión y germinación de las semillas y en el vigor de las plántulas de <i>Prunus lusitanica</i> L.	141
IV.1 Resumen	141
IV.2 Antecedentes y justificación	142
IV.3 Algunas características del fruto, de la semilla y de su dispersión	143
IV.4 Objetivos	144
IV.5 Hipótesis	144
IV.6 Área de estudio	145
IV.7 Material y métodos	146

IV.7.1 Caracterización de la avifauna dispersante de las semillas de loro	146
IV.7.2 Cuantificación de la movilización de las semillas por las aves	146
IV.7.3 Peso de las semillas dispersadas por las aves	146
IV.7.4 Efecto de las aves y del peso de las semillas en su germinación.....	147
IV.7.5 Influencia de las aves en la fenología de germinación de las semillas de loro	149
IV.7.6 Análisis de las consecuencias de la interacción semillas-ave en el vigor de las plántulas	150
IV.8 Resultados	151
IV.8.1 Caracterización de la avifauna dispersante de las semillas de loro	151
IV.8.2 Cuantificación de la movilización de las semillas por las aves	152
IV.8.3 Peso de las semillas dispersadas	152
IV.8.4 Efecto de las aves y del peso de las semillas en su germinación.....	154
IV.8.5 Influencia de las aves en la fenología de germinación de las semillas de loro	156
IV.8.6 Consecuencias de la interacción semillas-ave en el vigor de las plántulas	157
IV.9 Discusión	161
IV.9.1 Avifauna dispersante	161
IV.9.2 Movilización de semillas de loro por las aves	164
IV.9.3 Peso de las semillas dispersadas	168
IV.9.4 Germinación de las semillas de loro	169
IV.9.5 Fenología de germinación.....	172
IV.9.6 Vigor de las plántulas	173
IV.10 Conclusiones	175
 SÍNTESIS GENERAL	 177
Interpretación geobotánica de las loreras ibéricas	177
Valoración de la viabilidad y vulnerabilidad del loro	178
 CONCLUSIONES GENERALES	 183
 BIBLIOGRAFÍA	 185
 ANEXOS	 215
I.1 Localización de los inventarios propios y bibliográficos y relación de variables ambientales	216
I.2 Listado de plantas determinadas en los inventarios propios y bibliográficos	223
I.3 Relación de inventarios propios y bibliográficos	229

I.3.1 Inventarios propios de Montes de Toledo.....	229
I.3.2 Inventarios propios de Las Villuercas.....	231
I.3.3 Inventarios propios de S ^a . de Gredos	233
I.3.4 Inventarios bibliográficos <i>Viburno tini-Prunetum lusitanicae</i>	234
I.3.5 Inventarios propios de las sierras del centro de Portugal.....	235
I.3.6 Inventarios bibliográficos del centro de Portugal <i>Frangula alni-Prunetum lusitanicae</i> ; <i>Viburno tini-Quercetum roboris</i> y <i>Vinco fifformis-Lauretum nobilis</i> ..	237
I.3.7 Inventarios propios de la S ^a . de Gerês y Xurés	239
I.3.8 Inventarios propios de la S ^a . de Ancares	240
I.3.9 Inventarios propios de la S ^a . de Ordunte, Montes Vascos y Pirineo Occ. ...	241
I.3.10 Inventarios propios y bibliográficos del macizo del Montseny y Las Guillerías, y <i>Polysticho aculeati-Coryletum avellanae subas. prunetosum</i> ...	243
II.1 Relación de núcleos poblacionales agrupados por país y área geográfica	245
AGRADECIMIENTOS.....	249

❖ INTRODUCCIÓN

Antecedentes, justificación y objetivos generales de la tesis



Foto 1. *Prunus lusitanica* L. (loro).

La Península Ibérica alberga una de las floras más ricas de Europa (Castroviejo 2002) en la que se reconoce un amplio espectro de elementos florísticos (Costa Tenorio *et al.* 1997). Entre ellos sobresale el Paleotropical pues sus integrantes constituyen la huella de una vegetación primitiva extinta con notables relaciones con las actuales laurisilvas subtropicales (Bioma V, Walter 1985). El loro (*Prunus lusitanica*) se incluye en este conjunto de plantas (Allorge 1941) y se considera un superviviente de los bosques de niebla lauroides que poblaron las montañas en la cuenca mediterránea durante el Terciario (Dansereau 1968, Pignatti 1978, Barrón & Peyrot 2006). Es, por tanto, una planta singular en el seno de la flora ibérica y su carácter relictual le otorga una gran importancia paleofitogeográfica.

Son muchos los interrogantes que suscita la presencia del loro en la Península Ibérica. De hecho, es prácticamente infinita la serie de cuestiones que se pueden abordar para conocer la biología de la especie y tratar de explicar su persistencia y evaluar viabilidad: etapas fundamentales de su ciclo vital, fenología, reproducción, variabilidad genética, dispersión, preferencias de hábitat, etc. Por otra parte, puesto que rareza y amenaza suelen estar ligados (Rabinowitz 1981, García 2002) son múltiples las variables a considerar si se quiere diagnosticar su vulnerabilidad y su estado de conservación. A este respecto, son varios los investigadores (p. ej. Schemske *et al.* 1994, Menges & Gordon 1996, Sainz Ollero *et al.* 1996, Keith 1998, Akcakaya *et al.* 2000, García 2002) que han propuesto distintos modos y niveles de aproximación que actualmente se intentan aplicar para asignar categorías de amenaza internacionalmente aceptadas (U.I.C.N. 2001): conocimiento corológico, estimación de tamaños poblacionales y estudios demográficos.

Sin embargo, a pesar del notable interés que el loro ha despertado entre biólogos y naturalistas, es muy poca la información disponible. Hasta la fecha fundamentalmente se han aportado datos taxonómicos (Franco 1964) y corológicos (p. ej. Franco 1964, Ladero 1976, Borda & Llorente 1996, Santiago Beltrán 2001). Además, tanto a escala ibérica (Calleja 2000, Santiago Beltrán 2001) como regional (p. ej. Ladero 1976, Costa *et al.* 2000, Lara *et al.* 2004)

se ha evaluado la composición florística de sus poblaciones que también ha arrojado datos sobre sus requerimientos de hábitat. Pero, salvo reclamaciones sobre el interés de su protección (Rivas Goday 1959, Paiva 1981, Labajos & Blanco 1992, López-Sáez 1995a, Paiva 1996, Silveira 1997, Silveira *et al.* 1999, VV.AA. 2000), son escasos los esfuerzos que se han emprendido, tanto para conocer las características biológicas de la especie como para evaluar la posible necesidad de emprender medidas conservacionistas.

En 1998 iniciamos un proyecto encaminado a conocer la historia natural del loro y evaluar su viabilidad habida cuenta que es un relicto inmerso en un ambiente distinto del original. Se trabajó a dos escalas. Por un lado, se cubrieron todas las regiones en las que el loro se citaba como especie autóctona. Por otro, y de manera simultánea, en la comarca extremeña de Las Villuercas se profundizó en el conocimiento del ciclo vital de la especie. Con ambas aproximaciones se pretendía obtener información que pudiera servir para diagnosticar su vulnerabilidad, arrojar luz sobre porqué de su rareza y su persistencia en la Península Ibérica y, en caso necesario, desarrollar medidas de conservación.

A escala ibérica se llevaron a cabo diferentes inventarios y censos para obtener información sobre:

- i) Variabilidad florística y estructural de las loreras y sus preferencias de hábitat aportando una interpretación geobotánica.
- ii) Tamaño y estructura poblacional.
- iii) Principales amenazas.
- iv) Modos de regeneración sexual y asexual: número de rebrotes de cepa y acodo por individuo.
- v) Capacidad reproductora atendiendo al tamaño y origen de los individuos (sexual o asexual). Influencia del hábitat y del tamaño de la planta.

A escala regional, en Las Villuercas, se establecieron parcelas y se marcaron individuos y ramas para estudiar:

- vi) Limitaciones en la producción de semillas: tamaño umbral para la reproducción, competencia intraindividuo, limitación por polinizadores, capacidad de autofertilización, etc.
- vii) Limitaciones en la dispersión de las semillas: descripción de los agentes dispersantes y su impacto en la lluvia de semillas, probabilidad de germinación, fecha de emergencia y vigor de las plántulas.
- viii) Banco de semillas, viabilidad y predación en diferentes microhábitats.
- ix) Fenología (crecimiento, floración, dispersión) de individuos de diferente tamaño y en distintos microhábitats.

- x) Demografía: seguimiento del crecimiento, esfuerzo reproductor y supervivencia de individuos derivados de semilla o de regeneración vegetativa. Además, con la fase “plántula” se efectuó un seguimiento pormenorizado en diferentes microhábitats donde regularmente se controló: fecha de emergencia, crecimiento, causa de muerte, profundidad de hojarasca, la temperatura y la humedad relativa del suelo y del aire.

En la presente memoria doctoral se abarca una parte de los resultados obtenidos hasta la fecha y se estructura en cuatro capítulos. En el primero se describe brevemente y de manera sencilla el hábitat de las loreras. Posteriormente, se analiza su estructura y composición florística y se realiza una interpretación geobotánica. En el segundo, se presenta el tamaño y la estructura demográfica de las poblaciones ibéricas del loro. Además, se resumen las amenazas más comunes y se evalúa el régimen de protección de la especie. En el tercero, se estudia la relevancia de algunos factores intrínsecos y extrínsecos en la fecundidad del loro. Finalmente, en el cuarto capítulo se explora la importancia de las aves en la dispersión y germinación de las semillas y en el vigor de las plántulas del loro.

Contexto paleofiggeográfico y taxonómico del loro *Prunus lusitanica* L.

La propuesta más detallada sobre el papel del loro en el paisaje vegetal del Terciario la aventura Pignatti (1978). Sugiere su integración en un piso de vegetación con *Ilex* y *Taxus* en las montañas mediterráneas. El loro formaría parte de un bosque de leñosas perennes y lauroides de carácter templado que a mayor altitud limitaría con formaciones dominadas por coníferas (*Abies*, *Cedrus*, *Pinus*) y basalmente cedería ante bosques lauroides esclerófilos paleomediterráneos dominados por *Quercus ilex* (Pignatti 1978, Barrón *et al.* 1996 y numerosas referencias citadas por estos autores).

A lo largo del Neógeno, la vegetación lauroide en la que pudo estar integrado el loro fue perdiendo efectividad e importancia fisonómica en el paisaje. Por el contrario, los taxones planocaducifolios cobraron relevancia en las zonas más húmedas y las plantas con adaptaciones al clima mediterráneo se extendieron en los enclaves más secos y continentales (Pignatti 1978, Sanz de Siria 1987, Barrón *et al.* 1996). Así, se entendería que los actuales bosques mixtos o presididos por fagáceas (*Quercus*, *Fagus*) de la fachada atlántica ibérica, de las sierras gaditanas, del Montseny o del Rif, incorporen con importancia relativa leñosas siempre verdes como *Ilex aquifolium*, *Laurus nobilis*, *Daphne laureola*, *Buxus sempervirens*, *Taxus baccata*, *Prunus lusitanica*, *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum*, etc.

No obstante, se carece de pruebas fósiles o palinológicas que relacionen directamente *Prunus lusitanica* con los sistemas tropicales del Terciario. De hecho, poco se sabe acerca de la historia de *Prunus lusitanica*. Sólo en contadas ocasiones aparecen restos de individuos del

género *Prunus* o subgénero *Laurocerasus* al que pertenece el loro (Kalkman 1965), cuyo material fósil se presta, además, a confusiones (May 1984). Asimismo, en los registros polínicos ni siquiera es fácil reconocer el polen del género *Prunus* y menos discriminar sus especies (Reille 1992, Mercedes García Antón, com. pers.).

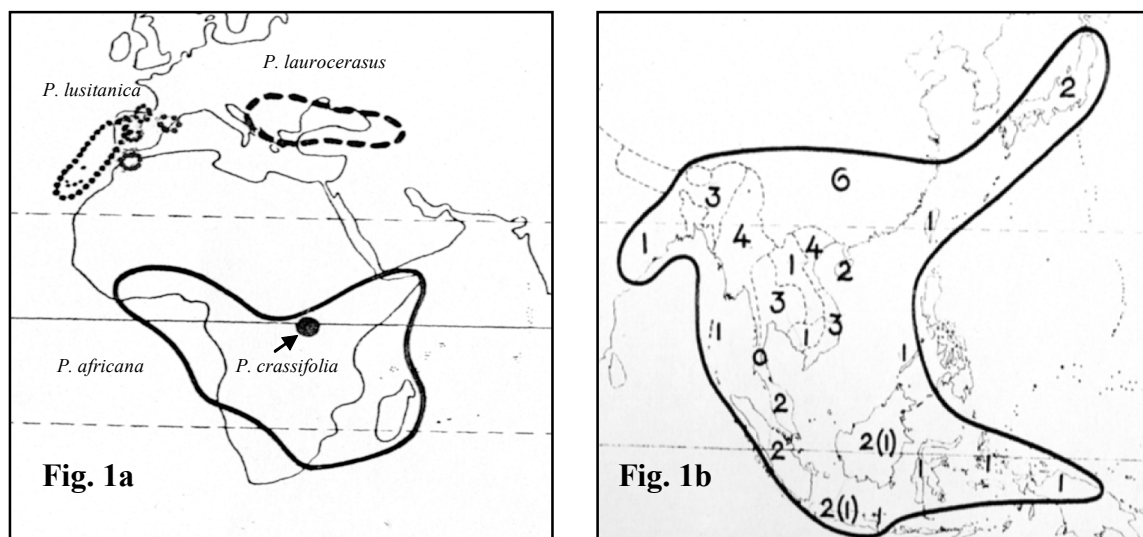


Figura 1. Distribución de cerezos perennes silvestres en Europa, África y Asia. Tomado y modificado de Kalkman 1965.

Sin embargo, hay varias evidencias que se pueden tomar como elementos indicadores del probable origen tropical de la especie:

- i) Es un árbol perenne con hojas anchas y provistas de gotero, lo cual coincide con la morfología lauroide típica de las especies presentes en los bosques tropicales siempreverdes.
- ii) Carece de las estructuras y las morfologías propias de las especies vegetales adaptadas al clima mediterráneo que constituyen la vegetación dominante en la península Ibérica.
- iii) Aparece en los bosques lauroides de los archipiélagos macaronésicos de Canarias, Azores y Madeira, interpretados como arquetipos paisajísticos del Terciario.
- iv) Se incluye en el subgénero *Laurocerasus* que comprende 75 cerezos de hoja perenne, que se reparten fundamentalmente por las selvas de montaña tropical y zonas oceánicas de la fachada oriental de los continentes de Asia y de América del Norte. Solamente algunos representantes aparecen en las zonas secas y templado frías (Kalkman 1965, Aubréville 1976). Hay dos áreas de elevada riqueza: el sudeste asiático y el sudeste de América del Norte. En el primer territorio viven 44 especies y Kalkman (1965) propone el origen evolutivo del grupo (Figura 1b). En el segundo se describen 27 especies que, en su mayoría, medran en el sotobosque de caducifolios en un clima húmedo templado. Además, hay dos especies en Africa y otras dos en el

entorno mediterráneo: *Prunus lusitanica* y *Prunus laurocerasus* (Figura 1a). De este patrón corológico se deduce una elevada edad histórica. Pero sólo se dispone de contados restos fósiles pertenecientes al Cretácico Superior y Terciario Inferior en contraposición con lo que ocurre con otras familias de similar distribución (por ejemplo, Fagáceas y Juglandáceas). No se comprende la razón de la baja aparición de restos de frutos de este grupo, ya que por la dureza del endocarpo cabe pensar en un alto potencial de conservación. Sin embargo, prácticamente no hay evidencias fósiles del Eoceno y el Oligoceno, cuando se estima que reinaban unas condiciones ambientales acordes con su ecología y, por tanto, podrían ser abundantes (May 1984).

- v) Se interpreta una vicarianza geográfica entre *Prunus laurocerasus* y *P. lusitanica* (Allorge 1941, Rivas Goday & Calatayud 1945, Franco 1964, Morla 2004). Se presume que su distribución disyunta es resultado de la fragmentación y desaparición de un paisaje tropical cuyos vestigios se han refugiado en algunos lugares de clima húmedo templado a ambos lados de la cuenca del Mediterráneo. Existen otras especies con un patrón similar, como *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum*, que forman parte del elemento florístico Pontico-Europeo en el que se incluyen: *Hypericum androsaemum*, *Lonicera periclymenum*, *Pteris longifolia*, *Dryopteris aemula*, *Laurus nobilis* etc. (Rivas Goday 1968).

Actualmente el loro ocupa puntos o pequeñas áreas salpicadas en el Sudoeste europeo y Noroeste africano: Península Ibérica (España, Portugal y un par de localidades en Francia), Norte de Africa (en el Rif, Medio Atlas y Gran Atlas) e islas de la región Macaronésica (Franco 1964). Su areal se ha definido como latemacaronésico (Bolòs & Vigo 1984-2001). La revisión de las variantes morfológicas que presenta en su área de distribución ha dado lugar a que se reconozcan tres subespecies (Franco 1964): *P. lusitanica* L. subsp. *lusitanica* (taxon iberomarroquí); *P. lusitanica* subsp. *hixa* (Willd.) Franco (taxon endémico de Canarias y Madeira); y *P. lusitanica* subsp. *azorica* (Mouillef) Franco (exclusivo del archipiélago de las Azores).

En la península Ibérica, *Prunus lusitanica* subsp. *lusitanica* (en este trabajo tratado como loro o *Prunus lusitanica*) muestra una clara distribución fragmentada. Se ubica en parajes de relieve accidentado en las sierras silíceas de la vertiente atlántica. En principio, se postula que la fragmentación de su área de distribución se debe al descenso de las temperaturas y al aumento de la aridez durante el Terciario y a las oscilaciones ambientales del Cuaternario. De esta manera se habrían reducido hasta casi hasta la extinción, los hábitats adecuados para ésta y otras especies afines (García Antón *et al.* 2002, Morla 2004).

CARACTERIZACIÓN Y TIPIFICACIÓN FLORÍSTICA DE LAS LORERAS IBÉRICAS

I.1 Resumen

En este capítulo se presenta una descripción básica de los hábitats en los que se desenvuelven las loreras ibéricas inventariadas. Asimismo, se caracteriza la flora y la estructura de las loreras a escala regional e ibérica y se discute su carácter relictual. Posteriormente, se explora la variabilidad florística y se expone una nueva propuesta de tipificación de las loreras para la península Ibérica.

Las loreras ibéricas prosperan en dos dominios climáticos sensiblemente diferentes, normalmente sobre sustratos silíceos y en enclaves de pronunciadas pendientes y suelos escasamente desarrollados. En todas las áreas geográficas se comportan como manifestaciones eminentemente edafohigrófilas.

El espectro corológico de la flora y la estructura de las loreras no indica que sean versiones empobrecidas de las actuales laurisilvas macaronésicas. Más bien son originales formaciones arbóreas que acogen un rico cortejo de plantas de óptimo templado y oceánico. También se constata que las aproximaciones botánicas, fundamentalmente fitosociológicas, tienen una validez muy limitada para describir las loreras ibéricas. La variabilidad florística de estas manifestaciones, a grandes rasgos, se resume en dos grupos básicos: loreras eurosiberianas y mediterráneas.

I.2 Antecedentes y justificación

A lo largo de las últimas décadas se han llevado a cabo numerosos trabajos botánicos que han caracterizado el hábitat y han abordado el estudio de la riqueza, la estructura y la composición florística de formaciones de loro. No obstante, la mayoría se han centrado en ámbitos territoriales regionales (Bolòs 1956, Ladero 1970, 1976, Pinto da Silva & Teles 1986, Reis de Lima Duarte & Da Silva Alves 1989, López-Sáez 1995b, Costa *et al.* 2000, Redondo García & Ferreras Chasco 2002, 2003, Lara *et al.* 2004). Solamente algunos han considerado en conjunto las manifestaciones ibéricas (Calleja 2000, Santiago Beltrán 2001). Paralelamente, se han publicado varias revisiones generales (Allorge 1941, Franco 1964, Labajos & Blanco 1992, Costa Tenorio *et al.* 1997).

En general, la mayoría de los autores coinciden al describir las loreras como manifestaciones arbóreas o arborescentes que precisan ambientes húmedos con sustratos silíceos, cuya topografía amortigua los contrastes térmicos. Sin embargo, no parece haber consenso en la interpretación ecológica básica de las loreras. Así, en Gredos o Montseny parecen ser formaciones azonales (Bolòs 1956, Luceño & Vargas 1991, López-Sáez 1995b). En cambio, las loreras del centro de Portugal y de Extremadura (España) son consideradas climatófilas (Ladero 1976, Reis de Lima Duarte & Da Silva Alves 1989, Costa *et al.* 2000).

En nuestra primera aproximación descriptiva de ámbito ibérico (Calleja 2000), sobre siete áreas geográficas, se pone de manifiesto que las loreras son esencialmente freatófitas, están preferentemente establecidas en riberas y, en menor medida, en laderas, siempre que haya manantiales. Asimismo, se desprende su capacidad para medrar en diversos biotopos con escasas nieblas –rompiéndose así con el manido tópico de la exigencia de nieblas por parte del loro–. Además, se apunta que los suelos presentan un desarrollo muy limitado. Sin embargo, Beltrán (2001) estima que las loreras ocupan marginalmente las orillas de cursos de agua y se instalan fundamentalmente en barrancos y laderas, jugando principalmente un papel transicional entre la vegetación zonal y la vegetación azonal.

Desde el punto de vista de su riqueza, las loreras han sido calificadas como formaciones pobres (Bolòs 1956, Santiago Beltrán 1997) y su estructura se ha considerado una versión muy mermada de la laurisilva canaria (Luceño & Vargas 1991, Santiago Beltrán 2001). Por otra parte, se ha puesto de manifiesto la variedad de estratos de las loreras (Santiago Beltrán 2001) y se ha destacado la dominancia fisonómica del dosel arbóreo y la escasez e irregularidad del resto de los componentes (arbustos, herbáceas y lianas). Además, se denota que cerca del 50% de las plantas que participan en el conjunto de las loreras son hemicriptófitos y se resalta la importancia y originalidad del estrato epífita integrado por hepáticas y musgos de corte oceánico (Calleja 2000). Igualmente se muestra que el elemento

Eurosiberiano –sensu lato– es el mejor representado en la flora de las loreras ibéricas (Calleja 2000).

La variabilidad de las loreras se ha tratado desde el punto de vista florístico. Por un lado, se han realizado estudios fitosociológicos centrados en una región determinada (Bolòs 1956, Ladero 1970, Ladero 1976, Reis de Lima & Da Silva Alves 1989, López Sáez 1995, Costa *et al.*, 2000). Por otro lado, a escala peninsular y sin atender al enfoque sigmatista, Calleja (2000 y en Lara *et al* 2005) y Santiago Beltrán (2001) abordan análisis comparados de áreas geográficas distintas.

Tabla 1. Relación de comunidades fitosociológicas de *Prunus lusitanica* L. (loro). Se muestran tanto los “taxones característicos” designados en los sintaxones como los taxones que son muy frecuentes. En negrita aparecen los “taxones característicos” que participan simultáneamente en más de un sintaxon.

Asociación	Taxones característicos	Otros taxones frecuentes	Alianza	Area Geográfica	Hábitats
Alno-Prunetum lusitanici Ladero, M. 1970.	<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Prunus lusitanica</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Hypericum androsaemum</i> , <i>Blechnum spicant</i> , <i>Dryopteris dilatata</i>	<i>Salix atrocinerea</i> , <i>Athyrium filix-femina</i> , <i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Osmunda regalis</i> , <i>Galium broterianum</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , <i>Castanea sativa</i>	Osmundo-Alnion	Las Villuercas	Arroyos y ríos. Sustratos silíceos.
Viburno tini-Prunetum lusitanicae Ladero, M. 1976.	<i>Prunus lusitanica</i>	<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i> , <i>Viburnum tinus</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Daphne gnidium</i> , <i>Rubus</i> sp. <i>Lonicera periclymenum</i> subsp. hispanica	Arbuto unedonis-Laurion nobilis	Las Villuercas, Montes de Toledo, Sur de Gredos y Sª. de La Demanda	Aperturas, canutos y hoyas. Sustratos silíceos. Cotas inferiores a 950 m.
Viburno tini-Prunetum lusitanicae subas. fraxinetosum Ladero, M. 1976.	<i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Tamus communis</i> , <i>Vitis vinifera</i> subsp. <i>sylvestris</i> , <i>Blechnum spicant</i>		Arbuto unedonis-Laurion nobilis	Montes de Toledo y Las Villuercas	Aperturas, canutos y hoyas. Sustratos silíceos. Cotas inferiores a 950 m.
Frangulo alni-Prunetum lusitanicae C.Lopes, J.C. Costa, M. Lousa & J. Capelo. 2000.	<i>Asplenium onopteris</i> , <i>Frangula alnus</i> , <i>Viburnum tinus</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Ruscus aculeatus</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Polystichum setiferum</i> , <i>Saxifraga spathularis</i> , <i>Rubia peregrina</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Phillyrea angustifolia</i>	<i>Lonicera periclymenum</i> subsp. hispanica , <i>Rubus ulmifolius</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Castanea sativa</i> , <i>Blechnum spicant</i> , <i>Teucrium scorodonia</i> , <i>Sedum forsterianum</i> , <i>Viola riviniana</i> , <i>Quercus robur</i>	Arbuto unedonis-Laurion nobilis	Serra da Estrela, Sª. do Açor, Sª. de Alvelos, Sª. Vermelha, Sª. Lousa	Expansiones Norte o Este. 500 - 900 m. Sierras silíceas.
Viburno tini-Quercetum roboris (Br. Bl., P. Silva & Rozeira, 1956) J.C. Costa, Capelo, Honrado, Aguiar & Lousa, 2002.	<i>Quercus robur</i> , <i>Hedera hibernica</i> , <i>Ruscus aculeatus</i> , <i>Viburnum tinus</i> , <i>Teucrium scorodonia</i> , <i>Rubia peregrina</i> , <i>Lonicera periclymenum</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Smilax aspera</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Viola riviniana</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>P. angustifolia</i> , <i>Rosa sempervirens</i> , <i>Rhamnus</i>	<i>Polypodium vulgare</i> , <i>Pteridium aquilinum</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> , <i>Arenaria montana</i> , <i>Digitalis purpurea</i> , <i>Laurus nobilis</i>	Quercion pyrenaicae	Sierras de Buçaco y Açor	Termotemperado submediterráneo. Ombroclima húmedo e hiperocéánico
Polystico setiferae-Coryletum avellanae subas. prunetosum Bolòs, O. 1956.	<i>Prunus lusitanica</i> , <i>Cardamine impatiens</i> , <i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Polystichum setiferum</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Hedera helix</i>	Fraxino-Carpinion	Montseny y Les Guilleries	Piso "mediterráneo-montano del Montseny". Suelos silíceos y húmedos. Escasa insolación

Los trabajos fitosociológicos se han traducido en la creación de seis comunidades vegetales o sintaxones que presentamos a continuación y cuyas características principales se resumen en la Tabla 1:

- i) *Alno-Prunetum lusitanici*, (Ladero 1970). Se basó en cinco inventarios de los que cuatro están hechos en el mismo arroyo y sólo dos tienen coberturas de loro superiores al 25%. Es un sintaxon que describe las ripisilvas de loros y alisos con especies características muy exigentes en humedad.
- ii) *Viburno tini-Prunetum lusitanicae*, (Ladero 1976). Descrita mediante seis inventarios en Las Villuercas y uno en Montes de Toledo. Con este nuevo sintaxon invalida la asociación *Alno-Prunetum* y pretende abarcar la variabilidad florística de las loreras de Montes de Toledo, Gredos, Las Villuercas y la S^a. de la Demanda. Asimismo, incluye *Viburno-Prunetum* en un grupo de comunidades arbustivas pertenecientes a la subalianza *Ericenion arboreae* que se contemplan como sustitutivas de alcornocales, quejigales y melojares. Descarta así la coexistencia de *Prunus lusitanica* y *Alnus glutinosa*. A pesar de este encuadre, López-Sáez (1995) adscribe, a la misma comunidad de loros, 13 inventarios hechos en distintos ríos y arroyos de la Sierra de Gredos en los que registra loreras eminentemente riparias que en algunos casos son ricas en *Alnus glutinosa*.
- iii) *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* subas. *fraxinetosum*, (Ladero 1976). Con esta subasociación se quiere ilustrar las loreras “más húmedas” que marcan el límite con las manifestaciones riparias integradas en la alianza *Osmundo-Alnion*. No incluye alisos sino fresnos.
- iv) *Frangula alni-Prunetum lusitanicae*, Costa *et al.* (2000). Se presenta como testigo de las loreras de las sierras del centro de Portugal. Se define como exclusivo para dicho territorio y “geovicariante” del sintaxon *Viburno-Prunetum* (Costa *et al.* 2000). Se aportan 17 inventarios más dos previamente publicados por otros autores (Reis de Lima Duarte & Da Silva Alves 1989). Inicialmente, esta comunidad fue incluida por sus autores en la misma alianza (*Ericenion arboreae*) que la asociación de Ladero (*Viburno-Prunetum*). Sin embargo, la adscripción de ambos sintaxones ha cambiado y actualmente se integran en la alianza *Arbuto unedoni-Laurion nobilis*¹ (Rivas-Martínez *et al.* 2001). Se rechaza por tanto otra propuesta que los engloba en un conjunto denominado *Pruno-Lauretea* que comprende formaciones lauroides relicticas presentes en la península Ibérica y Marruecos (Pérez Latorre *et al.* 1999, Pérez Latorre *et al.* 2000).

¹ Los creadores de la alianza *Arbuto unedoni-Laurion nobilis* (Rivas-Martínez *et al.* 1999) la definen como conjunto de comunidades leñosas de porte arbustivo y subarbóreo en las que participan especies esclerófilas y lauroides, propias de las zonas con clima cálido y templado de la zona cantábrica.

- v) *Viburno tini-Quercetum roboris*, es una comunidad de carballedas termófilas ricas en lauroides (Rivas-Martínez *et al.* 2001, Rivas-Martínez *et al.* 2002) que tiene por sinónimo un sintaxon anterior, *Rusco aculeti-Quercetum roboris* subas. *viburnetosum* en el que se incluyeron 2 inventarios con importante presencia de loros (Braun-Blanquet *et al.* 1956). Se trata de carballedas del centro portugués que poseen como características plantas comunes en ambientes mediterráneos y atlánticos.
- vi) *Polystico setiferae-Coryletum avellanae* subas. *prunetosum*, (Bolòs 1956). Constituye una variante de las avellanedas que colonizan umbrías y barrancos en las sierras litorales silíceas catalanas.

Además de las comunidades presentadas (y resumidas en la Tabla 1) hay un sintaxon constituido por formaciones ricas en laureles denominada *Vinco difformis-Lauretum nobilis* (Costa *et al.* 2000). Prospera en sustratos calcáreos y, en un inventario, alberga loros. Asimismo, en un estudio sobre pastizales húmedos adscritos al sintaxon *Molinetalia coeruleae* se describe una lorera riparia con alisos (Rivas Goday *et al.* 1968). También se ha publicado el sintaxon, *Pruno lusitanicae-Arbutetum unedonis* (Costa *et al.* 2000), sustituto de otro denominado *Frangulo alni-Arbutetum unedonis* subas. *prunetosum*, en el que *Prunus lusitanica* sólo interviene con valor “1” en cobertura en un inventario de los cuatro que componen la comunidad.

Por otra parte, los resultados fundamentales de los dos estudios que han efectuado un análisis comparado de la flora de las loreras de diferentes regiones ibéricas al margen de la aproximación fitosociológica son los siguientes:

- i) Calleja (2000), mediante análisis de ordenación y clasificación de 35 inventarios reconoce dos grupos principales de formaciones dominadas por el loro: “loreras orientales” constituido por los inventarios del Montseny y “loreras occidentales” integrado por los inventarios del resto de las áreas geográficas: Las Villuercas, Gredos, Açor-Estrela, Gerês y Ancares. Dentro de este segundo grupo, a su vez, encuentra diferencias entre las loreras de Gerês y Ancares, con taxones boreales y atlánticos (*Quercus robur*, *Luzula sylvatica* y *Vaccinium myrtillus*), y las loreras de las Villuercas, Gredos y Montes de Toledo, con un cortejo de matiz algo más mediterráneo. Asimismo, observa que en las Sierras de Açor y Estrela las loreras tienen afinidades florísticas con los dos grandes grupos discriminados.
- ii) Santiago Beltrán (2001) maneja cerca de 100 inventarios que proceden de las mismas áreas geográficas tratadas por Calleja (2000) más el Pirineo Occidental y Montes Vascos. Emplea datos de presencia/ausencia y los procesa mediante funciones discriminantes. Ahora bien, incluye tanto formaciones dominadas por el loro como localidades donde esta planta aparece de manera aislada, por lo que su análisis se

centra en la flora de las localidades donde hay loro y no en la flora de las loreras. Así, obtiene también dos grupos de localidades: uno conformado por aquellas que se encuentran en Navarra, País Vasco y Cataluña, y otro constituido por Gredos, Villuercas-Montes de Toledo, Estrela, Gerês, Gredos y Ancares.

En las distintas contribuciones hasta ahora publicadas, se echa de menos una visión global que aborde la variabilidad florística de las loreras ibéricas. Los dos trabajos emprendidos en este sentido no son suficientes, uno por la falta de un mayor esfuerzo muestral (Calleja 2000) y el otro (Santiago Beltrán 2001) por tener un enfoque distinto, centrado en las localidades con presencia de la especie y no en las loreras.

Hasta ahora, los tipos de loreras descritos proceden de trabajos de reducido ámbito geográfico y no se aprecia consistencia en la elección de plantas características. Esto ha favorecido, desde nuestro punto de vista, una complejidad que no explica adecuadamente la variabilidad de las loreras tratadas y excluye una buena parte de las manifestaciones que actualmente pueden existir en el contexto ibérico.

La intención del presente trabajo es contribuir a una tipificación de las loreras que sea más robusta y fácil de interpretar. Para afrontar el reto, se ha pretendido cubrir todas las regiones en las que actualmente hay loreras y se ha considerado no sólo la presencia y abundancia de las especies sino también sus formas de vida y caracterización corológica, por su repercusión tanto en la estructura de las formaciones como en la caracterización biogeográfica de las mismas.

I.3 Objetivos

1. Describir el medio físico colonizado por las loreras ibéricas
2. Caracterizar su flora
3. Caracterizar su estructura
4. Analizar la variabilidad florística y establecer una tipificación en función de su flora

I.4 Hipótesis

Aceptando que el loro se trata de una especie relictiva propia de una vegetación acorde con un régimen climático tropical cabría esperar que:

- i) Las loreras se emplazaran en biotopos con unas características ambientales similares y próximas a su hábitat original. Estas condiciones, aunque desconocidas, exhibirán un rango de variabilidad estrecho sin rigores térmicos e hídricos acusados.
- ii) El cortejo florístico comprendiera plantas con las mismas preferencias ambientales que el loro.
- iii) La composición florística fuera muy homogénea.
- iv) Los elementos Paleosubtropical y Macaronésico estuvieran bien representados en el conjunto de las loreras ibéricas.
- v) En consecuencia con las dos hipótesis anteriores, la estructura y fisonomía de las loreras sería relativamente similar a las laurisilvas que persisten en Macaronesia.
- vi) La variabilidad florística estuviera suficientemente ilustrada con las seis comunidades fitosociológicas publicadas.

I.5 Material y métodos

I.5.1 Áreas, bosques estudiados y condiciones de muestreo

Se han inventariado loreras de nueve áreas geográficas de la península Ibérica en las que actualmente no se duda de la naturalidad del loro: Montes de Toledo, Las Villuercas, Gredos, Sierras del centro de Portugal, Gerês-Xurés, Ancares, Ordunte, Pirineo Occidental (que comprende la comarca navarra de Baztán, Montes Vascos y el valle francés de L'Ayra), y Montseny-Las Guillerías.

En los análisis se han considerado 143 inventarios propios y 45 procedentes de la bibliografía (véase Tabla 2 y Anexo I.1).

Tabla 2. Relación del número de inventarios propios y bibliográficos empleados en los análisis florísticos de las loreras ibéricas.

Area Geográfica	Propios	Bibliografía	Autor	Total
Montes de Toledo	19	1	Ladero (1976)	20
Las Villuercas	36	9	Ladero (1970, 1976), Rivas Goday <i>et al.</i> (1968)	45
S ^a . de Gredos	11	13	López Sáez (1995)	24
Centro de Portugal	25	20	Costa <i>et al.</i> (2000)	45
Gerês-Xurés	19			19
S ^a . de Ancares	7			7
S ^a . de Ordunte	8			8
Pirineo Occidental	7			7
Montseny-Guillerías	11	2	Bolòs (1956)	13
Total	143	45		188

Las loreras muestreadas son, en general, formaciones cerradas con una cobertura arbórea o arborescente superior al 80% y dominadas o codominadas por *Prunus lusitanica*. Únicamente en algunas localidades de Gerês, Montseny y Montes de Toledo, los loros se disponen de forma más dispersa.

Se han seleccionado prioritariamente las manifestaciones más extensas y menos alteradas de cada territorio. Sin embargo, hay que hacer notar que exceptuando las manifestaciones de la Sierra de Lousa, la mayoría de los inventarios de loreras en las sierras del centro de Portugal se han levantado en ambientes ribereños donde la vegetación freatófita – principalmente alisedas– estaba muy alterada o totalmente desmantelada. Esta misma situación se ha repetido con mucha menos frecuencia en Gredos y en Las Villuercas.

Las superficies exploradas con detalle han oscilado normalmente entre los 100 y 200m² (con algún inventario de 40 y 1.500m²). Con objeto de obtener la información florística más completa, el muestreo se ha extendido en el tiempo sobre las mismas parcelas abarcando varios años (1998-2003) y en diferentes estaciones. Solamente las loreras de Ordunte y

algunas de las sierras del centro de Portugal (Sierra Vermelha, Alvelos y Lousa) han sido visitadas en una ocasión.

En cada muestreo se ha estimado la abundancia de cada especie y se ha aplicado la escala basada en frecuencia y cobertura (descrita por Braun-Blanquet 1979) de seis categorías (+, 1, 2, 3, 4, y 5) ignorando la categoría “r”. Los inventarios aparecen completos en el anexo I.3.

Para cada inventario propio se realiza una caracterización básica del hábitat. Resulta extremadamente simple pero viene motivada por la necesidad de valorar, con un análisis breve, el carácter edáfílo frente al climatófilo que actualmente se supone mayoritario (Rivas-Martínez *et al.* 2001, Rivas-Martínez *et al.* 2002). En todos los casos se ha tenido en cuenta: i) altitud; ii) litología; iii) pendiente (medida en grados); iv) desarrollo del suelo, considerando visualmente la existencia de los horizontes básicos en los que se puede organizar un perfil edáfico: A=horizonte orgánico, B=horizonte de acumulación; C=roca madre meteorizada y RC=roca madre poco alterada; v) biotopo colonizado (ladera, ribera, pedrera, barranco...); vi) presencia de agua, ya sea derivada de los cursos de agua que circulan por los cauces o que procede de surgencias de ladera y que denominamos veneros. Se han discriminado los cursos de agua, en ríos y arroyos, atendiendo a la amplitud del cauce (Aguilo Alonso *et al.* 1995).

En el caso de los inventarios bibliográficos se ha hecho una selección previa para procurar reducir diferencias distintas de las estrictamente florísticas. Para ello se han descartado los inventarios efectuados con un método distinto –como sucede con los inventarios de Ramón Beltrán 2001– o de los que hemos dudado seriamente de su calidad (Redondo García & Ferreras Chasco 2002, 2003). También se han excluido aquellos en los que la cobertura de *Prunus lusitanica* era inferior a 3 (según la escala de Braun-Blanquet, 1979). En todos ellos no se precisa el número de visitas y suelen comprender superficies superiores a los 50m² (con valores mínimos de 15m² y máximos de 400m²). Asimismo, en muchos inventarios bibliográficos no se ofrecen datos sobre litología, biotopo, pendiente, etc., por lo que no se emplean en la caracterización básica del hábitat de las loreras.

1.5.2 Caracterización de las muestras

En la determinación de plantas se ha empleado principalmente Flora Ibérica (Castroviejo *et al.* 1986, Castroviejo *et al.* 1990, Castroviejo *et al.* 1993a, Castroviejo *et al.* 1993b, Castroviejo *et al.* 1997a, Castroviejo *et al.* 1997b, Muñoz Garmendia & Navarro 1998, Talavera *et al.* 1999, Talavera *et al.* 2000, Paiva *et al.* 2001) y, secundariamente, otras claves (Bolòs & Vigo 1984-2001, Devesa 1995, Aizpuru *et al.* 1999). Asimismo, se ha seguido la nomenclatura propuesta en Flora Ibérica y, para los taxones aún no publicados en esta obra, se

ha respetado la información ofrecida por el proyecto *Anthos* (Real Jardín Botánico-CSIC y Fundación Biodiversidad), que se basa en la Med-Checklist (Greuter *et al.* 1981-1989) y en Flora Europaea (Tutin *et al.* 1964, Tutin *et al.* 1968, 1972, 1976, 1980). En las representaciones gráficas los taxones aparecen abreviados tal y como se indica en el anexo I.2.

La caracterización corológica se ha establecido a partir de la propuesta en la Flora de los Países Catalanes (Bolòs & Vigo 1984-2001) que ha sido complementada con otras fuentes (Pignatti 1982, Costa Tenorio *et al.* 1997, Martínez García 1999). De la misma manera, las formas de vida se han asignado de acuerdo con Bolòs y Vigo (1984-2001), que siguen el sistema de Raunkiaer. Secundariamente, para el mismo propósito, se ha contado con la información aportada en Flora Ibérica y en Flora Europaea (Tutin *et al.* 1964, Tutin *et al.* 1968, 1972, 1976, 1980, Castroviejo *et al.* 1986, Castroviejo *et al.* 1990, Castroviejo *et al.* 1993a, Castroviejo *et al.* 1993b, Castroviejo *et al.* 1997a, Castroviejo *et al.* 1997b, Muñoz Garmendia & Navarro 1998, Talavera *et al.* 1999, Talavera *et al.* 2000, Paiva *et al.* 2001).

I.5.3 Tratamiento y análisis de los datos

En los análisis de riqueza florística se han considerado todos los inventarios (bibliográficos y propios). Estos han sido agrupados por áreas geográficas según lo expuesto en la Tabla 1 y se han efectuado pruebas estadísticas no paramétricas al no existir homocedasticidad en las variables de interés y no corregirse mediante transformaciones. En todos los casos se ha trabajado con el programa STATISTICA 5.1.

Para tratar las relaciones florísticas entre loreras y contemplar la posibilidad de establecer tipos de comunidades de *Prunus lusitanica*, se han aplicado técnicas multivariantes (Tabla 3). Para ello se han explorado los datos florísticos de los inventarios propios mediante análisis de gradiente indirecto y se han generado unas interpretaciones que posteriormente se han testado mediante la inclusión de variables ambientales conocidas usando un análisis de gradiente directo.

A su vez, se han analizado conjuntamente los datos propios con los derivados de los inventarios representativos de distintas propuestas (de ámbito regional) de tipificación fitosociológica de las loreras ibéricas. Primero se ha aplicado un análisis de gradiente y luego uno de clasificación. Esta manera de operar se ha repetido para los inventarios de las áreas geográficas más meridionales: Gredos, Montes de Toledo, Las Villuercas y centro de Portugal (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis aplicados a los datos florísticos de los inventarios de las loreras ibéricas.

Orden	Ámbito	Datos	Análisis	Tipo de Análisis
1º	Península Ibérica	Propios	Gradiente indirecto	DCA
2º	Península Ibérica	Propios & Var. ambientales	Gradiente directo	CCA
3º	Península Ibérica	Propios & Bibliografía	Gradiente indirecto	DCA
4º	Península Ibérica	Propios & Bibliografía	Clasificación	TWINSPAN
5º	Gredos, Las Villuercas, Montes de Toledo y Centro de Portugal	Propios & Bibliografía	Gradiente indirecto	CA
6º	Gredos, Las Villuercas, Montes de Toledo y Centro de Portugal	Propios & Bibliografía	Clasificación	TWINSPAN

La exploración de los datos se ha realizado con los programas CANOCO for WINDOWS 4.5 y CAP (Community Analysis Package). Con el programa (CANOCO 4.5) se han efectuado análisis de ordenación de gradiente indirecto y análisis de gradiente directo o “constreñidos” (Constrained ordination)(Ter Braak & Smilauer 2002). En ambos tipos de ordenación se ha asumido una respuesta unimodal² de las plantas ante las variables ambientales (hipotéticas o conocidas). Esta condición se ha considerado tras practicar las exploraciones previas recomendadas (Ter Braak 1988).

En el tratamiento de los datos exclusivamente florísticos se ha empleado un análisis de correspondencias (CA) (Ter Braak & Smilauer 2002) o un análisis de correspondencias libre de tendencia (DCA) cuando se ha intuido el llamado “efecto arco” (Kent & Coker 1992, Escudero *et al.* 1994).

Por otra parte, en el estudio de la relación entre la variabilidad florística y determinadas variables ambientales, se ha utilizado un análisis canónico de correspondencias (CCA) (Escudero *et al.* 1994, Ter Braak & Smilauer 2002) que se ha aplicado únicamente a los inventarios cuya localización geográfica se conoce con precisión, *i.e.* con los 143 inventarios propios.

Las variables ambientales consideradas (en el CCA), fundamentalmente climáticas, son ampliamente usadas para configurar rangos e índices mediante los cuales definir unidades fitoclimáticas de ámbito regional y peninsular (Aguilo Alonso *et al.* 1995): temperatura media anual (T), temperatura media de las mínimas del mes más frío (Tmín), temperatura media de las máximas del mes más cálido (Tmáx), precipitación media anual (P), precipitación estival (de julio a septiembre, Pest).

Los valores climáticos para cada inventario florístico se han obtenido interpolando los datos recopilados por Sánchez Palomares y colaboradores (1999) sobre las estaciones

²Los análisis de ordenación pueden asumir que las abundancias de las especies responden de forma lineal o unimodal (“gausiano”) ante los gradientes representados por los ejes. Para observar el tipo respuesta se sigue la recomendación de Ter Braak (1988). Se aplica un análisis libre de tendencias llamado DCA (=Detrended Correspondence Análisis) para el análisis de gradiente indirecto, y DCCA (=Detrended Canonical Correspondence Analysis) para el análisis de gradiente directo. Así se obtiene la longitud del gradiente relacionado con el primer eje de la ordenación. Esta longitud se infiere de la desviación estándar de las curvas de respuesta de las especies respecto a dicho eje. Cuando la desviación estándar tiene un valor inferior a 2, el gradiente eje es corto y se recomienda usar análisis que asumen linealidad entre la abundancia de las especies y la variación del gradiente ambiental. En cambio, cuando el valor es superior a 3 se aconseja el uso de análisis unimodales. Ahora bien, si el valor está entre 2 y 3 se sugiere el uso de análisis unimodales aunque hay diversas propuestas (Jongman *et al.* 1987, Ter Braak 1988, Escudero *et al.* 1994, Ter Braak & Smilauer 1998).

meteorológicas españolas. Dicha interpolación ha sido realizada por el Dr. Javier Maldonado en el software SURFER siguiendo el método “Thin Plane Splines” (Briggs en Mitasova & Mitas 1993) y la información climática se ha generado considerando las coordenadas UTM 1x1km y la altitud de cada inventario. Además, para las mismas localidades se ha calculado el índice de continentalidad de Gorezynski (Aguilo Alonso *et al.* 1995) y, a su vez, se han incluido la altitud, longitud y latitud (Anexo I.1). Posteriormente, en la ejecución del análisis, se han seleccionado de manera automática las variables que mejor explican los datos florísticos y la significación estadística del modelo resultante se ha evaluado con el test de Monte Carlo³ del programa CANOCO.

Con el programa CAP se ha abordado una clasificación Twinspan (jerárquica, divisiva⁴ y politética). Es una herramienta alternativa y a la vez un complemento al análisis de ordenación, pues fundamentalmente se basa en una división dicotómica de las muestras en función del primer eje del análisis de correspondencias (CA) (Kent & Coker 1992). Discrimina simultáneamente especies diferenciales e inventarios y genera grupos discretos de muestras –loreras– que en nuestro caso queremos contrastar con las entidades botánicas creadas desde el punto de vista fitosociológico. Además, trata no sólo la presencia de especies sino también sus abundancias, que se denominan "pseudoespecies". Estas se definen por valores llamados niveles de corte que se fijan subjetivamente dentro del rango de abundancia de cada especie (Escudero *et al.* 1994). En nuestro estudio se han introducido 3 puntos de corte: 1, 3 y 5. Estos tres valores se corresponden con las categorías “+”, “2” y “4” de la escala empleada en la estimación en campo de las coberturas de las especies. Su selección conlleva, por tanto, considerar la presencia de una especie (+), que sea frecuente o con una cobertura fácilmente perceptible (de hasta un 25%, *i.e.* igual o mayor que “2”), o que sea una especie abundante o incluso dominante (con una cobertura igual o superior al 50%, *i.e.* igual o mayor que “4”).

Previamente a los análisis, los valores de cobertura (presencia, 1, 2, 3, 4 y 5) asignados a las plantas en el campo se han escalado del 1 al 6. Posteriormente, todos los datos han sido transformados mediante logaritmos y se han infravalorado automáticamente los taxones raros. Ambas modificaciones están aconsejadas cuando hay una alta proporción de taxones infrecuentes (Ter Braak & Smilauer 1998, 2002).

³ El Test de Monte Carlo es una herramienta que en CANOCO se emplea para testar la validez de los ejes y de las propias variables ambientales. Arroja resultados con el estadístico de la F. Dicho estadístico difiere respecto del usado habitualmente en análisis de la varianza ya que la distribución de referencia de la F se construye a través de numerosas permutaciones (199) de los propios datos obtenidos. Esto evita tener que asumir normalidad y homocedasticidad de las muestras (Ter Braak & Smilauer 1998).

⁴ Se ha optado por un sistema divisivo frente a uno aglomerativo por la supuesta menor probabilidad de error a la hora de iniciar el proceso de discriminación de grupos (Escudero *et al.* 1994).

1.6 Resultados

1.6.1 Síntesis del medio físico

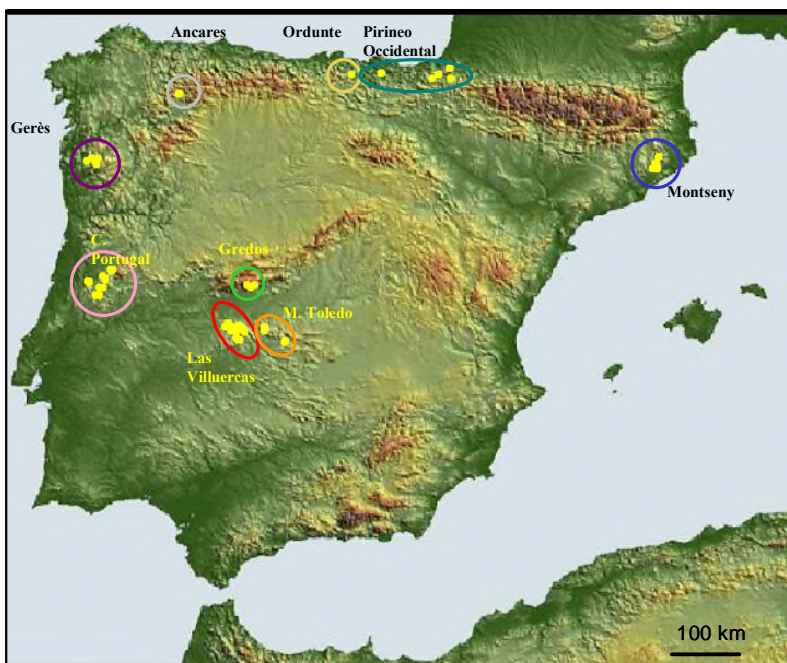


Figura 1. Localización geográfica de los inventarios de lorera.

La mayoría de las loreras inventariadas se encuentran en áreas montañosas del centro y oeste de la península Ibérica, alejadas de la costa, aunque afectadas por la influencia atlántica. Secundariamente, de manera mucho más aislada, se han estudiado formaciones de loro en sierras prelitorales de la Cordillera Cantábrica, Pirineo Occidental y Cataluña (Figura 1).

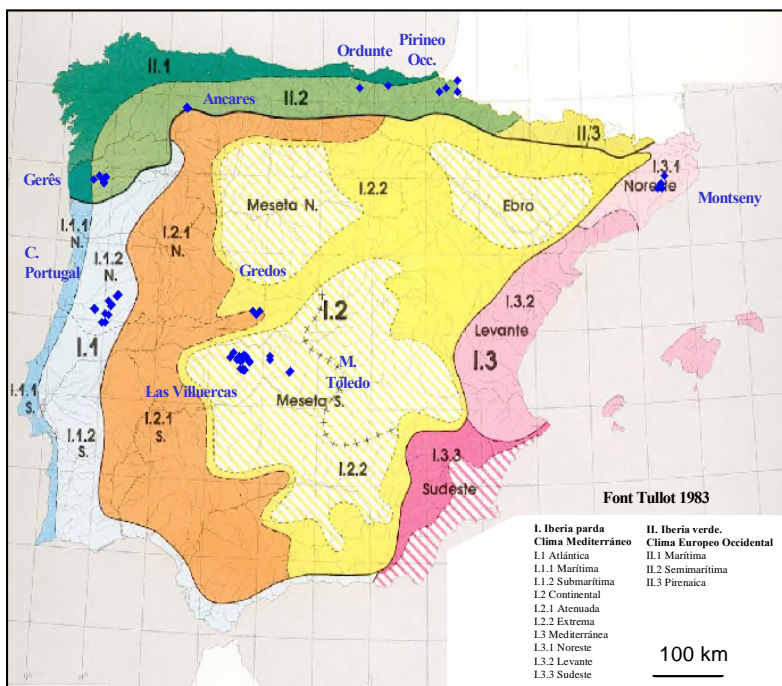


Figura 2. División climática de la península Ibérica de Font Tullot.

Las loreras se encuentran en dominios climáticos diferentes (Figura 2 y Tabla 4). Las manifestaciones del centro oeste peninsular y las de Montseny están afectadas por el clima Mediterráneo aunque difieren en el grado de continentalidad. Las loreras de Montes de Toledo, las Villuercas y Gredos se encuentran, a priori, en la situación más extrema, mientras que las del centro de Portugal y de Cataluña disfrutan de una mayor oceanidad.

Tabla 4. Datos climáticos interpolados para las localidades con inventarios propios. Se presentan para cada área geográfica el promedio y la desviación estándar de T (temperatura media anual), P estival (precipitación media acumulada de los meses de julio, agosto y septiembre), P (precipitación media anual), Continentalidad, T_{máx} (temperatura de las medias del mes más cálido), T_{mín} (temperatura media de las mínimas del mes más frío). Con los datos de Temperatura y Latitud se ha calculado el índice de continentalidad de Gorezynski.

A. Geográfica	P estival	P	T	T máx	T mín	Continentalidad
M Toledo	87,7 ± 4,5	694,1 ± 84,6	13,8 ± 0,7	31,7 ± 1,5	0,7 ± 0,3	32,2 ± 1,4
Las Villuercas	87,3 ± 5,4	762,6 ± 79,1	14,6 ± 0,5	32,5 ± 0,9	1,6 ± 0,4	31,3 ± 1,6
S ^a . de Gredos	128,5 ± 10,5	1271,5 ± 77	14,5 ± 0,6	33,4 ± 1,2	1,5 ± 0,2	29,3 ± 0,1
C. Portugal	98 ± 9,7	775,3 ± 124,1	16,4 ± 0,7	35,7 ± 1,4	3,6 ± 0,3	25,3 ± 1,1
Gerês-Xurés	226,3 ± 58,4	1791,3 ± 528,6	11,6 ± 0,5	25,8 ± 2	1,9 ± 2	14 ± 6,1
S ^a . de Ancares	210,9 ± 1,3	1186,3 ± 8,1	10,8 ± 0,1	25,5 ± 0,1	0,1 ± 0,1	13,7 ± 0,1
S ^a . de Ordunte	291,6 ± 1,2	1472 ± 6,1	11,8 ± 0,1	25,1 ± 0,1	1,6 ± 0,1	11,2 ± 0,1
Pirineo Occidental	412,3 ± 55	1974,4 ± 279,3	12,3 ± 0,8	24,1 ± 0,6	2,8 ± 0,9	9,8 ± 1,2
Montseny-Guillerias	280,5 ± 8	867,8 ± 29,7	12 ± 0,6	25,4 ± 1,1	0,5 ± 0,2	18,9 ± 1
Total	159,1 ± 96,7	1059,4 ± 477,8	13,7 ± 1,8	30,4 ± 4,2	1,8 ± 1,3	23,9 ± 8,4

Por otro lado, las loreras muestreadas en el norte peninsular se ubican en la iberia verde con temperaturas máximas más suaves que las loreras situadas en el centro oeste peninsular.

Además, la precipitación media anual y la de los meses de verano son notablemente superiores a las que aparentemente reciben las regiones en las que se ubican las loreras más meridionales. Ahora bien, la mayoría de las localidades en las que se han estudiado loreras, y a tenor de las medias de las temperaturas mínimas del mes más frío reflejadas en la tabla 4, sufre heladas. En ella se observa también, de acuerdo con los valores de desviación, que en una misma región puede existir una importante variabilidad climática, especialmente en las precipitaciones medias y estivales.

Los 188 inventarios considerados se localizan en su mayoría entre los 500 y 800 m, registrándose las mayores altitudes en los Montes de Toledo (970 m) y las menores en el Pirineo Occidental y centro de Portugal (140 m). El rango altitudinal total es de 830 m, aunque es muy variable en las distintas áreas geográficas (Figura 3). La mayor amplitud se ha obtenido entre las loreras estudiadas en las sierras del centro de Portugal, con 730 m, y la más reducida en Los Ancares y Ordunte, donde cada una de las poblaciones de loro se concentran en un sola microcuenca y el desnivel no supera los 40 metros.

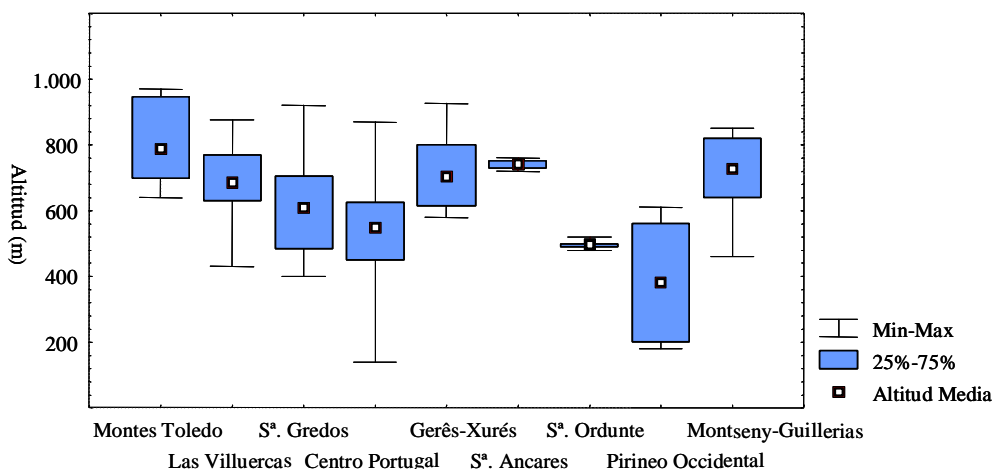


Figura 3. Altitud media, máxima y mínima de los inventarios de loreras en la Península Ibérica.

Los sustratos en los que se asientan las loreras inventariadas (sin poder incluir los listados bibliográficos) de casi todas las áreas geográficas prospectadas son de naturaleza silíceas, principalmente rocas metamórficas precámbricas y paleozoicas (Tabla 5). En menor medida, se han recogido datos de loreras en granitos, como sucede en Gerês, Gredos y el Montseny. Más raramente, se han inventariado loreras sobre rocas sedimentarias. Estas suelen ser areniscas que en los enclaves del Pirineo Occidental y Ordunte pertenecen al Cretácico y tienen un origen marino (IGME 1973, 1975, 1978).

La mayoría de los inventarios propios se han realizado en biotopos con pendientes moderadas o fuertes, que oscilan entre los 15 y 45 grados, aunque se han tomado muestras de manifestaciones que medran en microrrelieves abruptos o incluso en paredes casi verticales (con pendientes entre 76 y 90 grados). Solamente un 9% de los inventarios describen loreras creciendo en lugares con inclinación suave (Tabla 6).

Tabla 5. Litología y geología de las localidades de los inventarios propios.

Area Geográfica	Litología	Geología
Montes de Toledo	Pizarras, Cuarcitas, Areniscas	Precámbrico, Paleozoico
Las Villuercas	Pizarras, Esquistos, Cuarcitas, Areniscas	Precámbrico, Paleozoico
Sª. de Gredos	Granitos, Esquistos, Cuarcitas	Precámbrico, Paleozoico
Centro de Portugal	Esquistos, Areniscas	Precámbrico, Paleozoico
Gerês-Xurés	Granitos, Granodioritas	Precámbrico, Paleozoico
Sª. de Ancares	Cuarcitas, Pizarras	Precámbrico, Paleozoico
Sª. de Ordunte	Areniscas	Cretácico
Pirineo Occidental	Areniscas, Esquistos	Paleozoico, Triásico, Cretácico
Montseny-Guilleries	Granitos, Granodioritas, Cuarcitas, Gneises, Pizarras, Areniscas	Precámbrico, Paleozoico

Tabla 6. Pendiente aproximada medida en grados de los inventarios propios.

Pendiente	0-5	6-15	16-25	26-35	36-45	46-55	56-65	66-75	76-85	86-90
Montes de Toledo	1	2	4	3	6			1		2
Las Villuercas	5	4	8	6	2	6	3		2	
S ^a . de Gredos				7	2	1			1	
Centro de Portugal	4	3	4	5	5	1	3			
Gerês-Xurés	2	4	5	5	3					
S ^a . de Ancares	1		1	5						
S ^a . de Ordunte		5	1	1	1					
Pirineo Occidental		1	2	1	1	1	1			
Montseny-Guillerias		1	3	2	2		3			
Total	13	20	28	35	22	9	10	1	3	2
%	9,1	14,0	19,6	24,5	15,4	6,3	7,0	0,7	2,1	1,4

En las distintas áreas geográficas, predominan los inventarios que se refieren a loreras emplazadas en las orillas de arroyos y pequeños ríos y que al mismo tiempo se extienden por la ladera (Tabla 7). En segundo lugar destaca, excepto en Gredos, el número de inventarios de loreras establecidas en ladera o, por el contrario, ceñidas exclusivamente a las orillas de cursos de agua. Los primeros representan el 22,4% y los segundos el 18,2% del total de inventarios. El resto de las manifestaciones estudiadas se han localizado en pedreras (7%) y en barrancos (4,9%).

Más del 90% de las loreras inventariadas disfrutaban de aportes de agua (Tabla 7) distintos de la precipitación directa. De hecho, la mayoría de las loreras descritas en ladera, así como muchas de las que aparecen en barrancos y pedreras disponen de agua que no procede necesariamente de corrientes de agua encauzadas. En la Tabla 8 también se pone de manifiesto que muchas loreras que medran en arroyos y en los ríos, están a su vez, irrigadas por surgencias de agua –veneros– que brotan en las laderas adyacentes a las riberas.

Tabla 7. Biotopos con y sin agua ocupados por las loreras de las que proceden los inventarios propios.

Biotopo	Pedrera			Ladera			Barranco			Ladera-Ribera	Ribera		Total	
	No	Sí	Total	No	Sí	Total	No	Sí	Total	Sí	Sí	No	Sí	
Montes de Toledo	2	2	4		5	5				6	4	2	17	
Las Villuercas	1	1	2	1	8	9				19	6	2	34	
S ^a . de Gredos										11		0	11	
Centro de Portugal		1	1		4	4	2		2	14	4	2	23	
Gerês-Xurés					5	5	3	2	5	4	5	3	16	
S ^a . de Ancares	1	1	2		1	1				2	2	1	6	
S ^a . de Ordunte					2	2				4	2	0	8	
Pirineo Occidental	1		1		4	4				2		1	6	
Montseny-Guillerias					2	2				6	3	0	11	
Nº Inventarios	5	5	10	1	31	32	5	2	7	68	26	11	132	
%			7,0			22,4			4,9	47,6	18,2	7,7	92,3	

Tabla 8. Origen del agua que disfrutaban las loreras objeto de inventarios propios.

	Río	Río y Venero	Arroyo	Arroyo y Venero	Venero	Sin agua
Montes de Toledo	1		4	7	5	2
Las Villuercas	2	5	9	10	8	2
S ^a . de Gredos	3	3	4	1		
Centro de Portugal	5	6	3	5	4	2
Gerês-Xurés	1		5	3	7	3
S ^a . de Ancares	4				2	1
S ^a . de Ordunte			4	2	2	
Pirineo Occidental				2	4	1
Montseny-Guillerias			4	5	2	
Total	16	14	33	35	34	11
%	11,2	9,8	23,1	24,5	23,8	7,7

En casi todos los casos las manifestaciones de loro estaban instaladas sobre suelos poco evolucionados, muy pedregosos o rocosos. Cerca de la mitad de los enclaves (51.7%) poseen perfiles escasamente desarrollados (Tabla 9), reduciéndose a la presencia de un delgado horizonte orgánico (A) que no siempre cubre toda la superficie muestreada por existencia de grandes bloques rocosos.

Tabla 9. Perfiles básicos de los suelos de las loreras objeto de inventarios propios. A: horizonte orgánico; B: h. de acumulación; C: roca madre meteorizada; R: roca madre.

Área Geográfica	(AC)R	A(B)CR	ACR	C(AB)R
Montes de Toledo		5	10	4
Las Villuercas	2	9	22	3
S ^a . de Gredos		4	7	
Centro de Portugal	1	14	10	
Gerês-Xurés	1	6	12	
S ^a . de Ancares			5	2
S ^a . de Ordunte		8		
Pirineo Occidental		4	2	1
Montseny-Guillerias	2	3	6	
Total	6	53	74	10
%	4,2	37,1	51,7	7,0

1.6.2 Riqueza

Se han determinado un total de 352 taxones infragenéricos. Los helechos y los cárices, con cerca de 15 especies cada uno, son los grupos de plantas mejor representados. También participan numerosas especies de brezo, quercíneas, zarzas y, con escasa cobertura, un importante número de gramíneas y varias especies del género *Hypericum*.

A excepción de loro, que necesariamente se registra siempre, sólo seis especies aparecen en cerca del 50% de los inventarios: *Hedera helix*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Asplenium onopteris*, *Arbutus unedo*, *Ruscus aculeatus*, y *Athyrium filix femina*. En un segundo término, se pueden resaltar otras trece especies que intervienen al menos en un tercio de las loreras inventariadas: *Erica arborea*, *Rubus ulmifolius*, *Blechnum spicant*, *Pteridium aquilinum*, *Viburnum tinus*, *Tamus communis*, *Ilex aquifolium*, *Alnus glutinosa*, *Dryopteris affinis*, *Viola riviniana*, *Brachypodium sylvaticum*, *Frangula alnus* y *Salix atrocinerea* (Tabla 10). Sin embargo, también se obtiene que cerca de 100 plantas se detectan en un solo muestreo.

En la tabla 10 se observa que de la cincuentena (54) de especies que aparecen en más de 15 inventarios, casi la mitad (24) son plantas primordialmente hidrófilas o edafohigrófilas y, además, una veintena (19) son plantas mesófilas que en los enclaves muestreados prosperan en los ambientes húmedos que colonizan las loreras.

Tabla 10. Relación de frecuencia de las plantas que aparecen en más de 150 inventarios (de los 188 tratados). En negrita se indican las plantas hidrófilas y edafohigrófilas. Con asterisco (*) se señalan aquellas plantas que, sin ser típicamente plantas freatófitas, en los enclaves muestreados aparecen fundamentalmente ligados a las orillas de cursos y manantiales.

Taxon	%	Taxon	%
Prunus lusitanica	100,0	Carex elata subsp. reuteriana	22,3
<i>Hedera helix</i> *	66,0	<i>Phillyrea angustifolia</i>	20,7
<i>Lonicera periclymenum</i> subsp. <i>hispanica</i> *	57,4	<i>Umbilicus rupestris</i>	19,7
<i>Asplenium onopteris</i>	54,8	<i>Quercus robur</i> *	18,6
<i>Arbutus unedo</i>	53,7	<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	18,1
<i>Ruscus aculeatus</i> *	52,7	<i>Castanea sativa</i> *	18,1
Athyrium filix-femina	48,4	<i>Quercus pyrenaica</i> *	18,1
<i>Erica arborea</i>	47,9	<i>Luzula forsteri</i> *	17,6
Rubus ulmifolius	46,8	<i>Quercus faginea</i> subsp. <i>broteroi</i> *	14,9
Blechnum spicant	46,8	Corylus avellana	14,4
<i>Pteridium aquilinum</i> *	44,7	<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	14,4
<i>Viburnum tinus</i>	42,0	Wahlenbergia hederacea	14,4
<i>Tamus communis</i> *	41,5	<i>Polypodium vulgare</i> *	12,8
<i>Ilex aquifolium</i> *	39,4	<i>Vaccinium myrtillus</i> *	12,8
Alnus glutinosa	37,2	Scutellaria minor	11,7
Dryopteris affinis	36,7	<i>Anemone trifolia</i> *	11,2
Viola riviniana	31,9	<i>Saxifraga spathularis</i> *	11,2
<i>Brachypodium sylvaticum</i> *	30,9	Sibthorpia europaea	11,2
Frangula alnus	30,9	<i>Brachypodium pinnatum</i> *	10,6
Salix atrocinerea	29,3	Galium broterianum	10,1
Polystichum setiferum	25,0	Hypericum undulatum	10,1
<i>Rubia peregrina</i>	25,0	Lotus pedunculatus	10,1
Hypericum androsaemum	24,5	<i>Physospermum cornubiense</i> *	10,1
Fraxinus angustifolia	23,9	Vitis vinifera subsp. sylvestris	10,1
<i>Teucrium scorodonia</i> *	23,9	Carex binervis	9,0
Osmunda regalis	23,4	<i>Crataegus monogyna</i>	9,0
<i>Asplenium trichomanes</i>	22,3	Luzula sylvatica subsp. henriquesii	8,0

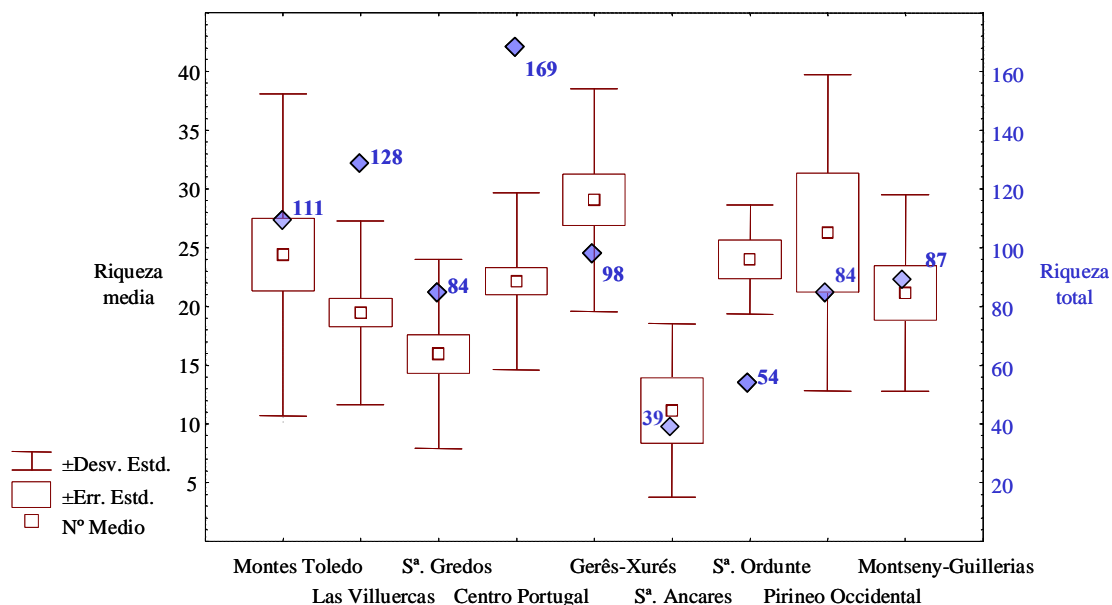


Figura 4. Riqueza total por área geográfica y riqueza media por inventario. Se consideran conjuntamente inventarios bibliográficos y propios.

El cortejo más amplio, con 169 taxones, se ha encontrado en el grupo de loreras enclavadas en las sierras del centro de Portugal (Açor, Alvelos, Estrela, Lousa y Vermelha) (Figura 4, cifras en azul). En segundo lugar, destacan las formaciones de loros de las Villuercas y Montes de Toledo, con más de 100 plantas. Más pobres resultan ser las manifestaciones estudiadas en Gerês, Gredos, Pirineo Occidental (Baztán, Montes Vascos y L´Ayra) y especialmente las de la sierra de Ordunte y Ancares, con 54 y 39 taxones respectivamente.

En el conjunto de la Península Ibérica la riqueza media por inventario es de 21,4. Las loreras de Las Villuercas, Gredos, Centro de Portugal o el Montseny muestran rangos similares (Figura 4). No obstante el valor medio es significativamente distinto en las diferentes áreas geográficas ($H_{\text{Kruskal-Wallis}} = 34,9828$ $p < 0,0001$). Destacan los promedios de las loreras de Gerês y el Pirineo Occidental sobre aquellos de las manifestaciones de Ancares, y Gredos. Los inventarios más pobres (con menos de 10 especies) se han encontrado en Ancares, Gredos, Pirineo Occidental, Montes de Toledo y las Villuercas; pero también en estos tres últimos sistemas montañosos así como en Gerês, se han obtenido inventarios muy nutridos con cerca de 50 plantas.

1.6.3 Elementos florísticos

Si se tiene en cuenta algunas de las numerosas sectorizaciones de (Rivas-Martínez 1973, 1982, Rivas-Martínez *et al.* 1990) las loreras más septentrionales se encuentran en la región biogeográfica Eurosiberiana con la excepción de las catalanas y las de Ancares.

Estas se desenvuelven en el límite con la Región Mediterránea, donde se incluyen plenamente las del centro oeste peninsular (Figura 5). Ahora bien, según la propuesta de Bolòs (1985), muchas de las loreras localizadas en el dominio mediterráneo se sitúan en lo que él denomina Territorio carpetano atlántico, que es considerado una variante extrema de la provincia Atlántica (de la Región Eurosiberiana o Medioeuropea), con influencia marítima y sobre suelos silíceos.

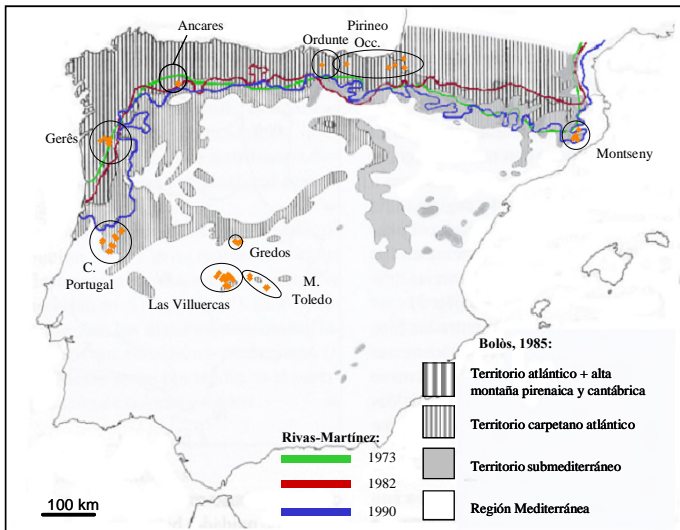


Figura 5. Localización de los inventarios y representación de la sectorización fitogeográfica para la península Ibérica de Bolòs (1985) y la línea divisoria de las regiones Mediterránea y Eurosiberiana (según Rivas-Martínez 1973, Rivas-Martínez 1982, Rivas-Martínez *et al.* 1990).

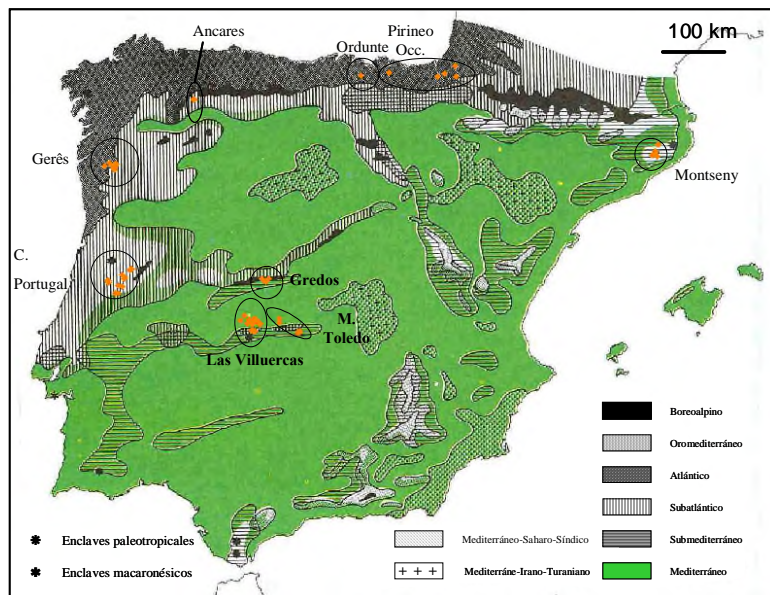


Figura 6. Representación de los inventarios sobre la propuesta de distribución de los elementos florísticos más importantes en la Península Ibérica (Costa *et al.* 1990).

Asimismo, de acuerdo con la aproximación de Costa, Morla y Sainz (1997), las loreras estudiadas están emplazadas en áreas dominadas por diferentes floras (Figura 6). En el Pirineo Occidental y en Ordunte, prima la flora atlántica; las loreras de Ancares y Gerês se sitúan en zonas con predominio del elemento anterior y del Subatlántico; asimismo, este elemento también es notable en el centro de Portugal. Por el contrario, en Cataluña, Gredos, Las

Villuercas y Montes de Toledo son más significativos los elementos Mediterráneo y Submediterráneo.

Por otra parte, del análisis de la flora de todos los inventarios considerados (188), se desprende que el elemento corológico más sobresaliente de la flora de las loreras es el Euroasiático, representado por el 19% de las plantas inventariadas (Figura 7). Menor importancia tienen los elementos Eurosiberiano, Mediterráneo-Atlántico, Atlántico y Eurimediterráneo, que recogen cada uno cerca de un 10% de las especies. El resto de los elementos corológicos tienen muy poco peso, sobre todo el Paleosubtropical, Mediterráneo-Macaronésico y el Estenomediterráneo –con menos de un 3%–.

Las loreras de las distintas áreas geográficas no tienen un espectro corológico común (Figura 8). Las semejanzas y diferencias más notables son básicamente cuatro:

- i) Las loreras de las distintas regiones comparten un porcentaje similar de taxones euroasiáticos y mediterráneo-atlánticos.
- ii) Las manifestaciones de las sierras del centro oeste peninsular, Montes de Toledo, Las Villuercas, Gredos y Centro de Portugal, tienen un cortejo Eurimediterráneo que supone entre 9 y el 16% de la flora.
- iii) Las loreras de las mismas áreas geográficas albergan también especies pertenecientes a los elementos Iberonorteafricano, Eurimediterráneo occidental, Estenomediterráneo Occidental.
- iv) La mayoría de los elementos florísticos mediterráneos prácticamente desaparecen en las loreras de localización septentrional, Gerês, Ancares, Ordunte y Pirineo Occidental, donde, por el contrario, cobra mayor importancia el elemento Eurosiberiano (11,2 – 19,3%).

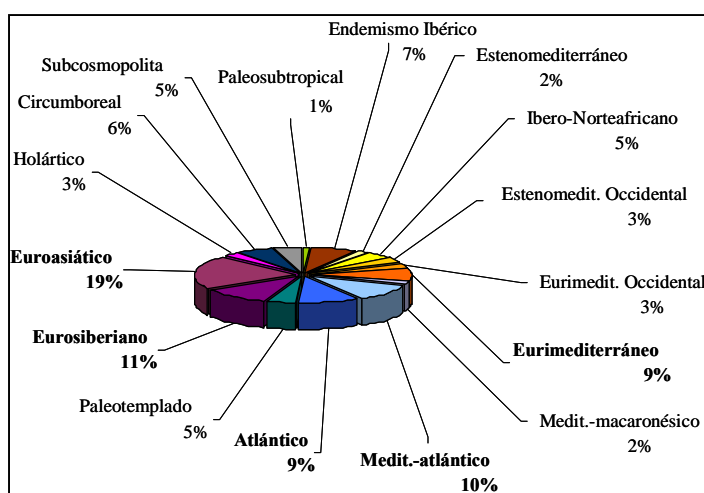


Figura 7. Espectro corológico de la flora de las loreras ibéricas.

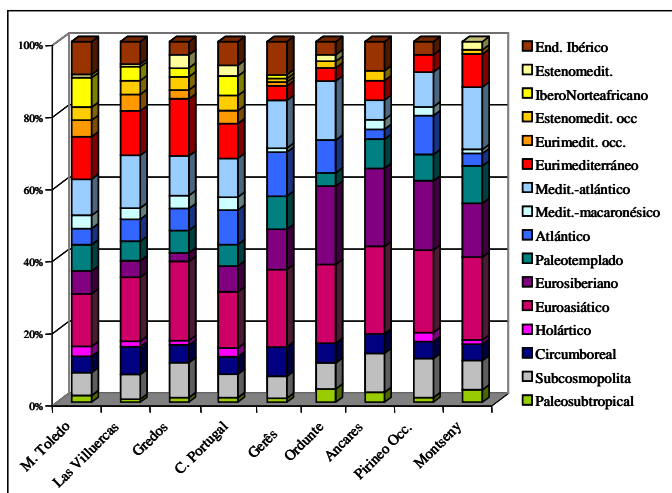


Figura 8. Espectro corológico de las loreras ibéricas por áreas geográficas.

1.6.4 Estructura

En el total de las loreras consideradas casi la mitad (47%) de las plantas que intervienen son hemicriptófitos. La otra mitad son geófitos (13%), mesofanerófitos (11%), nanofanerófitos (10%), terófitos (7%), microfanerófitos (5%), caméfitos (5%) y lianas (2%) (Figura 9).

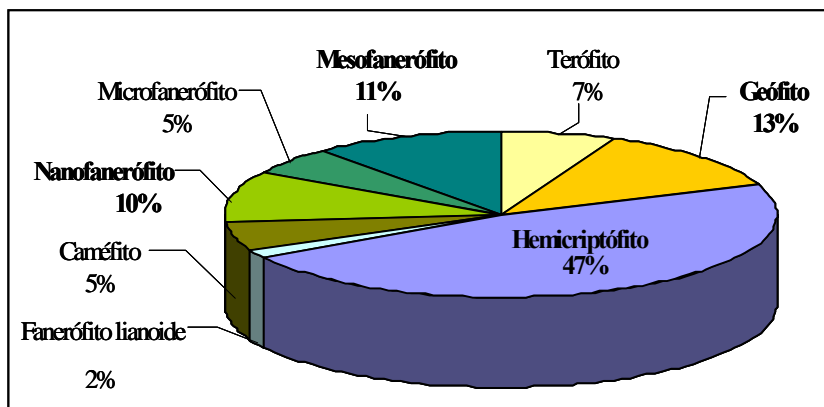


Figura 9. Espectro de biotipos de las loreras ibéricas.

El espectro de biotipos de las loreras de las distintas áreas geográficas es relativamente homogéneo (Figura 10). Prima de manera constante el biotipo hemicriptófito con una valor mínimo del 37,9% en el Montseny y máximo de 56,1% en Gerês. Secundariamente, los mesofanerófitos representan entre un 11,6 y un 24,1% de la flora de las loreras. El resto de las formas de vida no suponen más de 13% e incluso los terófitos desaparecen en las loreras norteñas de Gerês, Ancares y Ordunte.

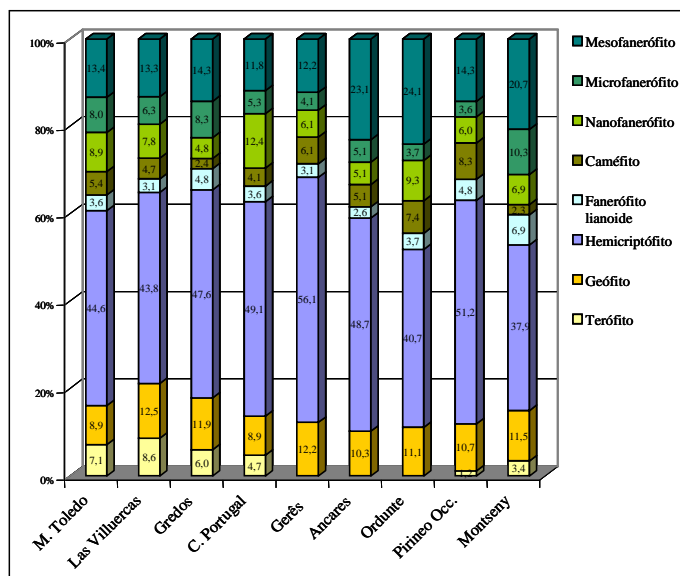


Figura 10. Espectro de biotipos de las loreras por áreas geográficas.

Aunque en general dominan los taxones hemicriptófitos y los fanerófitos, la estructura y fisonomía de las loreras son muy variables. En un mismo enclave se encuentran desde formaciones monoespecíficas y monoestratas dominadas por *Prunus lusitanica*, a manifestaciones muy ricas en especies que poseen tallas y formas de vida diferentes. A continuación, y a modo de resumen puramente descriptivo, se presentan los seis estratos reconocibles en las loreras más complejas:

- i) Estrato arbóreo superior (15-20m), compuesto por mesofanerófitos caducifolios: *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia*, *Quercus robur*, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea* subsp. *broteroi*, *Castanea sativa*, *F. excelsior*, *Fagus sylvatica*, etc.
- ii) Estrato arbóreo inferior (8-15m), en el que se encuentra y abunda el loro. Es sin duda, el estrato que le otorga identidad a la lorera. Intervienen mesofanerófitos perennifolios y caducifolios: *Frangula alnus*, *Betula alba*, *B. pendula*, *Corylus avellana*, *Ilex aquifolium*, *Taxus baccata*, *Arbutus unedo*, *Laurus nobilis*, *Quercus ilex* subsp. *ilex* y *Q. ilex* subsp. *ballota*, etc. A este estrato pueden sumarse numerosas especies del dosel superior.
- iii) Estrato arbustivo (50cm–8m), integrado por plantas que suelen prosperar mucho mejor en la orla de las loreras. Se distinguen tres subgrupos: a) microfanerófitos (8–2m), que son bastante frecuentes, sobre todo los perennes como *Erica arborea* y *Viburnum tinus*; b) nanofanerófitos (0,5–2m), son poco constantes excepto el grupo *Rubus*, *Hypericum androsaemum* y *Daphne laureola*; c) caméfitos (< 0,5m), participan de manera muy irregular salvo *Ruscus aculeatus*, *Vaccinium myrtillus* y *Sibthorpia europaea*. Además, *Hedera helix*, aunque considerada una liana, es una leñosa que cubre el suelo de numerosas loreras. Asimismo, es habitual observar que muchas de las plantas que componen estos tres estratos perennes no florecen o

languidecen en el interior de las loreras densas. Por otra parte, también hay que destacar la frecuente dominancia del estrato arbustivo por los rebrotes de cepa y acodo del propio loro.

- iv) Estrato lianoide, está representado por: *Hedera helix*, *Lonicera periclymenum* subsp. *periclymenum*, *Tamus communis*, *Vitis sylvestris*, *Rubia peregrina*, *Smilax aspera* y *Clematis vitalba*. Excepto las dos últimas, la mayoría se repiten en casi todas las áreas geográficas exploradas. Con frecuencia y elevadas coberturas se suma *Rubus ulmifolius* y de manera puntual *Rosa sempervirens*.
- v) Estrato herbáceo, está constituido invariablemente por hem criptófitos y, secundariamente, por geófitos y esporádicamente por terófitos. Sobresalen tanto helechos higrofilos de grandes frondes (*Osmunda regalis*, *Dryopteris affinis*, *D. dilatata*, *Athyrium filix-femina*, *Polystichum setiferum* y *Blechnum spicant*), como helechos más modestos del género *Asplenium*. También llegan a ser importantes algunos cárices (*Carex elata* subsp. *reuteriana*, *C. binervis*, *C. pendula*, etc.) y otras plantas que toleran la sombra y son exigentes en humedad: *Viola riviniana*, *Wahlenbergia hederacea*, *Scutellaria minor*, *Hypericum undulatum*, *Anemone trifolia*, *Luzula sylvatica* subsp. *henriquesii*, *L. forsteri*, *Physospermum cornubiense*, *Saxifraga spathularis*, *Brachypodium pinnatum*, *B. sylvaticum*, etc.
- vi) Además, hay que añadir un estrato epífita compuesto fundamentalmente por briófitos. Las comunidades epífitas llegan a presentar recubrimientos continuos desde la base hasta varios metros a lo largo del tronco. En numerosas ocasiones dominan las hepáticas de marcado carácter atlántico, incluso en las localidades del ámbito mediterráneo, que ponen de relieve una elevada humedad ambiental local.

1.6.5 Variabilidad florística

1.6.5.1 Análisis de correspondencias libre de tendencias (DCA): inventarios propios

En primer lugar se analizan los 145 inventarios propios mediante un análisis de ordenación en el que se corrige el efecto arco (DCA).

Los dos primeros ejes del análisis de componentes principales explican aproximadamente un 13% de la variabilidad florística de los inventarios procesados (Figura 11).

En función del primer eje de la ordenación, se observa una segregación entre las loreras de localización septentrional (Montseny, Pirineo Occidental, Ordunte, Ancares y Gerês) y la mayoría de las manifestaciones estudiadas en el centro oeste peninsular (Gredos, Montes de Toledo, Las Villuercas y centro de Portugal). No obstante, numerosas muestras portuguesas y algunas de Ancares ocupan una posición intermedia.

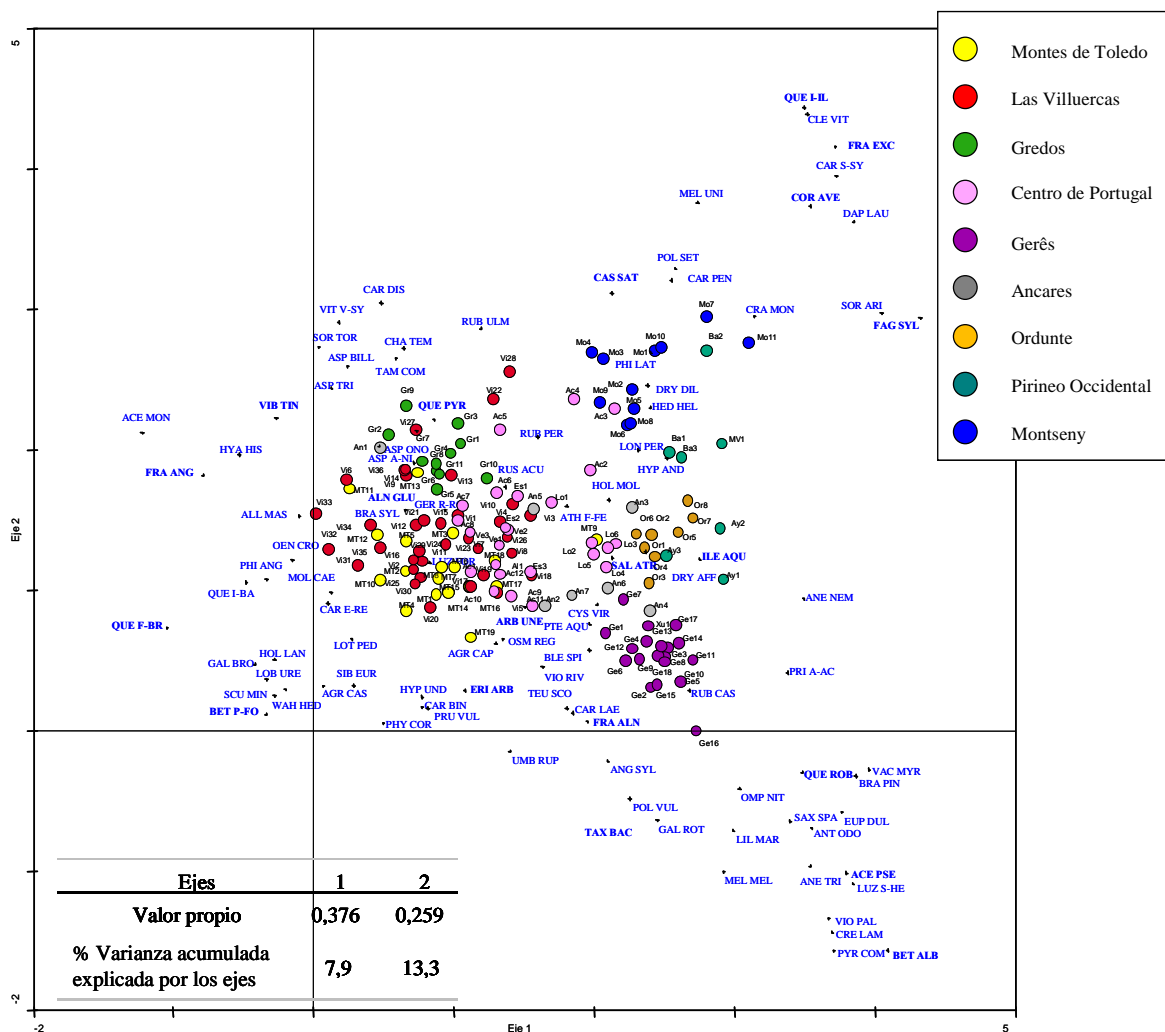


Figura 11. Diagrama del análisis de correspondencias libre de tendencias (DCA). Se representan 143 inventarios propios y, para una mayor claridad, sólo taxones (100) para los que los ejes explican al menos un 2% de su variabilidad. El nombre completo de las plantas se describe en el anexo I.2. Las abreviaturas de los inventarios, como el código de colores reflejado en la leyenda, indican su procedencia. Para las loreras del Centro de Portugal, Pirineo Occidental y Montseny se especifica, además, la sierra o comarca en la que se han realizado. Al: S^a. de Alvelos; Ve: S^a. Vermelha; Lo: S^a. de Lousa; Es: S^a. de Estrella; Mo: Montseny; Ba: Baztán; MV: Montes Vascos; Ay: Valle de l'Ayra.

Respecto al segundo eje, las loreras del centro oeste peninsular permanecen muy agrupadas y solamente se distancian las de Montes de Toledo y Centro de Portugal de las de Gredos. Por el contrario, en las formaciones más norteñas se detecta un mayor distanciamiento que es muy acusado entre las loreras del Montseny (Cataluña) y las de Gerês.

Desde el punto de vista florístico se distinguen relativamente bien los dos grupos de loreras que se intuyen a lo largo del primer eje: septentrionales y centro-oeste peninsular. Por su mayor relevancia bioclimática y fisonómica, cabría destacar en el primer grupo las leñosas *Quercus robur*, *Q. ilex* subsp. *ilex*, *Vaccinium myrtillus*, *Fagus sylvatica* o *Corylus avellana*. Por el contrario, en las más meridionales son comunes *Alnus glutinosa*, *Fraxinus angustifolia*, *Viburnum tinus*, *Phillyrea angustifolia* o *Q. pyrenaica*.

Además, en cada uno de estos dos grandes conjuntos de muestras se reconocen importantes matices. En el bloque de las loreras septentrionales se diferencian las loreras catalanas (con algunas manifestaciones del centro de Portugal) y las de Gerês:

- i) las loreras catalanas quedan individualizadas por *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Fraxinus excelsior*, *Corylus avellana*, *Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*, *Clematis vitalba*, *Daphne laureola*, *Melica uniflora*, *Carex sylvatica* subsp. *sylvatica* y *Polystichum setiferum*;
- ii) las formaciones de Gerês, están caracterizadas por un nutrido cortejo: *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*, *Vaccinium myrtillus*, *Betula alba*, *Salix atrocinerea*, *Frangula alnus*, *Arbutus unedo*, *Brachypodium pinnatum*, *Pyrus communis*, *Anemone trifolia*, *Saxifraga spathularis*, *Luzula sylvatica* subsp. *henriquesii*, *Galium rotundifolium*, *Omphalodes nitida*, *Crepis lampanoides*, etc.

Entre ambos extremos, se sitúan los inventarios del Pirineo Occidental (Pirineo navarro de Baztán, valle francés de L'Ayra y Montes Vascos), sierra de Ordunte, Ancares y Lousa (sierra del centro de Portugal). Todos ellos albergan especies presentes tanto en las loreras portuguesas como en las catalanas. Así, en las loreras francesas y navarras intervienen tanto plantas habituales en las loreras noroccidentales (*Quercus robur* o *Primula acaulis* subsp. *acaulis*) como otras que aparecen en las catalanas (*Fagus sylvatica*, *Corylus avellana*, *Fraxinus excelsior*, *Carex sylvatica* subsp. *sylvatica*, *Polystichum setiferum* o *Sorbus aria*). Las loreras de Ordunte, no son muy distintas de las navarras y, como las de Cataluña, albergan *Daphne laureola* y *Corylus avellana* y se asemejan a las de Gerês por la participación de *Arbutus unedo*, *Ilex aquifolium*, *Vaccinium myrtillus* o *Brachypodium sylvaticum*. Asimismo, las loreras de Ancares, contienen también numerosas plantas comunes con Gerês (*Quercus robur*, *Anemone trifolia*, *Vaccinium myrtillus* o *Betula alba*) y se parecen a las manifestaciones meridionales del Centro de Portugal y Las Villuercas por la importancia de *Alnus glutinosa* y la pérdida de taxones oceánicos termófilos.

Por otra parte, se aprecia una notable proximidad entre algunas loreras inventariadas en el centro oeste peninsular y las manifestaciones norteñas. Por ejemplo, en Portugal, y concretamente de la Sierra de Lousa, se encuentran cortejos muy similares a los de Gerês. Igualmente hay algunas loreras de Açor, Gredos y Las Villuercas que se aproximan a las catalanas por compartir taxones como *Castanea sativa*, *Polystichum setiferum*, *Corylus avellana*, *Rubus ulmifolius*, *Phillyrea latifolia* o *Laurus nobilis*.

Sin embargo, con respecto a las loreras septentrionales, las del centro oeste peninsular acogen taxones que podrían ser diferenciales: *Phillyrea angustifolia*, *Viburnum tinus*, *Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*. Asimismo, hay herbáceas que sin ser abundantes o exclusivas, crecen frecuentemente en el seno de las loreras del centro oeste peninsular: *Asplenium onopteris*, *Luzula forsteri*, *Allium massaessylum*, *Agrostis castellana*, *Hyacinthoides*

hispanica. Además, en los microtopos más húmedos participan helechos y otras plantas bastante fieles *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *Galium broterianum*, *Lotus pedunculatus*, *Scutellaria minor*, *Lobelia urens*, *Sibthorpia europaea*, *Molinia caerulea*, etc.

Las formaciones del centro oeste peninsular denotan un alto grado de similitud por la escasa dispersión que muestran. Solamente, de manera secundaria, se pueden reconocer dos subgrupos de inventarios en los que no hay en absoluto límites nítidos:

- i) loreras de Montes de Toledo, Villuercas y Centro de Portugal en las que sobresalen especies de óptimo templado y atlántico que concurren igualmente en las manifestaciones estudiadas en Gerês, Ancares y Ordunte: *Frangula alnus*, *Blechnum spicant*, *Osmunda regalis*, *Athyrium filix-femina*, *Erica arborea*, *Salix atrocinerea*, *Physospermum cornubiense*, *Viola riviniana*, *Carex binervis*, *C. laevigata*, *Angelica sylvestris*, *Taxus baccata*, *Salix atrocinerea*, *Teucrium scorodonia*, *Hypericum undulatum* y *Umbilicus rupestris*;
- ii) loreras de Las Villuercas, Gredos, Ancares, Centro de Portugal y Montes de Toledo en las que *Alnus glutinosa* suele ser común. Con esta planta o de manera independiente también cobran relevancia: *Quercus pyrenaica*, *Q. faginea* subsp. *broteroi*, y, localmente, *Betula pendula* subsp. *fontqueri* y *Fraxinus angustifolia*. De los cuatro árboles, el primero es muy frecuente en Gredos y los dos últimos en Montes de Toledo (donde nunca aparece *Alnus*).

1.6.5.2 Análisis canónico de correspondencias (CCA): inventarios datos propios

En el análisis inicial se incluyeron nueve variables y el modelo resultante era estadísticamente significativo y no se observaba efecto arco. Sin embargo, numerosas variables mostraban altos valores de inflación y de correlación (ver Tablas 11 y 12). Por ello, se procedió a un segundo análisis en el que sólo se incluyeron las variables que no eran redundantes entre sí y que más contribuían al modelo (Latitud, Longitud, Temperatura media anual y Altitud).

En la expresión gráfica del modelo (Figura 12) se representan como variables suplementarias aquellas que estaban correlacionadas con las cuatro variables seleccionadas.

El modelo obtenido (Figura 12) con la Latitud, Longitud, Temperatura media anual y Altitud tiene validez estadística (ver Tabla 13) y los valores de inflación son netamente inferiores al umbral crítico de 20 (Tabla 11). Asimismo, el primer eje es relativamente importante y, junto con el segundo, explica una importante cantidad de la varianza de la relación plantas-variables ambientales.

Tabla 11. Las variables ambientales consideradas inicialmente en el análisis canónico de correspondencias (CCA) son Latitud; Longitud, T (temperatura media anual), Altitud, Pestival (precipitación media acumulada de los meses de julio, agosto y septiembre), P (precipitación media anual), Continentalidad, Tmáx (temperatura de las medias del mes más cálido), Tmín (temperatura media de las mínimas del mes más frío). Para cada una de ellas CANOCO arroja un valor Lambda que indica su contribución condicionada (por el resto de las variables) al modelo y mediante el test de Monte Carlo se evalúa la significación estadística. Los valores de VIF (Variance Inflation Factor) superiores a 20, reflejan una elevada correlación entre variables. En negrita se destacan las variables finalmente incluidas en el modelo.

Variable	Lambda	P	F	VIF	Lambda	P	F	VIF
Latitud	0,3	0,002	9,37	41,18	0,3	0,002	9,37	7,22
Longitud	0,21	0,002	7,03	15,94	0,21	0,002	7,03	1,11
T	0,13	0,002	4,3	395,68	0,13	0,002	4,3	8,04
Altitud	0,08	0,002	2,74	7,10	0,08	0,002	2,74	4,33
P Estival	0,06	0,002	2	67,95				
P	0,07	0,002	2,66	30,98				
Continentalidad	0,06	0,002	2,03	53,11				
Tmáx	0,06	0,002	2,18	239,97				
Tmín	0,06	0,002	1,94	60,59				

Tabla 12. Matriz de correlación de las variables ambientales incluidas inicialmente en el análisis canónico de correspondencias (CCA). P estival (precipitación media acumulada de los meses de julio, agosto y septiembre), P (precipitación media anual), T (temperatura media anual), Tmáx (temperatura de las medias del mes más cálido), Tmín (temperatura media de las mínimas del mes más frío), Cont.(Continentalidad), Longitud, Latitud y Altitud. En negrita se destacan las correlaciones positivas más altas.

P estival	1,00								
P	0,78	1,00							
T	-0,69	-0,64	1,00						
Tmáx	-0,77	-0,59	0,94	1,00					
Tmín	-0,16	-0,16	0,48	0,20	1,00				
Cont.	-0,75	-0,61	0,61	0,78	-0,32	1,00			
Longitud	0,44	-0,11	-0,29	-0,35	-0,42	-0,05	1,00		
Latitud	0,91	0,71	-0,70	-0,81	0,03	-0,92	0,25	1,00	
Altitud	-0,19	-0,05	-0,39	-0,16	-0,64	0,31	0,02	-0,28	1,00
	P estival	P	T	T máx	T mín	Cont.	Longitud	Latitud	Altitud

Tabla 13. Valores propios y varianza explicada por los dos primeros ejes del modelo. Significación estadística del primer eje y de todos los ejes.

Ejes	1	2
Valor propio	0,309	0,245
% Varianza acumulada explicada por los ejes:		
de las plantas	6,5	11,6
de la relación plantas y variables ambientales	43	77
Significación del Modelo (test de Monte Carlo)		
Primer eje	F=9,559	p=0,002
Todos los ejes	F=6,127	p=0,002

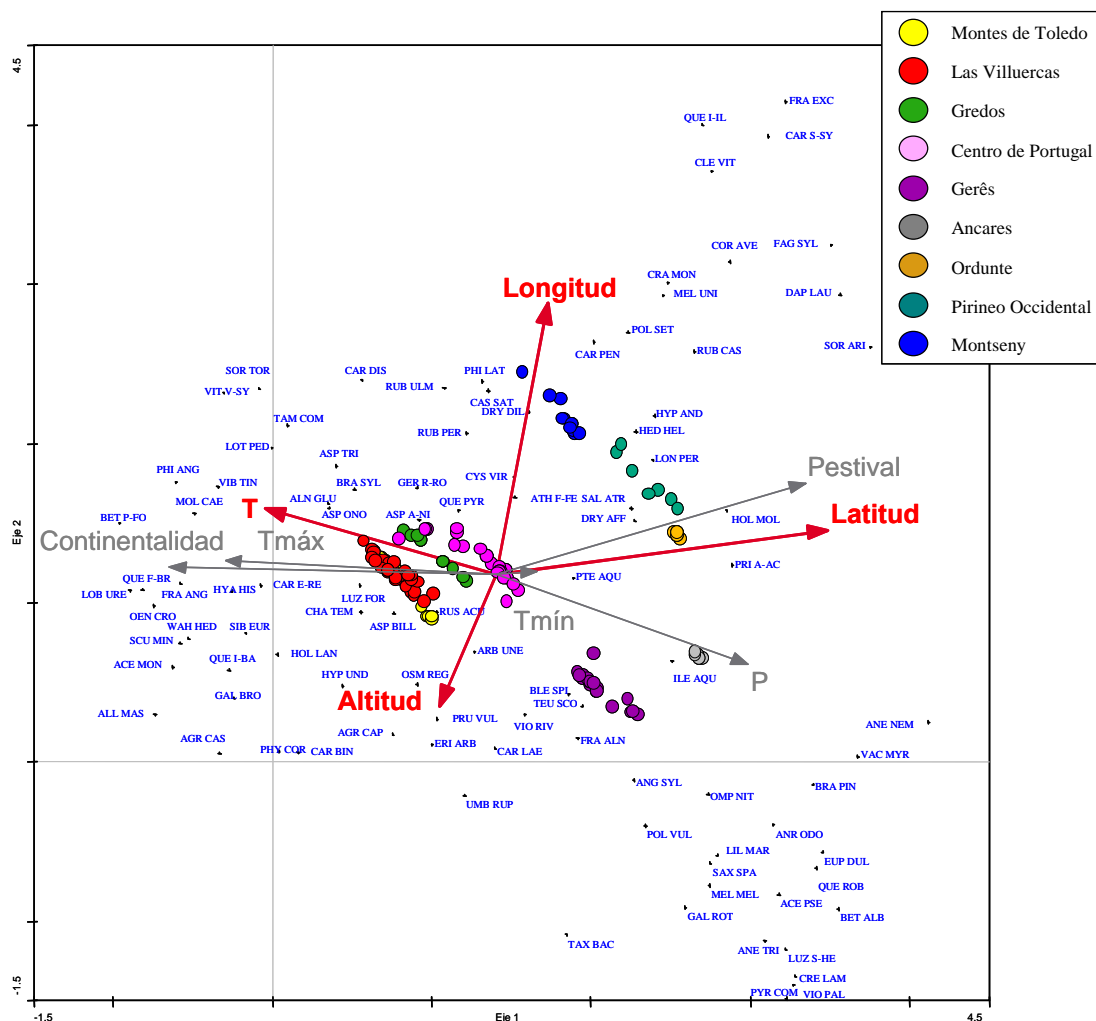


Figura 12. Diagrama del análisis canónico de correspondencias (CCA). En rojo se representan las variables no correlacionadas incluidas en el modelo: Latitud, Longitud, T (temperatura media anual) y Altitud. En gris aparecen superpuestas, como variables suplementarias, las variables redundantes: P (precipitación media anual), P estival (precipitación acumulada de las medias de julio, agosto y septiembre), Tmín (temperatura media de las mínimas del mes más frío), Tmáx (temperatura de las medias del mes más cálido) y Continentalidad. Se incluyen sólo las (100) plantas para las que el modelo explica al menos un 2% de su variabilidad.

En la figura 12 se observa que tanto los inventarios como las especies muestran la misma dispersión detectada en el análisis de correspondencias libre de tendencias (Figura 11). Pero los inventarios de un mismo territorio aparecen agregados por no existir grandes contrastes climáticos entre ellos.

Las dos variables más relacionadas con el primer eje de la ordenación, Latitud y Temperatura, confirman la segregación entre las loreras septentrionales y las del centro oeste peninsular. La representación de las variables significativas y las redundantes refleja un patrón obvio. En efecto, en la península Ibérica, un incremento en latitud lleva aparejado, en general, una mayor pluviosidad y un régimen térmico más fresco, favorable para los taxones

que aparecen en las loreras septentrionales como *Fagus sylvatica*, *Betula alba*, *Quercus robur*, *Vaccinium myrtillus*, *Brachypodium pinnatum*, *Melica uniflora*, etc. Por el contrario, una menor latitud supone, en el caso de las localidades de las loreras estudiadas, una mayor temperatura media, menos precipitaciones y más continentalidad.

También se observa que en la dirección de la variable Temperatura media anual (y de la Temperatura de las medias del mes más cálido y la Continentalidad) se separan las loreras de Montes de Toledo y Las Villuercas de las del Centro de Portugal. En el extremo (izquierdo) de dicho gradiente aparecen taxones como *Fraxinus angustifolia*, *Betula pendula* subsp. *fontqueri* o *Quercus faginea* subsp. *broteroi*.

Respecto a la dispersión en función del segundo eje se comprueba que la disposición de los inventarios y de las especies no responde a los factores climáticos generales considerados en el análisis, sino a otras causas que, directa o indirectamente, pueden relacionarse con el distanciamiento geográfico en longitud. Al mismo tiempo, junto con esta variable, la altitud parece explicar parte de la variabilidad florística de los inventarios. Por ejemplo, taxones como *Rubia peregrina* aparecen en los inventarios del Centro de Portugal, Gerês, Montseny, Las Villuercas o Montes de Toledo que tienen menor altitud, mientras que otras plantas como *Taxus baccata* se registran en los inventarios de mayor cota de Montes de Toledo y Gerês.

1.6.5.3 Análisis de Correspondencias libre de tendencias (DCA): inventarios propios y bibliográficos

La inclusión de los inventarios en clave fitosociológica genera una ordenación cuyo primer eje posee un valor propio de 0,337 y en la que los dos primeros ejes explican un 11,6% de la variabilidad florística (Figura 13).

De la dispersión obtenida se desprenden los siguientes resultados:

- i) La inclusión de inventarios bibliográficos no modifica el patrón detectado en el análisis de los inventarios propios.
- ii) los inventarios de la asociación *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* quedan organizados en dos grupos separados en función de su procedencia: las muestras de Las Villuercas –cruz roja– no se mezclan con los levantados en Gredos –cruz verde–. Sin embargo, parte de los inventarios propios de dichas zonas sí que comparten el mismo espacio.
- iii) Los representantes de la asociación *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* abarcan una pequeña parte de la variabilidad florística observada en el conjunto de los inventarios propios realizados en las sierras de Las Villuercas y Montes de Toledo.

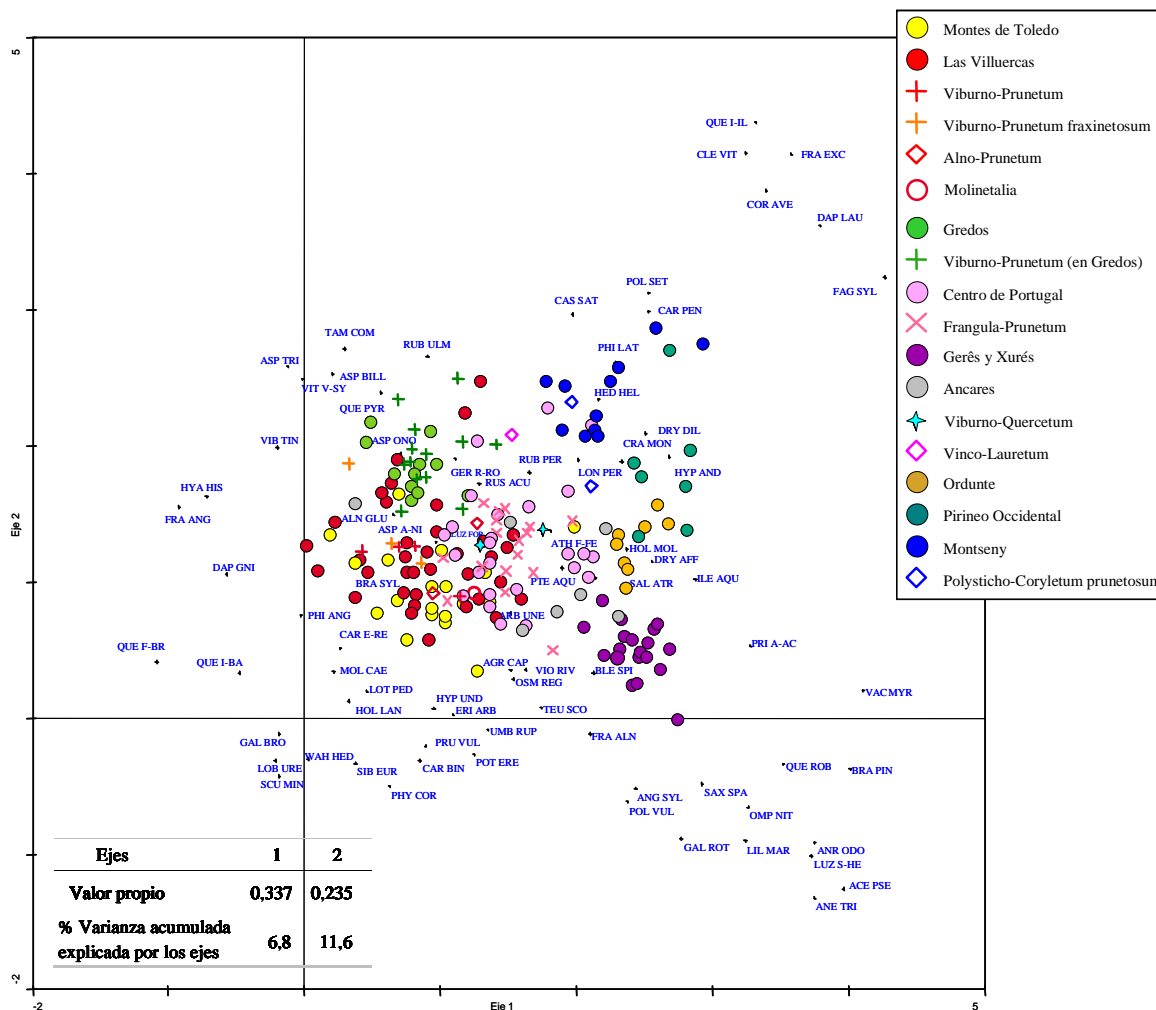


Figura 13. Análisis de correspondencias libre de tendencias (DCA). Se incluyen inventarios propios (143) y bibliográficos (45) junto con 82 plantas, para las que el modelo explica al menos un 2% de su variabilidad.

- iv) Dos de los tres inventarios con los que Ladero (1976) define la subasociación *Viburno tini-Prunetum lusitanicae fraxinetosum* –símbolo cruz naranja–, se mezclan con las loreras que representan la asociación típica.
- v) Los dos inventarios incluidos en *Alno-Prunetum lusitanici* –rombo rojo–, se colocan entre inventarios de las sierras portuguesas, Las Villuercas y Montes de Toledo y se alejan de la mayoría de los representantes de la asociación *Viburno tini-Prunetum lusitanicae*.
- vi) La asociación *Frangulo alni-Prunetum lusitanicae* –aspa rosa– tiene inventarios similares a los muestreos propios procedentes de las sierras del centro de Portugal y también presenta similitudes con las manifestaciones estudiadas en Montes de Toledo, Ancares, Las Villuercas y marginalmente, con las de Gerês. A su vez, se observa que esta comunidad fitosociológica no recoge la misma variabilidad florística registrada con los muestreos propios llevados a cabo en el mismo ámbito

geográfico. Por ejemplo, no hay representantes de *Frangula alni-Prunetum lusitanicae* que se aproximen a las loreras catalanas, a las de Gredos o las de Ordunte.

- vii) Las formaciones de loro incluidas en la asociación *Viburno tini-Quercetum roboris* – estrella azul– entran dentro de la variabilidad de los inventarios propios del centro de Portugal y de los inventarios que integran el sintaxon *Frangulo alni-Prunetum lusitanicae*.
- viii) Los dos inventarios que componen la comunidad de loros descrita por Bolòs (1956) – rombo azul–, *Polystichum setiferi-Coryletum avellanae* subas. *prunetosum*, están muy distanciados entre sí y quedan en un espacio del diagrama en el que aparecen inventarios catalanes, del centro de Portugal y del Pirineo Occidental.
- ix) El único inventario con loros de la asociación *Vinco-Lauretum* queda entre muestras de Cataluña, Las Villuercas y Centro de Portugal. Por otro lado, el inventario de loros incluido en una publicación sobre pastizales húmedos (Rivas Goday *et al.* 1968) guarda relación con otros inventarios de Las Villuercas, centro de Portugal y con inventarios de *Frangula alni-Prunetum lusitanicae*.

1.6.5.4 Análisis de clasificación: inventarios propios y bibliográficos

En el fenograma (Figura 14) se representan solamente las primeras cuatro divisiones de las seis posibles que admite el programa CAP. Las dos últimas divisiones se descartan por no aportar más que una excesiva cantidad de grupos de inventarios diferenciados por la tenencia de muy pocas plantas que, a nuestro juicio, no responden a ninguna situación ecológica concreta o rasgo florístico o fisonómico relevante.

La primera división (con valor propio igual a 0,229) segrega, como ya se observara en el análisis de ordenación (figuras 11 y 13), las loreras meridionales de las más septentrionales.

En los 8 primeros grupos resultantes, dependientes de la rama superior –color pardo– aparecen las manifestaciones de Las Villuercas, Montes de Toledo, Gredos, Centro de Portugal y Ancares que tienen como plantas indicadoras y preferenciales a *Fraxinus angustifolia*, *Viburnum tinus* y *Alnus glutinosa*. Estas loreras muestran subdivisiones cuyos valores propios son bajos (casi siempre inferiores a 0,3). Por otra parte, en la rama inferior –color verde–, que comprende los grupos 9-16, agrupa a las loreras de Gerês, Ordunte, Montseny, Guillerías y Pirineo Occidental junto con algunas que proceden del centro de Portugal y Ancares. En este segundo grupo priman las leñosas *Quercus robur*, *Ilex aquifolium* y *Hedera helix* y las subdivisiones muestran valores propios más altos (normalmente superiores a 0,3).

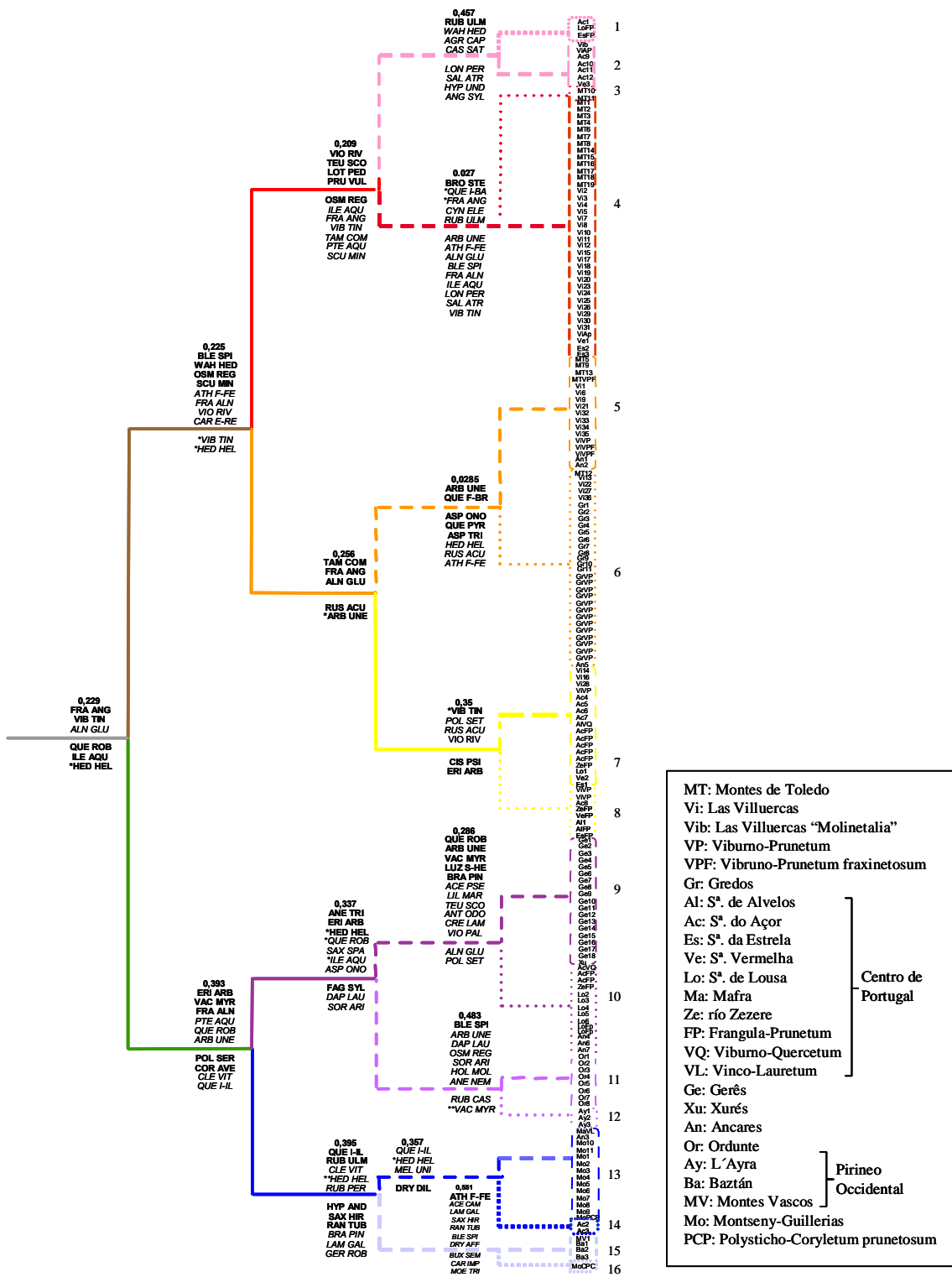


Figura 14. Fenograma de clasificación TWINSpan. Para cada división se indican en negrita los valores propios, las especies y las pseudoespecies indicadoras. En cursiva se muestran las especies preferenciales registradas en al menos la mitad de los inventarios del grupo discriminado. Con asterisco se destacan las pseudoespecies con cobertura igual o superior a 25% y con dos asteriscos aquellas con cobertura igual o superior al 50%.

La variabilidad de las loreras meridionales o del centro oeste peninsular se puede resumir en dos conjuntos básicos:

- i) el primero aglutinaría los grupos 1-6 –ramas rosa, rojo y naranja– que se caracterizan por constancia de plantas de corte hidrófilo e higrófilo: *Blechnum spicant*, *Wahlenbergia hederacea*, *Osmunda regalis*, *Scutellaria minor*, *Alnus glutinosa*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *Frangula alnus*, *Athyrium filix-femina*, *Blechnum spicant*, *Fraxinus angustifolia*, *Salix atrocinera*, etc. Dentro de este nutrido conjunto cabe destacar las manifestaciones del grupo 3 –rojo punteado– por la participación de *Fraxinus angustifolia* y *Quercus ilex* subsp. *ballota* y la ausencia de alisos (en Montes de Toledo). Secundariamente, también se pone de manifiesto la existencia de loreras ricas en *Alnus* y *Quercus faginea* subsp. *broteroi* en Las Villuercas (grupo 5) y loreras con abundante *Quercus puyrenaica* en la misma región y en Gredos (grupo 6). Con ellos se sitúan representantes de los sintaxones *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* subas. *Fraxinetosum* (Ladero 1976) y *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* (López-Sáez 1995b);
- ii) el segundo conjunto de loreras (grupos 7 y 8, rama amarilla) queda discriminado por la abundancia de *Viburnum tinus*, *Arbutus unedo* y por la frecuencia de *Ruscus aculeatus*, *Erica arborea* y *Cistus psilosepalus*. Todas proceden de las sierras del centro de Portugal (Açor, Alvelos, Lousa y Vermelha) y de Las Villuercas. A ellas se suma la mayoría de los inventarios de la asociación *Frangula alni-Prunetum lusitanicae* (Costa et al. 2000), otros tres de *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* (Ladero 1976) y uno de *Viburno tini-Quercetum roboris* (Braun-Blanquet et al. 1956).

En la mitad inferior del fenograma se encuentran la mayoría de las loreras septentrionales (grupos 9-16, rama color verde). La primera dicotomía separa las loreras (grupos 9-12, rama morada) ubicadas en la mitad occidental peninsular (Gerês, Ancares, Lousa, Açor y L'Ayra) de las manifestaciones inventariadas en el litoral catalán y en el Pirineo Occidental (grupos 13-16, rama azul):

- i) las primeras (grupos 9-12, rama morada) quedan separadas por las leñosas *Erica arborea*, *Vaccinium myrtillus* y *Frangula alnus*. Además son frecuentes y abundantes en cobertura *Pteridium aquilinum*, *Blechnum spicant*, *Anemone trifolia*, *Hedera helix*, *Brachypodium pinnatum*, *Arbutus unedo*, *Ilex aquifolium*, etc. Las variaciones más significativas serían: a) la importante cantidad de plantas diferenciales en las loreras de Gerês; b) la coparticipación de *Arbutus* y *Fagus* en las manifestaciones de la sierra de Ordunte; y c) la discriminación de las manifestaciones localizadas en el centro de Portugal (S^a. de Lousa) por la participación de *Alnus* y *Polystichum*;

ii) por el contrario, *Polystichum setiferum* y *Corylus avellana* discriminan las loreras catalanas (grupos 13 y 14, rama azul oscuro) junto con las inventariadas en Baztán y Montes Vascos (grupos 15 y 16, azul claro). Las loreras catalanas contienen frecuentemente *Q. ilex* subsp. *ilex* y *Rubus ulmifolius*, y participan como preferenciales *Clematis vitalba*, *Rubia peregrina*, *Melica uniflora* y *Hedera helix*. A estas loreras catalanas se suman dos portuguesas de Açor, una de Ancares, el inventario del sintaxon *Vinco-Lauretum* y otro del sintaxon *Polysticho setiferi-Coryletum avellanae* subas. *prunetosum*. Todas estas muestras ajenas al ámbito catalán, aunque carecen de *Q. ilex* subsp. *ilex* pero son ricas en algunas de las siguientes plantas: *Corylus*, *Polystichum setiferum* o *Rubia peregrina*. Por otra parte, el grupo 15, poseen como indicadoras a *Saxifraga hirsuta*, *Ranunculus tuberosus*, *Hypericum androsaemum*, y como preferenciales, entre otras, a *Acer campestre* y *Lamium galeobdolon*.

1.6.5.5 Inventarios propios y bibliográficos del centro oeste peninsular: análisis de correspondencias (CA)

Este análisis parcial es fruto del interés por resolver la acentuada agrupación que muestran los inventarios del centro oeste peninsular en la representación que aglutina todos los inventarios del ámbito peninsular. Sin embargo, no parece haber una clara diferenciación florística debido a la existencia de inventarios muy peculiares.

En la primera representación (Figura 15a) se detectan dos inventarios que difieren notablemente del resto de las muestras.

El único inventario representante de la asociación *Vinco-Lauretum* (MaVL) se aparta de la mayoría de las loreras por albergar un conjunto de especies muy raro: *Vinca difformis*, *Pistacia lentiscus*, *Iris foetidissima*, etc. Asimismo, un inventario perteneciente a la asociación *Frangula alni-Prunetum* (AIFP), contiene arbustos que habitualmente quedan fuera de la sombra de las loreras del centro oeste peninsular: *Pterospartum tridentatum*, *Cytisus grandiflorus*, *Erica australis*, *Erica umbellata*, etc.

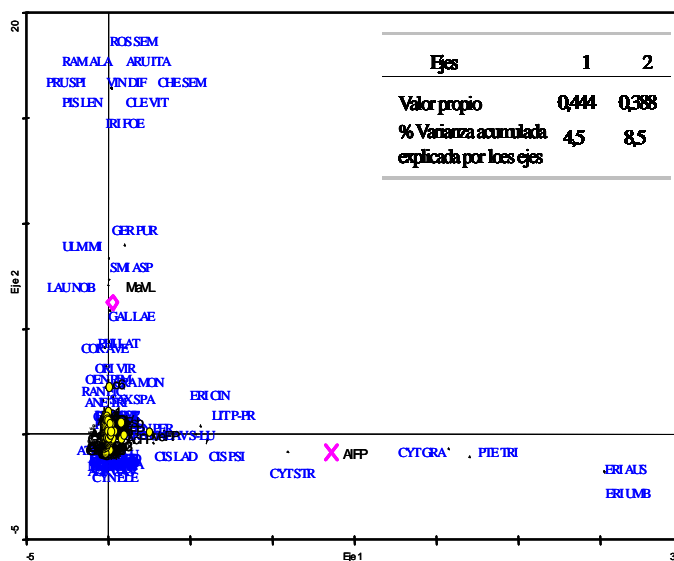


Figura 15a. Análisis de correspondencias (CA) de los inventarios propios y bibliográficos del centro oeste peninsular.

En el posterior análisis se filtran los dos inventarios antes mencionados y se obtiene una mayor dispersión (Figura 15b).

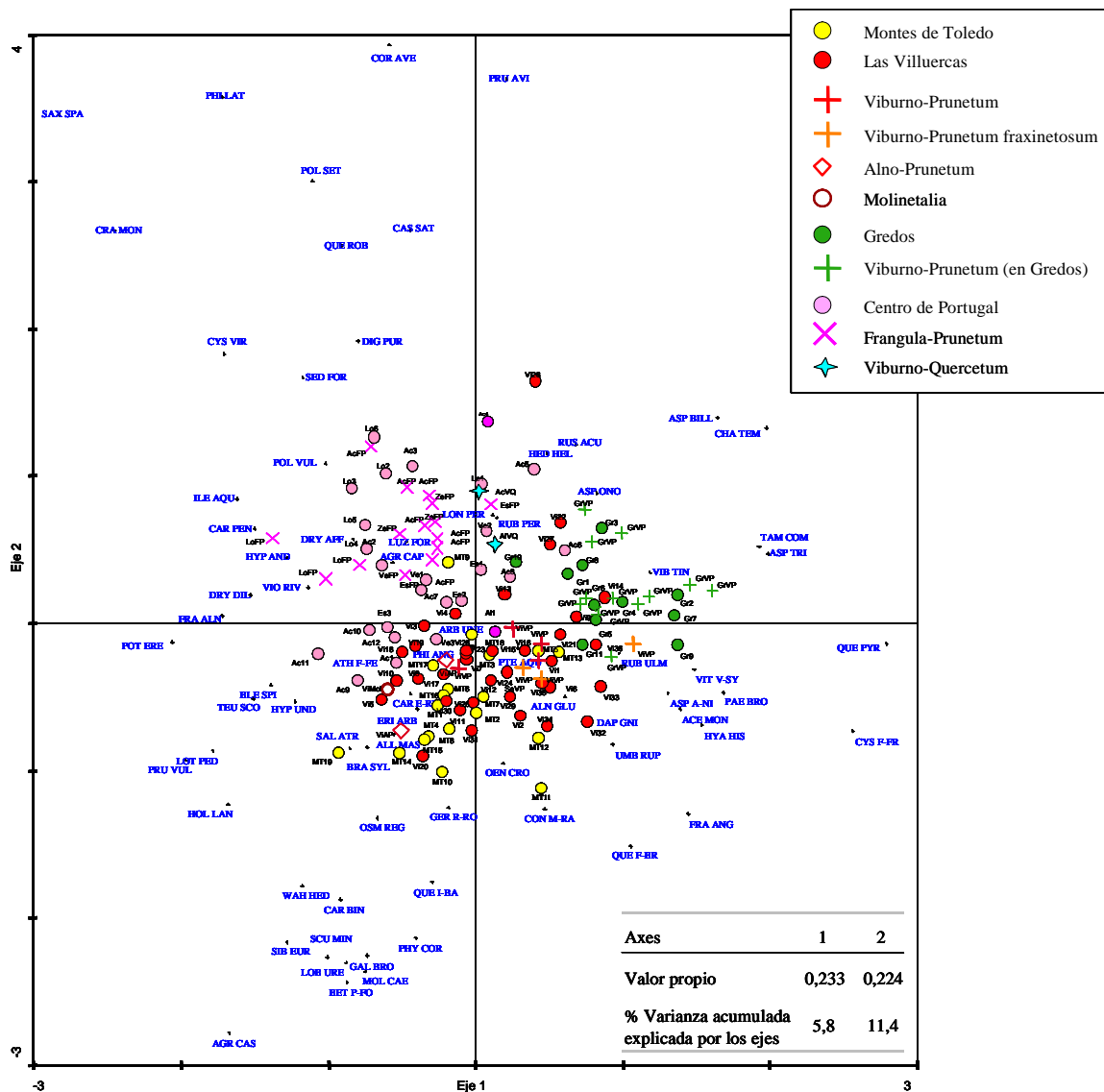


Figura 15b. Análisis de Correspondencias (CA) de los inventarios propios y bibliográficos del centro oeste peninsular. Aparecen 76 taxones para las que el modelo explica al menos un 2% de su variabilidad.

La similitud florística es máxima entre las loreras de Montes de Toledo y de Las Villuercas, aunque fisonómicamente puedan ser muy distintas pues en la primera región no hay alisos (*Alnus glutinosa*). Asimismo, las loreras de Gredos también se asemejan a las de Las Villuercas y, a su vez, las loreras de ambas regiones comparten parecido con numerosas manifestaciones del centro de Portugal. Sin embargo, también se aprecian matices diferenciales revelados por las especies que más se segregan en el diagrama:

- i) Numerosas muestras procedentes de las sierras del centro de Portugal –color rosa– se separan de las estudiadas en las sierras más interiores: Gredos, Las Villuercas y Montes de Toledo –colores verde, rojo y amarillo–. Así, en las primeras se reconocen plantas que están ausentes o son raras en las poblaciones españolas: *Phillyrea latifolia*, *Laurus nobilis*, *Saxifraga spathularis* o *Cystopteris viridula*. En sentido opuesto son relevantes: *Rubus ulmifolius*, *Quercus pyrenaica*, *Q. faginea* subsp. *broteroi*, *Q. ilex* subsp. *ballota*, *Physospermum cornubiense*, *Carex binervis*, *Galium broterianum*, *Tamus communis*, etc. Estas diferencias florísticas se ven, en ocasiones, reforzadas desde el punto de vista fisonómico, pues hay especies arbóreas de elevada cobertura que son raramente compartidas. Por ejemplo *Fraxinus angustifolia* es infrecuente en las loreras portuguesas y *Quercus robur* no aparece en las españolas (aunque convive con los en Las Villuercas). No obstante, hay innumerables plantas comunes a ambos grupos y con presencia muy constante: *Alnus glutinosa*, *Arbutus unedo*, *Frangula alnus*, *Ilex aquifolium*, *Salix atrocinerea*, *Castanea sativa*, *Erica arborea*, *Phillyrea angustifolia*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Hedera helix*, *Blechnum spicant*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris affinis*, *Viola riviniana*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *C. pendula*, *Sibthorpia europaea*, *Potentilla erecta*, *Luzula forsteri*, *Teucrium scorodonia*, *Hypericum androsaemum*, etc.
- ii) En el grupo de las loreras de localización más interior se observa que las de Gredos y algunas de Las Villuercas (situadas en el cuadrante superior derecha) quedan ligeramente distanciadas del resto por la escasez o desaparición de taxones exigentes en humedad.
- iii) Las comunidades fitosociológicas recogen una variabilidad florística menor que la expresada por los inventarios propios:
- a) El sintaxon *Frangula alni-Prunetum lusitanicae* –aspa rosa– presenta un rango de dispersión sensiblemente inferior al registrado con los inventarios propios. Estos en cambio, muestran similitud con los de Las Villuercas, Montes de Toledo y Gredos.
 - b) La comunidad *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* –símbolo de cruz roja– está muy alejada del sintaxon *Frangula alni-Prunetum lusitanicae*. Se concentran con una fracción de los inventarios propios de Montes de Toledo y Las Villuercas. Como ya se apreciara anteriormente, los inventarios hechos en Gredos adscritos a este sintaxon (López-Sáez 1995b) prácticamente no se solapan con los de Las Villuercas y Montes de Toledo.
 - c) Dos de los tres inventarios de la subasociación *fraxinetosum* –cruz naranja–, aparecen junto a la asociación típica y solamente uno de ellos se aproxima a los inventarios de Gredos.
 - d) Los dos inventarios de la asociación *Alno-Prunetum* se localizan en el seno de las loreras prospectadas en Las Villuercas y en Montes de Toledo.
 - e) Las dos muestras incluidas en el sintaxon *Viburno tini-Quercetum roboris* se sitúan dentro de la variabilidad recogida por las loreras portuguesas.

f) El inventario de loros presentado en una publicación sobre pastizales húmedos (Rivas Goday *et al.* 1968) se encuentra entre las loreras portuguesas y españolas que comparten un cortejo netamente higrófilo (cuadrante inferior izquierda).

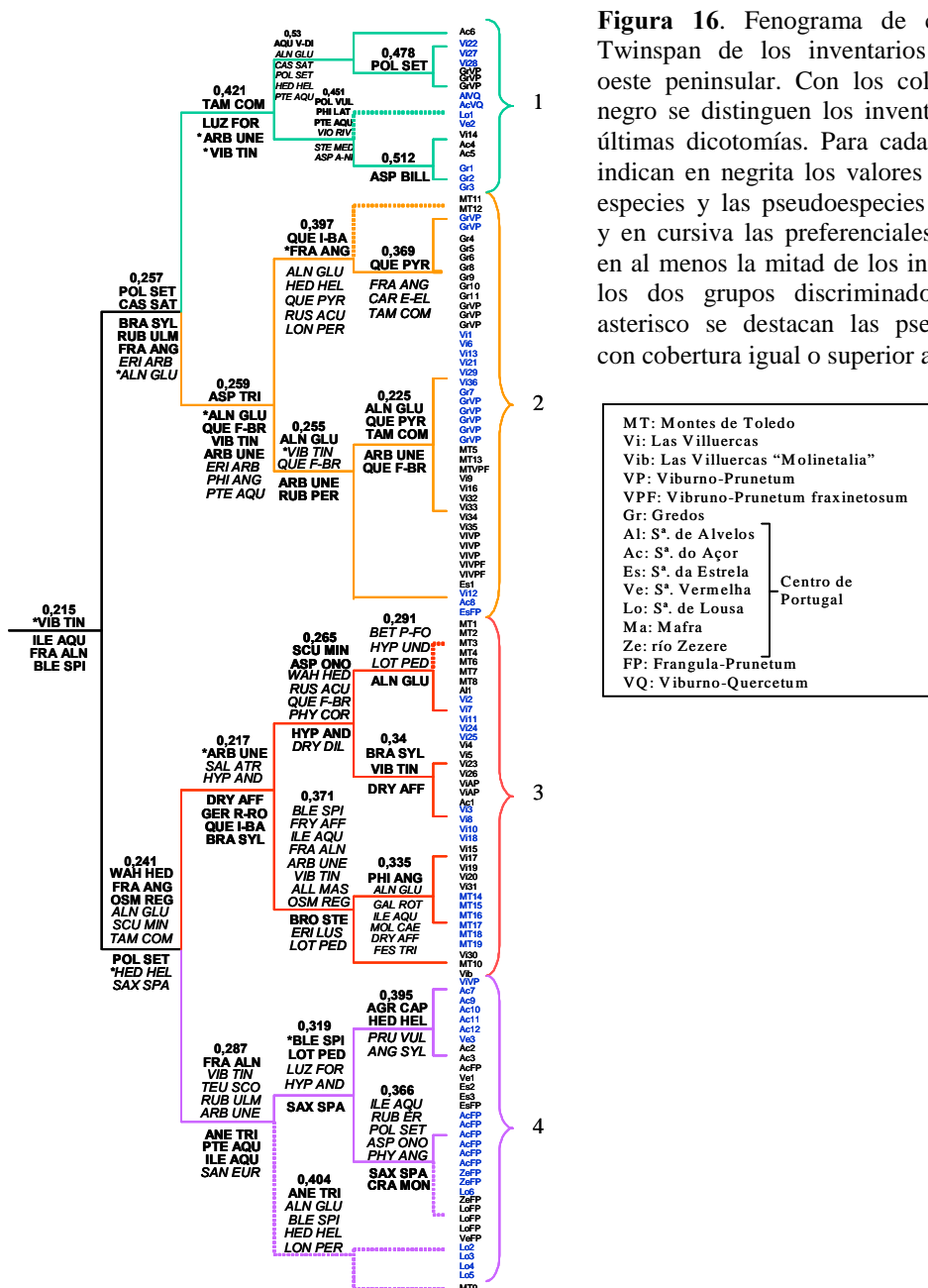
1.6.5.6 Análisis de clasificación

La primera impresión que obtenemos de los resultados reflejados en la clasificación de los inventarios del centro oeste peninsular (Figura 16) es, de nuevo, la elevada semejanza entre las loreras analizadas. Dicotomías próximas y distantes comparten las mismas especies indicadoras y sólo algunas denotan rasgos diferenciales que son, en muchos casos, de carácter local.

Los dos primeros grupos (nº 1 y 2, verde y naranja) comparten la importancia de los madroños y durillos o la presencia de *Alnus*. Participan también otros árboles como *Fraxinus angustifolia* y las quercíneas submediterráneas: *Quercus pyrenaica* y *Q. faginea* subsp. *broteroi*. En este sentido, resalta la constancia de *Q. pyrenaica* en las loreras de Gredos y Las Villuercas y la de *Q. faginea* subsp. *broteroi* en esta última zona y Montes de Toledo. Asimismo, se pone de manifiesto –en naranja punteado– la existencia local de formaciones codominadas por *Prunus lusitanica*, *Fraxinus angustifolia* y *Quercus ilex* subsp. *ballota*.

En este grupo de loreras se integra la mayoría de los inventarios del sintaxon *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* y su variante *fraxinetosum*. No obstante, las muestras gredenses de López Sáez (1995) –GRVP– se separan de las inventariadas por Ladero (1976) –VPF– en Las Villuercas y Montes de Toledo básicamente por la incorporación de *Alnus* en las primeras. En ambos casos se constata su disimilitud con la comunidad fitosociológica *Frangula alni-Prunetum lusitanicae* (Costa *et al.* 2000).

El tercer grupo (nº 3, rojo) está constituido fundamentalmente por los inventarios propios de Montes de Toledo y Las Villuercas y los bibliográficos en los que se describió la convivencia de loros y alisos (*Alno-Prunetum* de Ladero 1970, y un inventario “Vib” presentado en Rivas Goday *et al.* 1968). En ellas intervienen casi todas las plantas que discriminan a los grupos anteriores pero se demarcan por la coexistencia de un nutrido contingente de plantas edafohigrófilas: *Osmunda regalis*, *Salix atrocinerea*, *Hypericum androsaemum*, *Dryopteris affinis*, *Frangula alnus*, *Lotus pedunculatus*, *Molinia caerulea*, *Blechnum spicant*, *Scutellaria minor*, etc.



Además, de estas loreras hay que resaltar otros dos aspectos: i) la estrecha similitud entre muestras de Montes de Toledo y Las Villuercas sólo está matizada por la participación de *Alnus* en las villuerquinas, que sin duda, les confiere un aspecto muy distinto; y ii) la singularidad fisionómica y biogeográfica de las formaciones de loros y abedules (*Betula pendula* subsp. *fontqueri*) de algunos enclaves de Montes de Toledo –rama punteada de rojo–

Por último, el cuarto conjunto de loreras (nº 4, morado) está conformado por nuestros inventarios portugueses y los representantes de la asociación *Frangula alni-Prunetum lusitanicae*. Sin embargo, desde un punto de vista analítico, varias manifestaciones portuguesas se pueden segregar por la reiterada aparición de *Frangula alnus* e *Ilex aquifolium*, la abundancia de *Hedera helix* y, en el caso de la Sierra de Lousa –trazo

punteado—, por la participación herbáceas de óptimo atlántico como *Saxifraga spathularis* y *Anemone trifolia*. De hecho, muchas de estas muestras son las que aparecen relativamente segregadas en el análisis de ordenación de los inventarios del centro oeste peninsular (cuadrante superior izquierdo de la figura 15b) y que se aproximan a las del norte de Portugal y Cataluña en los análisis de ordenación y clasificación de escala peninsular (Figuras 11, 13 y 14).

1.7 Discusión

1.7.1 Síntesis del medio físico: hábitat de las loreras ibéricas

El hábitat colonizado por el loro y las loreras ya ha sido tratado con bastante intensidad en un trabajo anterior (Santiago Beltrán 2001). A priori, no sería entonces necesario volver a invertir empeño y esfuerzo en describir las condiciones climáticas y el biotopo ocupado por las loreras; sin embargo, nos parece necesario, habida cuenta que aún habiendo visitado en muchos casos los mismos enclaves, nuestras observaciones e interpretación no coinciden. Ello puede deberse, en gran medida, a que este autor ha incluido no solo localidades con formaciones de loro, sino también lugares con pies sueltos, individuos aislados e incluso localidades en las que hay citas no confirmadas de la especie.

El contraste con la tipología climática propuesta para la Península Ibérica por Font Tullot (1983) y los datos climáticos interpolados revelan que las loreras estudiadas (inventarios propios) se localizan en regiones con macroclimas bien distintos. La mayoría de las loreras septentrionales están ubicadas en la Iberia verde y atlántica con importantes precipitaciones en los meses de verano. Por tanto, no se exponen al déficit hídrico estival y a la continentalidad que, por el contrario, es notable en las áreas más interiores. Esta disparidad climática es manifiesta al comparar, por ejemplo, las regiones de Gerês o Pirineo Occidental con la de Montes de Toledo o Las Villuercas. Entre ellas existen acusadas diferencias de precipitación (total y estival) y continentalidad cuya influencia sobre las loreras sólo puede ser amortiguada por la excepcional humedad ambiental local de los enclaves que colonizan.

Por otra parte, un detalle que se ha destacado del clima de las regiones habitadas por las loreras es la elevada frecuencia de nieblas en la época estival (Ladero 1976, Labajos & Blanco 1992). Esta variable no ha sido incluida en esta tesis, pero ignoramos qué datos manejaban Ladero (1976) o Labajos y Blanco (1992) para afirmar que hay un elevado porcentaje de nieblas veraniegas en Montes de Toledo o Las Villuercas, donde en promedio no se producen más de 20 días de niebla en todo el año (Font Tullot 1983).

La variabilidad climática que afecta a las loreras puede también acentuarse o compensarse por el vasto rango altitudinal colonizado. En la mayoría de las áreas consideradas la amplitud ronda o supera los 400 metros y es de más de 800 m en el contexto peninsular. Por tanto, incluso dentro de un mismo territorio, las loreras viven en distintas condiciones climáticas y coexisten con diferentes formaciones vegetales. Por ejemplo, en el Montseny, hay loreras en el piso del alsinar y también en el del hayedo. Asimismo, en Las Villuercas hay loreras que limitan con encinares o alcornocales, por debajo de los 600 metros, y otras, que colonizan arroyos y manantiales rodeados por melojares. Esta versatilidad, no es exclusiva de las loreras ibéricas pues las del Rif también se sitúan en un intervalo similar, aunque las cotas varían desde los 900 a los 1.700 m de altitud (Benabid 1983) y contactan con cedrales y formaciones marcescentes.

Puesto que las loreras se desarrollan básicamente en ambientes montañosos las pendientes son necesariamente acusadas; pero además, se observa que las loreras se alojan en lugares especialmente abruptos. Esta característica en sus preferencias de hábitat puede responder a su necesidad de huir de las oscilaciones térmicas bruscas. Aunque también puede deberse a que en los ambientes rocosos con cambios bruscos de inclinación es más fácil que haya surgencias de agua que son esenciales para el establecimiento de numerosas loreras.

Desde el punto de vista litológico, los enclaves colonizados por las loreras no son muy diferentes entre sí. Aunque se instalan sobre distintos tipos de roca, la mayoría son metamórficas y plutónicas silíceas. Solamente en el norte (Sierra de Ordunte y Pirineo Occidental) se han inventariado loreras en rocas sedimentarias que, además, son de naturaleza básica. Por tanto, el loro y las loreras no son estrictamente silicícolas. De hecho, en el Rif hay loreras creciendo en sustratos carbonatados (Benabid 1984) y Santiago Beltrán (2001) señala la existencia de loros sobre cambisoles calcáreos. Esta capacidad de establecerse también sobre sustratos carbonatados suscita el interrogante de saber por qué las loreras no son más frecuentes en regiones oceánicas como la Cornisa Cantábrica o Cataluña.

Los suelos son, en su mayoría, superficies rocosas o pedregosas. Los loros y el resto de las plantas acompañantes hunden sus raíces en las grietas o se despliegan subsuperficialmente bajo un primer horizonte orgánico muy oscuro que rellena mantos de cantos. Solamente se aprecia una mayor evolución edáfica en las loreras que desde las riberas se extienden hacia las laderas o aparecen directamente en ellas. No obstante, esta última observación tampoco es una norma, ya que las surgencias de agua que propician una ubicación alejada de cursos de agua suelen ir asociadas a presencia de rocas. En efecto, aunque los estratos rocosos cristalinos o metamórficos no almacenan grandes volúmenes de agua si pueden llegar a ser relevantes (Nascimento da Silva *et al.* 2004). La fracturación que habitualmente presentan es responsable tanto de la infiltración como la velocidad de circulación del agua (Nastev *et al.*

2004). Esto se traduce en la existencia de surgencias de agua que siguen brotando incluso mucho después de las últimas precipitaciones, dando lugar a ambientes permanente y extraordinariamente húmedos que son aprovechados por el loro para desarrollarse y conformar loreras fuera de las riberas.

El mayor desacuerdo que encontramos en el análisis de los hábitats colonizados por las loreras tiene que ver con la tipificación botánica que de éstas se hace *a posteriori*. Aunque en el primer estudio local de las loreras (Ladero 1970) se describía a las loreras como formaciones riparias, poco después se estableció que las loreras formaban parte de la vegetación climatófila (Ladero 1976). Esta interpretación se ha mantenido en el tiempo y hoy en día las loreras se incluyen entre los brezales atlánticos y mediterráneos (Ministerio de Medio Ambiente 2003).



Foto 2. Lorera en ribera. Gredos.

En cambio, las loreras que nosotros hemos encontrado en mejor estado de conservación en los nueve territorios muestreados se establecen, en su mayoría, en biotopos con aportes de agua adicionales a las precipitaciones, ya se deriven de ríos, de arroyos, de manantiales o de varias fuentes a la vez. En consecuencia, las loreras son bosques eminentemente edafohigrófilos, que conforman ripisilvas de manera frecuente como ya

se describiera para Gredos y el Montseny (Bolòs 1956, Luceño & Vargas 1991). Por tanto, llama la atención su adscripción exclusiva a las comunidades climatófilas (Ladero 1976, 1987, Reis de Lima Duarte & Da Silva Alves 1989, Ladero *et al.* 1994, Rivas-Martínez *et al.* 1999, Rivas-Martínez *et al.* 2001, Rivas-Martínez *et al.* 2002) y sorprende que se ignore su presencia en las riberas de enclaves como Las Villuercas, Gerês o Estrela.

En nuestra opinión también son azonales las numerosas loreras que se extienden desde las orillas hacia las laderas. Esta capacidad facilita el contacto con la vegetación climatófila y por ello coincidimos parcialmente con el papel transicional que se les atribuye (Ladero 1976, Gutierrez Perarnau & Sáez Goñalons 1994, Costa *et al.* 2000, Santiago Beltrán 2001).

No obstante, una elevada proporción de las loreras que abarcan simultáneamente ribera y ladera y la mayoría de las que prosperan alejadas de los cursos fluviales, se benefician de aportes extra de agua en forma de manantiales. Tal circunstancia, necesariamente determina que la flora y la vegetación local sean distintas de las que dominan el entorno. Así, cuando

las loreras crecen entre las ripisilvas y la vegetación climatófila, no se encuentran indefectiblemente en una situación ecotónica sino que aprovechan las surgencias de agua que fluyen a favor de la pendiente y gracias a los escalones que ha generado la erosión fluvial.

Al mismo tiempo, en las loreras de ladera, como las que colonizan riberas de arroyos y ríos, usualmente participan plantas tipificadas como climatófilas. Pero no ha de concluirse que se trata de loreras zonales. Con frecuencia, su coexistencia con el loro se debe a que las características climáticas regionales –principalmente la existencia de un prolongado periodo seco– obligan a satisfacer sus requerimientos hídricos en las orillas de ríos, arroyos y manantiales. Este es el caso de *Quercus robur* en centro de Portugal y en Ancares, de *Corylus avellana* en el Montseny, en Ordunte, en Las Villuercas y en Ancares, e incluso de *Quercus pyrenaica*, *Q. faginea* subsp. *broteroi*, *Betula*, e *Ilex*, en Montes de Toledo, en Gredos y en Las Villuercas. A su vez, la irregularidad del terreno y la heterogénea distribución de los veneros, conlleva que en pocos metros cuadrados se establezcan loreras con herbáceas y leñosas edafohigrófilas y, a la vez, se inserten plantas mesófilas y climatófilas. Así, es posible encontrar un manantial sustentando una lorera con *Frangula*, *Betula* y *Blechnum* en cuyo interior aparecen ejemplares de *Quercus ilex* o *Phillyrea angustifolia*.

Marginalmente, se registran rodales de loros que prosperan en ambientes con el suelo superficialmente seco, sin agua a la vista, y con especies claramente climatófilas (por ejemplo con *Arbutus*, *Quercus ilex*, *Q. pyrenaica* o *Q. robur*). Entonces, las loreras parecen formaciones de umbría que pueden ser relacionadas con la vegetación climatófila y su dinámica por la flora que albergan.



Foto 1. Formación arborescente de loros en canchal. Las Villuercas.

Mención a parte merecen las pedreras o coluviones de ladera. No es un hábitat habitualmente ocupado por las loreras, pero se ha descrito para algunos territorios (Neyraud 1910, Allorge 1941, Pérez Caramés 1989, Silveira 1997, Lara *et al.* 2004). En el presente estudio se han encontrado buenas muestras en la mayoría de las áreas geográficas que se

desenvuelven sobre mantos de bloques en plena ladera o en su contacto con la ribera. En general, no cabe duda de que se trata igualmente de manifestaciones freatófitas pues usualmente se detectan manantiales y crecen plantas que reflejan la humedad subyacente.

La colonización de estos medios por las loreras resulta ser muy interesante. En un primer momento extraña semejante ubicación. La circulación del agua en lechos rocosos con moderada o fuerte pendiente puede ser rápida (Castillo 2000) y por ello poco trascendente para la flora. Pero, por ejemplo, bajo las pedreras de cuarcita armoricana de Montes de Toledo y Las Villuercas, existe un nivel empastado de coluviones más pequeños, rico en arenas, limos y arcillas (García Rayego & Muñoz Jiménez 2000). Probablemente, estos materiales podrían actuar como barrera o esponja y abastecer así las necesidades hídricas de formaciones exigentes como las loreras.

Sin duda, las loreras son indiferentes al desarrollo del suelo aunque requieren invariablemente compensaciones hídricas. Su preferencia por sitios especialmente húmedos y su capacidad de establecerse en suelos rocosos, ha debido suponer una ventaja frente a otras formaciones vegetales hidrófilas o edafohigrófilas.

Además, la rocosidad del terreno también podría funcionar como defensa ante la presión antrópica, pues la dureza del terreno reduce notablemente el interés y la capacidad modificadora del hombre. Al mismo tiempo, la humedad y la discontinuidad de la vegetación en semejantes medios, diluye el efecto de otras agresiones naturales y artificiales como los incendios. Por ello, los biotopos actualmente ocupados por las loreras no sólo han podido actuar como enclaves refugio ante cambios ambientales de escala geológica, sino que también habrían minimizado el impacto actual de las agresiones humanas y de la potencial competencia con formaciones vegetales consonantes con el clima presente.

1.7.2 Riqueza

Las loreras son muy raras en el paisaje vegetal ibérico. Sin embargo, su distribución, a diferencia de otras formaciones lauroides como las de hojaranzo (*Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum*), abarca un extenso marco geográfico que inevitablemente supone una fuente importante de variabilidad florística y fisonómica. Territorios como el Macizo del Montseny, el Pirineo Occidental, Gerês y Montes de Toledo, ya sean observados desde el punto de vista (paleo)climático o (paleo)biogeográfico, son distintos y condicionan el cortejo y estructura de las manifestaciones dominadas por el loro.

Ahora bien, la relativa variabilidad florística registrada tiene un denominador común. Tanto las plantas más frecuentes como otras muchas de participación ocasional, ponen de manifiesto que el cortejo de las loreras es fundamentalmente edafohigrófilo, acorde con las características de los hábitats que colonizan.

En las loreras ibéricas, como sucede en las loreras rifeñas (Benabid 1984), una buena parte de las especies habituales concurren en bosques planocaducifolios hidrófilos como alisedas y saucedas negras oligótrofas (ver tablas en Ballesteros 1981, Rivas-Martínez *et al.*

1986, Biurrun *et al.* 1994, Lara *et al.* 2004), avellanedas (Bolòs 1956, Ballesteros 1981, Lara *et al.* 2004), e incluso pueden ser parecidas a algunas manifestaciones de fresnos y abedules del interior peninsular (Velasco Negueruela *et al.* 1986). Asimismo, varios taxones frecuentes en las loreras estudiadas se describen habitualmente en robledales, hayedos, bosques mixtos de frondosas, melojares, alcornoques, encinares y alsinares (Dantas Barreto 1958, Costa Tenorio *et al.* 1997, Amigo *et al.* 1998, Lara *et al.* 2004). Igualmente, se encuentran plantas comunes en las formaciones de hojaranzo (según se desprende de los inventarios de Rivas Goday 1968, Pérez Latorre *et al.* 1996, Pérez Latorre *et al.* 1999) y de laurel (Paul i Carril & Serrano i Giné 2003).

Por otra parte, la escasez de especies constantes y la relativa abundancia de plantas poco frecuentes en las loreras estudiadas es un fenómeno habitual pues coincide con lo descrito en otras formaciones hidrófilas y edafohigrófilas ibéricas (Lara *et al.* 2004). El amplio marco geográfico (desde Cataluña hasta el centro de Portugal) y altitudinal (de más de 800 metros), más la relativa heterogeneidad de microambientes en los que se emplazan, pueden justificar la reducida fidelidad de su flora.

En estrecha relación con la altitud y la dispersión geográfica también debe influir el acervo florístico dominante que medre acorde con el clima general de cada territorio. Asimismo, esta irregularidad florística, también se ve incrementada por ser manifestaciones poco extensas (por degradación o por sus propias necesidades hídricas), y que por tanto, tienen escasas probabilidades de albergar un conjunto homogéneo de especies.

En la comparativa de cortejos de las loreras ibéricas agrupadas en distintas áreas geográficas, se obtiene una importante desigualdad numérica. Aunque no se incluye en el presente trabajo el análisis explícito de los factores que pueden condicionar la riqueza florística de las loreras de territorios diferentes (como por ejemplo acervo florístico de cada zona, clima y su evolución en el tiempo, etc.), si se pueden apuntar algunos de ellos. El alto contingente de especies encontradas en el seno de las loreras del centro de Portugal o de Las Villuercas, en buena parte se debe a que ocupan diversas cuencas y un amplio rango altitudinal. De hecho, ambas regiones destacan por poseer la mayor cantidad de núcleos poblacionales de loro y, en consecuencia, son áreas donde se han realizado más muestreos. Asimismo, se explicaría que las loreras de Ordunte o Ancares integren comparativamente muchas menos especies por localizarse en una única cuenca y situarse en un intervalo altitudinal muy reducido.

El número medio de especies por inventario tampoco es similar entre las distintas áreas geográficas. Los promedios más elevados se detectan particularmente en las loreras menos densas –caso de Gerês– y, en general, en aquellas de localización septentrional. Quizá se deba que en el ámbito climático y biogeográfico eurosiberiano son más comunes las plantas

esciófilas y exigentes en humedad que toleran ambientes umbrosos y, por tanto, que pueden colonizar las loreras y ser detectadas con mayor constancia en los inventarios.

Por otro lado, se comprueba que las loreras de Las Villuercas o Montes de Toledo no son más pobres que las de las sierras portuguesas como se propone por los fitosociólogos (Costa *et al.* 2000). Posiblemente dicha propuesta sea consecuencia de tomar como representantes de las loreras del interior peninsular los inventarios de Ladero (1976). En este trabajo la riqueza media ronda las 13 plantas y contrasta con las 20 o 25 plantas que nosotros hemos detectado.

1.7.3 Elementos florísticos

En un primer análisis podría resultar contraproducente y sorprendente que esté mejor representado el elemento florístico eurasiático frente al Macaronésico o Paleosubtropical, a priori más afines al loro. Sin embargo, el loro, ya sea por causas paleobiogeográficas y paleoclimáticas, ya sea por competencia con otras plantas y por su propia autoecología, es poco habitual en la franja costera atlántica ibérica en la que son más frecuentes los taxones mediterráneo-macaronésicos y paleotropicales (Salvo Tierra 1990, Costa Tenorio *et al.* 1997, Benito Garzón 2002, García Antón *et al.* 2002). Estos, salvo se enrarecen y desaparecen rápidamente al aumentar la altitud o penetrar hacia el interior peninsular.

Asimismo, llama la atención que no sean más abundantes los elementos de corte mediterráneo, propios de varias regiones colonizadas por las loreras (Montes de Toledo, Gredos y Las Villuercas). Sin embargo, este resultado ya se había apuntado (Calleja 2000) y está en consonancia con la extraordinaria humedad de los hábitats que las loreras ocupan. Esta singularidad ambiental propicia que encuentren también un refugio taxones de óptimo extramediterráneo que precisan agua y rehuyen el estrés hídrico: *Alnus*, *Frangula*, *Corylus*, *Hedera*, *Lonicera periclymenum*, *Carex binervis*, *Viola riviniana*, *Blechnum*, etc. A su vez, suelen ser enclaves donde el rigor invernal y los contrastes térmicos están parcialmente atenuados por la influencia oceánica y la ya mencionada humedad local que la misma lorera potencia con su carácter perenne. Por ello, también concurre un importante grupo de especies de óptimo atlántico: *Ilex aquifolium*, *Daphne laureola*, *Hypericum androsaemum*, *Lobelia urens*, *Carex pendula*, *Wahlenbergia hederacea*, etc. La misma condición azonal desde el punto de vista hídrico, puede explicar que haya porcentajes constantes, en las distintas regiones muestreadas, de los elementos subcosmopolita (*Osmunda regalis*, *Athyrium filix-femina*, *Polystichum setiferum*, *Cystopteris* sp. pl.), paleotemplado (*Taxus baccata*, *Dryopteris* sp. pl., *Asplenium* sp. pl., *Melica uniflora*, *Sanicula europaea*) y circumboreal (*Poa nemoralis* y *Polypodium vulgare*).

En consecuencia, las loreras se componen de una flora edafohigrófila de afinidad eminentemente templada y atlántica, aunque estén dominadas (o en algunos casos codominadas) fisonómicamente por el loro y otros taxones perennes Mediterráneo-atlánticos

o Paleomediterráneos (*Arbutus unedo* y *Viburnum tinus*). Su espectro corológico es muy similar al registrado en numerosas avellanedas, saucedas negras o alisedas (Lara *et al.* 2004), y en las formaciones de *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum* (Pérez Latorre *et al.* 1996, 1999). No obstante, en esta última formación intervienen, además, helechos de óptimo Macaronésico (*Pteris incompleta*, *Diplazium caudatum*, *Davalia canariensis* y *Culcita macrocarpa*) que no aparecen en las loreras o lo hacen puntualmente (*Woodwardia radicans*).

Asimismo, las loreras ibéricas comparten plantas de óptimo templado –*Blechnum*, *Dryopteris* o *Hedera*– con la laurisilva canaria, donde el elemento boreal-atlántico supone un tercio de la flora (Dansereau 1968). Sin embargo, este bosque relicto se diferencia claramente de las loreras por albergar los helechos macaronésicos hallados con el hojaranzo y por estar conformado por un nutrido grupo de árboles que pertenecen al elemento Terciario subtropical (según Dansereau 1968: *Ocotea*, *Persea*, *Apollonias*, *Ardisia*, *Visnea*, etc.).

Por otra parte, aunque la situación microclimática excepcional que las loreras gozan minimiza el patrón climático regional, éste influye parcialmente en su composición florística. Se comprueba que las formaciones de loro del centro oeste peninsular integran taxones pertenecientes a elementos del ámbito mediterráneo y que participan mínimamente o desaparecen en las loreras septentrionales (p. ej. *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Q. pyrenaica*, *Q. ilex* subsp. *ballota*, *Fraxinus angustifolia*, *Cytisus* sp. pl., *Festuca triflora*, *Allium massaessyllum*). En sentido opuesto, las loreras de mayor latitud, ubicadas principalmente en la Iberia húmeda, incorporan más especies del elemento Eurosiberiano (*Betula alba*, *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*, *Corylus avellana*, *Anemone nemorosa*). Solamente las loreras situadas en el Montseny combinan proporciones similares de especies mediterráneas y eurosiberianas. Seguramente influye el hecho de estar afectadas por un ombroclima húmedo con temperaturas suaves en un espacio ubicado entre las regiones biogeográficas Mediterránea y Eurosiberiana. Por el contrario, las loreras de Ancares, en una situación ecotónica similar, no se asemejan a las del Montseny. El territorio de los Ancares estuvo fuertemente afectado por las últimas glaciaciones (Muñoz Sobrino *et al.* 2004) y no parece que haya sido una región refugio de taxones termófilos como el nordeste catalán (Costa Tenorio *et al.* 1990, Roure 1990, Barrón *et al.* 1996).

1.7.4 Estructura

Las loreras son bastante variables en su fisonomía. Con presencia y cobertura irregulares se desarrollan arbustos de talla dispar y un estrato arbóreo más alto que el dominado o codominado por el loro. No obstante, en ocasiones, prácticamente no hay leñosas excepto el loro. Ahora bien, como ya se puso de manifiesto en un análisis preliminar (Calleja 2000), siempre hay hemcriptófitos. Es un biotipo muy común que comprende los casi omnipresentes

helechos, cárices, gramíneas y un largo etcétera de más de 160 herbáceas. El predominio numérico que no fisonómico de hemicriptófitos es habitual en bosques planocaducifolios como hayedos, bosques mixtos de frondosas, algunos melojares (Costa Tenorio *et al.* 1997) y alisedas (Vigo 1987), e igualmente en las laurisilvas macaronésicas (Dansereau 1968).

Con estos últimos bosques lauroides se quiere establecer una relación por la fisonomía (Beltrán 2001) debido no sólo al predominio del loro sino también como consecuencia de la participación de otras plantas perennes. Sin embargo, estas especies no son habituales y en muchas ocasiones tampoco definen la fisonomía. De hecho, las loreras tienen otras características que no encajan con la laurisilva canaria:

i) primero y fundamental, el dosel arbóreo de la laurisilva carece de caducifolios y es muy rico en mesofanerófitos lauroides que suelen convivir en un mismo enclave. En cambio, en las loreras se encuentran únicamente cinco mesofanerófitos perennes de hoja ancha que pocas veces coexisten (*Prunus lusitanica*, *Ilex aquifolium*, *Laurus nobilis*, *Quercus ilex* subsp. *ilex* y *Arbutus unedo*). Es más, la mayoría –más de 30–, son caducifolios o marcescentes y son frecuentes pese a lo sugerido por Beltrán (2001);

ii) en segundo término, se observa que el resto de biotipos tampoco es muy parecido entre loreras y laurisilva canaria. En esta última, el 2,9% son geófitos, el 22,2% caméfitos y el 6% lianas (calculados a partir de Dansereau 1968), mientras que en las loreras los porcentajes respectivamente son 13%, 5% y 2%. Solamente coinciden en el porcentaje de terófitos (que ronda el 7% en ambas formaciones).

Por otra parte, es cierto que en numerosas loreras, además de los árboles perennes mencionados, se suman arbustos (micro y nanofanerófitos) de hojas con una morfología similar (p. ej. *Viburnum tinus*, *Daphne laureola* y más raramente *Phillyrea latifolia*). Pero éstos, ante la variedad y abundancia de caducifolios de envergadura superior, pocas veces influyen decisivamente en la fisonomía, salvo en algunas manifestaciones del centro y oeste peninsular en las que *Arbutus* y *Viburnum* llegan a abundar. Ahora bien, estas leñosas junto con los brezos (que igualmente inspiran relación con la laurisilva macaronésica), son siempre mucho más importantes en la orla y en bosques distintos de las loreras, por no tolerar su intensa sombra o el excesivo encharcamiento de los suelos.

En lo que respecta al espectro de biotipos de las distintas áreas geográficas, se obtiene que el esquema general no varía sustancialmente. Solamente se aprecia, como diferencia destacable, la presencia–siempre marginal– de los terófitos de ámbito mediterráneo en las loreras del centro y oeste peninsular y en el Montseny (*Cynosurus*, *Cruciata*, *Geranium*, etc.). Por otro lado, se desprende que los fanerófitos cobran más relevancia en las loreras de las regiones más septentrionales respecto a las del sur pues se incorporan numerosos taxones caducifolios que se enrarecen en la mitad meridional ibérica (*Fagus sylvatica*, *Acer*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, etc.). Por tanto, como sucede con los elementos corológicos, la

estructura también parece responder a los dominios climático y biogeográfico en los que se encuentran las loreras.

1.7.5 Reinterpretación geobotánica de las loreras ibéricas



Foto 3. Formación mixta de caducifolios (*Castanea*, *Alnus*, *Fraxinus*, *Frangula*) bajo la que medra *Prunus lusitanica* con *Ilex*, *Viburnum* y *Arbutus*. Las Villuercas.

En síntesis, se aprecia que los requerimientos ambientales de las loreras justifican de manera sencilla su composición florística, el espectro corológico que se deriva de la misma y la estructura y aspecto que presentan. Además, y aunque resulte controvertido, no se concluye aquí que las loreras sean necesariamente formaciones relictas (como se afirma en Pérez Latorre *et al.* 1999, Pérez Latorre *et al.* 2000).

Tampoco parece que constituyan una versión empobrecida de la laurisilva (Luceño & Vargas 1991, López-Sáez 1995b) o que estén ligada genéticamente con los bosques lauroides canarios (según interpreta Beltrán 2001). Por el contrario, si examinamos el cortejo y el posible origen de las loreras, podremos también barajar la posibilidad de que sean bosques con entidad propia y no una versión deteriorada de bosques terciarios.

En primer lugar, se comprueba que los biotopos colonizados por las loreras no son un refugio de taxones macaronésicos o subtropicales. Al contrario, son un sumidero de especies mesófilas, higrófilas e hidrófilas, tanto de óptimo euroasiático y atlántico como de paleotempladas, circumboreales y cosmopolitas, que satisfacen sus elevadas exigencias hídricas y comparten su sensibilidad al déficit hídrico estival. Este carácter de “isla” biogeográfica, se aprecia también en las comunidades epífitas de las loreras (Calleja *et al.* 2001).

En segundo lugar, las loreras, salvo por la omnipresencia del propio loro, pocas veces poseen un aspecto que recuerde a la laurisilva aunque participen diversas especies perennes (*Ilex*, *Laurus*, *Arbutus*, *Quercus ilex* subsp. *ilex*, *Viburnum*, *Phillyrea*, *Smilax*, *Daphne* y *Rubia*). En las loreras ibéricas se aprecia una importante heterogeneidad fisonómica y florística generada por la concurrencia de plantas de origen diverso y valencia ecológica muy variada: manifestaciones con alisos, con carballos y acebos, con fresnos excelsos y laureles, con madroños, tejos y abedules, con hayas y sauces negro o avellanos, con quejigos y arraclanes o abedules, con mirto o melojos, etc. Además, se carece de evidencias que indiquen

que el loro presidiera en el Terciario masas arbóreas o arborescentes como las que hoy conforma y, desde luego, el loro no parece imponerse al resto de lauroides en los retazos que aún quedan de laurisilva macaronésica (Gandullo 1990, Arévalo 1998).

Por tanto, sin dudar que el loro, como el hojaranzo, el laurel o el acebo, se incluyeran en los bosques lauroides del Terciario, las formaciones que hoy caracterizan no son unívocamente un residuo del pasado sino que surgen gracias a la desaparición de las laurisilvas.

Hay que recordar que el aumento de la aridez durante el Neógeno, el establecimiento del régimen climático Mediterráneo y las crisis térmicas e hídricas del Cuaternario provocaron que el paisaje lauroide fuera definitivamente remplazado. En las áreas más secas dejaron paso a comunidades esclerófilas y en las regiones y hábitas más frescos cedieron fundamentalmente ante bosques caducifolios y marcescentes caracterizados por componentes de la flora arctoterciaria (según las síntesis de Pignatti 1978, Mai 1989, Barrón *et al.* 1996, Barrón & Peyrot 2006). Como consecuencia, las especies perennes más resistentes se vieron relegadas a formar parte de sus sotobosques y el resultado, en el caso de las formaciones caducifolias, se ha denominado aestisilva con representantes de laurilignosa relíctica (Rivas Goday & Fernández-Galiano 1950). Hoy en día podemos contemplar carballedas con madroños y acebos (en Gerês), hayedos con acebos (en distintas áreas montanas ibéricas), laureles en alisedas y quejigares (en la cornisa cantábrica, Cataluña y Portugal) u hojaranzos y laureles con alisos o quejigos canarios (en las sierras de Cádiz). De la misma manera, el loro constituye un estrato arbóreo o arborescente inferior de alisedas y medra bajo la sombra de carballos, quejigos, fresnos o alsinas. A su vez, constituye formaciones en las que se integran todos los árboles anteriores más un amplio cortejo de plantas mesófilas y freatófitas ajenas al elemento tropical terciario.

En la actualidad, además de ser componentes de bosques caducifolios, las plantas lauroides dominan fisonómicamente formaciones vegetales de escasa extensión en situaciones excepcionales. En ocasiones, dicho predominio podrá ser resultado de las características particulares (edáficas, topográficas) como deducimos de la existencia de loreras sobre sustratos rocosos, o como sucede con las formaciones de hojaranzo en laderas afectadas por nieblas y vientos húmedos, y las lauredas en acantilados costeros asturianos (Costa Tenorio *et al.* 1997). Pero en otros casos, el predominio de lauroides –algunas acebedas y lauredas– también está propiciada por la influencia antrópica (Oria de Rueda 1990, Costa Tenorio *et al.* 1997, Oria de Rueda 2003). De hecho, es lo que ocurre con las loreras cuando se desmantela el estrato arbóreo superior. Varias loreras de Las Villuercas, centro de Portugal o Gredos están, seguramente, favorecidas por la eliminación de alisos o de otros caducifolios que tras su tala o arranque, pierden el terreno ante el loro. Este, gracias a su crecimiento vegetativo,

rápida se adueña de los espacios con suelo húmedo y reprime con su sombra la regeneración del bosque original como parece que también sucede en algunas acebedas (Oria de Rueda 2003) y formaciones de hojaranzo (Mejías y Pérez Latorre Com. Pers.).



Foto 4. Lorera monoespecífica en ribera donde la vegetación ha sido talada y quemada. S^a. de Gredos.

Por todo lo expuesto, es necesario reflexionar sobre la identidad de las loreras en relación no sólo con los bosques subtropicales pretéritos o aún presentes en Macaronesia sino también respecto de su interacción con la flora y la vegetación ibérica más reciente sin olvidar al hombre. De este modo, las loreras ibéricas no tienen que ser valoradas únicamente como un vestigio ibérico de los bosques terciarios lauroides. Más bien, cabría plantear sin aseverar nada, que probablemente las loreras no son un relicto sino una realidad del presente que ha surgido gracias a la desaparición del ambiente original de tipo tropical montano.

1.7.6 Variabilidad florística de las loreras ibéricas: propuesta de tipificación

Hasta la fecha y como se ha puesto de manifiesto en los antecedentes, la mayoría de las aproximaciones emprendidas para estudiar las loreras han sido de carácter regional (Bolòs 1956, Braun-Blanquet *et al.* 1956, Ladero 1970, 1976, Reis de Lima Duarte & Da Silva Alves 1989, López-Sáez 1995b, Costa *et al.* 2000). Además, el modo de abordar la descripción florística ha sido distinta de la empleada en el presente estudio. Las diferencias básicamente han sido dos: i) se han inventariado formaciones donde el loro no era la especie dominante o codominante (Ladero 1970, 1976, Costa *et al.* 2000, Santiago Beltrán 2001); y ii) en muchos casos se han tomado muy pocas muestras (véanse las tablas de Bolòs 1956, Ladero 1970, 1976). A su vez, casi todos los trabajos en clave fitosociológica han establecido especies características que en pocos casos cumplen los criterios de fidelidad exigibles (Braun-

Blanquet 1979) pues son plantas incluidas en distintos syntaxones y a menudo en muchas otras comunidades no relacionadas con el loro.

En el presente estudio hemos emprendido varios análisis de exploración que permitieran contemplar la existencia de gradientes (Austin 1985, Ter Braak 1988) en las relaciones florísticas de las loreras muestreadas en las distintas regiones geográficas. A su vez, con el análisis de clasificación, hemos pretendido obtener no tanto grupos de loreras discretos, sino especies o abundancia de especies que puedan servir como indicadoras de las principales tendencias y agrupaciones de inventarios.

En un segundo plano se han quedado innumerables variaciones que se han detectado entre regiones o en una misma región y en una misma cuenca. En este sentido, se ha descartado entrar en sutiles descripciones diferenciales porque una postura excesivamente analítica llevaría a tipificar incluso inventarios aislados, haciendo entonces difícil la interpretación y síntesis botánica de las loreras.

A continuación proponemos una tipificación de loreras en la que prima la componente florística y secundariamente la fisonómica. Con ello conjugamos el papel diferenciador que ejerce la presencia preferencial (más raramente exclusiva) de grupos de plantas y el impacto que éstas suponen en su estructura y aspecto general, más fácilmente perceptible que el detalle minucioso de todas las especies.

Las loreras ibéricas se agrupan en dos conjuntos principales: **Loreras Eurosiberianas** y **Loreras Mediterráneas**. Con esta nomenclatura se pone de manifiesto los elementos florísticos más significativos respecto de un espectro corológico bastante homogéneo en el que sobresale el elemento Euroasiático y resulta también constante el Mediterráneo-atlántico. Asimismo, se combina la relación existente entre los cortejos que albergan, las condiciones climáticas regionales y el dominio biogeográfico en el que se encuentran. Las loreras eurosiberianas se hallan prioritariamente en territorios con elevada pluviometría anual y estival con reducida continentalidad. Por el contrario, la mayoría de las loreras mediterráneas se localizan en áreas más continentales y con menores precipitaciones, especialmente en verano.

Estos dos grupos de loreras no están exentos de variabilidad interna. En el seno de las primeras se reconocen tres tipos cuya discriminación coincide con su disposición geográfica: noroccidentales, cantabropirenaicas y nororientales. Por otra parte, en el segundo grupo se establecen, por la autoecología de las plantas más frecuentes, otros dos: higrófilas y xerófilas.

Las **loreras eurosiberianas** se caracterizan por la importancia numérica del elemento florístico Eurosiberiano y su trascendencia, junto con leñosas eurasiáticas, en la fisonomía de las formaciones de loro. En efecto, pueden poseer un estrato arborescente y arbóreo superior

con caducifolios de óptimo templado: *Quercus robur*, *Corylus avellana*, *Fagus sylvatica*, *Betula alba*, *Fraxinus excelsior*, etc. En el estrato arbustivo y lianoide intervienen con frecuencia *Vaccinium myrtillus*, *Daphne laureola*, *Clematis vitalba* y *Hedera helix* (con elevada coberturas en el suelo). Además, las herbáceas más comunes son: *Brachypodium pinnatum*, *Carex sylvatica* subsp. *sylvatica*, *Anemone nemorosa*, *Luzula sylvatica*, *Polystichum setiferum*, *Primula acaulis* subsp. *acaulis*.

Por otra parte, merece destacar que en los distintos estratos participan plantas que, aunque aparecen en loreras mediterráneas, alcanzan altas coberturas o frecuencias: *Frangula alnus*, *Ilex aquifolium*, *Alnus glutinosa*, *Salix atrocinerea*, *Arbutus unedo*, *Castanea sativa*, *Lonicera periclymenum* subsp. *hispanica*, *Ruscus aculeatus*, *Blechnum spicant*, *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris affinis*, *D. dilatata*, *Pteridium aquilinum*, *Viola riviniana*, *Hypericum androsaemum*, *Rubia peregrina*, etc.

Las loreras eurosiberianas están presentes en Gerês, Ancares, Ordunte, Pirineo Occidental y Montseny. Son pues, todas las loreras de latitud septentrional a las que se suman algunas manifestaciones del centro de Portugal. En ellas reconocemos tres variantes: **loreras eurosiberianas noroccidentales, nororientales y cantabropirenaicas.**



Foto 5. Dosel de abedules superando una formación de loros rica en madroños y acebos. Gerês.

Las **loreras eurosiberianas noroccidentales** se distinguen de la descripción general por la ausencia, entre otras especies, de *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior* o *Daphne laureola*. Por el contrario, destacan: *Quercus robur*, *Ilex aquifolium*, *Erica arborea*, *Pyrus communis*, *Saxifraga spathularis*, *Anemone trifolia*, *Luzula sylvatica* subsp. *henriquesii*, *Lillium martagon*, *Crepis lampanoides*, *Galium rotundifolium*, *Omphalodes nitida*, etc.

Intervienen también plantas de óptimo mediterráneo como *Arbutus unedo* y *Rubia peregrina*, pero no aparece *Viburnum tinus*. Además, como variante altitudinal (no revelada explícitamente en los análisis) aparecen en las cabeceras de los arroyos, *Betula alba*, *Taxus baccata* o *Acer pseudoplatanus*.

La mayor parte de las manifestaciones que integran este tipo se localizan en Gerês y Galicia. También se incluyen loreras de Ancares y algunas poblaciones muy bien conservadas del centro de Portugal (sierras de Lousa y do Açor), que comparten entre sí la relevancia fisonómica de *Alnus* y la escasez de *Q. robur*. No obstante, las de Ancares denotan una sensible pérdida de taxones termófilos (p. ej. *Arbutus unedo* y *Rubia peregrina*). Las

portuguesas, por el contrario, son más ricas y acogen *Phillyrea latifolia*, *Cystopteris viridula* o *Laurus nobilis*. En este punto habría que aclarar que este matiz distinto de las de Gerês, muy posiblemente sea producto de la degradación antrópica. Las especies termófilas antes mencionadas junto con *Alnus* están presentes en los arroyos de Gerês. Pero en cotas bajas la vegetación está profundamente transformada, por lo que no ha sido posible registrar lo que a buen seguro serían formaciones de loros y *Laurus* con caducifolios como *Alnus* y *Q. robur*.

Marginalmente, las loreras eurosiberianas noroccidentales también guardan cierta semejanza con algunas de los Montes de Toledo pues conjugan elevadas coberturas de *Arbutus*, *Ilex*, *Betula*, *Blechnum*, *Teucrium scorodonia*, *Erica arborea*, *Frangula* (y puntualmente *Taxus*) y la ausencia de *Viburnum tinus*. Sin embargo, las eurosiberianas tienen a *Q. robur* y las de Montes de Toledo acogen a *Q. pyrenaica* y *Q. faginea* subsp. *broteroi* y el abedul es *Betula pendula* y no *B. alba*.

A excepción de una primera síntesis (Calleja 2000, Lara *et al.* 2004), este grupo de loreras no se había descrito con anterioridad. Los sintaxones portugueses referidos a las loreras del centro y norte de Portugal, *Rusco aculeati-Quercetum roboris viburnetosum* y *Frangula alni-Prunetum lusitanicae* (Braun-Blanquet *et al.* 1956, Costa *et al.* 2000) no incluyen una larga lista de especies edafohigrófilas y mesófilas que habitualmente coexisten en las loreras eurosiberianas noroccidentales. Solamente, una variante de loros con alisos de la comunidad *Frangula alni-Prunetum lusitanicae* (Costa *et al.* 2000) se asemeja a la composición de las loreras del centro de Portugal que incluimos en las loreras eurosiberianas noroccidentales.

En cambio, reconocemos una mayor similitud con la fitocenosis *Vaccinio myrtilli-Quercetum roboris* (Pinto da Silva *et al.* 1950, Dantas Barreto 1958). No alberga loros, pero describe carballedas con un cortejo netamente higrófilo (rico en *Blechnum spicant*, *Salix atrocinerea* y *Betula alba*). También observamos semejanza directa con las variantes “ripícola”, “refugio del grado relíctico Laurecasus” y “altitudinal con *Taxus baccata* y *Betula alba*” que se proponían para las carballedas de Gerês (Rivas Goday 1950).

Las **loreras eurosiberianas nororientales** contienen frecuentemente *Corylus avellana*, *Clematis vitalba*, *Rubia peregrina* y *Rubus ulmifolius*. El helecho más habitual es *Polystichum setiferum*, pero concurren también casi todos los descritos en la presentación general de las loreras eurosiberianas excepto *Osmunda regalis*. Además, en numerosas localidades, aparecen *Carex sylvatica* subsp. *sylvatica*, *C. pendula*, *Melica uniflora*, *Daphne laureola*, *Sambucus nigra*, *Symphytum tuberosum* y llegan a ser muy importantes las leñosas *Ilex aquifolium*, *Fraxinus excelsior*, *Fagus sylvatica*, *Hedera helix* y *Quercus ilex* subsp. *ilex*. Esta última especie es muy constante en las loreras instaladas en las rieras catalanas del Montseny y Las Guillerías, que serían las genuinas de este tipo de loreras.

En general, las loreras eurosiberianas nororientales se benefician de una notable oceanidad que se traduce en la presencia, en las cotas más bajas, de plantas sensibles al frío como *Phillyrea latifolia*, *Phyllitis scolopendrium* y *Laurus nobilis*. La participación de estas plantas junto con varias de las especies ya mencionadas y otras como *Arbutus unedo*, *Castanea sativa*, *Alnus glutinosa*, *Ruscus aculeatus*, *Hedera helix*, etc., favorecen la proximidad florística de las loreras catalanas con algunas del centro de Portugal (Sierra do Açor) e incluso unas muestras de Las Villuercas. Ahora bien, en loreras nororientales tampoco se detecta *Viburnum tinus* (a pesar de ser un arbusto muy frecuente en el entorno catalán y portugués), por lo que sirve como rasgo unificador de las eurosiberianas y diferenciador respecto de las mediterráneas.

Desde el punto de vista fitosociológico las loreras nororientales tampoco habían sido objeto de un estudio detallado. Solamente se habían considerado por Bolòs (1956) como una variante más pobre de las avellanadas hidrófilas del entorno del Montseny. Sin embargo, en el presente estudio observamos que en estas loreras no sólo se mezclan con avellanos, sino también con hayas, fresnos excelsos, alisos, laureles o castaños y la casi omnipresente alsina, siempre en enclaves extraordinariamente húmedos. Así, se refuerza la singularidad de estas loreras (Calleja 2000, Lara *et al.* 2004).

Su flora es muy parecida a la relatada para las alisedas (Ballesteros 1981, Lara *et al.* 2004) y lauredas catalanas (Paul i Carril & Serrano i Giné 2003). Estas últimas, son formaciones igualmente de reducida extensión que se desenvuelven en ambientes de gran humedad y albergan helechos comunes en las loreras junto con alsinas, avellanos, acebos y castaños. Pero la abundancia de *Smilax aspera* o *Clematis flammula*, la ausencia de hayas y un límite altitudinal sensiblemente inferior al de las loreras estudiadas, evidencia un marcado carácter termófilo en las lauredas; de hecho, sólo en una ocasión hemos registrado una formación mixta de loros y laureles (en el Sot de la Nou, Montseny).

Con la denominación de loreras **Cantabropirenaicas** recogemos un grupo de loreras ubicadas en áreas muy oceánicas de la Cornisa Cantábrica y del Pirineo Occidental: comarca navarra de Baztán, Montes Vascos de Durango, valle francés de L'Ayra y sierra burgalesa de Ordunte. Al margen de la breve información florística aportada en las citas corológicas (Lacoizqueta 1884, García *et al.* 1985, Aizpuru *et al.* 1990a, Aizpuru *et al.* 1990b, Aparicio *et al.* 1994, Lizaur & Teres 1995, Bariego & Gastón 2002) y en la descripción de las localidades (Santiago Beltrán 2001) no hay trabajos previos sobre estas loreras, salvo dos descripciones de las poblaciones francesas (Neyraut 1910, Allorge 1941) y una síntesis general (Lara *et al.* 2004).

Son una mezcla de las loreras noroccidentales y nororientales que contienen todas las plantas que definen a las loreras eurosiberianas y todas las que éstas comparten con las

mediterráneas. A su vez, incorporan otras como *Dryopteris carthusiana*, *Myosotis lamottiana*, *Saxifraga hirsuta* y *Daboecia cantabrica*.

En este conjunto, de acuerdo con lo obtenido en la clasificación, se pueden discriminar las loreras de la Sierra de Ordunte de las loreras navarras. En las primeras se produce la convivencia, no detectada en otras manifestaciones, de *Prunus lusitanica* con *Fagus sylvatica*, *Arbutus unedo*, *S. aria*, *Osmunda regalis*, *Vaccinium myrtillus*, *Convallaria majalis* y una gran abundancia de *Blechnum spicant*. En cambio, las loreras navarras no albergan muchas de las plantas halladas en Ordunte pero destacan por la participación de leñosas calcófilas (*Acer campestre* y *Cornus sanguinea*) y otras herbáceas ausentes en el resto de loreras cantabropirenaicas (p. ej. *Calamagrostis arundinacea*, *Lamium galeobdolon*, *Carex umbrosa*, *Hepatica nobilis*, *Arum italicum*). A su vez, en el valle francés de L'Ayra, las loreras sobre mantos de bloques pierden por completo los taxones mediterráneos observados en Ordunte y muchas de las plantas higrófilas de Navarra, pero aparecen de manera abundante *Betula alba*, *Rubus castroviejoii* y *Vaccinium myrtillus*.

Las **Loreras Mediterráneas** están integradas por un amplio contingente de plantas entre las que destaca *Viburnum tinus* (excepto en Montes de Toledo) ya que alcanza elevadas coberturas y sirve como indicadora de este grupo al no participar en las loreras eurosiberianas. Además, son muy fieles *Asplenium onopteris*, *Arbutus unedo*, *Ruscus aculeatus*, *Tamus communis*, *Rubus ulmifolius*, *Lonicera periclymenum*, *Hedera helix* y *Erica arborea*. Otras plantas encontradas preferentemente en las loreras mediterráneas son *Fraxinus angustifolia*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea* subsp. *broteroi*, *Q. ilex* subsp. *ballota*, *Phillyrea angustifolia*, *Luzula forsteri* o *Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*. Así se pone de manifiesto un drástico cambio de caducifolios templados por otros mediterráneos que incluyen el hábito marcescente.

De esta relación de plantas comunes y representativas no se debería concluir que las loreras mediterráneas son manifestaciones climatófilas. Al contrario, al estar enclavadas en regiones con climas de veranos secos y altas temperaturas, dependen más de la humedad edáfica. De hecho, si *Viburnum* discrimina florísticamente las loreras mediterráneas, *Alnus glutinosa* determina su fisonomía en cerca del 50% de los casos. Hay que resaltar, a su vez, que el carácter freatófito de las loreras viene denunciado también por un amplio contingente de hierbas junto con el propio *Alnus*: *Wahlenbergia hederacea*, *Sibthorpia europaea*, *Scutellaria minor*, *Galium broterianum*, *Carex elata* subsp. *reuteriana*, *C. binervis*, *Galium broterianum*, *Lotus pedunculatus*, *Lobelia urens*, etc. A estas especies habría que añadir otras muchas compartidas con las loreras eurosiberianas y que en muchas ocasiones poseen elevadas coberturas: *Osmunda*, *Dryopteris* sp. pl. *Athyrium filix femina*, *Blechnum*, *Salix atrocinerea*, *Frangula*, *Viola riviniana*, *Pteridium*, *Ilex*, etc.

Las loreras mediterráneas se encuentran fundamentalmente en Montes de Toledo, Las Villuercas, vertiente sur de la Sierra de Gredos y en numerosas sierras del centro de Portugal: Açor, Estrela, Lousa, Vermelha y Alvelos. Todas ellas están afectadas por un clima mediterráneo cuya continentalidad disminuye con la proximidad al océano Atlántico. Ahora bien, una vez que se segregan algunas muestras de Açor y Lousa por su manifiesta relación con las formaciones eurosiberianas, la flora de las loreras mediterráneas resulta ser bastante homogénea. Aún así cabe destacar matices florísticos y fisonómicos que son relevantes desde el punto de vista ecológico y fitocenológico que permiten reconocer dos tipos:

Loreras xerófilas, son manifestaciones en las que el cortejo acompañante es pobre en especies típicas de riberas o edafohigrófilas. Son pues, algunas de las loreras que se extienden por la ladera o están en barrancos umbrosos o en pedreras sin aportes de agua accesibles constantemente. Son muy frecuentes *Arbutus*, *Viburnum*, *Ruscus* y *Asplenium* sp. pl., y también pueden aparecer *Q. faginea* subsp. *broteroi* y *Q. pyrenaica*. Los taxones exigentes en humedad más usuales, serían, junto con el loro, *Rubus* sp. pl. y *Pteridium*. Estas loreras (o en ocasiones parcelas de suelo más seco de una lorera) están descritas mediante el sintaxon *Viburno tini-Prunetum lusitanicae* (Ladero 1970) e incluso por algunos representantes de las comunidades *Frangula alni-Prunetum lusitanicae* (Costa et al 2000) y *Viburno tini-Quercetum roboris* (Costa et al. 2002). A ellos se podrían sumar la mayoría de las muestras propias y bibliográficas (López-Sáez 1995) de Gredos, pues aunque participan plantas como *Alnus*, albergan pocos taxones higrófilos.



Foto 6. Aliseda con dosel continuo de loros. Las Villuercas.

La pobreza florística de estas loreras, responde en parte, al inevitable impacto del pastoreo y del fuego y no tanto a su capacidad –muy limitada– de instalarse en suelos secos. Tanto en Las Villuercas como en Gredos, la vegetación ha sido reiteradamente incendiada y numerosas gargantas colonizadas por los loros son habitualmente visitadas por rebaños de cabras que arrasan con su flora. Recientemente, además, se añade una excesiva carga de ganado cinegético que modifica severamente la flora y vegetación, compromete la regeneración (Charco García 2002) y provoca la existencia de formaciones “esqueléticas” de alisos y loros.

Loreras higrófilas, son las loreras típicas, es decir, las más abundantes en el centro oeste peninsular cuyo cortejo es manifiestamente exigente en humedad. Se desarrollan tanto en las

riberas de los arroyos como en manantiales de ladera y pedreras. En muchas ocasiones se encuentran en los escalones rocosos originados por la erosión fluvial y por ello las loreras quedan situadas entre la vegetación riparia (dominada por alisos o sus etapas de degradación) y la vegetación climatófila.

Alnus glutinosa presenta elevadas coberturas salvo en las manifestaciones que medran en manantiales de ladera rocosos o en riberas antiguamente alteradas. Suele conformar galerías arbóreas bajo las cuales se desenvuelve un dosel inferior dominado por los loros que están acompañados por múltiples plantas escio-higrófilas. Son muy comunes en Las Villuercas y podrían ser igualmente frecuentes en el centro de Portugal o en Gredos. En todos los casos se trata de arboledas claramente hidrófilas en las que abundan las especies ya mencionadas en la descripción de las loreras mediterráneas y a las que podríamos añadir *Molinia caerulea*, *Pteridium aquilinum*, *Hypericum androsaemum*, *Lotus pedunculatus*, *Sibthorpia europaea* y *Scutellaria minor*.

Las variaciones más notables se aprecian en Toledo y en algunas localidades de Gredos y Portugal. En el primer territorio no participan ni el aliso ni el durillo. Por el contrario, intervienen con más frecuencia *Fraxinus*, quercíneas, *Betula pendula* y *Taxus baccata*. En Gredos sobresale la constancia de *Quercus pyrenaica* y la aparición localizada de *Celtis australis* o *Myrtus communis*. En Portugal, la diferencia más importante es la ausencia de melojos, quejigos y fresnos junto con la concurrencia de plantas oceánicas y termófilas: *Phillyrea latifolia*, *Quercus robur*, *Laurus nobilis*, *Oenanthe pimpinelloides*, *Chrysosplenium oppositifolium*, *Angelica sylvestris* o *Cystopteris viridula*.

La primera cita de loreras higrófilas o más concretamente alisedas-loreras se extrae de un trabajo sobre prados húmedos en Las Villuercas (Rivas Goday *et al.* 1968). Posteriormente, se creó el sintaxon *Alno-Prunetum lusitanici* (Ladero 1970). Más tarde, e inexplicablemente, fue descartado por su propio autor (Ladero 1976). Actualmente, las loreras riparias se tratan marginalmente por los fitosociólogos como variantes locales de las asociaciones *Viburnum tini-Prunetum lusitanicae* (Ladero 1976) y *Frangula alni-Prunetum lusitanicae* (Costa *et al.* 2000). La representatividad de estos sintaxones resulta limitada. El primero no considera las extraordinariamente comunes ripisilvas de loros con y sin alisos. La segunda comunidad, aunque podría representar las loreras de ambientes con poco aliso, se fundamenta principalmente en formaciones poco desarrolladas, producto de la degradación de la vegetación riparia (Obs. pers). De ahí que el aliso sea escaso y abunden, por ejemplo, los arraclanes y arbustos heliófilos. Por ello, dicho sintaxon refleja una situación coyuntural fruto de la dinámica sucesional.

Finalmente, parece que la fitosociología no resuelve la variación gradual observada entre las loreras localizadas en las sierras interiores y más próximas a la costa atlántica del ámbito mediterráneo. Ello podría deberse a que, lejos de lo que proponen sus respectivos autores, no

representan la variabilidad que realmente existe en los territorios que pretenden describir. Ya hemos comentado que la comunidad fitosociológica *Viburno-Prunetum* (Ladero 1976) tiene una validez marginal y no contempla numerosas manifestaciones de loro de Las Villuercas y Montes de Toledo cuyos cortejos son muy parecidos a los de las manifestaciones portuguesas. Igualmente, el sintaxon *Frangula-Prunetum* (Costa *et al.* 2000) no abarca el registro florístico de las loreras del centro portugués, pues en nuestro estudio hallamos muestras muy próximas no sólo a las de Las Villuercas y Montes de Toledo sino también a las de Cataluña y Gerês.

I.8 Conclusiones

- ✓ Las loreras se localizan en territorios climáticamente diferentes.
- ✓ Son formaciones de carácter azonal, pues se establecen mayoritariamente en biotopos con aportes de agua adicionales a las precipitaciones, ya se deriven de ríos, de arroyos, de manantiales o de varias fuentes a la vez.
- ✓ Se instalan preferentemente en ambientes con pronunciadas pendientes, sobre suelos no necesariamente silíceos y poco desarrollados incluyendo pedreras; este último ambiente podría suponer un refugio ante agresiones naturales y antrópicas.
- ✓ Las loreras poseen un espectro corológico y una estructura muy similar a la de bosques templados caducifolios por la relevancia de las plantas edafohigrófilas de afinidad templada y atlántica y por el predominio del biotipo hemicriptófito. No obstante, influye el dominio bioclimático en el que se encuentran: el elemento Eurosiberiano y los fanerófitos son más importantes en las loreras ubicadas en la Región Eurosiberiana (Iberia verde) mientras que en las manifestaciones situadas en la región Mediterránea (Iberia parda) cobran cierta relevancia el elemento Mediterráneo –sensu lato– y aparecen terófitos.
- ✓ Las loreras no son necesariamente una formación relictica o una versión empobrecida de los bosques lauroides del Terciario. Al contrario, las loreras surgirían como consecuencia de los cambios climáticos que provocaron la sustitución de las laurisilvas por los bosques templados caducifolios.
- ✓ La mayoría de las aproximaciones botánicas fitosociológicas, en contra de lo contemplado en esta tesis, consideran a las loreras como comunidades zonales. Se centran casi exclusivamente en las loreras del centro oeste peninsular y aportan sintaxones que no resuelven la variabilidad florística existente.
- ✓ La variabilidad florística de las loreras ibéricas se puede resumir en dos grupos principales, Loreras Eurosiberianas y Loreras Mediterráneas, que comparten un importante contingente de plantas edafohigrófilas y mesófilas.
- Las Loreras Eurosiberianas se caracterizan florística y fisonómicamente por taxones eurosiberianos y euroasiáticos. Se encuentran principalmente en la Región Eurosiberiana y secundariamente en áreas oceánicas de la Región Mediterránea. En ellas se pueden reconocer tres variantes: i) loreras noroccidentales, ricas, entre otras plantas, en *Quercus robur*; ii) loreras nororientales, con abundante *Q. ilex* subsp. *ilex* y *Corylus avellana*; y iii) loreras cantabropirenaicas o loreras transicionales entre los dos grupos anteriores.

- Las Loreras Mediterráneas combinan la participación de leñosas de óptimo mediterráneo – *Viburnum tinus*, *Fraxinus angustifolia*, quercíneas–, con un alto número de plantas edafohigrófilas. Aparecen fundamentalmente en Las Villuercas, vertiente sur de Gredos, Montes de Toledo y sierras del centro de Portugal. Se distinguen: i) “loreras higrófilas” dominadas por *Alnus glutinosa* excepto cuando las loreras se desenvuelven en manantiales de ladera y en las zonas más continentales (de su distribución) o intensamente degradadas; ii) “loreras xerófilas”, son poco frecuentes, se discriminan por la ausencia o escasez de plantas edafohigrófilas y se detectan sobre suelos no permanentemente húmedos o áreas muy degradadas. En ambos tipos de loreras, se aprecia un cortejo gradualmente más oceánico hacia las sierras portuguesas.

TAMAÑO, ESTRUCTURA DEMOGRÁFICA y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE *PRUNUS LUSITANICA* L.

II.1 Resumen

Se presenta el número de ejemplares de loro que actualmente persisten en la Península Ibérica. A su vez, se analiza la estructura demográfica, la regeneración y el estado de conservación de la especie agrupando los individuos en núcleos poblacionales y áreas geográficas.

La población ibérica de loro supera los 31.000 ejemplares, repartidos en 126 núcleos poblacionales localizados en 13 áreas geográficas, dos de las cuales acogen tres cuartas partes de la población ibérica. En general, los núcleos poblacionales están integrados por menos de 100 individuos y la regeneración es muy heterogénea. Cerca de la mitad de las poblaciones presenta escasa regeneración, algunas se encuentran en aparente recuperación y muy pocas poseen una estructura demográfica ideal. Una de las posibles razones de la escasa o irregular regeneración puede ser la presión antrópica pretérita o actual. El grado de protección de la especie es muy dispar en los distintos ámbitos político-territoriales donde aparece.

II. 2 Antecedentes y justificación

Son muy numerosos los términos, conceptos, herramientas y métodos de trabajo que se han propuesto y ejecutado para evaluar la vulnerabilidad de una especie rara, escasa o amenazada. Demografía y genética son dos de las disciplinas que más se han desarrollado y cuya aplicación combinada parece ser la estrategia más eficiente para diagnosticar y diseñar propuestas de conservación y recuperación (Clarke & Young 2000, Oostermeijer 2000, Frankham 2005). No obstante, actualmente, y de acuerdo con los criterios de la UICN (2001) y otras contribuciones (Keith 1998, Akcakaya *et al.* 2000), para catalogar el grado de amenaza de una planta, los datos corológicos y demográficos priman sobre los genéticos.

La obtención de información corológica y demográfica, considerada imprescindible para conocer la dinámica poblacional y examinar el estado de conservación de una planta, se ha organizado habitualmente en tres niveles con grado creciente de profundización (Menges & Gordon 1996). En un primer paso, se propone la caracterización de la distribución como aproximación grosera de la abundancia de la especie. A su vez, se sugiere la identificación de amenazas predecibles y estocásticas y la descripción de las preferencias ambientales de la especie. Esta información permite diagnosticar no sólo su vulnerabilidad sino también la del hábitat que ocupa, factor en muchos casos clave para explicar la rareza y riesgo de extinción de una especie (Rabinowitz 1981, Keith 1998).

El segundo bloque de actuaciones se concentra en el análisis cuantitativo de las poblaciones: censo de poblaciones y de individuos por población y descripción de la estructura poblacional. Existen diversos modos y parámetros demográficos para conseguir una estima poblacional y una imagen estática de la organización de una población (Menges & Gordon 1996, García 2002). Pero en todos los casos los resultados pueden ser vitales para los análisis de viabilidad poblacional. De hecho, son indispensables para detectar y describir cambios y tendencias poblacionales si el esfuerzo de censo se repite en el tiempo (Mehrhoff 1989, Oostermeijer *et al.* 1994, García 2002).

Por último, el tercer nivel plantea el seguimiento detallado de individuos agrupados por edad, tamaño o fase vital (semilla, plántula, reproductor, senescente, etc.). Así, se pretende deducir las tasas poblacionales de fecundidad, supervivencia, crecimiento, sus rangos de variabilidad temporal, intra e interpoblacional, y qué factores las modulan. En definitiva, se estudia la dinámica poblacional de la especie y las causas que influyen en su viabilidad. Esto supone, sin duda, una importante inversión en muestreos habida cuenta que el registro de los rangos de variación de los parámetros demográficos conlleva teóricamente largos periodos de estudio. El esfuerzo se multiplica si, además, se considera que idealmente habría también que abarcar todo el espectro ambiental y corológico de la especie, pues los parámetros demográficos pueden variar dependiendo de la calidad del hábitat o de la estructura de la

comunidad (Menges 1991, Oostermeijer *et al.* 1994). Pero, llegados a este punto, no hay que olvidar que el objetivo fundamental es comprobar si la especie está en regresión (Schemske *et al.* 1994) y, en tal caso, identificar las causas. Por tanto, no siempre es necesario explorar en su totalidad los tres niveles anteriormente descritos.

En lo que respecta al loro, básicamente se ha abordado parcialmente el primer nivel de conocimiento. El interés que ha despertado tanto entre botánicos como naturalistas se ha traducido fundamentalmente en un notable volumen de datos sobre su distribución. De todos los trabajos, destacan una tesis doctoral inédita (Santiago Beltrán 2001), por ser la obra de mayor detalle, y las contribuciones a escala peninsular (Franco 1964, Ladero 1976, Borda & Llorente 1996, Calleja 2000). También son valiosas las aportaciones corológicas para el centro de Portugal (Silveira 1997) y Cataluña (López i Cortijo 1991) y, por supuesto, las diversas citas locales (Neyraut 1910, Caballero & Paunero 1952, Cámara 1955, Rigueiro Rodríguez & Silva-Pando 1983, García *et al.* 1985, Catalán & Aizpuru 1986, López i Cortijo 1987, Vargas & Luceño 1987, Aizpuru *et al.* 1990a, Aizpuru *et al.* 1990b, Patallo 1990, Sánchez Mata *et al.* 1990, Fernández Aldana 1993, Labajos & Blanco 1993, Aparicio *et al.* 1994, Vaquero de la Cruz *et al.* 1994, Bolòs *et al.* 1995, Lizaur & Teres 1995, Barredo 1996, González Vázquez 1996, Balda 2002, Rubido 2002).

Las preferencias de hábitat también han sido tratadas con cierta extensión. Sin duda, junto con la caracterización geográfica, es un elemento trascendental para una estrategia de conservación óptima (Domínguez Lozano 2000). En general, se ha presumido que el loro ha quedado enclavado en refugios donde satisface requerimientos ambientales similares a los de las laurisilvas (Ladero 1976, Santiago Beltrán 1997). Aún así, los dos estudios más intensivos emprendidos hasta la fecha (Calleja 2000, Santiago Beltrán 2001) ponen de manifiesto su capacidad para medrar en amplios rangos altitudinales en enclaves montanos afectados por climas diferentes. Igualmente revelan su habilidad para colonizar distintos microhábitats entre los que destacan arroyos, manantiales y pedreras. En todos ellos el loro aparece en los microtopos con una elevada y constante humedad ambiental lo cual restringe sensiblemente su presencia en el ambiente mediterráneo que impera en la Península Ibérica.

Sin embargo, a pesar de todas estas contribuciones, al comenzar este proyecto se desconocía el tamaño poblacional, el número de núcleos poblacionales, la cantidad de loros que los integran y su estructura demográfica en la Península Ibérica. La única estimación de ámbito ibérico se arrojó en los inicios del presente proyecto doctoral (Calleja 2000). Aunque preliminar, ofrecía datos para muchas localidades con loro y matizaba las dos únicas aportaciones existentes a escala regional (Pérez Caramés 1989, Gutiérrez Perarnau & Sáez Goñalons 1994).

Las citas corológicas podrían constituir una primera aproximación al número de poblaciones de loro. Pero se precisa manejar información más precisa. La discriminación de localidades normalmente ha respondido a la posibilidad de adscribirlas a una toponimia local concreta (p. ej. nombre de arroyo). Así, agrupaciones de loro muy próximas pero ubicadas en toponimias diferentes aparecen como localidades distintas. Del mismo modo, se engloban en una misma localidad loros muy distantes entre sí.

Parece entonces oportuno abordar los censos y la estima poblacional empezando por la identificación de núcleos poblacionales de loro en función de criterios distintos de la toponimia. En este sentido, sería ideal aplicar principios biológicos para determinar cuál es la distancia a la que resulta improbable el flujo genético vía polen o semilla. No obstante, ello requiere conocimientos detallados sobre la comunicación entre las agrupaciones de loro, características de los agentes dispersantes (viento, aves, agua), etc., que aún están por generarse. Por ello, en una primera aproximación habría que establecer distancias mínimas teóricas. Estas, aunque irreales, siempre serán más manejables que las derivadas de la mera toponimia. Así, servirán para analizar espacialmente la distribución de los núcleos poblacionales y abordar el diagnóstico de su estado de conservación, estructura y dinámica poblacional, etc.

A la escasez de datos poblacionales se une la ausencia de información sobre las posibles agresiones o amenazas que se ciernen sobre las áreas o enclaves donde se ha descrito la presencia del loro. Esto, sin embargo, no ha impedido que la especie esté catalogada con distintas figuras de protección en algunas de las comunidades autónomas españolas (Decreto33/1998 5 de mayo 1998, Decreto37/2001 6 de marzo 2001, Decreto Foral 94/1997 7 de abril 1997, Decreto59/1998 9 de octubre 1998, Orden/3471 del 10 de Julio de 1998 10 de julio 1998, Decreto328/1992 14 de diciembre de 1992, Decreto76/2004 18 de mayo de 2004). Así mismo, ha sido considerada en el catálogo nacional de Francia (Olivier *et al.* 1995) y en la Lista Roja de España (VV.AA. 2000) para la que si se ha manejado información demográfica derivada de este proyecto doctoral.

En definitiva, y a la vista de los conocimientos que ya se poseen sobre el loro, para abordar la diagnosis del estado de conservación y viabilidad de sus poblaciones resulta fundamental responder a tres cuestiones básicas: cuántos loros hay, cuál es su estructura demográfica y qué agresiones puede estar sufriendo la especie.

II.3 Objetivos

1. Aproximación al tamaño poblacional de *Prunus lusitanica* L. en la Península Ibérica.
2. Análisis de la estructura demográfica estática de las poblaciones ibéricas a diferentes escalas: áreas geográficas y núcleos poblacionales.
3. Evaluación de las amenazas y estatus de conservación del loro en la Península Ibérica.

II.4 Hipótesis

Partiendo de la suposición inicial de que el loro, por su carácter relíctico, se encuentra localizado en refugios con condiciones ambientales muy determinadas, las poblaciones estarán caracterizadas por:

- i) Componerse de pocos núcleos poblacionales muy dispersos.
- ii) La estructura reflejará escasa regeneración ya sea por falta de biotopos idóneos o por limitaciones en la producción de semillas o en la dispersión de las mismas.
- iii) La estructura demográfica será similar entre los distintos núcleos poblacionales de una misma región e incluso entre regiones distintas.
- iv) El grado de protección de la especie estaría en consonancia con sus tamaños poblacionales.

II.5 Material y métodos

II.5.1 Tamaño poblacional: censo de las poblaciones ibéricas, definición de individuo y de núcleo poblacional

El loro, como otras muchas plantas, presenta un profuso crecimiento vegetativo, tanto por rebrotes de cepa como por acodos. Por ello, no es inmediato individualizar ejemplares, salvo que por excavación se compruebe si están conectados y participan de las mismas raíces. Igualmente y desde un punto de vista genético, tampoco se puede asegurar que loros bien distantes no formen parte de un mismo clon. Ante este dilema, bastante común en los censos de organismos vegetales (Bañares *et al.* 2004), se ha optado por ignorar la posible similitud genética y se ha reconocido como individuo todos aquellos vástagos que aparentemente comparten el mismo sistema radical con sus respectivos acodos. En adelante estas unidades serán denominadas indistintamente cepas, individuos o ejemplares de loro.

Con fines igualmente prácticos se considera población al conjunto de loros que comparten un mismo espacio geográfico. Así, se hablará de la población ibérica o de la población de Las Villuercas o Montes de Toledo. Ahora bien, tanto a escala ibérica como regional, se han reconocido agrupaciones entre las que se asume una baja probabilidad de intercambio genético (vía polen o semilla) y serán denominadas núcleos poblacionales, llamados también subpoblaciones por la UICN (2001).

La definición de núcleo poblacional precisa determinar cuál es la distancia mínima a partir de la cual es improbable el flujo genético, lo cual entraña cierta complejidad pues son múltiples los factores que influyen decisivamente: i) peso de los granos de polen; ii) cantidad y calidad de los agentes dispersantes de polen y semillas; iii) número de loros, pues a mayor cantidad de individuos reproductores mayor será el volumen de polen y semillas potencialmente dispersados; iv) ubicación topográfica, ya que la posibilidad de flujo genético no será la misma entre dos agrupaciones de loro situados en un mismo valle o junto a una misma corriente de agua que dos agrupaciones de loro separados por una sierra; v) posición de los núcleos respecto de la dirección predominante de los vientos o de la ruta seguida prioritariamente por las aves.

En consecuencia, con un enfoque nuevamente operativo y siguiendo las recomendaciones metodológicas establecidas para el Atlas y Libro Rojo de Flora Vascular Amenazada de España (Bañares *et al.* 2004), se ha considerado como núcleo poblacional cualquier loro o grupo de loros que distase más de 1 km del individuo más cercano. Se trata de una decisión absolutamente arbitraria, pero replicable y tomada con objeto de distinguir, en un primer paso, el patrón poblacional del loro en la Península Ibérica.

La localización y conteo de los núcleos poblacionales de loro se ha realizado de manera simultánea a la búsqueda bibliográfica y contacto con diversas personas conocedoras de la especie en una región o localidad concreta.

Se han censado la mayoría de las poblaciones, pequeños rodales e individuos aislados de loro, en las áreas geográficas donde la especie se consideraba espontánea. En todos los casos han sido excluidas las plántulas ya que el trabajo de campo no se ha llevado a cabo en las mismas fechas, lo cual determina su abundancia. Tampoco se han incluido los brinzales de talla inferior a 50 centímetros, pues su detectabilidad es enormemente variable dependiendo del tipo de hábitat y muy especialmente en función de la abundancia de matorrales.

Dada la dispersión y variabilidad de la densidad de loros se han aplicado cuatro métodos:

i) conteo directo; empleado mayoritariamente en Montes de Toledo, Las Villuercas, S^a. de Gredos, Centro de Portugal (S^a. da Estrela y estribaciones meridionales: S^a. do Açor, S^a. Alvelos, S^a. de Lousa y S^a. Vermelha), S^a. de Gerês, S^a. de Ordunte, Pirineo Occidental (vertientes española y francesa), S^a. de Xurés, S^a. de la Demanda, S^a. de Ancares, Confluencia del río Arnoia con el río Miño y el macizo del Montseny (incluyendo Las Guillerias).

ii) estima mediante prismáticos; usado excepcionalmente en la S^a. do Açor y S^a. da Estrela, en ambientes impracticables y tras un año de experiencia en el conteo directo; así se confía en un grado razonable de aproximación.

iii) estima mediante transectos; usados únicamente en Mata de Margaraça (Serra do Açor, Centro de Portugal) debido a la extraordinaria abundancia del loro y a su frecuente presencia fuera de las orillas y proximidades de manantiales. Se han trazado 10 bandas de 5 metros de ancho por 100 metros de largo: 5 a lo largo de arroyos y manantiales y otros cinco en ladera sin suelo encharcado. Las medias obtenidas por metro cuadrado se han extrapolado al área total de cada enclave (50ha).

iv) información bibliográfica y comunicaciones personales; obtenida para poblaciones no visitadas con escasos efectivos: S^a. de Gata (un núcleo), Pirineo Occidental (2), Montes Vascos (2), Las Villuercas (13), Centro de Portugal (2), Gerês-Xurés (3) y Montseny y Guillerias (3).

Los núcleos poblacionales resultantes se han agrupado en diferentes áreas geográficas. Todas ellas distan entre sí un mínimo de 30 km y aglutinan al menos 1 núcleo poblacional. Únicamente en el caso del área geográfica denominada “Montes Vascos” se concentran núcleos poblacionales muy distanciados debido a que (en todos los montes y pequeñas sierras existentes entre la Cordillera Cantábrica y las estribaciones occidentales de los Pirineos) aparecen 4 cepas de loro en 3 enclaves y no se ha creído oportuno discriminar un territorio para cada uno de ellos.

II.5.2 Análisis de la estructura y regeneración de las poblaciones de loro

Para el análisis de la estructura, tanto de los núcleos poblacionales como de las poblaciones a escalas superiores (área geográfica y país), se ha tomado como variable descriptora el diámetro a la altura 1,30 cm del tronco vivo más grueso. Esta decisión se basa en que el tamaño de las plantas se correlaciona con parámetros demográficos fundamentales como reproducción y supervivencia (Harper 1977, Gatsuk *et al.* 1980, Caswell 1982, Kirkpatrick 1984, Harcombe 1987, Monserrat *et al.* 1997, Caswell 2001, Silvertown & Charlesworth 2001, García 2002). Las clases empleadas han sido: 0-5cm, >5-10cm, >10-15cm, >15-20cm y >20cm. La primera integra ejemplares “juveniles” que no florecen o lo hacen con elevada irregularidad interanual y la reproducción vegetativa es muy limitada; las tres clases siguientes presentan, en estrecha correlación con el tamaño, una creciente y más regular producción de semillas, rebrotes y acodos; la quinta clase está compuesta, a menudo, por enormes ejemplares que muestran signos de senectud (ramas muertas, defoliación y una producción de semillas que puede ser inferior a la de las clases anteriores) con notable variabilidad en la tenencia de rebrotes de cepa y acodo. Son, ciertamente, rangos muy groseros. Pero, puesto que se abarca toda la Península Ibérica, supone una válida aproximación al análisis de la estructura demográfica de las poblaciones de loro.

Los tamaños muestrales para la caracterización de la estructura poblacional son distintos para cada área geográfica. El número de ejemplares considerado y el porcentaje que representan en la población de cada región se refleja en la tabla 1.

Tabla 1. Tamaños muestrales empleados en la caracterización de la estructura demográfica de las poblaciones de *Prunus lusitanica* L. (loro). Se indica el porcentaje que dicho tamaño muestral representa respecto del total de loros censados en cada área geográfica.

Area Geográfica	Nº Cepas	%	Area Geográfica	Nº Cepas	%
Las Villuercas	6.708	89,3	Montes de Toledo	643	99,7
Centro de Portugal	1.191	7,3	S ^a . de Gredos	453	99,6
Gerês-Xurés	1.396	47	Miño-Arnoia	45	93,8
Pirineo Occidental	869	99	Montes vascos	2	50
Montseny-Guillerias	807	94,2	S ^a . de la Demanda	2	100
S ^a . de Ordunte	752	99,7	S ^a . de Gata	1	20
S ^a . de Ancares	681	99,6			

Los resultados de esta primera agrupación se analizan de diferentes modos. En primer lugar se efectúa una aproximación de ajuste por regresión curvilínea al modelo de potencia negativa [$y = k \cdot x^{-b}$]. En cada ejercicio de regresión, la variable dependiente es el número de loros y la variable independiente es el valor medio de las clases de tamaño: 2,5; 7,5; 12,5; 17,5 y 25 cm). El modelo de potencia negativa asume una tasa de mortalidad no constante en las distintas clases de tamaño (o edad) y está clásicamente aceptado como descriptor de

poblaciones y comunidades vegetales bien estructuradas en las que no hay limitaciones en la regeneración (Hett 1971, Hett & Loucks 1976, Parker & Peet 1984, Agren & Zackrisson 1990, Donoso 1995, Niklas *et al.* 2003, Plieninger *et al.* 2003). Éstas se caracterizan por presentar una distribución de frecuencias de tamaños que se asemeja a una “J” invertida debido a que contienen un elevado número de individuos en las clases más jóvenes y escasos porcentajes de ejemplares senescentes. Es, por tanto, una forma sencilla de diagnosticar de manera rápida la calidad de la estructura demográfica de las poblaciones de loro considerando 12 áreas geográficas y 76 núcleos poblacionales. Sin embargo, en nuestro caso su interpretación es limitada ya que el reducido número de clases de tamaño empleadas condiciona el ejercicio de regresión y su significación estadística.

En segundo lugar se compara la regeneración de las poblaciones de las distintas áreas geográficas que poseen cuatro o más núcleos poblacionales. La regeneración se calcula como la proporción de cepas “juveniles” (*i.e.* con diámetro igual o inferior a 5 cm) respecto del total de cepas. Este simple cociente se denominará en adelante índice de regeneración (IR). Para el contraste se emplea un ANOVA donde el único factor es el área geográfica.

Posteriormente se explora la estructura demográfica de 76 núcleos poblacionales mediante un análisis de componentes principales (PCA) de acuerdo a tres variables:

i) Índice de Regeneración (IR); ii) porcentaje de individuos pertenecientes a las clases intermedias (>5-20 cm de diámetro); y iii) porcentaje de individuos incluidos en la clase de tamaño que excede los 20 cm de diámetro, indicador de senectud.

Al aplicar este análisis de gradiente indirecto con el programa CANOCO 4.5 (Jongman *et al.* 1987, Ter Braak 1988, Ter Braak & Smilauer 2002) las tres variables han sido estandarizadas y el diagrama se ha escalado por las muestras o núcleos poblacionales, pues el interés principal se centra en su dispersión. El gráfico resultante pretende resumir en una única figura la variabilidad estructural que presentan los núcleos de loro: regeneración limitada, abundancia de senescentes, ausencia de ambas situaciones o combinación de las mismas. Su interpretación es muy sencilla gracias a la aplicación de “*biplot rule*” (Ter Braak & Smilauer 2002) según la cual los valores demográficos de cada núcleo poblacional se deducen de su proyección ortogonal sobre las tres variables.

Del mismo gráfico del PCA se obtienen modelos demográficos básicos en los que se agrupan los 76 núcleos poblacionales indicando el área geográfica de procedencia. Los modelos se definen por el predominio aislado o combinado de cepas juveniles, adultas o senescentes. Para cada uno de ellos se calcula el índice de regeneración y se compara estadísticamente mediante un ANOVA donde el factor es el tipo de modelo.

Para todos los análisis distintos del PCA se utiliza el programa STATISTICA versión 6.0.

II.5.3 Estado de conservación y régimen de protección

Se ha recopilado información sobre el régimen de protección que la especie posee en la Península Ibérica. Paralelamente, para cada núcleo poblacional, se ha registrado de manera cualitativa las agresiones que sufre o que ha sufrido recientemente. Estos datos junto con el tamaño poblacional y la estructura demográfica observada han servido para valorar el estado de conservación de la especie en cada unidad político-territorial.

En la valoración se han seguido los criterios de la U.I.C.N. (2001) aunque no se han podido aplicar con la precisión deseada. En la mayoría de los casos no ha sido posible estimar la tendencia poblacional en el pasado reciente (10 años o tres generaciones). Pero sí se ha tenido en cuenta la regeneración que actualmente muestran las poblaciones, la recurrencia y la tendencia creciente o decreciente en el tiempo de las amenazas.

Tampoco se ha empleado siempre el dato exacto del número de individuos maduros. En ocasiones, ante la falta de un censo exacto de la capacidad reproductiva, ésta se ha deducido de los tamaños de tronco. Se ha asumido que por encima de los 5 cm de diámetro (a la altura del pecho) los loros poseen la capacidad de producir semillas (véase capítulo III).

Así mismo, no se ha calculado de manera explícita el área ocupada por cada individuo o conjunto de individuos de un núcleo poblacional determinado. Como alternativa, se ha aceptado que cada cepa ocupa 4 metros cuadrados.

II.6 Resultados

II.6.1 Tamaño Poblacional

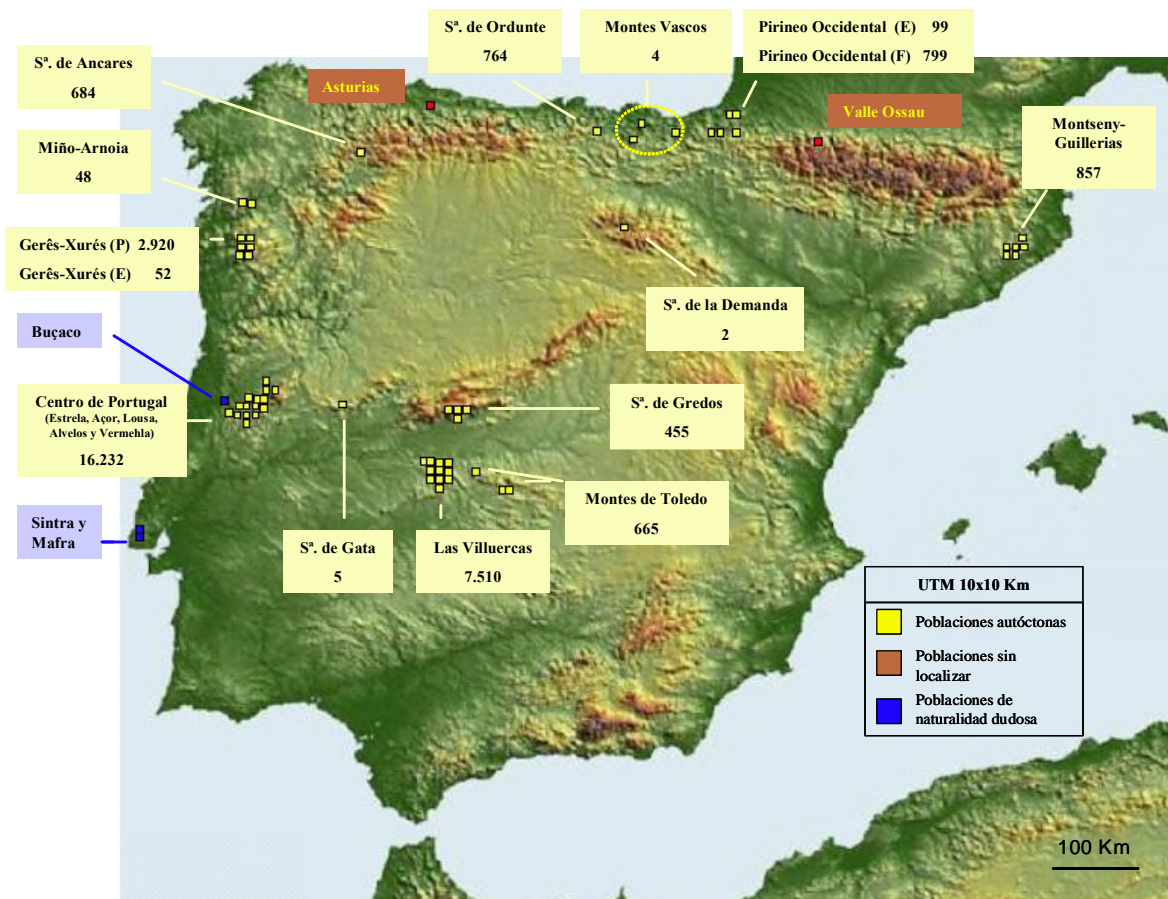


Figura 1. Distribución, representada en cuadrículas UTM 10x10 Km, y tamaño poblacional de *Prunus lusitánica* L. (loro) en la Península Ibérica.

El loro aparece en 13 áreas geográficas, localizadas principalmente en la periferia de la mitad norte peninsular (Figura 1). En territorio español se encuentran 12, aunque una de ellas es compartida con Portugal (Gerês-Xurés) y otra con Francia (Pirineo Occidental). El territorio restante, denominado Centro de Portugal, aglutina las sierras portuguesas de Estrela, Açor, Lousa, Vermelha y Alvelos.

Por otra parte, no se ha podido recabar información precisa sobre una localidad de loro en Asturias y otra en el valle de Ossau (Pirineo francés). A su vez, se han descartado antiguas citas no confirmadas de loro en el Valle de Alcudia (Ciudad Real), Hoz de Beteta, La Laguna (ambas en Cuenca), Sierra del Aljibe (Cádiz) y Valle del Ruesga (Cantabria) (Borda & Llorente 1996). Así mismo, una antigua cita en Asturias (Braun-Blanquet *et al.* 1956) ha resultado ser de *Prunus laurocerasus* (C. Aedo Com. pers.). Además, se han excluido las áreas portuguesas de Sintra y Buçaco pues están severamente intervenidas con plantas alóctonas y no se tiene certeza de la naturalidad del loro (Muñoz Garmendia & Navarro 1998,

J. Paiva com. per.). De hecho, el loro se encuentra como planta ornamental en múltiples lugares de toda la geografía española y portuguesa (Franco 1964, Ladero 1976, Labajos & Blanco 1992).

La población de loro en la Península Ibérica sobrepasa los 31.000 individuos (Tabla 2) y se reparten geográficamente de manera muy desigual (Figura 1, Tabla 2). Destaca la población portuguesa, estimada en más de 19.000 loros concentrados en 42 núcleos poblacionales. Secundariamente, España alberga aproximadamente 11.000 loros localizados en 83 núcleos y, marginalmente, en Francia se ha considerado una única población con 779 ejemplares.

En cuanto a los tamaños poblacionales por áreas geográficas (Tabla 2), hay que resaltar en primer lugar las sierras del centro de Portugal ya que albergan 35 núcleos poblacionales que comprenden el 52,2% de la población ibérica. En segundo lugar, destaca Las Villuercas con 7.508 loros distribuidos en 44 núcleos poblacionales que suponen el 24,2% del total censado y el 67% de la población española. Así pues, ambas áreas geográficas (Las Villuercas y C. de Portugal) acogen las tres cuartas partes del contingente poblacional ibérico.

Tabla 2. Tamaño poblacional y número de núcleos poblacionales de *Prunus lusitanica* L. (loro) en la Península Ibérica.

Area Geográfica	País	Comunidad Autónoma	Provincia	Tamaño poblacional	% Población Total	Nº núcleos poblacionales
Centro de Portugal	Portugal			16.232	52,23	35
Las Villuercas	España	Extremadura	Cáceres	7.510	24,17	44
S ^o . Gerês-Xurês	Portugal			2.920	9,40	7
S ^o . Gerês-Xurês	España	Galicia	Orense	52	0,17	3
Montseny-Guillerias	España	Cataluña	Gerona, Barcelona	857	2,76	11
Pirineo Occidental (L'Ayra)	Francia			779	2,51	1
Pirineo Occidental	España	Navarra	Navarra	99	0,32	5
S ^o . Ordunte	España	Castilla y León	Burgos	764	2,46	1
S ^o . Ancares	España	Castilla y León	León	684	2,20	1
Montes de Toledo	España	Castilla-La Mancha	Toledo, Ciudad Real	665	2,14	5
S ^o . Gredos	España	Castilla y León	Avila	455	1,46	6
Miño-Arnoia	España	Galicia	Pontevedra, Orense	48	0,15	2
S ^o . Gata	España	Extremadura	Cáceres	5	0,02	1
Montes Vascos	España	País Vasco	Alava, Vizcaya, Guipuzcoa	4	0,01	3
S ^o . de la Demanda	España	La Rioja	La Rioja	2	0,01	1
Portugal				19.152	61,63	42
España				11.145	35,86	83
Francia				779	2,51	1
Total				31.076		126

Siguiendo en orden decreciente, sobresale Gerês-Xurés pues acoge 10 núcleos poblacionales y casi 3.000 cepas. También en el norte, pero con cifras que oscilan entre 600 y 900, se encuentran loros en Montseny-Guillerías, Pirineo Occidental, Ordunte y Ancares. En los dos primeros territorios los loros están fragmentados en varios núcleos poblacionales pero en los dos últimos la población se concentra en un único enclave. Por otro lado, encontramos tamaños poblacionales algo inferiores en la vertiente sur de Gredos y en los Montes de Toledo. Finalmente, hay cuatro áreas geográficas colonizadas por menos de 100 loros: S^a de Gata, Montes Vascos, la desembocadura del río Arnoia en el Miño y S^a. de la Demanda. En este último caso no se incluyen los centenares de plántulas que el Gobierno de La Rioja ha plantado en diversos enclaves de la cuenca del río Najerilla.

En general, se detecta una fuerte correlación entre el número de núcleos y el número de cepas censadas en cada área geográfica ($R_{Spearman} = 0,74$; $p < 0,004$). No obstante, como se desprende de la Tabla 3, los núcleos integrados por unas pocas decenas de loros suponen más del 50% del total. Ello se debe a que, incluso en las áreas geográficas más destacadas, la mayor parte de los loros se concentra en escasos enclaves. Por ejemplo, en Las Villuercas o en las sierras del centro de Portugal casi dos tercios de los núcleos están integrados por menos de 100 cepas. Por el contrario, solamente se han registrado siete núcleos poblacionales con más de 1.000 ejemplares: dos en Las Villuercas (Garganta de La Trucha y Río Viejas), cuatro en el centro de Portugal (Margarça, río Ceira, Mata de Fajao y Loriga-Alvoco) y uno en Gerês-Xurés (Mata de Albergaria). En conjunto, albergan el 59,8% de los loros ibéricos aunque representan solamente el 5,6% del total de las poblaciones (Tabla 3),

Tabla 3. Núcleos poblacionales de *Prunus lusitanica* L. (loro) según clases de tamaño de las diferentes áreas geográficas, países y P. ibérica.

Area Geográfica	Nº Núcleos Poblacionales	Clases de abundancia				
		1-50	51-100	101-500	501-1.000	>1.000
Las Villuercas	44	25	5	8	4	2
Centro de Portugal	35	20	5	6		4
Montseny-Guillerías	11	8		3		
S ^a . de Gerês-Xurés	10	5	1	3		1
Pirineo Occidental	6	4	1		1	
S ^a . de Gredos	6	2	2	2		
Montes de Toledo	5	1	1	3		
Montes Vascos	3	3				
Miño-Arnoia	2	2				
S ^a . de Ancares	1				1	
S ^a . de Gata	1	1				
S ^a . de la Demanda	1	1				
S ^a . de Ordunte	1				1	
España	83	50	10	15	6	2
Portugal	42	23	6	8		5
Francia	1				1	
Total	126	72	15	25	7	7
%		57,1	11,9	19,8	5,6	5,6

II.6.2 Estructura poblacional y regeneración

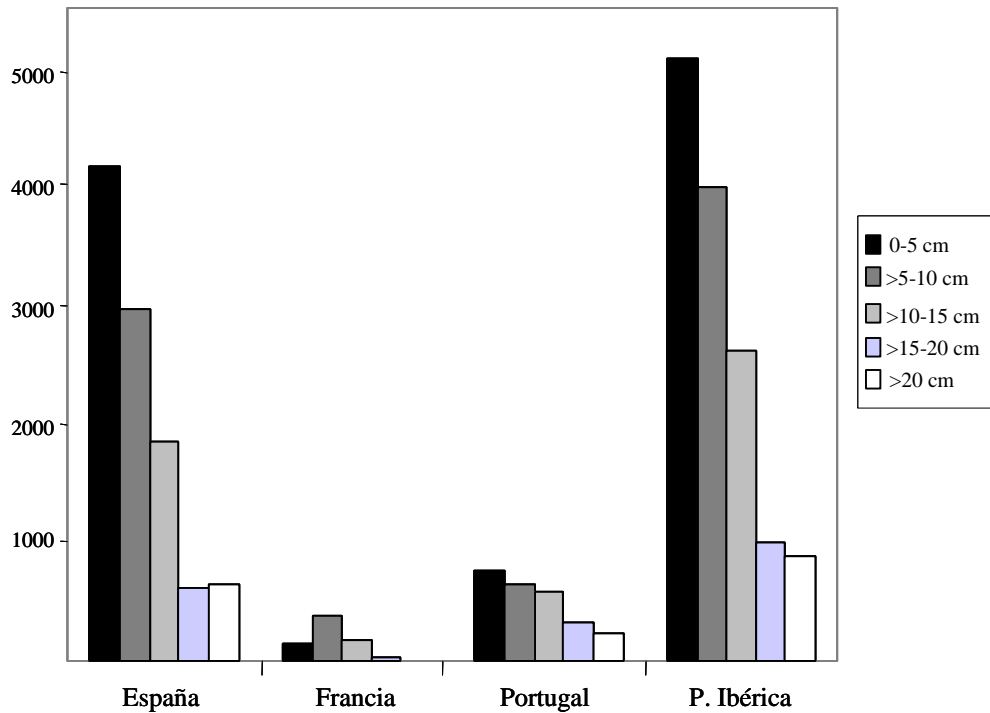


Figura 2. Estructura demográfica de *Prunus lusitanica* L.(loro) en España, Portugal, Francia y Península Ibérica.

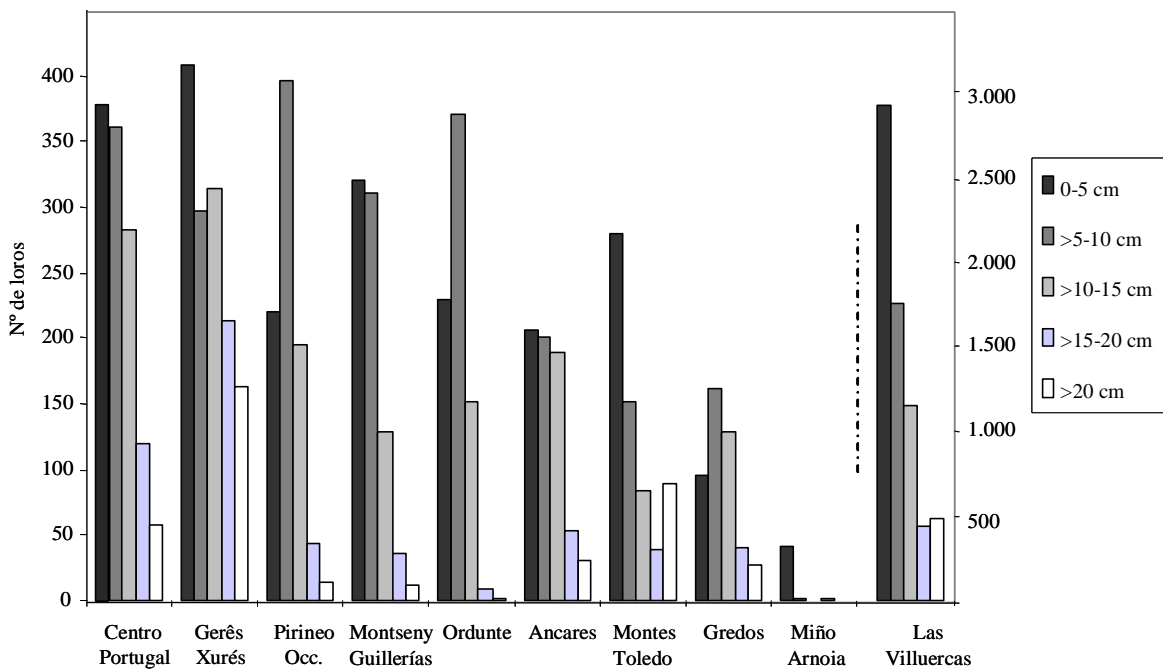


Figura 3. Estructura demográfica de poblaciones de *Prunus lusitanica* L. (loro) en 10 áreas geográficas. El eje vertical derecho se refiere exclusivamente a Las Villuercas. Se excluyen Montes Vascos, S^a. de Gata y S^a. de la Demanda por poseer menos de cinco loros.

Las poblaciones ibéricas de loro, tanto en su conjunto como considerando por separado las españolas, parecen estar bien estructuradas y con regeneración. En general, dominan los individuos juveniles (clase de 0-5 cm de diámetro) y las cifras totales se ajustan al modelo potencial (Figura 2 y Tabla 4). Sin embargo, en Francia predominan las clases intermedias y, como en Portugal, no reflejan una estructura demográfica ideal.

La figura 3 revela que la agrupación de loros a escala nacional o ibérica enmascara una notable irregularidad ya que los distintos territorios no comparten la misma estructura. Además, solamente Gerês-Xurés y Las Villuercas presentan una estructura demográfica ideal aunque la mayoría muestran altos coeficientes de regresión al modelo potencial (Tabla 4). Solamente en cuatro áreas geográficas predomina la clase juvenil (Figura 3): Las Villuercas, Miño-Arnoia, Montes de Toledo, y Gerês-Xurés. En otras tres, Montseny, Centro de Portugal y Ancares, los individuos juveniles codominan con los de tamaño intermedio. En cambio, en Gredos, Pirineo Occidental y Ordunte, las cepas de loro de tamaño intermedio son las más abundantes. Además, en Montes de Toledo y en Las Villuercas la clase de mayor tamaño que representa a los individuos senescentes reúne una cifra similar o superior al de las clases de tamaño intermedio.

La regeneración, evaluada mediante el simple cociente “juveniles/población total” no es estadísticamente distinta en las siete áreas geográficas (con datos de tamaño de más de 3 núcleos poblacionales). Como se aprecia en la tabla 5, la variabilidad residual o interna de cada área geográfica es mayor que la variabilidad entre áreas geográficas. No obstante, su representación gráfica (Figura 4) muestra una considerable heterogeneidad entre territorios. Destacan los valores medios de regeneración superiores a 0,5 (*i.e* 50% de los individuos son brinzales) de las poblaciones de Montseny-Guillerias, Pirineo Occidental y de Miño-Arnoia. El resto de las poblaciones muestra valores inferiores a 0,4 y es especialmente bajo en los núcleos de Gredos. Así mismo, se comprueba que el reclutamiento es nulo en La Demanda y Montes Vascos.

Tabla 5. Análisis de la varianza de IR de los núcleos poblacionales de *Prunus lusitanica* L. (loro) de siete áreas geográficas.

	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Area Geográfica	0,63	6	0,11	1,55	0,1753
Residual	4,36	64	0,07		

Tabla 4. Ajuste al modelo potencial de la estructura demográfica de las poblaciones de *Prunus lusitanica* L. (loro) de todas las áreas geográficas exceptuando las que tienen menos de cinco loros (Montes Vascos, S^a. de Gata y S^a. de la Demanda).

Area Geográfica	Ajuste a medelo Potencial	
	R ²	p
Centro de Portugal	0,66	0,093
Gerês-Xurés	0,82	0,035
Las Villuercas	0,87	0,02
Miño-Arnoia	0,93	0,174
Montes de Toledo	0,71	0,074
Montes Vascos	-	-
Montseny-Guillerias	0,74	0,063
Pirineo Occidental	0,51	0,177
S ^a . de Gredos	0,38	0,265
S ^a . de Ordunte	0,60	0,123
S ^a . de Ancares	0,61	0,12
S ^a . de Gata	-	-
S ^a . de la Demanda	-	-
Francia	0,46	0,212
España	0,82	0,033
Portugal	0,73	0,065
Península Ibérica	0,81	0,038

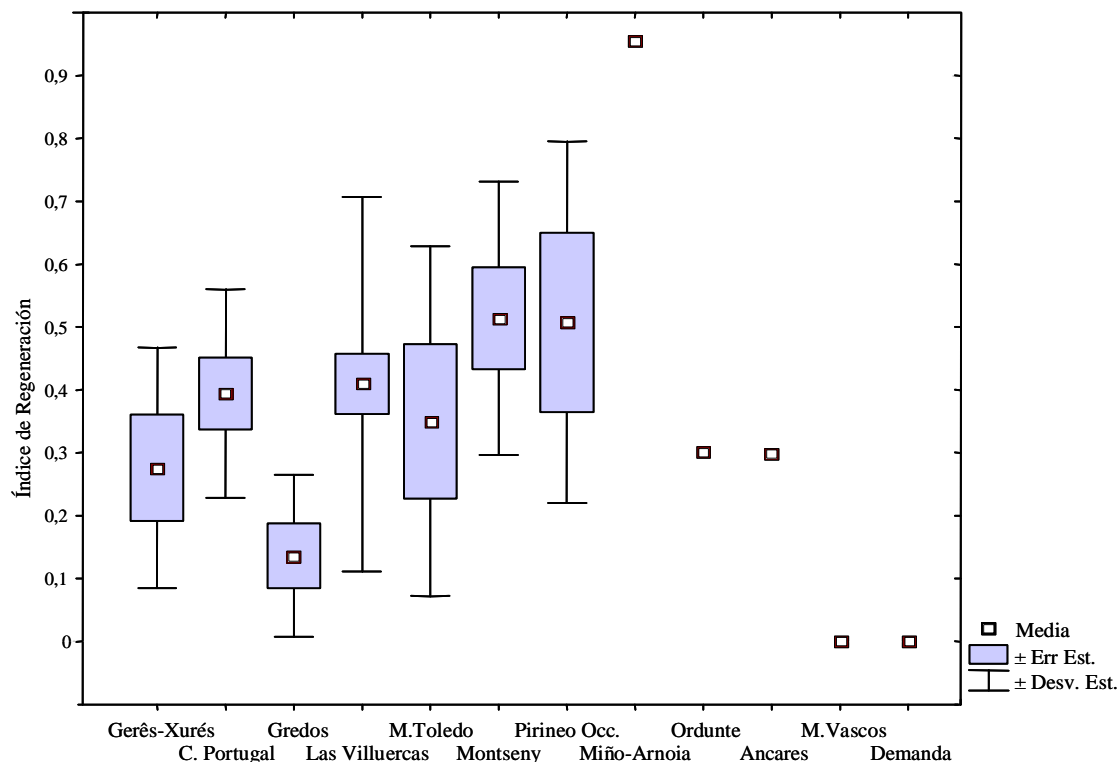


Figura 4. Índice de Regeneración de los núcleos poblacionales de *Prunus lusitanica* L. (loro) en las siete áreas geográficas (con más de 3 núcleos poblacionales) y en 5 áreas geográficas con datos de tamaño de un único núcleo poblacional.

En el análisis demográfico más detallado de los núcleos poblacionales se pone de manifiesto que la heterogeneidad estructural es muy elevada en cualquiera de las áreas geográficas con más de una población (Figura 5). Así mismo, revela que prácticamente no hay núcleos poblacionales teóricamente bien estructurados en Montes de Toledo, Ordunte, Gredos, Ancares, Pirineo Occidental, Montes Vascos y La Demanda. Únicamente 13 núcleos presentan una estructura demográfica ideal y se localizan en Las Villuercas, Centro de Portugal, Montseny-Guilleries y Gerês-Xurés. En general, se caracterizan por tener valores moderados o altos de regeneración y bajos porcentajes de ejemplares senescentes y de tamaño intermedio.

En función del primer eje de la ordenación, identificado estrechamente con la regeneración (IR), se desprende que cerca de la mitad de los núcleos poblacionales, ubicados en la mitad derecha del gráfico, contienen moderados o altos índices de regeneración (por encima del promedio). Por el contrario, la otra mitad, situada en la mitad izquierda, presenta una deficiente o nula regeneración. Además, un buen número de estos núcleos poblacionales llega a estar dominado por loros con un diámetro de 5-20 cm (cuadrante inferior izquierda). Así mismo, un tercio del total (situados en los cuadrantes superiores del gráfico) muestra elevados porcentajes de cepas senescentes.

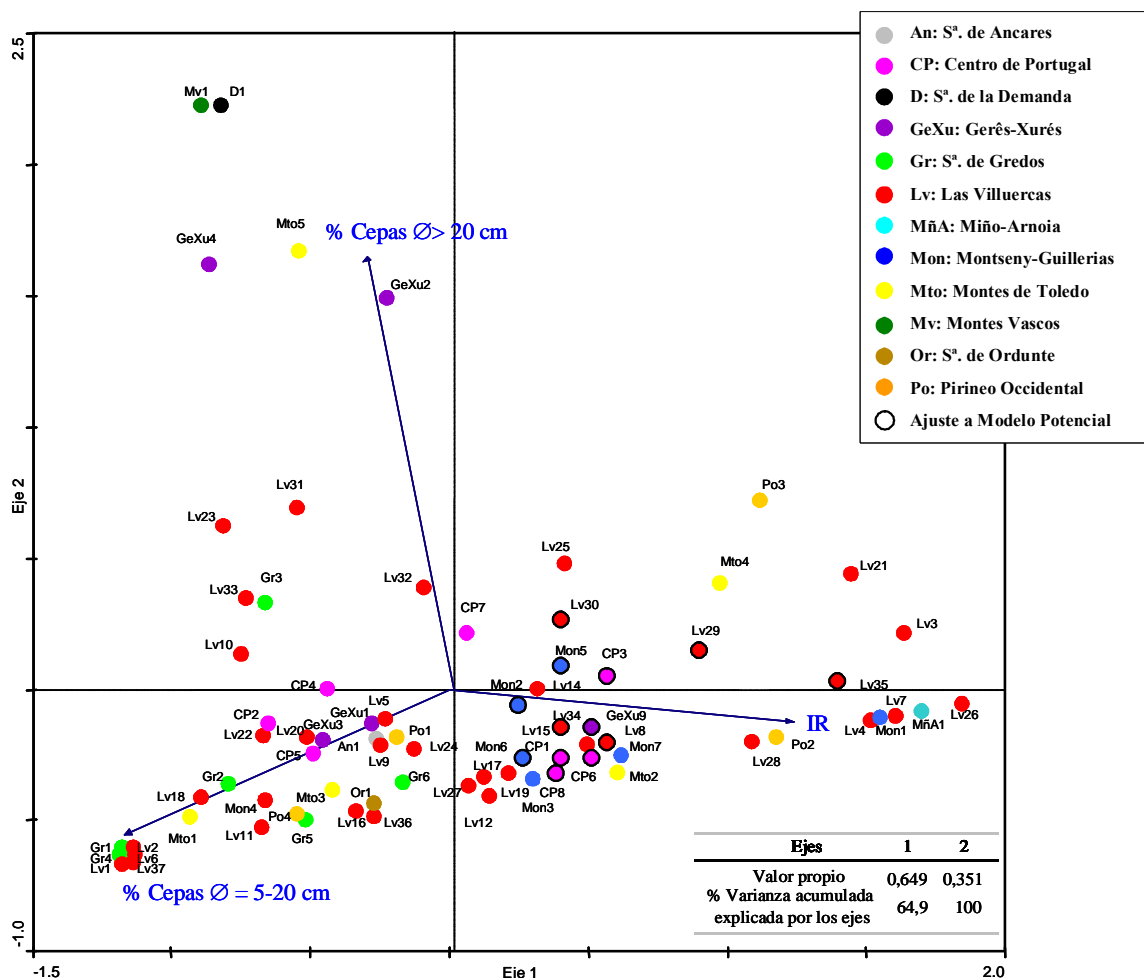


Figura 5. Análisis de Ordenación (PCA) de la estructura de 76 núcleos poblacionales de *Prunus lusitanica* L. (loro). IR: Índice de regeneración. El promedio de IR = $0,38 \pm 0,27$; Promedio de “% Cepas Ø = 5-20 cm” = $54,99 \pm 26,09$; Promedio de “% Cepas Ø > 20 cm” = $6,81 \pm 10,94$. Los núcleos poblacionales que poseen valores superiores al promedio de una variable dada se proyectan perpendicularmente sobre dicha variable. Por el contrario, si poseen valores inferiores al promedio, su proyección queda por detrás del origen de la variable.

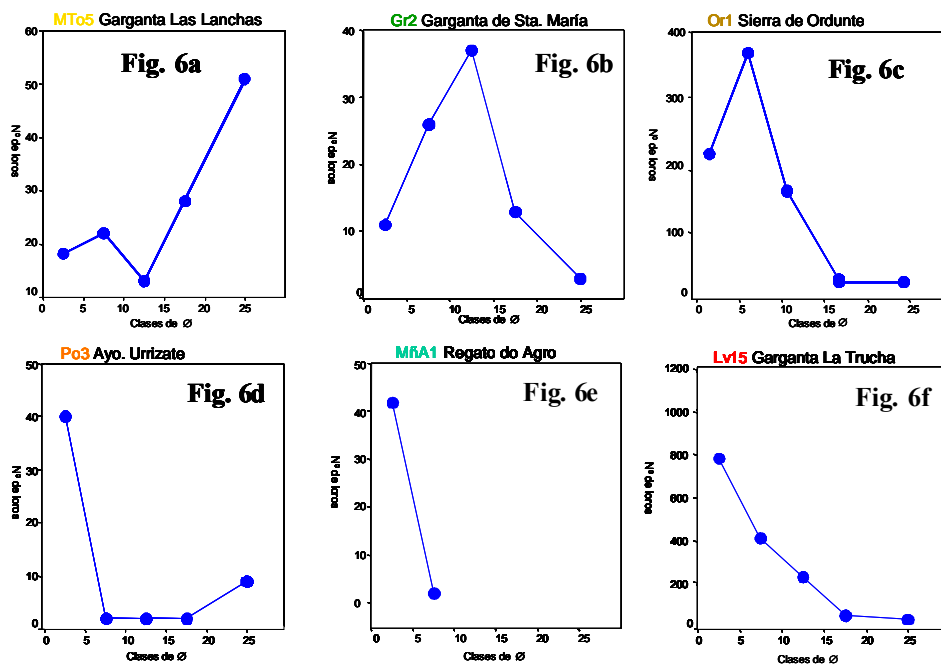


Figura 6. Estructura demográfica núcleos poblacionales ilustrativos de los seis modelos demográficos que resumen la variabilidad de 76 núcleos poblacionales ibéricos de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Además de la tendencia general y de las matizaciones señaladas, la inspección visual de la estructura demográfica de cada uno de los núcleos poblacionales considerados permite reconocer una variabilidad que se puede resumir en seis modelos básicos que se ilustran con ejemplos (Figuras 6a-6f):

- i) poblaciones envejecidas con escasa regeneración (Figura 6a);
- ii) poblaciones envejecidas con escasa regeneración y dominadas por loros de tamaño intermedio (Figura 6b);
- iii) poblaciones que combinan el predominio de loros de tamaño intermedio y una elevada proporción de brinzales (Figura 6c);
- iv) poblaciones que combinan alta regeneración y una proporción de senescentes superior a la de los individuos de tamaños intermedios (Figura 6d);
- v) poblaciones con alta regeneración (Figura 6e);
- vi) poblaciones teóricamente bien estructuradas (Figura 6f).

La adscripción de cada uno de los 76 núcleos poblacionales a uno de los seis modelos se traduce en una clasificación discreta que permite evaluar de manera cuantitativa la variabilidad estructural y regeneración de las poblaciones ibéricas de loro (Tabla 6).

Así, los tres primeros modelos (*a*, *b*, *c*), que aglutinan más del 40% de los núcleos poblacionales, presentan nulos o bajos índices de regeneración que son significativamente inferiores a los de los otros tres modelos (*d*, *e*, *f*) (véanse tablas 6 y 7 y Figura 7).

También se desprende que más del 80% de los núcleos poblacionales se ajustan a modelos distintos de la “Jota invertida” (modelo *f*). Igualmente resulta relevante que casi un tercio de las poblaciones (7,9% del modelo *a* más el 24,4% del modelo *b*) estén envejecidas o tengan un serio déficit de regeneración.

El modelo más frecuente, sobre todo en el Montseny y en Las Villuercas, es aquel en el que la abundancia de los individuos es inversamente proporcional a su tamaño (modelo *e*). La regeneración es importante pues la clase más numerosa es la juvenil. Sin embargo, no predomina tan claramente como en las poblaciones teóricamente bien estructuradas (modelo *f*).

En menor medida, es relativamente común encontrar poblaciones presididas por individuos de tamaño intermedio (modelo *c*), que en muchas ocasiones adolecen de ejemplares jóvenes (modelo *b*), especialmente en Gredos y Las Villuercas. En esta región y en alguna otra, también son numerosos los núcleos caracterizados por el predominio simultáneo de juveniles e individuos senescentes (modelo *d*), quizá evidenciando un proceso de recuperación tras cesar una perturbación.

Tabla 6. Agrupación de 76 núcleos poblacionales de *Prunus lusitanica* L. (loro) en seis modelos demográficos básicos con su correspondiente Índice de Regeneración. En trazo discontinuo se presentan distintas posibilidades que se asocian a un único modelo.

Modelos Demográficos	Estructura demográfica teóricamente deficiente				E. Demográfica teóricamente ideal	
	a	b	c	d	e	f
Regeneración IR (Media ± Desv. Estándar)	nula o escasa			moderada o alta		
	0,07 ± 0,07	0,11 ± 0,10	0,22 ± 0,06	0,63 ± 0,22	0,56 ± 0,25	0,55 ± 0,10
Centro de Portugal			3		1	4
Gerês-Xurés	1	1		1	1	1
Las Villuercas	2	10	3	5	11	5
Montes de Toledo	1	1	1	1	1	
Sª. de Gredos		5			1	
Montseny-Guilleries			1		3	3
Pirineo Occidental			1	1	2	
Montes Vascos	1					
Miño-Arnoia					1	
Sª. de Ancares					1	
Sª. de Ordunte			1			
Sª. de la Demanda	1					
Total	6	17	10	8	22	13
%	7,9	22,4	13,2	10,5	28,9	17,1
% Global	43,4			39,5		17,1

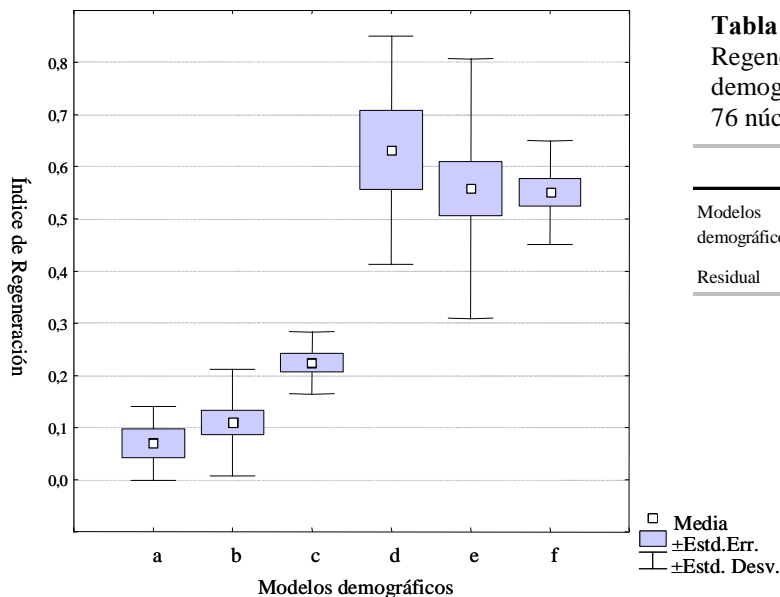


Tabla 7. Análisis de la varianza del Índice de Regeneración (IR) de los seis modelos demográficos básicos en los que se agrupan los 76 núcleos poblacionales de *Prunus lusitanica* L.

	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Modelos demográficos	3,65	5	0,73	25,79	< 0,0001
Residual	1,98	70	0,03		

Figura 7. Índice de Regeneración de los seis modelos demográficos en los que se agrupan los 76 núcleos poblacionales de *Prunus lusitanica* L. (loro).

II.6.3 Estado de conservación y régimen de protección

Casi todos los enclaves con loros muestran signos evidentes de perturbaciones antrópicas (Tabla 8). Como regla general, las poblacionales de loro soportan simultáneamente una importante “riqueza” de agresiones a las que sólo escapan localmente. La consecuencia de ello es que una fracción muy elevada de los núcleos poblacionales de loro son en realidad pies dispersos o rodales inmersos en paisajes vegetales intensamente manejados. También es cierto que la intensidad de las perturbaciones está remitiendo en paralelo con el abandono generalizado de las prácticas agrarias en las zonas montañosas.

Tabla 8. Relación de perturbaciones que afectan directamente a las poblaciones de *Prunus lusitanica* L. (loro) y a los enclaves que ocupan.

CC AA / País	Area Geográfica	Tala	Incendios	Plantaciones	Infraestructuras	Pastoreo	Limpieza sobobosque	Ganado cinagético	Huertos	Aterrazamiento	Encauzamiento	Canalización de agua	Embalse	Recreo	Acacia dealbata	?	Ninguna
Castilla León	S ^a . de Ancares	1											1				
Castilla León	S ^a . de Gredos	5	1		2	2			1			1					
Castilla León	S ^a . de Ordunte	1		1	1		1										
Castilla-La Mancha	Montes de Toledo	3	1			2		4									
Cataluña	Montseny&Guillerias	7		2	4	1	7	1								3	1
Extremadura	Las Villuercas	24	5	4	10	14	2	17	8			5	3	2		6	9
Extremadura	S ^a . de Gata															1	
Galicia	Miño-Arnoia	1															1
Galicia	Gerês-Xurés	2	2	1								1					
La Rioja	S ^a . de la Demanda							1									
País Vasco	Montes Vascos	1		1													2
Navarra	Pirineo Occidental	3					3										2
Francia	Pirineo Occidental: L'Ayra	1			1	1	1										
Portugal	Gerês&Xurés	2	1		3	1	4						1	2		3	1
Portugal	Centro de Portugal	23	28	23	6	4	6		8	11	10	1	2	1	4	5	
Total general		74	38	32	27	25	24	23	17	11	10	8	7	5	4	22	12
%		58,7	30,2	25,4	21,4	19,8	19,0	18,3	13,5	8,7	7,9	6,3	5,6	4,0	3,2	17,5	9,5

Las alteraciones más comunes y extendidas geográficamente son:

i) Tala; se incluye también el arranque de cepas. Actualmente no supone una amenaza grave para las poblaciones de loro aunque puntualmente se ha llegado a talar una población entera (en Cataluña). Sin embargo, son muchos los núcleos poblacionales que muestran evidencias de tala total o parcial de cepas y, en el pasado, ha supuesto una de las principales causas de fragmentación de la vegetación riparia y, por extensión, de las loreras.

ii) Incendios; son habituales en Portugal. Las poblaciones del centro de Portugal sufren frecuentes incendios. En cambio, en España la incidencia del fuego es menor y su frecuencia ha disminuido notablemente, especialmente en Las Villuercas, donde hasta hace 30 años era

una herramienta tradicional de apertura de monte. Solamente suponen un peligro real para las reducidas poblaciones gallegas ya que habitualmente se incendian los territorios que ocupan.

iii) Plantaciones de especies leñosas; se trata principalmente de eucaliptares y pinares y, en menor medida, castaños, cerezos, chopos y plátanos. Hoy en día no hay riesgo de desaparición por reforestación, pero son habituales donde el loro habita. Suponen, por tanto, una limitación al desarrollo de las poblaciones de loro, no sólo por la usurpación de hábitat sino porque el manejo de las plantaciones limita la expansión (o recuperación) de territorio. En su día se realizaron aterrazamientos del terreno, alterando pequeños cauces y manantiales y, actualmente, se eliminan las plantas que no son de interés.

iv) Limpieza de sotobosque; es muy frecuente que la “limpieza” de masas forestales naturales (alisedas, carballedas) o favorecidas (castañares, avellanedas) conlleve la eliminación de loros (junto con acebos, madroños, laureles y cualquier otra especie de escaso valor material para el hombre).

v) Infraestructuras; habitualmente la apertura de pistas forestales y de “cortafuegos” se lleva por delante la vegetación riparia y edafohigrófila de manantiales incluyendo los loros. Uno de los casos más graves se da en la única población de Burgos (Sierra de Ordunte). Aquí, la apertura de una ancha pista ha arrasado con decenas de loros y ha destrozado el discurrir de los manantiales que albergan manifestaciones mixtas de loros con madroños, hayas, avellanos y arraclanes.

vi) Pastoreo; suele ser de cabras y, pese a que la cabaña está en severa regresión, su impacto aún es patente en numerosas poblaciones ibéricas, sobre todo en Las Villuercas, Centro de Portugal, Gredos y Montes de Toledo. Afecta tanto la presión directa del ganado como el manejo del hábitat que efectúan los ganaderos.

vii) Manipulación del agua; en muchas áreas geográficas se registran localmente claras evidencias de manipulación de manantiales y cursos de agua. Las tomas de agua para huertos son muy frecuentes en fuentes naturales de agua permanente, claves para la existencia de loros y otras plantas edafohigrófilas refugiadas en las sierras del ámbito mediterráneo. Así mismo, los embalses de Las Villuercas (3), Gerês (1) y posiblemente en La Rioja (1), inundan terrenos seguramente ocupados por loros e impiden la dispersión de las poblaciones que han quedado en las inmediaciones de sus orillas.

Secundariamente se pueden destacar otras amenazas y agresiones que, aunque no están muy extendidas en el ámbito peninsular, son muy impactantes en determinados territorios. Por ejemplo, en el centro de Portugal es usual la completa transformación de los pequeños cauces: sus orillas son empedradas y sus riberas aterrazadas para el establecimiento de huertos. Bien es cierto que no siempre desaparece el loro, que incluso medra en los muros que conforman los empedrados o coloniza los espacios no cultivados si hay humedad edáfica suficiente. Pero sin duda, se desmantela la estructura natural que podrían presentar las poblaciones de loro.

Igualmente, en el mismo territorio, resulta preocupante y llamativa la extensión que en las riberas ocupan plantas alóctonas naturalizadas como los eucaliptos y mimosas (*Acacia dealbata*).

Por otro lado, en las sierras del interior español (Las Villuercas, Montes de Toledo, Gredos, La Demanda) es notable el daño que ejerce el creciente ganado cinegético (ciervos, corzos, jabalíes, etc) sobre los brinzales de loro y las ramas bajas de los árboles maduros. Se alimentan de las hojas y además, los defolían, tronchan o matan al rozar sus cornamentas contra la corteza lisa de sus troncos.

El loro es objeto de una atención muy desigual en las unidades político-territoriales en las que vive. En Portugal no está catalogada aunque existe una propuesta de considerarla “Rara” en el norte del país (Leitao Serra & Serpa Carvalho 1989). En Francia se considera especie “Vulnerable” (Olivier *et al.* 1995) y con la misma categoría se incluye en la Lista Roja de la flora amenazada española (VV.AA. 2000) aunque no aparece en el catálogo nacional.

En España, además, carece de consideración alguna en dos Comunidades Autónomas y presenta diversas figuras de protección en otras seis (Tabla 9). Así, en el catálogo del País Vasco se incluye como “Rara” (Orden/3471 10 de julio 1998) y únicamente hay cuatro loros. Por el contrario, las dos cepas de La Rioja, se catalogan como “En Peligro de Extinción” (Decreto59/1998 9 de octubre 1998). En Cataluña está “Estrictamente Protegida” en el macizo de Las Guillerías (Decreto328/1992 14 de diciembre de 1992), donde hay 394 cepas; pero la otra mitad de la población catalana, repartida en diferentes arroyos del contiguo macizo del Montseny carece de protección específica. Por otra parte, en Castilla La Mancha y en Navarra tiene la figura de “Vulnerable” (Decreto33/1998 5 de mayo 1995, Decreto Foral 94/1997 7 de abril 1997) con 665 y 99 cepas respectivamente.

De acuerdo con las observaciones de campo y los datos demográficos propios el loro tendría la categoría de “Vulnerable” en Extremadura, Castilla y León, Cataluña y Castilla La Mancha. El principal criterio aplicable sería el de poblaciones con menos de 1.000 individuos maduros (D₁) y un área de ocupación reducida (D₂). En cambio, en Galicia, Navarra, País Vasco y La Rioja el loro merecería el rango de “En Peligro Crítico” por el exiguo número de cepas reproductoras (D₁, menos de 50 individuos maduros).

Por otra parte, tanto para el conjunto de la Península Ibérica como para España y Francia, la categoría de protección más adecuada podría ser “Vulnerable” por el área de ocupación y el número de cepas reproductoras (en el caso de Francia). En Portugal, paradójicamente, donde hay un mayor número de loros, la categoría sería de “En Peligro”, por la fuerte disminución poblacional que se deduce del extraordinario grado de perturbación del paisaje en general y de los hábitats ocupados por el loro en particular.

En España, y hasta la fecha, solamente se han llevado a cabo medidas de estudio y conservación en tres Comunidades Autónomas: Cataluña, Extremadura y La Rioja. En Cataluña se ha financiado una estima semicuantitativa de la población (Gutiérrez Perarnau & Sáez Goñalons 1994). En Extremadura se están desarrollando trabajos que pretenden obtener un diagnóstico que sustente el futuro plan de conservación. En La Rioja se ha aprobado un plan de recuperación sin estudio previo y se han plantado centenares de brinzales (Obs. pers.) procedentes del único árbol que produce semillas en la región.

Tabla 9. Categoría de protección y medidas de conservación para *Prunus lusitánica* L. (loro) en Francia, Portugal, España y en sus correspondientes autonomías. Como propuesta propia se presenta una categoría regional y el criterio según las bases de la U.I.C.N. 2001.

Comunidad Autónoma / País	Tamaño poblacional	Nº núcleos poblacional	% Población Total	Categoría Protección	Medidas Conservación	Propuesta Regional	Criterio
Extremadura	7.515	45	24,18	Sensible a la alteración de su hábitat	Estudios para Plan de conservación	VU	D2
Castilla-León	1.903	8	6,12	—	—	VU	D2
Cataluña	857	11	2,76	Estrictamente protegida	—	VU	D1 D2
Castilla-La Mancha	665	5	2,14	Vulnerable	—	VU	D1 D2
Galicia	100	5	0,32	—	—	CR	D1
Navarra	99	5	0,32	Vulnerable	—	CR	D1
País Vasco	4	3	0,01	Rara	—	CR	D1
La Rioja	2	1	0,01	En Peligro de Extinción	Plan de recuperación	CR	D1
España	11.145	83	35,86	Vulnerable	—	VU	D2
Francia	779	1	2,51	Vulnerable	—	VU	D1 D2
Portugal	19.152	42	61,63	—	—	EN	B2ab (ii,iii,iv,v)
Península Ibérica	31.076	126		—	—	VU	D2

II.7 Discusión

II.7.1 Tamaño poblacional

La fragmentación apreciada en la distribución de una especie puede responder a un declive poblacional reciente o histórico (Rabinowitz 1981, Levin 2000, García 2002) o a una elevada especificidad de hábitat sobre todo cuando se trata de especialistas edáficos (Menges 1991). En el caso del loro, habitualmente se ha barajado la segunda opción unida al concepto de refugio.

La hipótesis de existencia de enclaves que funcionan o han funcionado como refugio es, sin duda, clave para entender la flora y el paisaje vegetal de Europa Occidental en general (Dansereau 1968, Bennett 1991, Willis 1996, Hewitt 1999, Terhurne-Berson *et al.* 2004, Cheddadi *et al.* 2006) y de la Península Ibérica en particular (Costa Tenorio *et al.* 1988, Costa Tenorio *et al.* 1990, Costa Tenorio *et al.* 1997, García Antón *et al.* 2002, Olalde *et al.* 2002, Arroyo *et al.* 2004, Morla 2004). En este sentido, el loro, actualmente tendría que depender de condiciones microambientales excepcionales pues se trata de un taxon Paleotropical incompatible con las condiciones ambientales actuales, a priori alejadas del óptimo que supuestamente disfrutó en el Terciario (Costa Tenorio *et al.* 1997). Así, se entendería su actual fragmentación y su resistencia a la extinción que sufrieron numerosas leñosas lauroides durante el Neógeno y Pleistoceno (Van der Hammen *et al.* 1971) y, en general, todas aquellas plantas con elevados requerimientos hídricos e intolerantes tanto a los rigores invernales como a los periodos de sequía (Svenning 2003).

No obstante, quedan muchas incógnitas por resolver sobre su distribución y tamaños poblacionales, tanto a escala ibérica como regional. Una de ellas es cómo explicar la rareza o ausencia del loro en diversos territorios (Cornisa Cantábrica, Galicia, mitad norte de Portugal, Gerona y sierras de Cádiz) cuyas condiciones climáticas oceánicas se identifican con las del bioma V (Walter 1985, Allué-Andrade 1990).

Seguramente, junto con el clima vigente, participan decisivamente otros factores que han actuado y actúan a escalas diferentes. Uno de ellos es la historia bioclimática de la Península Ibérica (Costa Tenorio *et al.* 1997, Arroyo *et al.* 2004). Así, por ejemplo, la escasez del loro en el litoral atlántico ibérico podría deberse a la influencia negativa ejercida por el frente polar y la migración de témpanos de hielo durante el último máximo glacial y periodo inmediatamente posterior (Ruddiman & McIntyre 1981, Turner & Hannon 1988, Lowe *et al.* 1994). Sin embargo, deben haber intervenido otras variables, pues semejante evento climático no ha impedido que el litoral atlántico ibérico acoja numerosas poblaciones de helechos paleotropicales (Salvo Tierra 1990) y otras plantas termófilas como *Olea*, *Smilax*, *Quercus suber*, *Laurus nobilis*, *Arbutus* (Costa Tenorio *et al.* 1997, Lara *et al.* 2004).

El hecho de que tras la deglaciación, la especie no se haya recuperado o que actualmente no se extienda más por el litoral cantábrico u otros territorios ibéricos puede deberse no sólo a su especificidad por enclaves idóneos (refugios) sino también por otras limitaciones derivadas de su carácter relictual: pérdida de dispersantes eficientes, indefensión ante organismos patógenos diferentes de los de su ambiente original, incapacidad para competir con nuevas plantas, etc. (Levin 2000). Estos mismos factores, habida cuenta de las perturbaciones antrópicas registradas, podrían explicar su fragmentación actual a escala regional. De hecho, según revelan los modelos predictivos basados exclusivamente en datos climáticos (Benito Garzón 2002), el loro podría “refugiarse” en las sierras de Cádiz. Además, el mismo modelo muestra que el loro presentaría un área sensiblemente mayor y más continua, no sólo en la vertiente atlántica ibérica sino también en el Sistema Central, Montes de Toledo y Las Villuercas.

Actualmente, en la Península contamos con una cifra elevada de núcleos poblacionales (126) y ejemplares de loro (más de 31.000). Las cifras no son absolutas pues en el Centro de Portugal se realizó una extrapolación mediante bandas en una localidad. Además, no se ha obtenido información precisa de 7 núcleos poblacionales: tres en el centro de Portugal, otros tres en el Montseny y dos en Gerês. No obstante, es posible que no alteren notablemente las cifras presentadas pues salvo un núcleo en Gerês, en la mayoría de los casos se trata de poblaciones con menos de 30 ejemplares (Ramón Beltrán 2001, Gutiérrez y Sáez, Com. pers.).

En cualquier caso, su situación es teóricamente preocupante ya que el grueso de la población se concentra prácticamente en dos áreas geográficas: Centro de Portugal y Las Villuercas. Las 11 restantes están integradas, salvo Gerês-Xurés, por menos de 1.000 individuos y muchas de ellas se encuentran muy aisladas. Además, a escala regional se repite la misma pauta, de modo que la mayoría de los núcleos poblacionales consta de menos de 100 loros y solamente hay siete que superan el millar de cepas. Aunque no se ha evaluado el estrés ambiental que la especie puede estar sufriendo y no se tienen evidencias directas de limitaciones de tipo biológico, habría de nuevo que recalcar la variedad e intensidad de las perturbaciones observadas en los enclaves colonizados.

Esta situación de aislamiento y predominio de poblaciones pequeñas hacen del loro una especie vulnerable (Menges 1997, Holsinger 2000a) tanto a escala ibérica como regional. A priori, corre el riesgo de fracasar ante cambios ambientales o intrínsecos a los individuos, comúnmente resumidos como estocasticidad ambiental y demográfica (Menges 1991). La escasez de ejemplares puede favorecer el decremento en la variabilidad genética (Levin 2000), la acumulación de genes deletéreos (Frankham 2005) y provocar el fenómeno denominado “inbreeding depression”. Todo ello podría traducirse en pérdida de vigor o “fitness” que se reflejarían negativamente en la capacidad de crecimiento, reproducción y

supervivencia de los individuos (Sorensen & Miles 1982, Jelinski 1993, Kery *et al.* 2000, Luijten *et al.* 2000, Oostermeijer 2000, Allendorf & Ryman 2002, Paschke *et al.* 2003, Hensen & Oberprieler 2005). La menor variabilidad genética supuestamente inherente a los grupos poblacionales pequeños también compromete la defensa contra patógenos (Carr & Eubanks 2002, Koskela *et al.* 2002), merma la plasticidad fenotípica, limita el potencial evolutivo (Kery *et al.* 2000, Kelly & Arathi 2003) y, en definitiva, disminuye la viabilidad poblacional de la especie (Newman & Pilson 1997, Beissinger 1998, Paschke *et al.* 2002).

Aún así, también hay estudios que dudan de la trascendencia que a veces se le concede a la genética en los análisis de riesgo de extinción de plantas con poblaciones fragmentadas e integradas por pocos efectivos (Lande & Orzack 1988, Young *et al.* 1996). De hecho, hay leñosas que tras sufrir un importante declive histórico no pierden variabilidad genética de manera acusada (Levin 2000 y estudios incluidos). También hay organismos que eliminan o “purgan” los genes nocivos (Barrett & Charlesworth 1991, Byers & Waller 1999).

Además, la probabilidad de medrar del loro puede ser relativamente amplia incluso con pocos ejemplares, ya que es una leñosa autocompatible con una importante regeneración vegetativa (datos propios). Ambos factores son relevantes en la persistencia de las plantas (Eriksson 1997, Menges 1997, Oostermeijer 2000, Mejías *et al.* 2002, García & Zamora 2003, Mejías *et al.* 2004, Morla 2004). Aunque, por otro lado, estas características reproductivas pueden comprometer la variabilidad genética. Sin embargo, la reproducción asexual también conlleva mutaciones (Klekowski 1997) y se ha comprobado que sucesos esporádicos de reclutamiento vía semilla permiten a poblaciones de plantas perennes mantener niveles de variabilidad genética semejantes a aquellas que se reproducen sexualmente con regularidad (McLellan *et al.* 1997, Bengtsson 2003).

En cualquier caso, ahora mismo no se puede establecer cuál es el umbral poblacional por debajo del cual el loro no puede afrontar fenómenos derivados de la estocasticidad ambiental, demográfica, genética o su efecto combinado. En la literatura se manejan cifras orientativas de entre 50 y 1.000 individuos (Shaffer 1981, Oostermeijer 2000, Frankham 2005). Pero éstas se consideran insuficientes sí, además de proteger la persistencia de la especie, se quiere asegurar su capacidad evolutiva y su futuro frente a las impredecibles catástrofes (Shaffer 1981, Menges 1991).

II.7.2 Estructura y regeneración

La estructura demográfica del loro a escala ibérica o nacional, no muestra aparentemente problemas de regeneración pues predominan los individuos jóvenes salvo en la población francesa. En cambio, a escala regional la heterogeneidad es mayor aunque no haya significación estadística. Así, existen territorios en los que abunda la clase juvenil mientras que en otros predominan las clases intermedias (Pirineo Occidental, Ordunte y Gredos) o

incluso resulta inadecuado hablar de estructura por albergar menos de 5 loros (S^a. de Gata, Montes Vascos y La Demanda).

La escasa importancia numérica de la clase juvenil en varios territorios podría reflejar una irregular o limitada regeneración como ocurre con otras plantas en su límite ecológico o de distribución (Mejías *et al.* 2002, Tremblay *et al.* 2002, Hampe 2005). Así mismo, las diferencias en la estructura demográfica entre áreas geográficas podrían ser consecuencia de las distintas condiciones ambientales –suelo, clima, estructura y composición de la vegetación– (Menges 1991, Oostermeijer *et al.* 1994) en las que se comprueba que se desenvuelve el loro (Calleja 2000, Santiago Beltrán 2001). Pero, de igual modo, cabría esperar que las poblaciones con clima similar y emplazadas en hábitats semejantes tuvieran la misma estructura (Agren & Zackrisson 1990). Sin embargo, del análisis de los núcleos poblacionales se infiere una escasa homogeneidad. A esta escala se desprende que, en un mismo territorio, hay poblaciones bien estructuradas y otras muy alejadas del óptimo teórico con escasa regeneración o con un alto porcentaje de individuos senescentes. Esta notable irregularidad estructural detectada tanto entre núcleos de diferentes áreas geográficas como dentro de un mismo territorio podría deberse a limitaciones en la floración, producción de semillas, germinación o supervivencia de plántulas (Jordano *et al.* 2004). A su vez, la escasa regeneración o el predominio de las clases adultas en muchos enclaves podría ser consecuencia de la competencia intraespecífica (Silvertown & Charlesworth 2001) por los escasos enclaves susceptibles de ser colonizados al tratarse de una especie supuestamente obligada a refugiarse en microhábitats muy determinados.

Ahora bien, aunque no se ha evaluado de manera directa, también influirían las innumerables perturbaciones registradas en la gran mayoría de los núcleos poblacionales estudiados. En efecto, en un mismo territorio e incluso en un mismo enclave, las alteraciones antrópicas han producido y aún producen agrupaciones de loros con estructura muy dispar. Por ejemplo, la limpieza de masas forestales (naturales o alóctonas) o la abundancia de ganado (cinegético o doméstico) provoca una severa limitación de la regeneración y produce un predominio de las clases intermedias y la clase senescente (figuras 6a y 6b) como ocurre en otras muchas poblaciones de leñosas (Plieninger *et al.* 2003, Gomez-Aparicio *et al.* 2005, Zamora Rodríguez *et al.* 2004). Su estado en Las Villuercas ilustra bien esta situación. Aquí se observa un alto número de enclaves afectados por ganado doméstico y cinegético que acogen poblaciones con escasos individuos juveniles.

Por el contrario, el abandono de las prácticas agrarias en lugares antiguamente explotados de manera intensa, justificaría la existencia de poblaciones constituidas por una nutrida cohorte juvenil (modelo *e*) que a veces acompaña a otra muy envejecida (modelo *d*). En este sentido, Las Villuercas vuelve a ser un buen ejemplo. En algunas áreas de esta comarca la cabaña ganadera y la presión antrópica se han reducido sensiblemente y se observan numerosas poblaciones que se ajustan a ambos modelos.

II.7.3 Estado de conservación y régimen de protección

En general, no se aprecia coherencia en las medidas de conservación y gestión emprendida por las distintas administraciones. Además, cabe señalar que las figuras de protección son en muchos casos “papel mojado”. En Cataluña, es frecuente que las limpiezas de sotobosque de castaños y alsinares seguen cepas de loro dentro del Parque Natural del Montseny. En Portugal el problema es mucho más acentuado, especialmente en el Parque Nacional de Peneda-Gerês. Aquí, el manejo forestal conlleva clareos del sotobosque de carballedas y desbroces periódicos de bordes de pistas. Estas actividades destrozan centenares de cepas de loro que, a su vez, tienen limitada su área de ocupación por la llegada de mimosas y plantación de multitud de leñosas exóticas.

Además, antiguamente en las sierras del interior peninsular y actualmente en Portugal, el fuego es manejado como herramienta para abrir monte para el ganado. También es habitual quemar masas forestales de pino con objeto de recoger después la leña. Como resultado se obtienen paisajes desolados con pinares de estructura caótica y extensos brezal-jarales que en los manantiales, barrancos y arroyos menos afectados se enriquecen con sauces, alisos y loros.

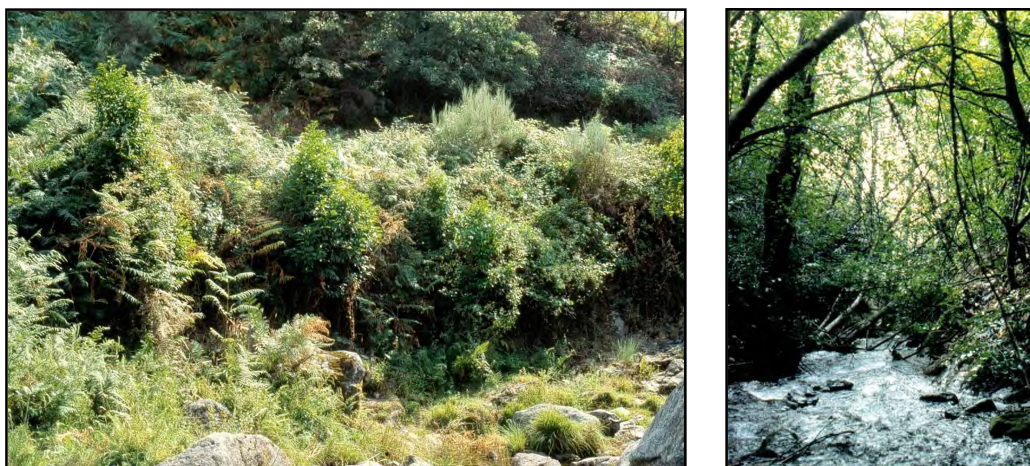


Foto 1. Aspecto de una ribera antiguamente talada y quemada con loros rebrotando (izquierda) y de una lorera poco alterada (derecha). S^a. de Gredos.

En La Rioja, en Montes de Toledo o en Las Villuercas el negocio de la caza mayor sesga la gestión del medio natural favoreciendo altas densidades de ciervos, corzos y jabalíes que arrasan con los rebrotes y limitan la supervivencia de los brinzales. Son territorios en los que al igual que en Portugal, es difícil conjugar la conservación adecuada de los valores naturales con las explotaciones agrarias de la población local. Así mismo, es limitada la supervisión de la administración sobre las fincas privadas de modo que además de no controlar la presión del ganado cinegético tampoco se vigilan las limpiezas y talas de ribera. Por otro lado, en el País

Vasco, es difícil que la especie pueda siquiera localmente extenderse habida cuenta de la intensa actividad forestal (plantaciones de pino) que se desarrolla en gran parte del territorio.

España, por no hablar de la escala supranacional, carece de una política conservacionista global efectiva que sirva de marco para las distintas administraciones de menor entidad a pesar de los buenos propósitos planteados (Ministerio de Medio Ambiente 1999). El loro es un caso más que pone de relieve la necesidad de planes de gestión y conservación coordinados entre distintas unidades político-territoriales.

La revisión del régimen de protección del loro en las distintas autonomías revela una falta de unanimidad de criterios o incluso ausencia de protección. También es cierto que es inmediato asignar categorías de amenaza y depende en gran medida de la disponibilidad de información y de la interpretación de los criterios de referencia (U.I.C.N. 2001), especialmente sobre la tendencia poblacional.

En nuestro ensayo se ha preferido analizar tanto el tamaño poblacional como la estructura demográfica presente, sin deducir cuál pudo haber sido el número de individuos en el pasado salvo que haya claras evidencias que permitan realizar deducciones. Así, se le otorgaría la figura de “En Peligro Crítico” en la mitad de las autonomías españolas por la escasez de efectivos poblacionales (La Rioja, País Vasco, Navarra, y Galicia). Al mismo tiempo figuraría como especie “Vulnerable” en la otra mitad de las regiones por la extensión del área de ocupación. En este segundo grupo (Castilla y León, Extremadura, Castilla La Mancha y Cataluña) podría recibir la figura de “En Peligro” o en “En Peligro Crítico” si se asumiera con certeza que la fragmentación actual es fruto de la pérdida de poblaciones y se aceptara que las perturbaciones registradas están causando un declive poblacional. Sin embargo, las agresiones observadas suelen repercutir en la capacidad de expansión o en la regeneración pero no provocan una disminución continuada de núcleos o de efectivos poblacionales. En muchos casos, además, se trata de agresiones reversibles, como por ejemplo la presión ganadera. Así mismo, se ha observado que las perturbaciones remiten en numerosos enclaves e incluso hay núcleos poblacionales que comienzan a recuperarse. Por ello, la figura de “Vulnerable” resulta más razonable a nuestro juicio.

En Portugal, sin embargo, la situación es distinta. En las sierras del centro de Portugal las perturbaciones han sido y continúan siendo muy intensas. Afectan negativamente al número de poblaciones y a la calidad del hábitat. Por ello, paradójicamente, donde más loros persisten mayor es la categoría de amenaza que teóricamente se le podría otorgar, “En Peligro”.



Foto 2. Cepa de loro rebrotando tras un incendio que ha afectado a centenares de ejemplares localizados en arroyo y manantiales aterrizados con pinares de repoblación (izquierda). Laderas y orillas aterrizadas y cultivadas donde persisten individuos aislados de sauces y loros (derecha). S^a. de Estrela.

No obstante, no pensamos que la mejor política conservacionista consista únicamente en asignar categorías de amenaza en las distintas unidades político-territoriales. Desde luego, los catálogos regionales de especies amenazadas tienen la extraordinaria ventaja de servir de marco legal para desarrollar planes de recuperación y conservación. Pero, sin coordinación, pueden suponer un enorme derroche de recursos por repetir tratamientos experimentales o por concentrar inversiones en núcleos muy reducidos y dejar sin atención a otros que la requieren. Por ejemplo, en La Rioja se ha diseñado un plan de recuperación que contempla incluso un estudio genético para una “población” de dos loros mientras que no se toma ninguna medida en el País Vasco (con cuatro loros) o en las poblaciones más cercanas de Navarra y Castilla León (con 99 y 1.903 loros respectivamente). Por ello, sería deseable desarrollar una estrategia de estudio y manejo de la especie y sus hábitats a escala ibérica.

La recopilación de información en una escala amplia aporta una valiosa panorámica del estado de conservación del loro. En resumen, nos encontramos ante una especie que tiene un aceptable número de individuos pero repartidos de manera muy fragmentada y con la mayoría concentrada en pocas áreas geográficas. A su vez, muchas poblaciones, aunque no están en declive, evidencian problemas de regeneración que posiblemente se deban a las múltiples agresiones que han sufrido o que aún sufren. Así pues, dada la heterogeneidad espacial de la abundancia, de la estructuración demográfica y del tipo de perturbaciones que afronta, se plantea la necesidad de abordar medidas a distintas escalas y con distinto grado de alcance.

A nuestro entender sería prioritaria la protección de los núcleos poblacionales con un elevado número de ejemplares: centro de Portugal y Las Villuercas. En principio, esto puede parecer contradictorio, ya que un mayor tamaño poblacional reduce los riesgos de extinción por estocasticidad ambiental y demográfica (Menges 1991) y teóricamente se presume una

mayor variabilidad genética y potencial evolutivo (Kery *et al.* 2000). Sin embargo, al ser tan escasos los núcleos con alto número de loros (solamente siete), su deterioro o desaparición supondría perder, a priori, la reserva principal de efectivos poblacionales y variabilidad genética. Además, dichos núcleos aportan suficiente tamaño muestral para abordar estudios sobre su dinámica poblacional y biología reproductiva. Ambos aspectos son fundamentales para conocer las etapas más sensibles de su ciclo vital y evaluar su viabilidad.

En segundo lugar, sería conveniente estudiar la potencialidad de la especie en áreas geográficas con menos de 1.000 ejemplares y que están concentrados en pocos núcleos poblacionales: Montes de Toledo, Sierra de Gredos, Sierra de Ordunte, Sierra de Ancares, Montseny y Guillerias, etc. Para ello, se evaluarían las limitaciones en la regeneración y en la dispersión de la especie. De esta manera, se arrojaría luz sobre si su rareza es natural o es consecuencia de la presión antrópica. De darse este último supuesto, cabría plantearse refuerzos poblacionales.

Paralelamente, si se quiere proteger todo el rango corológico actual y la potencial variabilidad genética subyacente a escala ibérica, convendría también invertir esfuerzos investigadores y gestores en los núcleos poblacionales de pequeño tamaño. Además, dado el distanciamiento geográfico, habría que abarcar tanto las áreas donde es relativamente abundante como allí donde es regionalmente muy escaso.

Aunque antes de emprender medidas de refuerzo poblacional u otras que se estimen oportunas, el primer paso necesario y posiblemente suficiente sería reducir la elevada presión antrópica. Así, eliminando o disminuyendo amenazas “deterministas” (Holsinger 2000a), como mínimo se aseguraría la persistencia de la especie en muchos lugares.

II.8 Conclusiones

- ✓ El loro presenta una distribución muy fragmentada con escasos tamaños poblacionales.
- ✓ Se reconocen áreas donde la especificidad de hábitat o la existencia de enclaves refugio no parecen ser motivos suficientes para explicar su rareza. Habría que considerar también fenómenos paleoclimáticos, limitaciones biológicas y perturbaciones antrópicas para entender su actual patrón de distribución y abundancias.
- ✓ La población ibérica de loro, desde un punto de vista teórico, podría correr un importante riesgo de extinción ya que se concentra en dos áreas geográficas y la mayoría de los núcleos poblacionales constan de muy pocos individuos.
- ✓ El riesgo de extinción es realmente alto en cuatro áreas geográficas donde hay menos de 100 loros (Miño-Arnoia, Montes Vascos, S^a. de la Demanda y S^a. de Gata) y en otras dos áreas en las que todos los loros se concentran en un único enclave (S^a. de Ordunte y S^a. de Ancares).
- ✓ La estructura demográfica de las poblaciones de loro muestra un aspecto diferente según la escala geográfica considerada.
- ✓ La regeneración es también muy heterogénea aunque no hay evidencias estadísticas suficientes entre las distintas áreas geográficas.
- ✓ La mayoría (80%) de los núcleos poblacionales de loro no están bien estructurados y cerca de la mitad (43%) poseen una baja proporción de individuos juveniles o predominan los adultos.
- ✓ Las numerosas perturbaciones antrópicas pueden ser la causa tanto de la elevada frecuencia de núcleos poblacionales reducidos como de las estructuras demográficas con bajos índices de regeneración y alejadas del óptimo teórico.
- ✓ No hay coherencia en la asignación de categorías de protección en las distintas unidades político-territoriales donde habita el loro.
- ✓ Se sugiere un plan coordinado a distintas escalas, que por un lado asegure la persistencia de la especie protegiendo los enclaves más nutridos en loros, y por otro, emprenda estudios de su biología y contemple la reducción de los impactos humanos tanto en dichos núcleos como en los de exíguo tamaño poblacional.

FECUNDIDAD DEL LORO: FACTORES INTRÍNSECOS Y EXTRÍNSECOS QUE AFECTAN A SU CAPACIDAD REPRODUCTORA

III.1 Resumen

En este capítulo se exploran algunos de los factores que pueden resultar limitantes en la producción de semillas. Se describe la variabilidad individual, poblacional y temporal en la capacidad reproductora y cantidad de semillas producidas. Se analiza si la inversión en floración influye en la producción final y si el ratio fruto/flor está modulado por el origen del polen considerando simultáneamente el comportamiento de los insectos que visitan las flores. Finalmente se discuten las hipótesis que pretenden explicar el bajo ratio fruto/flor.

El loro presenta un umbral de tamaño para la producción de semillas común a la mayoría de las regiones ibéricas estudiadas. Alcanzado el umbral, la capacidad reproductora a lo largo del tiempo es muy elevada aunque variable entre individuos y poblaciones. La frecuencia e intensidad del esfuerzo reproductor depende del tamaño de la planta. Sin embargo, el ratio fruto/flor parece estar negativamente condicionado por la inversión inicial en inflorescencias y en flores.

Así mismo, se observa que el loro es una planta generalista, visitada por numerosos insectos que incrementan la producción de frutos aun cuando promueven la autopolinización. El loro resulta ser una especie autocompatible pero que presenta un bajo ratio fruto/flor. Se sugiere que la aparente superproducción de flores podría asegurar la reproducción en núcleos habitualmente aislados.

III.2 Antecedentes y justificación

La producción de semillas suele ser vital pues ofrece numerosas ventajas para muchas especies: perpetuación del material genético, mayor variabilidad genética de la progenie con el correspondiente valor potencial adaptativo y evolutivo, contribución a la regeneración poblacional y la probabilidad de colonizar nuevos territorios y establecer más poblaciones.

Sin embargo, demanda una importante cantidad de recursos por lo que su manifestación e intensidad condiciona la inversión de dichos recursos en otras funciones trascendentales como el crecimiento o el propio mantenimiento del organismo (Bazzaz & Ackerly 2000, Obeso 2002). De hecho, las plantas suelen presentar un tamaño umbral a partir del cual se reproducen (Harper 1977, Schmid *et al.* 1995, Wesselingh *et al.* 1997) y que repercute en su longevidad y en el volumen de descendientes (Harper 1977, Wesselingh *et al.* 1997).

Son muchos los factores, tanto intrínsecos (a la planta, a la población y a la propia especie) como extrínsecos (bióticos y abióticos), que intervienen en la producción de semillas. Algunos de los factores e interacciones evaluados son:

- i) tamaño o biovolumen de la planta (Samson & Werk 1986, Weiner & Thomas 1986, Stöcklin & Favre 1994, Schmid *et al.* 1995, Kato & Hiura 1999, Susko & Lovett-Doust 2000, McIntosh 2002, Parra-Tabla & Bullock 2003);
- ii) fenología (Guitán *et al.* 1993, Jacquemart 1997, Hampe 2005);
- iii) tamaño y la fragmentación de las poblaciones (Luijten *et al.* 2000, Huenneke 2002, Leimu & Syrjanen 2002, Hensen & Oberprieler 2005);
- iv) compromiso en la distribución de recursos entre las estructuras reproductoras y no reproductoras, integración y funcionamiento modular (Stephenson 1981, Bazzaz & Ackerly 2000, Henriksson & Ruohomaki 2000, Hasegawa & Takeda 2001, Obeso 2002);
- v) la cantidad de flores producidas y el efecto de un ciclo reproductor sobre el siguiente o la existencia de “vecería” (Stephenson 1981, Morgan 1993, Kelly 1994, Herrera *et al.* 1998, Kato & Hiura 1999, Liebhold *et al.* 2004, Koenig & Knops 2005)
- vi) disposición de las flores (Guitián 1994, Diggle 1995, Harder & Barrett 1995, Jacquemart 1997);
- vii) el aborto de óvulos considerando tanto la posible competencia intraindividual e intrainflorescencia por recursos (Stephenson 1981, Ehrlén 1991, Odonnell & Bawa 1993, Burd 1998);
- viii) sistemas de cruzamiento, la auto(in)compatibilidad, la variabilidad y la estructuración genética de la población (Dickinson & Campbell 1991, De Jong *et al.* 1993, Guitián 1993, Snow *et al.* 1996, Morgan *et al.* 1997, Kery *et al.* 2000, Luijten

- et al.* 2000, Oukabli *et al.* 2000, Silvertown & Charlesworth 2001, Pérez de Paz 2002, Rasmussen & Kollmann 2004, Hensen & Oberprieler 2005);
- ix) disponibilidad de luz (Schmid *et al.* 1995, Wesselingh *et al.* 1997, Kato & Hiura 1999);
- x) disponibilidad de nutrientes (Vaughton 1991, Parra-Tabla & Bullock 1998);
- xi) climatología y señales climáticas o efecto Moran (Agren 1988, Norton & Kelly 1988, McLaren *et al.* 1996, Tapper 1996, Wright *et al.* 1999, Kelly & Sork 2002, Hampe 2005, Koenig & Knops 2005);
- xii) disponibilidad de polen, la cantidad y comportamiento de polinizadores (Herrera 1987, Winsor *et al.* 1987, Worthen & Stiles 1988, Vaughton 1991, Nilsson *et al.* 1992, Casper & Niesenbaum 1993, Burd 1994, McLaren *et al.* 1996, Strickler 1999, Rasmussen & Kollmann 2004);
- xiii) interacción con herbívoros o patógenos (Wesselingh *et al.* 1997).

En muchos de los estudios mencionados además de pretender describir o testar la importancia de un factor o grupo de factores sobre la producción de semillas también exploran los motivos por los cuales las plantas, de manera generalizada, muestran una baja productividad (Stephenson 1981). Es una cuestión que no parece tener una respuesta única y, desde hace varias décadas, se barajan hipótesis diversas (Ayre & Whelan 1989) que no son mutuamente excluyentes (Obeso 2004): limitación de recursos, atracción de polinizadores, aborto selectivo, maximizar la emisión de polen y reservorio de óvulos.

En el capítulo anterior, se ha abordado el análisis de la estructura demográfica del loro y se ha detectado una escasa regeneración en muchos de los núcleos poblacionales. Las perturbaciones antrópicas pueden ser responsables de dicha situación. Pero también es conveniente evaluar si factores inherentes a la planta (p. ej. tamaño, sistema de cruzamiento) o agentes externos (p. ej. polinizadores) merman la fecundidad del loro. Sobre estas cuestiones prácticamente no hay datos referidos al loro salvo la afirmación de ser una planta autoincompatible (Fryxell 1957).

En este capítulo se consideran algunos de los factores limitantes anteriormente mencionados que pueden resultar cruciales en la producción de semillas. En concreto se examina a distintas escalas la capacidad y cantidad de semillas producidas. Así, tanto en individuos como en ramas se observa si la manifestación, intensidad y variabilidad de la reproducción depende del tamaño del árbol o de la población. Paralelamente, a escala de rama e inflorescencia, se analiza en qué medida influye la inversión en floración en el ratio fruto/flor. Además, se comprueba si dicho ratio está modulado por la calidad del polen (endógeno o exógeno) considerando simultáneamente el comportamiento de los insectos que

visitan las flores. En la discusión final se evalúa su posible relación con el aparente exceso de flores o baja productividad del loro.

III.3 Características fenológicas y reproductivas del loro

El loro inicia el desarrollo de sus inflorescencias en el mes de marzo y las flores se abren entre los meses de abril y junio, tanto en las zonas del interior como en las regiones más oceánicas de su distribución ibérica (Obs. pers.). Las variaciones más notables entre individuos o poblaciones parecen responder a la altitud y a la disponibilidad de luz (Obs. pers.). En Las Villuercas, la floración en una misma población suele estar bastante sincronizada y transcurre en menos de 15 días salvo que se sucedan varias jornadas con bajas temperaturas.

Las flores se disponen en racimos de longitud muy variable y portan entre 30 y 40 botones florales (Tabla 1). En este estado pueden observarse daños provocados por el frío y por coleópteros predadores pero su incidencia es muy baja (menos de un 5% de las flores observadas en 5 años).

Tabla 1. Tamaño de inflorescencias, flores y frutos de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Origen	Longitud de Inflorescencia (mm)	N	Nº de flores	N	Diámetro de flor (mm)	N	Tamaño de fruto (mm)	N
Franco 1964	15-28		50-100		7-10		8-10 x 6-8	
Muñoz Garmendia & Navarro 1998	(8) 10-25 (28)		30-80 (100)		5,5 -8		8-13	
Datos Propios	(3,5) 12,9 (23)	552	(0) 34,4 (67)	570			7,5-11,5 x 6,8-11,1	49

Las flores son relativamente pequeñas (Tabla 1), pentámeras, con 10-20 estambres y un único ovario con dos óvulos, uno de los cuales aborta de manera regular (Kalkman 1965). Al igual que se observa en otros cerezos perennes (Kalkman 1965), las flores de loro son protóginas pues el estigma presenta un aspecto viscoso (potencialmente receptivo) cuando aún los estambres no han comenzado a liberar polen. Sin embargo, no se excluye la autopolinización intrainflorescencia o intraindividuo pues varias flores de una misma inflorescencia o rama están abiertas y liberando polen simultáneamente.

Las flores se muestran receptivas y con los estambres abiertos y el polen fresco (color blanco) durante dos (o tres) días. Posteriormente, el estigma se seca junto con el pistilo y el ovario sufre un leve engrosamiento. Aquí comienza un proceso de maduración que lleva aparejado una importante pérdida de flores y frutos en diferente grado de desarrollo de manera similar a lo descrito para otras especies incluyendo cerezos (Bradbury 1929, Stephenson 1981). Primero, se cae más de un tercio de las flores durante los 20 días posteriores a la floración (datos propios de tres años en tres poblaciones). Después, en el transcurso de los tres meses posteriores a la floración, se desarrolla un fruto monospermo que

en muchos casos tampoco completa su crecimiento. De hecho, entre un 93 y 99% de los frutos que se desprenden prematuramente carecen de semilla viable. Es más, hay inflorescencias que pierden todas sus flores y frutos en formación. Así pues, solamente entre un 5 y 30 % (máximo 60%) de las flores que inicialmente se desarrollaron en la inflorescencia culminan en fruto (véase fotos 1, 2 y 3). Finalmente, tiene lugar la dispersión de las drupas (con un característico color negro) por barocoria, hidrocoria y endozoocoria entre los meses de septiembre y enero (datos propios de tres años en tres poblaciones).



Foto 1. Rama de *Prunus lusitanica* L. (loro) en plena floración.



Foto 2. Inflorescencia de *Prunus lusitanica* L. (loro) con más de 40 botones y flores abiertas. Mayo 2001.



Foto 3. Infrutescencia de *Prunus lusitanica* L. (loro) con 11 frutos: 2 maduros. Octubre. 2001.

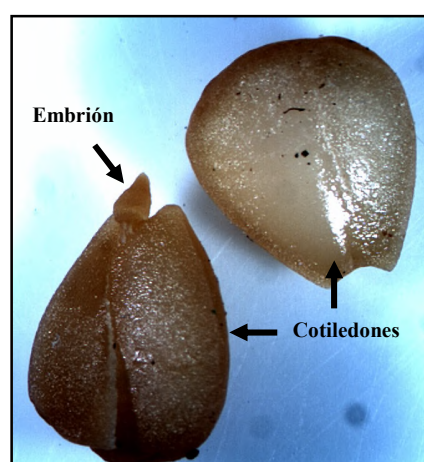
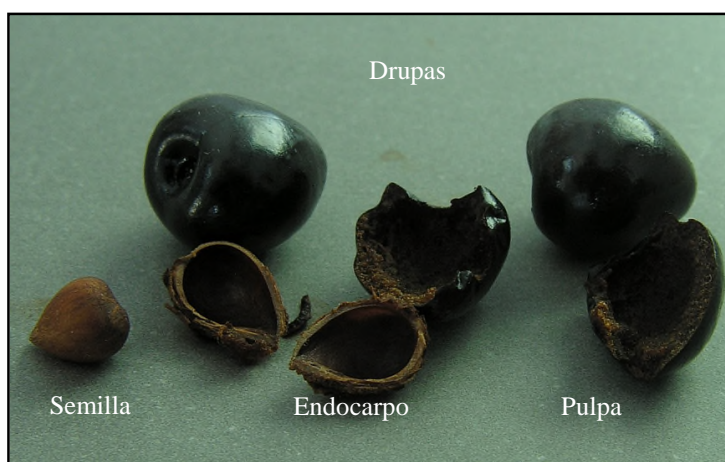


Foto 4. Drupas de *Prunus lusitanica* L. (loro). Pulpa, endocarpo y semilla (izquierda). Embrión y cotiledones (derecha).

III.4 Objetivos

1. Determinar si existe umbral de reproducción común entre poblaciones y constante en el tiempo.
2. Describir la potencial variabilidad individual, poblacional y temporal en la producción de semillas.
3. Conocer cuál es el ratio fruto/flor en el loro y evaluar la influencia de: i) Tamaño de la planta, población y año; ii) Limitación por recursos; Sistema de cruzamiento y autocompatibilidad; iii) Insectos que visitan las flores: cantidad y comportamiento

III.5 Hipótesis

Como en los capítulos anteriores, se proyectan unas hipótesis en cuyo planteamiento subyace la naturaleza relíctica de *Prunus lusitanica* L. y su elevada producción de flores:

- i) El loro posee un umbral reproductor que puede ser común a todas las poblaciones dadas las condiciones microclimáticas semejantes o variable, puesto que vive en dos regiones bioclimáticas diferentes.
- ii) Al estar en ambientes subóptimos, el loro experimentará más dificultades para producir semillas y los recursos podrían ser un limitante importante. Por tanto, cabría esperar que los ejemplares de menor tamaño sean menos constantes en la producción de frutos y semillas. Del mismo modo, la cantidad de infrutescencias por rama y frutos por infrutescencia será mayor en los ejemplares de mayor tamaño. Además, el ratio fruto/flor y el peso de las semillas será mayor al eliminar botones florales.
- iii) El relativo pequeño tamaño de las flores y su disposición en inflorescencias favorecerá la atracción de un amplio cortejo de polinizadores que no supondrán una limitación en la producción de semillas.
- iv) La amplia oferta de flores conllevará que los insectos faciliten la geitonogamia.
- v) El loro será una planta autocompatible capaz de producir frutos por autofecundación (auto y geitonogamia) como sucede en otras plantas en ambientes subóptimos.
- vi) Las semillas derivadas de la geitonogamia serán de peor calidad (potencialmente inviábiles o menor peso) que las procedentes de la polinización cruzada.

III.6 Área de estudio

En la primera aproximación al análisis de la relación entre el tamaño de los loros y la capacidad reproductiva se consideran 9 de las 13 áreas geográficas en las que se ha tratado el análisis del tamaño y estructura demográfica (capítulo 2): sierras del centro de Portugal, Gerês-Xurés, S^a. de Ordunte, S^a. de Ancares, S^a. de Gredos, Pirineo Occidental (incluyendo la población francesa de L´Ayra), Montseny-Guilleries, Montes de Toledo y Las Villuercas.

Además, en Las Villuercas, es donde se han llevado a cabo la mayoría de los seguimientos y tratamientos para responder a los objetivos propuestos. En 1998 se seleccionan tres formaciones arbóreas con abundante loro –loreras–, denominadas “Trucha”, “Mesto” y “Venta”. Están integradas respectivamente por 1.539, 589 y 130 cepas y están instaladas en la vertiente noreste de la Sierra de la Palomera, en el sureste de la provincia de Cáceres,

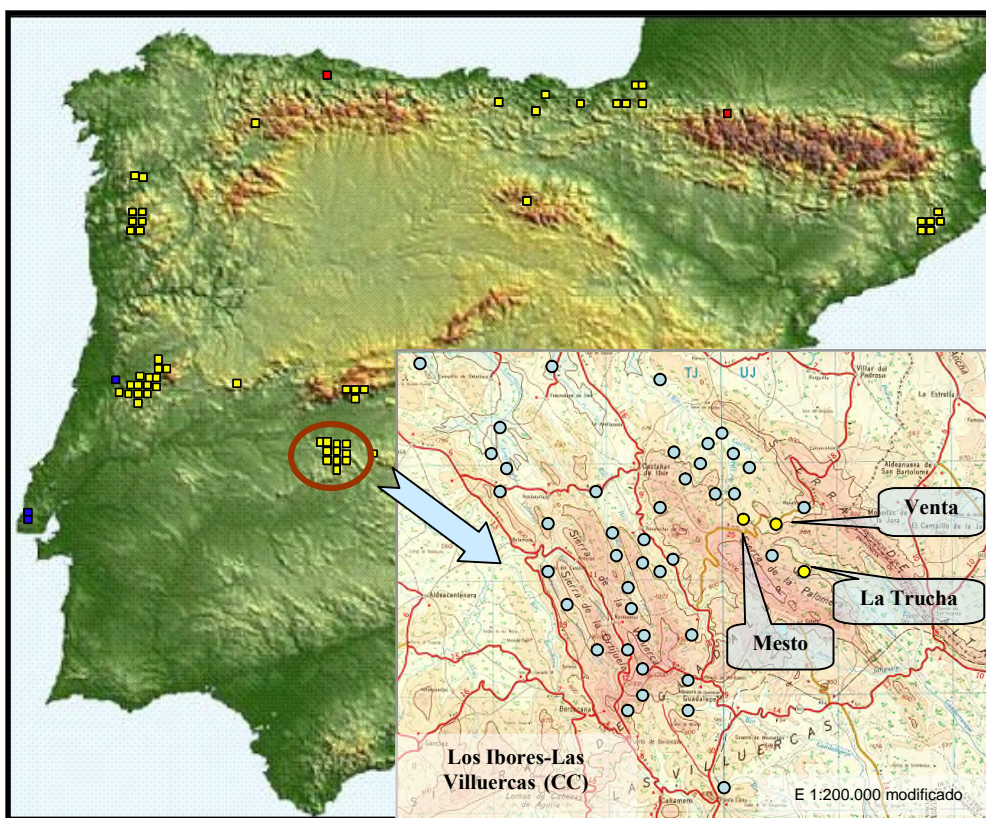


Figura 1. Localización de las loreras ibéricas y villuerquinas. En el mapa ampliado se muestran todos los núcleos poblacionales y se destacan las tres poblaciones en las que se han efectuado seguimientos y experimentos relacionados con la producción de frutos.

La lorera de Trucha se encuentra en un arroyo de la cabecera del río Guadarranque, tributario del río Guadiana, a 580-800 m de altitud y se localiza en las coordenadas UTM 1x1 km.: 30SUJ0679, 0579, 0680, 0780 y 0781. Las loreras Mesto y Venta crecen en cursos afluentes del río Gualija, subcuenca del río Tajo. La lorera Mesto se sitúa en las coordenadas 30SUJ0084 y 0085 mientras que la lorera Venta se incluye en las coordenadas 30SUJ0183, 0184 y 0284, y sus rangos altitudinales son 720-900 y 660-800 m respectivamente.

En el área de Las Villuercas la precipitación media anual estimada oscila entre 700 y 1.000 mm, la temperatura media anual es de 14°C y la continentalidad es extrema (Font Tullot 1983). Los suelos, en los tres núcleos poblacionales, carecen de profundidad, están poco evolucionados y aflora por doquier la roca madre: cuarcitas, pizarras y esquistos paleozoicos (IGME 1985).

En los tres enclaves los loros se establecen tanto en ribera como en las laderas adyacentes gracias a la elevada humedad que proporcionan no sólo los arroyos sino también los múltiples manantiales que rara vez se secan. En las orillas los loros forman densos rodales arbóreos –de 50 a 200 m²– superados generalmente por un dosel de alisos (*Alnus glutinosa*). En las laderas encharcadas, en cambio, se mezclan con arraclanes (*Frangula alnus*), acebos (*Ilex aquifolium*), sauces negros (*Salix atrocinerea*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y más raramente con alisos. En la orla de las riberas y aledaños con suelos húmedos prosperan cerrados matorrales integrados por brezos (*Erica arborea*, *E. scoparia* y *E. australis*), madroños (*Arbutus unedo*), olivillas (*Phillyrea angustifolia*), durillos (*Viburnum tinus*), jaras (*Cistus ladanifer* y *C. populifolius*) y zarzas (*Rubus ulmifolius*) con ejemplares arborescentes y arbóreos de melojos (*Quercus pyrenaica*), quejigos (*Q. faginea* subsp. *broteroi*), encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), mostajos (*Sorbus torminalis*) y castaños (*Castanea sativa*).

Fuera de las áreas próximas a las tres loreras, el paisaje vegetal está dominado por extensos jarales ricos en brezos y, en menor medida, aparecen melojares y alcornoques con quejigos y encinas. Tanto las formaciones arbustivas como las arbóreas acogen numerosos ejemplares de madroños y olivilla.

En general, las tres loreras consideradas disfrutaban condiciones ambientales muy similares. Sin embargo, la población Trucha, respecto de las otras dos, se encuentra en un valle menos cerrado, mucho más expuesta a la insolación. La Venta y Mesto, por el contrario, se desarrollan en valles muy encajados, con menos de 100 metros de amplitud, por lo que la luminosidad es sensiblemente menor. Además, en Mesto, muchas de las cepas de loro quedan bajo el dosel de castaños y alisos mientras que en Trucha y Venta los loros comparten altura o en muchos casos no tienen un denso estrato arbóreo superior.

III.7 Material y métodos

III.7.1 Umbral de reproducción: variabilidad poblacional y temporal

El tamaño a partir del cual el loro es capaz de producir semillas se estudia en dos ámbitos geográficos distintos. En primer lugar, se ha considerado la Península Ibérica y 7.977 cepas de 9 áreas geográficas en las que se ha registrado si el individuo de mayor tamaño de cada cepa portaba flores o frutos, dependiendo de la época de visita (Tabla 2).

Tabla 2. Tamaño muestral empleado en el análisis de la capacidad reproductora de *Prunus lusitanica* (L.) en distintas áreas geográficas. Se indica el porcentaje que representa en el total de la población de cada área geográfica.

Area Geográfica	Nº Cepas	%	Area Geográfica	Nº Cepas	%
Las Villuercas	3.898	51,9	Montes de Toledo	625	93,9
S ^a . de Ancares	643	94	S ^a . de Gredos	359	78,9
S ^a . de Ordunte	374	48,9	Centro de Portugal	62	0,4
Pirineo Occidental	864	98,4	Gerês-Xurés	916	30,8
Montseny-Guillerías	180	21			

El tamaño se ha tratado siempre como variable categórica y se han usado las mismas clases diámetro a la altura de 1,30 cm empleadas en el capítulo II: 0-5cm, >5-10cm, >10-15cm, >15-20cm y >20cm. Se acepta así que el grosor del tronco es un buen predictor del biovolumen del árbol (Waring 1987). En todas las áreas geográficas se han contabilizado individuos de todas las clases de tamaño excepto en Montseny y Guillerías. Aquí se han ignorado los datos de la clase 0-5cm por errores de muestreo en el reconocimiento de la capacidad reproductora de flores o frutos.

En segundo lugar, se ha trabajado en dos poblaciones de Las Villuercas: Mesto y Trucha (ver área de estudio). En ambas se han tenido en cuenta dos escalas o unidades muestrales diferentes: árbol y rama. Además, se ha incluido la variabilidad temporal cuatro años: 1999-2002. Se han manejado las mismas clases de diámetro que en la aproximación a escala ibérica excepto en un caso. La clase de menor tamaño es de 2-5cm, pues los individuos de menor tamaño nunca florecen y, además, sufren numerosas agresiones por parte del ganado cinegético por lo que su potencial reproductor podría estar alterado.

Tabla 3. Tamaño muestral empleado en el análisis de frecuencia de fructificación de *Prunus lusitanica* (L.) mediante Log-Linear.

	Mesto					Trucha				
	>2-5	>5-10	>10-15	>15-20	>20	>2-5	>5-10	>10-15	>15-20	>20
1999	10	30	32	13	6	13	21	24	10	8
2000	10	31	37	15	8	15	26	30	10	8
2001	13	39	46	18	8	18	33	30	11	8
2002	13	39	47	21	8	18	34	33	11	9

A escala árbol, se manejan los datos de presencia o ausencia de frutos de los individuos de mayor tamaño de un número variable de cepas para cada población y año (ver Tabla 3). El tamaño muestral es irregular a lo largo de los años por la imposibilidad de determinar con seguridad la presencia de frutos en las ramas de algunos árboles. También se han descartado ejemplares por sucesos de tala, caída natural, por fallo personal en la toma de datos y por un incremento en el tamaño muestral en Mesto en la clase “>5-10cm” y “>10-15cm” y en Trucha en la clases “2-5cm” y “>5-10cm”.

En cada uno de los árboles fue registrada la presencia de frutos maduros en los meses de otoño (septiembre en Mesto y octubre en Trucha⁵). Esta condición de reproductor en los análisis estadísticos se considera como variable binomial (fructifica o no fructifica) y se contrasta mediante un análisis Log-Linear (SatSoft 1999) con las variables categóricas: “Población” y “Diámetro”. Con este análisis se obtiene un modelo en el que se exploran las posibles diferencias de frecuencia en cada una de las variables y sus múltiples interacciones. En nuestro caso el interés se centra fundamentalmente en las interacciones dobles o de 2° orden, donde se confronta la variable “Fructifica” con cada una de las otras dos variables, “Diámetro” y “Población”. El análisis se repite para 4 años distintos: 1999-2002.

III.7.2 Cantidad de frutos producidos: variabilidad poblacional y temporal

A escala árbol, en los individuos considerados en el apartado anterior, se estima en otoño el porcentaje de ramas que presentan infrutescencias. Dicho porcentaje se toma como variable dependiente en un análisis de la varianza con medidas repetidas. Es decir, que se tratan sólo los árboles en los que se pudo hacer la estima todos los años, 1999-2002, en las poblaciones de Trucha y Mesto. En dicho ANOVA, las variables explicativas son: “Población”, “Año” y “Diámetro” (2-5cm, >5-10cm, >10-15cm, >15-20cm y >20cm). Para corregir heterocedasticidad, se transforma la variable dependiente con la función logarítmica en base “n”.

A escala rama, se toma una rama de un metro de longitud por árbol y se cuenta el número de infrutescencias en los cuatro años (1999-2002). Posteriormente, se efectúa un ANOVA con medidas repetidas en el que la variable respuesta se transforma con la función logaritmo en base “n” y las variables explicativas vuelven a ser: “Población”, “Año” y “Diámetro”: >5-10cm, >10-15cm, >15-20cm. Los tamaños muestrales de ambos análisis se indican en la Tabla 4.

⁵ La fenología de las poblaciones de loro no es sincrónica. En la lorera de Mesto tanto la floración y la maduración de frutos como la germinación de semillas transcurre con 3-4 semanas de antelación con respecto a la lorera de Trucha.

Tabla 4. Tamaños muestrales para análisis de % de ramas con infrutescencias y nº de infrutescencias por rama de *Prunus lusitanica* L. de mediante ANOVA con medidas repetidas.

	Diámetro	0-5	>5-10	>10-15	>15-20	>20
Árbol	Mesto	10	29	31	12	6
	Trucha	13	19	24	9	8
Rama	Mesto		8	7	4	
	Trucha		12	10	7	

III.7.3 Evaluación del ratio fruto/flor

III.7.3.1 Variabilidad entre poblaciones, tamaños de árbol y años

El compromiso entre el esfuerzo invertido en floración y su posible efecto en el ratio fruto/flor se ha abordado también a dos escalas: rama e inflorescencia.

En las ramas se ha medido de dos formas diferentes. En primer lugar, se ha contrastado la pérdida de inflorescencias e infrutescencias durante la primavera, el verano y principios de otoño frente a las variables categóricas o factores: “Población” y “Diámetro” (>5-10cm, >10-15cm, >15-20cm) y la variable continua “Nº de inflorescencias en primavera” en tres años diferentes: 1999-2001. Se ha marcado una rama por árbol (ver tamaños muestrales en la Tabla 5). En la pérdida de inflorescencias se incluyen las inflorescencias e infrutescencias que secan y caen sin producir frutos maduros y se excluyen las bajas por agresiones humanas o animales. A los datos se aplica un análisis de la covarianza (ANCOVA) y para cumplir los supuestos de normalidad y homocedasticidad se transforma la variable “nº de inflorescencias en primavera” con la función logaritmo en base “n”.

En segundo lugar, se observa el porcentaje de fructificación para dos poblaciones (Trucha y Mesto), tres clases de diámetro (>5-10cm, >10-15cm, >15-20cm) y tres años: 1999-2001. En cada rama se marcan y se cuentan las flores de 3 a 6 inflorescencias. El porcentaje de fructificación de cada rama se calcula multiplicando por 100 el ratio “número total de frutos”/“número total de flores” de las inflorescencias seguidas. El número de flores y frutos por inflorescencia se obtiene mediante visitas a las ramas entre abril y septiembre en Mesto y entre mayo y octubre en Trucha.

Dado el reducido tamaño muestral (véase tabla 6), no se puede efectuar un análisis de la varianza con medidas repetidas. Por ello, se opta por analizar por separado la relación entre el porcentaje de fructificación de las ramas y los factores “Diámetro”, “Población” y “Año”. Para los dos primeros factores se emplea un análisis de la varianza (ANOVA). En cambio, para el factor “Año” se aplica un análisis similar pero con medidas repetidas y por ello los tamaños muestrales son idénticos para cada año (Tabla 6).

Tabla 5. Tamaño muestral empleado en el análisis ANCOVA de pérdida de infrutescencias en ramas de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Población	Mesto			Trucha		
	>5-10	>10-15	>15-20	>5-10	>10-15	>15-20
Año/Diámetro						
1999	5	5	7	11	11	12
2000	6	2	6	10	8	8
2001	2	5	4	7	6	4

Tabla 6. Tamaño muestral empleado en el análisis del % de fructificación en ramas de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Diámetro / Población	1999	2000	2001
5-10	10	15	16
>10-15	12	7	13
>15-20	9	11	10
Mesto	12	10	17
Trucha	19	23	22
Año	13	13	13

Posteriormente, se compara mediante regresiones simples no paramétricas el porcentaje de fructificación con el número de inflorescencias producidas en primavera (abril en Mesto y mayo en Trucha). El ejercicio se repite para tres años: 1999 (n=31), 2000 (n=33) y 2001 (n=38). El porcentaje de fructificación de cada rama se calcula del mismo modo: promedio del ratio “número de frutos”/”número de flores” de las inflorescencias (3-6) marcadas en cada rama.

A escala inflorescencia la potencial competencia intra-inflorescencia por recursos limitados se evalúa en tres poblaciones, Mesto, Trucha y Venta, en el año 2001. En cada una de ellas se marcan a principios de la primavera 10 inflorescencias en 5 troncos de diámetro similar de cinco cepas diferentes. Éstas se encuentran relativamente separadas a lo largo de 250 m en Trucha y Mesto y 20 m en Venta (población notablemente más pequeña que las otras dos). En 5 de las 10 inflorescencias de cada tronco se elimina el 50 % de los botones florales y las otras 5 sirven de control. En todas ellas se anota el número inicial de botones florales. El tamaño muestral inicial fue de 300 inflorescencias: 10 inflorescencias x 2 tratamientos x 5 árboles x 3 poblaciones. Todas ellas fueron embolsadas con tul tras finalizar la floración.

A principios del otoño, se registra el número de frutos maduros por infrutescencia. Semanas más tarde, y cuando los frutos comienzan a caerse dentro de las bolsas, indicando su plena madurez, se retiran de las ramas. Ahora bien, por diversos avatares, el tamaño muestral original se reduce levemente, pues se pierden 2 inflorescencias en Trucha y 2 en Venta en cada uno de los tratamientos.

El análisis estadístico se efectúa en dos partes con sendos pasos consecutivos. En la primera parte se analiza el porcentaje de flores que llega a fruto con respecto al número inicial de flores. Para ello se aplica un ANCOVA, en el que la variable dependiente es el ratio fruto/flor y las variables explicativas son el “Nº de botones” (considerada continua), “Tratamiento” (eliminación del 50% de botones y control) y “Población” (Mesto, Trucha y Venta). Posteriormente, se realizan regresiones entre el “porcentaje de fructificación” de cada

infrutescencia y su “número inicial de botones florales”. El ejercicio se repite para cada población (Mesto = 25 infrutescencias, Trucha = 24, Venta = 24), para las tres en conjunto (N=73) y para cada grupo experimental: control y eliminación del 50% de los botones.

En la segunda parte, con datos exclusivamente de la población Trucha, se analiza el promedio del peso seco de las semillas de cada infrutescencia. Cada semilla (N=399) es separada de los restos de fruto y es pesada tras pasar por una estufa a 70°C durante 24 horas. En un primer paso se aplica un ANCOVA en el que la variable dependiente es el “promedio del peso seco para cada infrutescencia” y las variables explicativas: “número inicial de botones florales”, “porcentaje de fructificación” y “tratamiento” (eliminación del 50% de botones y control). Las dos primeras variables son continuas y la última es categórica. En un segundo paso se efectúan regresiones entre el promedio del peso seco de las semillas y el número de botones y porcentaje de fructificación de cada infrutescencia. Primero se realiza una regresión con los pesos de las semillas de los dos tratamientos juntos y, posteriormente, se repite el ejercicio discriminando las semillas de cada tratamiento.

III.7.3.2 Sistemas de cruzamiento, autocompatibilidad y limitación por polinizadores

En 2002 se comprueba si el loro es capaz de producir semillas por apomixis (agamospermia) y por autofecundación. También se testa la posibilidad de fecundación por polen que llegue por viento o por gravedad. Además, se evalúa si la adición de polen procedente de flores del propio árbol –geitonogamia– o de árboles diferentes –xenogamia– altera el ratio fruto/flor.

Todas estas preguntas se organizan en un bloque de tratamientos que se replica en ocho troncos de 8 cepas diferentes situadas a lo largo de un transecto de 250 m en la población Trucha. El criterio de selección de las cepas es la accesibilidad de sus ramas sin tener que escalar por el tronco. Debido a esta premisa metodológica, los troncos seleccionados no comparten un rango idéntico de tamaño y tampoco idénticas condiciones de insolación. A lo largo de la semana previa al inicio de la floración se seleccionan inflorescencias que poseen entre 30 y 40 botones florales.

En todos los tratamientos menos en uno, se eliminan todos los botones florales hasta dejar 10 o 12. Estos quedan regularmente dispuestos en el eje de la inflorescencia. La eliminación de botones permite controlar la apertura de las flores de una misma inflorescencia. Así, se evita, por ejemplo, la autopolinización en las inflorescencias en las que artificialmente se polinizan las flores con polen exógeno. De no eliminar flores, habría resultado prácticamente imposible⁶ controlar la evolución de 30-40 botones florales por inflorescencia en varias

⁶ En dos años anteriores se optó por no alterar el número de flores y emasculó todas las flores. Pero no fue una buena idea porque en una misma inflorescencia el grado de desarrollo de los botones es muy variable y obliga a abrir en múltiples ocasiones las bolsas que aíslan determinados tratamientos. Esta operación aumenta el riesgo de dañar flores e inflorescencias. Así mismo, la emasculación temprana de un botón floral también incrementa indeseablemente el riesgo de dañar el ovario.

inflorescencias marcadas en árboles diferentes, especialmente en las horas centrales del día, cuando el calor dispara la velocidad de apertura.

La elección de 12 flores en algunos tratamientos se debe a que se asume, por experiencias previas, que la manipulación de los estambres puede dañar alguna flor y el objetivo final es tener alrededor de 10 flores marcadas por inflorescencia.

Los tratamientos son los siguientes:

- i) Control: es el único tratamiento en el que no se eliminan botones florales. Las flores quedan expuestas a la visita de insectos, al viento y distintos cruzamientos (xenogamia y geitonogamia).
- ii) Control 10 flores: se eliminan todos los botones menos 10, que quedan esparcidos a lo largo del eje de la inflorescencia como en el resto de los tratamientos. Las flores están expuestas a los mismos agentes y cruzamientos que el tratamiento anterior.
- iii) Apomixis: los 12 botones florales que se dejan en cada inflorescencia, horas antes a su apertura, son emasculados y la inflorescencia se aísla con una funda de tela que permite la transpiración pero impide el acceso de insectos o la llegada de polen por el aire.
- iv) Viento: los 12 botones florales son emasculados en su periodo de apertura y la inflorescencia es protegida por una funda de tul de dos capas. No es infalible ante determinados insectos como los *Bombus*. Pero, en general, no hay prácticamente insectos que atraviesen o se posen en las fundas de tul. En este tratamiento el único agente polinizador es el viento.
- v) Viento y Geitonogamia: las inflorescencias, con 12 botones florales cada una, son protegidas por fundas de tul. Por tanto, se puede polinizar tanto por el viento con polen de la propia planta o de otros ejemplares.
- vi) Auto y Geitonogamia: las inflorescencias son aisladas por bolsa de tela transpirable de modo que las 10 flores encerradas en su interior pueden autopolinizarse con su propio polen (autogamia) o por el polen de las flores de la misma inflorescencia (geitonogamia).
- vii) Geitonogamia artificial: El estigma de las 10 flores es frotado con anteras abiertas y cargadas de polen de flores de la misma inflorescencia o inflorescencias de la misma rama. La operación se repite durante dos o tres días para asegurar la deposición de polen en el estigma en estado receptivo. Las Inflorescencias permanecen embolsadas para evitar el polen de otras plantas por el aire o por insectos.
- viii) Xenogamia artificial: los estambres se eliminan en 12 flores que en diferentes momentos del día y de la semana se van abriendo. Simultáneamente, los estigmas son frotados con anteras cargadas de polen de flores procedentes de cepas de loro alejadas del individuo marcado. Como en el tratamiento anterior, la operación de

polinización se repite durante dos o tres días. Las inflorescencias permanecen igualmente aisladas por bolsas de tela transpirable.

Se consideran más de 3.000 flores en 256 inflorescencias marcadas: 4 inflorescencias x 8 tratamientos x 8 árboles. Tras constatar la finalización de la floración en toda la población Trucha se confirma si los pedúnculos, los ovarios o los receptáculos de las flores han sido dañados accidentalmente en la manipulación al emascular estambres o al cerrar y abrir las bolsas. En general, todas las inflorescencias contienen entre 8 y 11 flores intactas (excepcionalmente alguna sólo tuvo 5 flores). A su vez, se comprueba que los estigmas de las flores marcadas estaban marchitos y entonces se procede a retirar las bolsas de tela para colocar a todas las inflorescencias una funda de tul suave. Esta envoltura permite el paso de la luz, no supone un peso excesivo en la inflorescencia, facilita el desarrollo de los frutos, evita que estos se caigan al suelo y disuade a las aves.

En agosto se revisan todas las infrutescencias y se detecta que uno de los árboles tiene parcialmente partidas las ramas en las que hay inflorescencias marcadas, por lo que se descarta del experimento. A principios de octubre se realiza el conteo de frutos por infrutescencia pero se espera un mes más para asegurar que todos alcanzaran su máximo desarrollo. Sin embargo, se pierden algunos frutos e infrutescencias por las fuertes lluvias y por la presión del ganado cinegético durante octubre y noviembre. Por tanto, para el cálculo del porcentaje de fructificación se emplean los datos de octubre de 224 infrutescencias (7 árboles x 8 tratamientos). Los 822 frutos recogidos en noviembre son utilizados para examinar la viabilidad potencial y el peso de las semillas en los distintos tratamientos.

Se consideran potencialmente viables aquellas semillas que poseen los dos cotiledones y el embrión desarrollados plenamente. Por el contrario, se dan por inviables aquellas que carecen de cotiledones o tienen éstos o el embrión subdesarrollados, prácticamente carentes de biomasa. El peso se obtiene secando las semillas durante 24 horas a 70°C.

El porcentaje de fructificación ($\text{ratio fruto/flor} \times 100$) se compara mediante un análisis de la varianza con dos factores: “tratamiento” y “árbol”. Además, se añade como covariable el número inicial de botones de cada inflorescencia.

Posteriormente, la viabilidad de las semillas se considera como variable categórica con dos niveles, potencialmente viable o no viable, y se contrasta su frecuencia en los 8 tratamientos y 7 cepas con un análisis Log-Linear.

Por otra parte, el peso de las semillas de los diferentes tratamientos se compara mediante regresiones considerando igualmente como factores “tratamiento” y “árbol”. En ambos casos, cada semilla se considera una réplica independiente pues no se pueden agrupar los datos para cada infrutescencia por la falta de frutos en muchos de ellas.

III.7.3.3 Cortejo y comportamiento de los insectos que visitan las flores de loro

De manera simultánea a la manipulación de las inflorescencias se efectúan censos de los insectos potenciales polinizadores de las flores de loro en la población Trucha. A lo largo de 9 días no consecutivos se realizan 86 censos localizados de manera aleatoria en distintos puntos de la población.

Cada censo consiste en contabilizar durante 15 minutos el tipo y número de insectos que visita un grupo de 10-15 inflorescencias de una misma rama. Las observaciones se toman a 3-10 m de distancia, empleando prismáticos y permaneciendo camuflados para no perturbar a los insectos. La mayoría de los censos se hacen entre las 10:30 y 19:30, pues fuera de dicho rango horario la actividad de los insectos es muy reducida o nula. De manera no sistemática, se comprueba que todos los insectos censados portan polen en alguna parte de su cuerpo, pero no se estima ni cantidad y ni se evalúa su eficiencia como polinizadores.

En los mismos días se llevan a cabo 193 seguimientos del comportamiento de los insectos que resultan aparentemente más abundantes en la lorera según los primeros censos. Cada seguimiento se prolonga un máximo de 5 minutos y se anotan cuatro posibles movimientos:

- i) Intra-inflorescencia, *i.e.* entre flores de una misma inflorescencia;
- ii) Inter-inflorescencia, *i.e.* entre flores de distinta inflorescencia de una misma rama, tronco o cepa;
- iii) Inter-cepa, *i.e.* entre flores de distinta cepa;
- iv) Desconocido, cuando no se puede reconocer el destino del movimiento pero se puede asegurar que el insecto no se dirige a una flor de la misma cepa.

Por tanto, desde el punto de vista del cruzamiento, los dos primeros movimientos favorecerían la autopolinización o geitonogamia, mientras que el tercero y (con mucha incertidumbre) el cuarto, facilitarían la polinización cruzada o xenogamia.

La precisión de la determinación de los insectos que visitan las flores se limita a orden y en lugar de hablar de especies se hablará de “formas”, puesto que está pendiente la correcta asignación de género y especie.

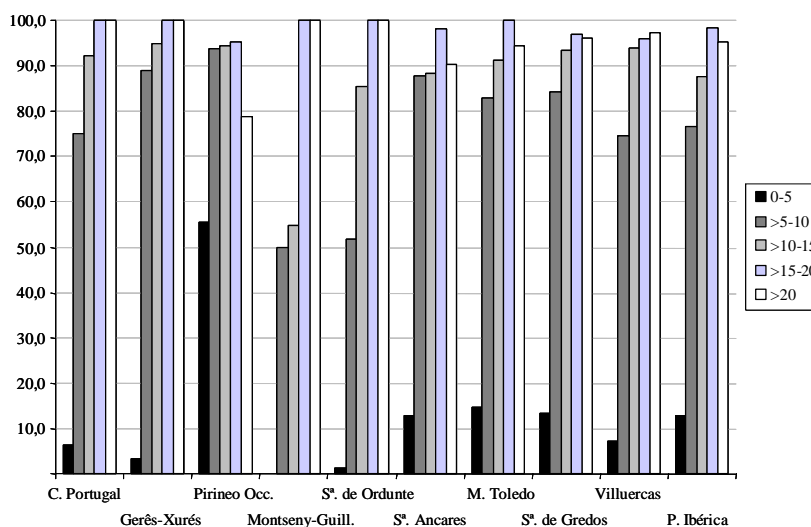
III.8 Resultados

III.8.1 Umbral de la capacidad de reproducción: variabilidad poblacional y temporal

En el conjunto de las poblaciones ibéricas de loro se observa que la capacidad de producir semillas se manifiesta principalmente en los individuos que sobrepasan los 5 centímetros de diámetro (Figura 2). Por debajo de dicho umbral solamente florecen y producen semillas en torno a un 10%. La excepción se observa en el Pirineo Occidental. Aquí, es extraordinariamente alta la proporción de cepas de loro reproductoras de diámetro reducido.

Además, es resaltable que por encima del umbral detectado, la mayoría o todos los árboles producen semillas. Únicamente se aprecian porcentajes relativamente bajos, entre el 50 y 60%, en las poblaciones de Ordunte y Montseny-Guillerías.

Figura 2. Capacidad reproductora de *Prunus lusitanica* L. (loro) según clase de diámetro a 1,30 cm.



En poblaciones de Las Villuercas, se constatan las diferencias en reproducción entre tamaños (en adelante sinónimo de diámetro) a lo largo de los años (Figura 3, tablas 7 y 8). En las poblaciones de Trucha y Mesto, entre un 60 y un 100% de los loros con más de 10 centímetros de diámetro se reproducen todos los años.

Sin embargo, hay notables diferencias interpoblacionales (Figura 3 y Tabla 8). En Mesto es sensiblemente menor el porcentaje de individuos que producen frutos de las clases “>5-10” y “>10-15”. Así mismo, en dicha población, es muy marcada la oscilación sincronizada en la capacidad de reproductora en la mayoría de las clases de diámetro. Por el contrario, en Trucha sólo se aprecia un ascenso en la clase “>5-10”.

Parece pues, que la capacidad de producción de semillas depende del tamaño del tronco de la planta aunque no se manifiesta por igual en distintas poblaciones. Además, se observa que no hay sincronización entre rangos de diámetro de poblaciones diferentes aunque si que se observa dentro de cada una de las poblaciones.

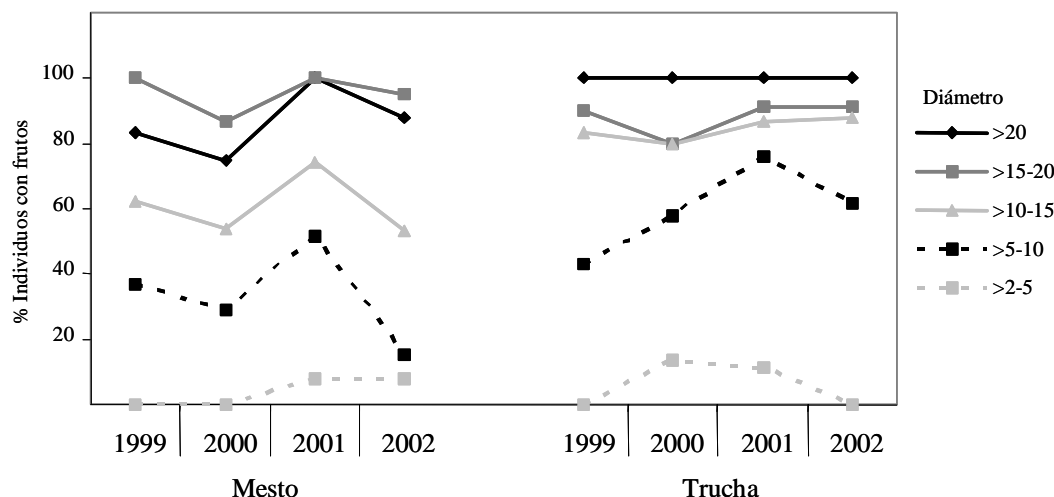


Figura 3. Frecuencia de fructificación de *Prunus lusitanica* L. (loro) según clases de diámetro de tronco (cm).

Tabla 7. Modelo Log-Linear de la frecuencia de fructificación de *Prunus lusitanica* L. (loro) durante los años 1999-2002. El interés se centra en la participación de dos factores: “fructifica” y cualquiera de los otros dos considerados: “Población” y “Diámetro”. El “Modelo final” incluye parte de las posibles interacciones y es aquel que mejor se ajusta a los datos. Al contrario de lo habitual, su validez es mayor cuanto más alto es el valor de “p”. El modelo no es válido si, como sucede en 2002, resultan significativas las interacciones que consideran todos los factores simultáneamente.

Año	Nº de Factores	g.l.	Max. Lik. χ^2	p
1999	1	6	44,1266	< 0,0001
	2	9	70,7619	< 0,0001
	3	4	3,0286	0,5531
	Modelo final	10	8,4217	0,5877
2000	1	6	52,6319	< 0,0001
	2	9	56,7749	< 0,0001
	3	4	2,6241	0,6226
	Modelo final	8	9,5414	0,2987
2001	1	6	94,8806	< 0,0001
	2	9	77,4854	< 0,0001
	3	4	3,1660	0,5304
	Modelo final	10	13,5197	0,1960
2002	1	6	69,6953	< 0,0001
	2	9	109,6635	< 0,0001
	3	4	8,0361	0,0175
	Modelo final	---	---	1,0000

Tabla 8. Contribución de las interacciones entre factores del Modelo Log-Linear considerados en la frecuencia de fructificación de *Prunus lusitanica* L. (loro). En negrita se indican las interacciones y valores significativos que afectan directamente a la capacidad de producir frutos “Fructifica”.

	1999					2000			
	g.l.	Parcial χ^2	p	Marg. χ^2	p	Parcial χ^2	p	Marg. χ^2	p
Población x Diámetro	4	3,4253	0,4893	2,3424	0,6731	7,0628	0,1326	2,2778	0,6848
Población x Fructifica	1	1,7780	0,1824	0,6951	0,4045	9,7473	0,0018	4,9622	0,0259
Diámetro x Fructifica	4	67,7244	<0,0001	66,6415	<0,0001	49,5349	<0,0001	44,7498	<0,0001
	2001					2002			
	g.l.	Parcial χ^2	p	Marg. χ^2	p	Parcial χ^2	p	Marg. χ^2	p
Población x Diámetro	4	7,1566	0,1278	3,6815	0,4508	17,5439	0,0015	4,3536	0,3603
Población x Fructifica	1	4,2063	0,0403	0,7312	0,3925	21,8167	<0,0001	8,6265	0,0033
Diámetro x Fructifica	4	73,0728	<0,0001	69,5976	<0,0001	96,6834	<0,0001	83,4932	<0,0001

III.8.2 Cantidad de frutos producidos: variabilidad poblacional y temporal.

III.8.2.1 Escala árbol. Porcentaje de ramas con infrutescencias.

El porcentaje de ramas que portan frutos varía significativamente en función del diámetro del tronco, población y año (Tabla 9). En la figura 4 se observa una importante diferencia entre poblaciones. Los árboles de la población Trucha poseen una mayor cantidad de ramas con frutos en todos los años considerados frente a Mesto.

Paralelamente, en Mesto se vuelve a poner de manifiesto una oscilación en la producción a lo largo de los años (Figura 4). Así, en 1999 y 2001 la inversión en reproducción parece ser mayor que en 2000 y 2002. De hecho, considerando en conjunto las dos poblaciones, la proporción de ramas con fruto es menor en los años 2000 y 2002 (véanse medias y p valores en Tabla 10).

Tabla 9. Análisis de la varianza con medidas repetidas del logaritmo de porcentaje de ramas con infrutescencias de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Factor	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Población	73,252	1	73,252	14,0417	0,0003
Diámetro	877,769	4	219,442	42,0648	< 0,0001
Población x Diámetro	60,344	4	15,086	2,8918	0,0242
Residual	787,732	151	5,217		
Año	22,414	3	7,471	6,6745	0,0002
Año x Población	11,314	3	3,771	3,3691	0,0185
Año x Diámetro	10,081	12	0,84	0,7505	0,7016
Año x Población x Diámetro	15,549	12	1,296	1,1576	0,3115
Residual	507,091	453	1,119		

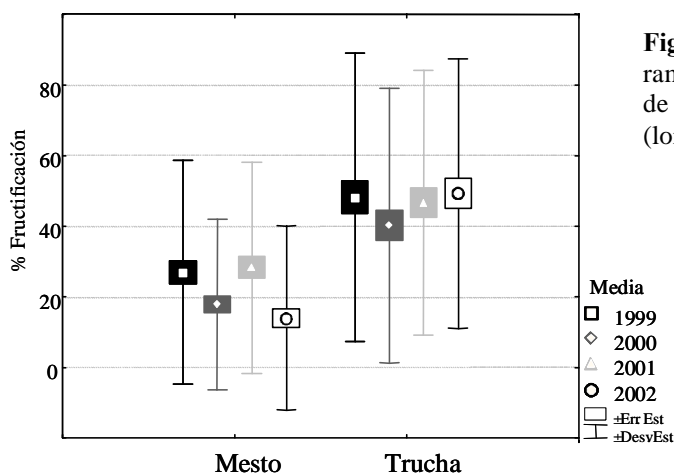


Figura 4. Porcentaje de ramas con infrutescencias de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Tabla 10. Análisis Post hoc de Tukey para tamaños muestrales desiguales del logaritmo del porcentaje de ramas fructificadas de *Prunus lusitanica* L. Se indica la media de cada grupo sin aplicar el logaritmo. Se muestran en negrita los valores significativos.

Año	Media	% Fructificación 1999	% Fructificación 2000	% Fructificación 2001	% Fructificación 2002
% Fructificación 1999	36,57		0,0530	0,0609	0,0366
% Fructificación 2000	28,01	0,0530		< 0,0001	0,9991
% Fructificación 2001	36,66	0,0609	< 0,0001		< 0,0001
% Fructificación 2002	30,02	0,0366	0,9991	< 0,0001	

En ambas poblaciones la proporción de ramas con fruto aumenta con el tamaño, pero los loros de Trucha superan a los de Mesto en todas las clases por encima de los 5 cm (Figura 5). En Mesto destacan los árboles con más de 15 cm de diámetro y se confirma la oscilación periódica interanual en todas las clases de diámetro (Figura 5a). Dentro de la Trucha, los troncos de más 10 cm poseen porcentajes similares y significativamente superiores a las dos clases de tamaño inmediatamente inferiores (Figura 5b y Tabla 11). También en esta población se aprecia que los rangos de variación en cada clase de diámetro son muy amplios, pero no hay una pauta definida como sucede en la población Mesto.

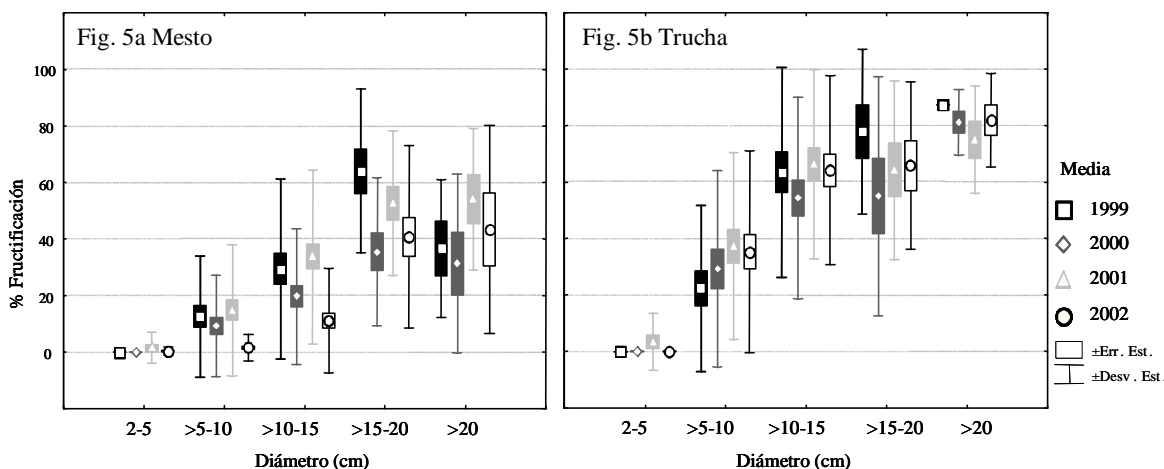


Figura 5. Porcentaje de ramas fructificadas de *Prunus lusitanica* L.(loro).

Tabla 11. Análisis Post hoc de Tukey para tamaños muestrales desiguales del logaritmo del porcentaje de ramas fructificadas de *Prunus lusitanica* L. Se indica la media de cada grupo sin aplicar el logaritmo. Se muestran en negrita los valores significativos “p” en el contraste de los valores medios de los distintos grupos muestrales agrupados por “Población” y “Diámetro”.

Población	Diámetro	Media	Mesto					Trucha				
			0-5	>5-10	>10-15	>15-20	>20	0-5	>5-10	>10-15	>15-20	>20
Mesto	0-5	0,62		0,7628	0,0022	< 0,0001	0,0001	1,0000	0,0031	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	>5-10	10,00	0,7628		0,0041	< 0,0001	0,0329	0,6098	0,0737	< 0,0001	0,0001	< 0,0001
	>10-15	24,58	0,0022	0,0041		0,0735	0,8792	0,0002	1,0000	0,0001	0,2023	0,0044
	>15-20	51,35	< 0,0001	< 0,0001	0,0735		0,9998	< 0,0001	0,0569	1,0000	1,0000	0,9306
	>20	40,42	0,0001	0,0329	0,8792	0,9998		0,0002	0,8508	0,9982	0,9998	0,7259
Trucha	0-5	1,11	1,0000	0,6098	0,0002	< 0,0001	0,0002		0,0003	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	>5-10	29,51	0,0031	0,0737	1,0000	0,0569	0,8508	0,0003		0,0007	0,1696	0,0033
	>10-15	65,83	< 0,0001	< 0,0001	0,0001	1,0000	0,9982	< 0,0001	0,0007		1,0000	0,9800
	>15-20	62,36	< 0,0001	0,0001	0,2023	1,0000	0,9998	< 0,0001	0,1696	1,0000		0,9325
	>20	81,25	< 0,0001	< 0,0001	0,0044	0,9306	0,7259	< 0,0001	0,0033	0,9800	0,9325	

III.8.2.2 Escala rama. Número de infrutescencias por rama.

La producción de frutos en las ramas también depende del tamaño de los árboles, del año y de la población para algunos rangos de tamaño (Tabla 12). La producción es ligeramente superior en Mesto que en Trucha y, en general, la variación dentro de cada población y cada clase de tamaño es muy amplia. Como se comprueba en la tabla 13, en ambas poblaciones hay años con ramas que portan más de 100 inflorescencias mientras que otras carecen de flores.

De nuevo, se constata una oscilación interanual en la cantidad de infrutescencias producidas en la población Mesto, fundamentalmente en las clases de diámetro >5-10 y >10-15 (Figura 6a). Por el contrario, en la Trucha no hay patrón aparente salvo una mayor variabilidad en los años 1999 y 2002 (Figura 6b).

En general, las ramas de los árboles de mayor tamaño poseen más inflorescencias. Las diferencias se aprecian mejor en la población Mesto que en Trucha, sobre todo en la clase 15-20 durante los años 1999 y 2000 (Figura 6a y Tabla 13). En Trucha destacan ligeramente (pero no significativamente) los troncos con más de 10 cm (Figura 6b y Tabla 13). Estas disimilitudes son más acusadas al comparar simultáneamente tamaño y población (véanse valores medios y significación estadística en Tabla 14).

Factor	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Población	2,58	1	2,58	0,98	0,3269
Diámetro	20,93	2	10,46	3,99	0,0258
Población x Diámetro	21,11	2	10,55	4,03	0,0251
Residual	110,05	42	2,62		
Año	39,14	3	13,05	9,57	<0,0001
Año x Población	10,02	3	3,34	2,45	0,0667
Año x Diámetro	26,04	6	4,34	3,18	0,0061
Año x Población x Diámetro	17,15	6	2,86	2,10	0,0581
Residual	171,79	126	1,36		

Tabla 12. Análisis de la varianza con medidas repetidas del número de inflorescencia por rama de *Prunus lusitanica* L. (loro).

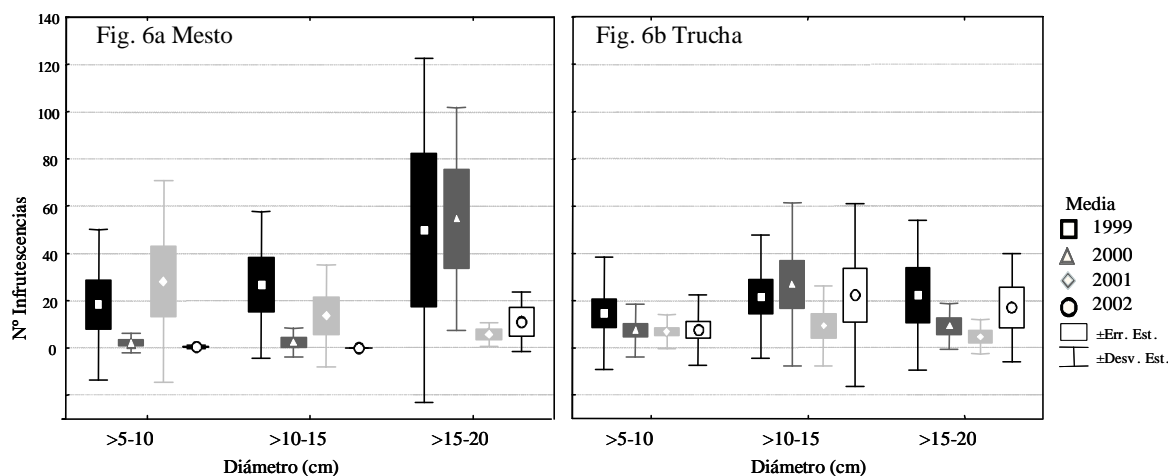


Figura 6. Número de Infrutescencias por rama de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Por otro lado, al considerar la interacción año y tamaño, las diferencias más notables se registran entre la alta producción de 1999 y la baja producción del año 2002 en las ramas de los árboles con diámetro entre 5 y 10 cm (según test de Tukey, véase los valores medios en la Tabla 13).

Tabla 13. Relación de producción de infrutescencias de ramas de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Población	Diámetro	1999		2000		2001		2002	
		Media \pm Desv Est	Max - min	Media \pm Desv Est	Max - min	Media \pm Desv Est	Max - min	Media \pm Desv Est	Max - min
Mesto	5-10	18,4 \pm 31,8	100 - 0	2,1 \pm 4,2	13 - 0	28,1 \pm 42,7	117 - 0	0,5 \pm 0,8	2 - 0
	>10-15	26,7 \pm 31,0	79 - 0	2,3 \pm 6,0	16 - 0	13,6 \pm 21,6	48 - 0	0	0
	>15-20	49,8 \pm 72,8	178 - 3	54,6 \pm 47,1	125 - 7	5,8 \pm 5,1	12 - 0	11,0 \pm 12,7	29 - 0
Trucha	5-10	14,6 \pm 23,8	93 - 0	7,4 \pm 11,2	32 - 0	6,8 \pm 7,2	22 - 0	7,4 \pm 14,9	51 - 0
	>10-15	21,7 \pm 26,0	92 - 0	26,8 \pm 34,5	100 - 0	9,3 \pm 16,9	56 - 0	22,3 \pm 38,7	136 - 0
	>15-20	22,3 \pm 31,7	94 - 6	9,1 \pm 9,7	29 - 0	4,7 \pm 7,2	19 - 0	17,0 \pm 22,9	64 - 0

Tabla 14. Análisis Post hoc de Tukey (para tamaños muestrales desiguales) de la interacción "Población x Diámetro" del logaritmo del n° de infrutescencias por rama de *Prunus lusitanica* L (loro). Se indica la media de cada grupo sin aplicar el logaritmo. Se muestran en negrita los valores significativos "p" en el contraste de los valores medios de los distintos grupos muestrales agrupados por "Población" y "Diámetro".

Población	Diámetro	Media	Mesto			Trucha		
			>5-10	>10-15	>15-20	>5-10	>10-15	>15-20
Mesto	>5-10	12,47		0,6551	0,0085	0,4388	0,0179	0,1101
	>10-15	10,64	0,6551		0,0037	0,2220	0,0068	0,0502
	>15-20	34,75	0,0085	0,0037		0,0257	0,3817	0,1836
Trucha	>5-10	9,94	0,4388	0,2220	0,0257		0,0647	0,3108
	>10-15	21,45	0,0179	0,0068	0,3817	0,0647		0,5140
	>15-20	13,29	0,1101	0,0502	0,1836	0,3108	0,5140	

III.8.3 Ratio fruto/flor

III.8.3.1 Variabilidad entre poblaciones, tamaños de árbol y años.

III.8.3.1.1 Escala rama. Pérdida de infrutescencias.

La pérdida de inflorescencias e infrutescencias es muy variable entre poblaciones, tamaños y años (véase Tabla 15). En Mesto, en los años 1999 y 2001 se pierden más inflorescencias en las ramas que pertenecen a los troncos de mayor diámetro. En Trucha esta tendencia sólo se cumple para el primer año, mientras que en los dos siguientes se observa que las ramas de los troncos de la clase de tamaño intermedia (10-15cm) son las que mantienen proporcionalmente más infrutescencias.

Al efectuar el análisis ANCOVA, parece que la pérdida de infrutescencias está correlacionada positivamente con el n° de inflorescencias que las ramas portan en primavera en dos de los tres años estudiados (véanse valores positivos y significativos de Beta, Tabla

16). Únicamente en el 2001 es significativa la interacción del factor población con el diámetro en la pérdida de ejes con flores o frutos. Posiblemente se debe a que las ramas de los árboles de Mesto con diámetro superior a 15 cm muestran unas pérdidas muy elevadas, superiores a las registradas en árboles de tamaño similar en Trucha (Tabla 15).

En la figura 7 (a,b,c) se representa la relación entre el porcentaje de infrutescencias perdidas y el número inicial de inflorescencias. Como ya se ha mencionado, la correlación es positiva en el año 1999 y 2001, pero también se observa que hay un buen número de inflorescencias con elevadas pérdidas que en primavera poseen pocas inflorescencias.

Tabla 15. Variabilidad en el % de pérdida de infrutescencias en las ramas de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Población	Diámetro	1999		2000		2001	
		Media ± Desv. Est.	Max - min	Media ± Desv. Est.	Max - min	Media ± Desv. Est.	Max - min
Mesto	5-10	4,3 ± 7,4	16,1 - 0	34,8 ± 34,3	75 - 0	12,1 ± 15,8	40 - 0
	>10-15	10,9 ± 19,7	49,5 - 0	63,6 ± 51,4	100 - 27,3	23,9 ± 38,9	100 - 0
	>15-20	17,7 ± 34	77,9 - 0	36,4 ± 26,7	73,8 - 1,8	61,8 ± 26,7	100 - 41,7
Trucha	5-10	14,6 ± 24,1	68,6 - 0	38,5 ± 31,5	100 - 0	36,8 ± 36,6	93,7 - 0
	>10-15	12,1 ± 9,6	25,0 - 0	16,8 ± 12,3	33,3 - 0	8,7 ± 16,7	47,6 - 0
	>15-20	23,9 ± 19,9	48,1 - 0	25,5 ± 31,3	67,6 - 0	24,2 ± 25,7	60 - 0
Total Mesto		10,2 ± 20,9	77,9 - 0	40,3 ± 32,4	100 - 0	27,9 ± 33,2	100 - 0
Total Trucha		15,9 ± 19,3	68,6 - 0	28 ± 27,1	100 - 0	25,4 ± 31,2	93,7 - 0
Total		13,8 ± 19,87	77,9 - 0	31,9 ± 29,0	100 - 0	26,4 ± 31,7	100 - 0

Tabla 16. ANCOVA del % de pérdida de infrutescencias en las ramas de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Año	Factor	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p	Beta
1999	Log N° Inflorescencias	2891,65	1	2891,65	8,37	0,0061	0,41
	Población	561,89	1	561,89	1,63	0,2093	
	Diámetro	441,58	2	220,79	0,64	0,5329	
	Población x Diámetro	252,68	2	126,34	0,37	0,6959	
	Residual	14160,64	41	345,38			
2000	Log N° Inflorescencias	322,71	1	322,71	0,39	0,5387	-0,13
	Población	2291,91	1	2291,91	2,74	0,1077	
	Diámetro	235,16	2	117,58	0,14	0,8692	
	Población x Diámetro	2789,03	2	1394,52	1,67	0,2048	
	Residual	25890,42	31	835,18			
2001	Log N° Inflorescencias	5237,44	1	5237,44	7,24	0,0110	0,37
	Población	526,50	1	526,50	0,73	0,3997	
	Diámetro	3137,38	2	1568,69	2,17	0,1300	
	Población x Diámetro	6422,23	2	3211,11	4,44	0,0194	
	Residual	24608,05	34	723,77			

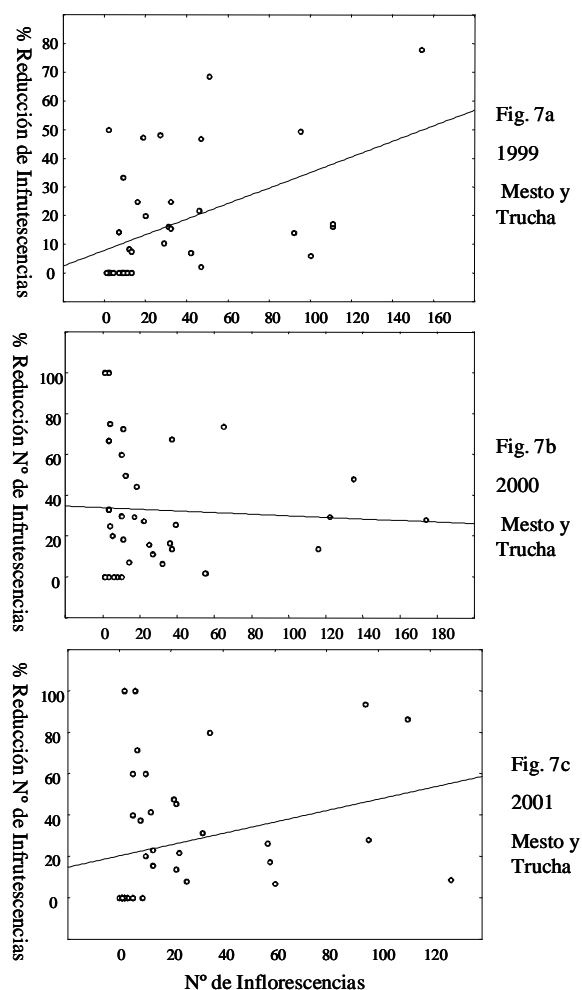


Figura 7. Representación de la correlación entre el % de reducción del nº de infrutescencias de *Prunus lusitanica* L. (loro) y el nº de inflorescencias en primavera.

III.8.3.1.2 Escala rama. Ratio fruto/flor.

Los ratios fruto/flor de las ramas son muy bajos. Los valores medios oscilan entre el 10 y el 20% a lo largo de las tres temporadas de estudio (Figura 8). En su variabilidad no resulta relevante el tamaño de la planta y tampoco la población o el año (Tabla 17). No obstante, de manera muy leve, en las figuras (9a y 9b) se aprecia que las ramas de troncos con diámetros superiores a 10cm tienen valores más altos. Así mismo, se obtiene que la Trucha supera a Mesto en el año 2000.

Por otra parte, el porcentaje de flores que producen fruto solamente se correlaciona, de manera negativa, con el número de inflorescencias en el año 2001 (Tabla 18).

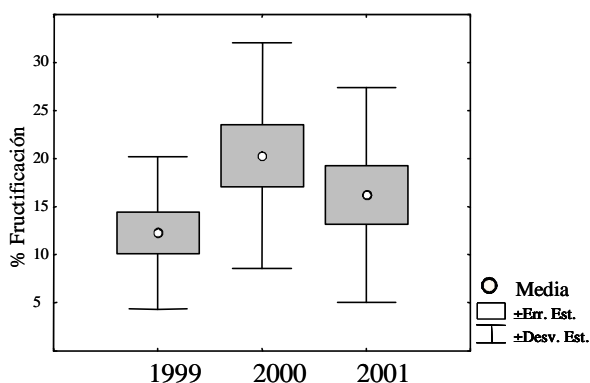


Figura 8. Porcentaje de fructificación en tres años en dos poblaciones de *Prunus lusitanica* L. (loro) consideradas conjuntamente.

Tabla 17. Análisis de la varianza del % de fructificación. Se analizan por separado los factores “Diámetro” y “Población” para cada año. También por separado se analiza el factor “Año”.

Año	Factor	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
1999	Diámetro	384,85	2	192,43	1,91	0,1662
	Residual	2813,70	28	100,49		
2000	Diámetro	362,90	2	181,45	1,61	0,2169
	Residual	3383,60	30	112,79		
2001	Diámetro	111,27	2	55,64	0,45	0,6408
	Residual	4445,39	36	123,48		
1999	Población	63,42	1	63,42	0,59	0,4499
	Residual	3135,14	29	108,11		
2000	Población	695,99	1	695,99	7,07	0,0123
	Residual	3050,51	31	98,40		
2001	Población	66,28	1	66,28	0,55	0,4646
	Residual	4490,39	37	121,36		
Año	Año	422,32	2	211,16	2,22	0,1308
	Residual	2286,42	24	95,27		

Tabla 18. Correlación entre el porcentaje de fructificación y el nº de inflorescencias en ramas de *Prunus lusitanica* L. (loro) entres años 1999-2001.

Año	N	R Spearman	t(N-2)	p-level
1999	31	0,03	0,14	0,8929
2000	33	0,29	1,68	0,1038
2001	38	-0,50	-3,43	0,0015

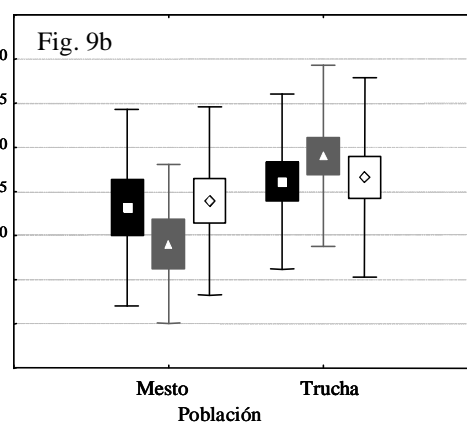
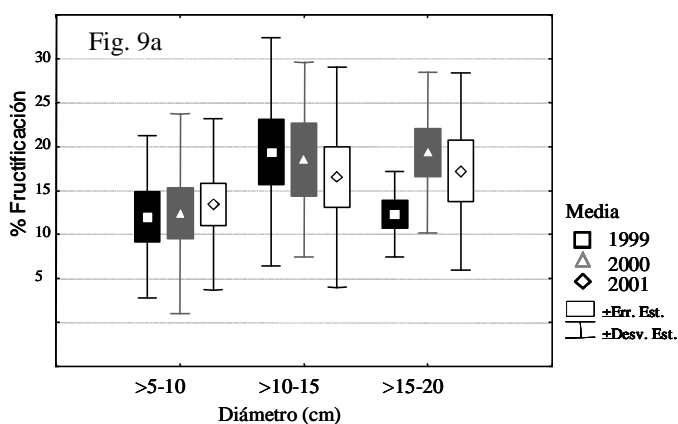


Figura 9. Porcentaje de fructificación en ramas de ejemplares de *Prunus lusitanica* L. (loro) de diferente diámetro (Fig. 9a) y población (Fig. 9b) en 1999-2001.

III.8.3.1.3 Escala Infrutescencia

A escala infrutescencia, los resultados son mucho más reveladores. La eliminación de botones florales y la población son factores determinantes en el ratio fruto/flor (Tabla 19 y Figura 10). En efecto, en las tres poblaciones, la reducción manipulada de flores se traduce en un notable incremento en la producción de frutos aunque en Mesto no hay significación estadística (Tabla 20).

La respuesta es más acusada en la Trucha. A su vez, sus valores de fructificación (en el tratamiento y en el control) superan sensiblemente los de las otras dos poblaciones. De ahí que también sea significativa la interacción “Población x Tratamiento” (Tablas 19 y 20).

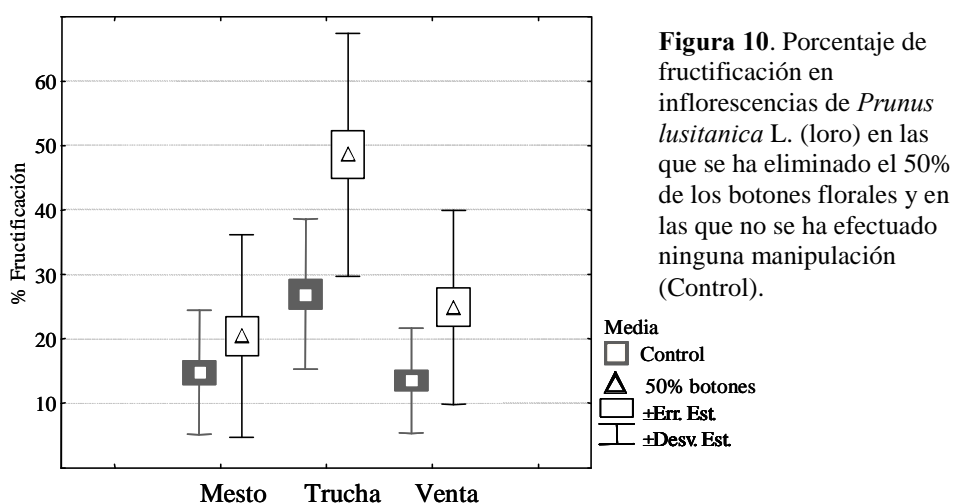


Figura 10. Porcentaje de fructificación en inflorescencias de *Prunus lusitanica* L. (loro) en las que se ha eliminado el 50% de los botones florales y en las que no se ha efectuado ninguna manipulación (Control).

Tabla 19. Análisis (ANCOVA) del efecto del “Nº inicial de botones”, de la “Población” y de la “Eliminación del 50% de botones” (Tratamiento) en el porcentaje final de frutos en infrutescencias de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Factor	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Nº Inicial Botones	74,45	1	74,45	0,40	0,5301
Población	11502,33	2	5751,17	30,61	< 0,0001
Tratamiento	5970,15	1	5970,15	31,77	< 0,0001
Población x Tratamiento	1592,25	2	796,12	4,24	0,0164
Residual	26117,46	139	187,90		

Tabla 20. Análisis Post hoc de Tukey (tamaños muestrales desiguales) de la interacción “Población x Tratamiento” en el porcentaje de fructificación de infrutescencias de *Prunus lusitanica* L (loro). Se indica la media de cada grupo. Se muestran en **negrita** los valores significativos “p” en el contraste de los valores medios de los distintos grupos muestrales.

Población	Tratamiento	Media	Mesto		Trucha		Venta	
			Control	50% Botones	Control	50% Botones	Control	50% Botones
Mesto	Control	14,81		0,6910	0,0266	< 0,0001	0,9995	0,1091
	50% Botones	20,46	0,6910		0,5754	< 0,0001	0,4972	0,8714
Trucha	Control	26,93	0,0266	0,5754		< 0,0001	0,0093	0,9958
	50% Botones	48,59	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001		< 0,0001	< 0,0001
Venta	Control	13,53	0,9995	0,4972	0,0093	< 0,0001		0,0464
	50% Botones	24,91	0,1091	0,8714	0,9958	< 0,0001	0,0464	

Al analizar únicamente el efecto del número inicial de botones en el grupo control, se obtiene la misma pauta: el número inicial de botones florales se correlaciona negativa y significativamente con el porcentaje de frutos. No obstante, la tendencia es muy leve en las poblaciones Trucha y Mesto y no se mantiene la misma en la población Venta (Figura 11a y Tabla 21).

A su vez, la exploración de la relación entre el número inicial de botones y el porcentaje de fructificación en las inflorescencias manipuladas arroja resultados dispares entre poblaciones. En Trucha, a diferencia de lo que sucede en las otras dos poblaciones, las inflorescencias con más botones florales antes de la manipulación producen en otoño más frutos (Figura 11b y Tabla 21).

Por el contrario, el peso de las semillas no parece estar afectado negativamente por el número de flores controlado o manipulado. Es más, la biomasa seca de las semillas se correlaciona positivamente con el número inicial de botones florales y de manera significativa con el porcentaje de fructificación (Tabla 22). Se observa que la reducción de botones florales acentúa la posible interrelación (Tabla 22 y compárese las figuras 12a y 12b).

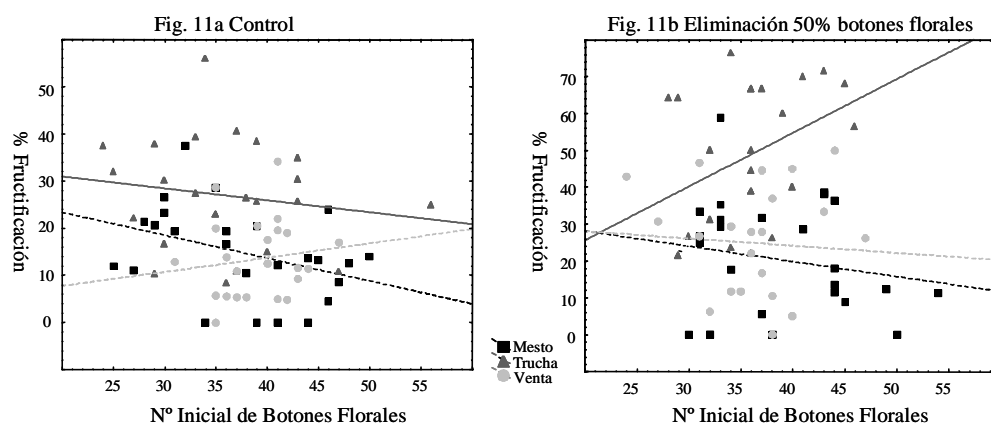


Figura 11. Porcentaje de fructificación de infrutescencias de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Tabla 21. Regresiones simples entre el porcentaje de fructificación y el nº inicial de botones de las infrutescencias de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Tratamiento	Población	R ²	F	p	B (Nº de Botones)
Control	Mesto & Trucha & Venta	0,07	5,11	0,0269	-0,46
Eliminación 50% botones	Mesto & Trucha & Venta	0,005	0,35	0,5574	-0,25
Control	Mesto	0,14	3,68	0,0674	-0,49
Control	Trucha	0,03	0,58	0,455	-0,25
Control	Venta	0,02	0,42	0,5248	0,30
Eliminación 50% botones	Mesto	0,03	0,80	0,3817	-0,41
Eliminación 50% botones	Trucha	0,16	4,49	0,045	1,49
Eliminación 50% botones	Venta	0,004	0,10	0,7606	-0,19

Tabla 22. Análisis de regresión entre el peso de las semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro) y los factores: “Nº inicial de botones” y “% de fructificación”. Población Trucha.

	Factor	Beta	t(43)	p	P Modelo	F	R ²
Ambos Tratamientos juntos	nº de botones	0,20	1,49	0,1423	0,0038	6,33	0,23
	% Fructificación	0,41	3,00	0,0045			
Eliminación 50% Botones	nº de botones	-0,18	-0,83	0,4170	0,0137	5,42	0,36
	% Fructificación	0,68	3,15	0,0053			
Control	nº de botones	0,37	1,95	0,0650	0,0533	3,38	0,24
	% Fructificación	0,39	2,01	0,0571			

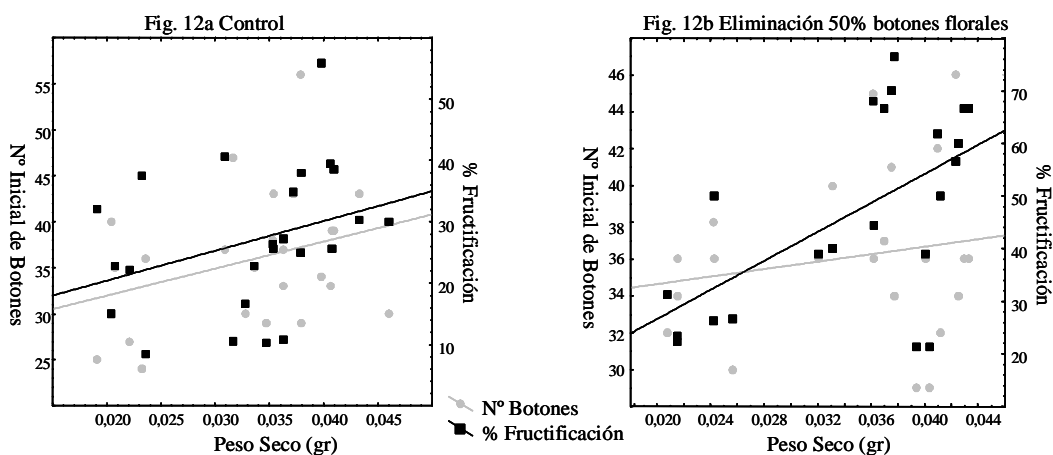


Figura 12. Correlación entre el peso de las semillas *Prunus lusitanica* L. (loro) y las dos variables continuas: “Nº inicial de botones” y “% de fructificación”. Población Trucha.

III.8.3.2 Sistemas de cruzamiento, autocompatibilidad y limitación por polinizadores

La proporción de flores que llega a fruto es significativamente distinta entre los tratamientos aplicados y también entre árboles (Figura 13 y tablas 23, 24 y 25). Los resultados más destacados de este experimento múltiple son básicamente cinco:

- i) el loro es autocompatible, capaz de producir semillas por autopolinización (geitonogamia) e incluso por apomixis;
- ii) la adición artificial de polen, exógeno o de la propia planta, incrementa notablemente el ratio fruto/flor;
- iii) el ratio de fruto/flor obtenido con adición artificial de polen es similar al observado en el grupo control (con 10 flores) y significativamente mayor que en las inflorescencias aisladas, grupo “geitonogamia” (Tabla 23). Por tanto, se deduce que los insectos favorecen la producción de semillas.
- iv) el viento no parece ser un agente relevante en la polinización;
- v) se confirma que una reducción de botones florales conlleva un incremento sustancial en la probabilidad de que las flores den lugar a frutos.

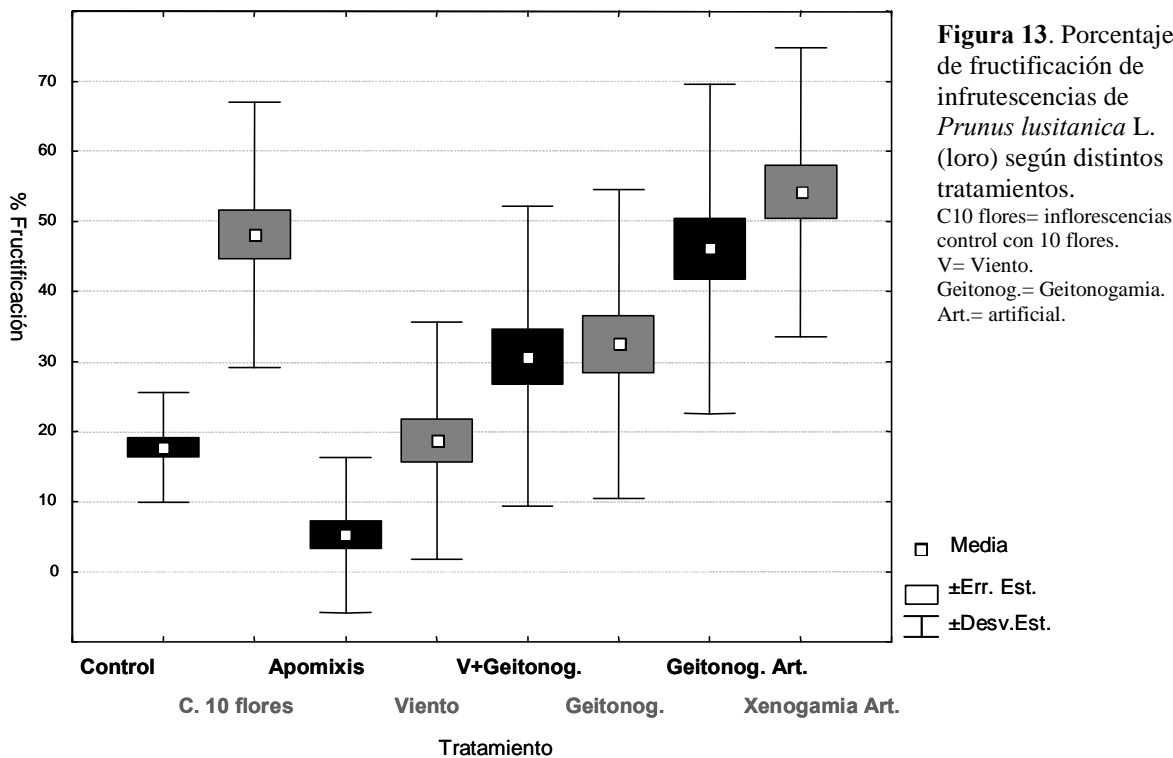


Tabla 23. Análisis ANCOVA del efecto de los 8 tratamientos en el porcentaje de fructificación de *Prunus lusitanica* L. (loro). Se añade como covariable el “Nº inicial de botones”.

	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Nº inicial de Botones	849,51	1	849,51	3,01	0,0844
Árbol	9322,14	6	1553,69	5,51	<0,0001
Tratamiento	55692,06	7	7956,01	28,23	<0,0001
Árbol x Tratamiento	18243,57	42	434,37	1,54	0,0294
Residual	47061,7	167	281,81		

Tabla 24. Análisis Post hoc de Tukey de las diferencias entre los distintos tratamientos en el porcentaje de fructificación de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Tratamiento	% Fructificación	Control	C 10 flores	Apomixis	Viento	Viento + Alogamia	Alogamia	Alogamia art.	Xenogamia art.
Control	18,58		<0,0001	0,0601	0,9999	0,1033	0,0427	<0,0001	<0,0001
C 10 flores	48,47	<0,0001		<0,0001	<0,0001	0,0029	0,0096	1,0000	0,9557
Apomixis	5,19	0,0601	<0,0001		0,0160	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Viento	20,50	0,9999	<0,0001	0,0160		0,2699	0,1350	<0,0001	<0,0001
Viento + Alogamia	31,07	0,1033	0,0029	<0,0001	0,2699		1,0000	0,0090	<0,0001
Alogamia	32,50	0,0427	0,0096	<0,0001	0,1350	1,0000		0,0264	0,0001
Alogamia art.	47,12	<0,0001	1,0000	<0,0001	<0,0001	0,0090	0,0264		0,8548
Xenogamia art.	53,47	<0,0001	0,9557	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0001	0,8548	

Tabla 25. Análisis Post hoc de Tukey de las diferencias entre los distintos árboles en el porcentaje de fructificación de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Arbol	% Fructificación	1	2	3	4	5	6	7
1	41,91		0,9033	0,0821	0,0003	0,7804	0,2440	0,0004
2	36,95	0,9033		0,6873	0,0289	1,0000	0,9211	0,0339
3	30,22	0,0821	0,6873		0,7213	0,8384	0,9992	0,7526
4	23,73	0,0003	0,0289	0,7213		0,0628	0,4096	1,0000
5	35,83	0,7804	1,0000	0,8384	0,0628		0,9783	0,0723
6	32,20	0,2440	0,9211	0,9992	0,4096	0,9783		0,4428
7	23,94	0,0004	0,0339	0,7526	1,0000	0,0723	0,4428	

Además, se constata que la gran mayoría de los frutos obtenidos en los distintos tratamientos, portan semillas potencialmente viables. Solamente 22 de las 825 semillas analizadas carecían de un embrión o cotiledones bien desarrollados. Aunque se obtiene un modelo significativo (Tabla 26), ni el tipo de tratamiento ni el árbol alteran la viabilidad de las semillas (Tabla 27).

El peso de las semillas tampoco se ve afectado por el tratamiento aplicado (Tabla 28). El factor determinante parece que es el árbol. De hecho, hay diferencias muy importantes (y significativas según test de Tukey) entre los tres primeros árboles y los cuatro siguientes (Figura 14).

Tabla 26. Análisis Log-Linear de la viabilidad de las semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro). El interés del análisis se centra en la interacción de 2 factores; es decir, en la participación de los factores “tratamiento” y “árbol” en la viabilidad de las semillas.

Nº de Factores	g.l.	Max. Lik. χ^2	p
1	14	1033,61	< 0,0001
2	55	128,28	< 0,0001
3	42	20,09	0,9983
Modelo Final	55	34,99	0,9838

Tabla 27. Análisis Log-Linear de la viabilidad de las semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro). Las interacciones de interés se muestran en negrita.

	g.l.	Parcial χ^2	p	Marg. χ^2	p
Árbol	6	29,12	< 0,0001	29,12	< 0,0001
Tratamiento	7	167,17	< 0,0001	167,17	< 0,0001
Viabilidad	1	837,32	< 0,0001	837,32	< 0,0001
Árbol x Tratamiento	42	112,97	< 0,0001	113,38	< 0,0001
Árbol x Viabilidad	6	9,11	0,1674	9,52	0,1465
Tratamiento x Viabilidad	7	5,38	0,6140	5,78	0,5652

Tabla 28. Análisis de la varianza del peso de las semillas de de *Prunus lusitanica* L. (loro).

	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Árbol	0,0087	6	0,0015	19,95	< 0,0001
Tratamiento	0,0006	7	0,0001	1,26	0,2670
Árbol x Tratamiento	0,0085	42	0,0002	2,77	< 0,0001
Residual	0,0558	764	0,0001		

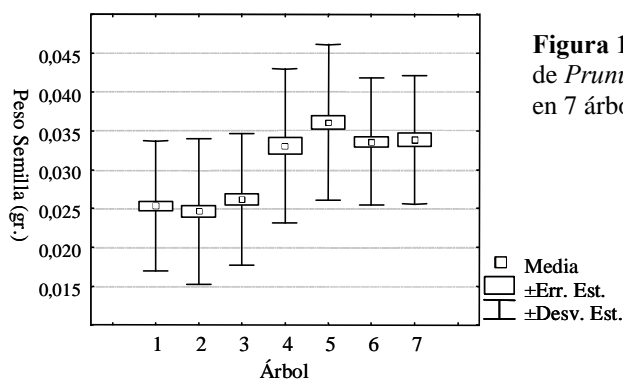


Figura 14. Peso de las semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro) en 7 árboles.

III.8.3.3 Cortejo y comportamiento de insectos que visitan las flores

Se han observado un total de 95 formas de insectos visitando las flores de loro: 25 coleópteros, 36 dípteros, 22 himenópteros, 10 lepidópteros diurnos y 2 hemípteros. A lo largo de las más de 21 horas de seguimiento se han contabilizado un total de 1.320 visitas con una media de 1,02 visitas por minuto.

En el análisis del seguimiento de insectos se han registrado 2.115 movimientos. La mayoría, más de 90%, se realizan entre flores de una misma inflorescencia o entre flores de una misma rama o cepa. Los movimientos entre árboles diferentes o a zonas distintas de la misma cepa no superan el 6%. Por tanto, predominan los movimientos que facilitan la geitonogamia (Figura 15). Esta pauta se mantiene en los cuatro órdenes de insectos que más abundan en la lorera (Figura 16) y solamente los lepidópteros reflejan una mayor, pero muy leve, proporción de movimientos entre árboles.

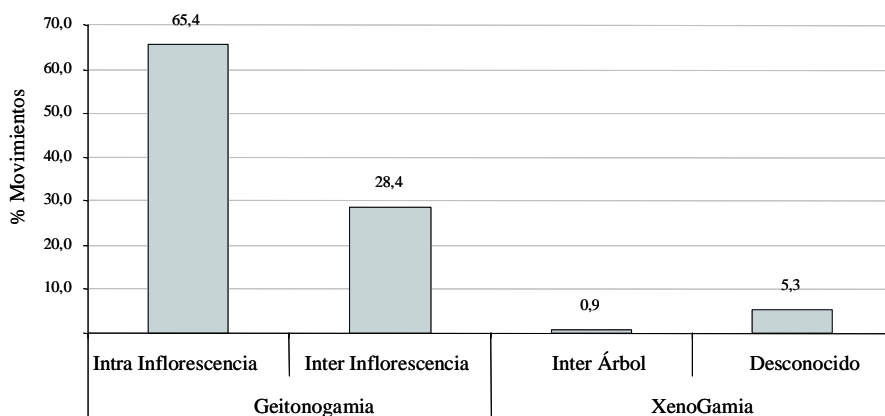


Figura 15. Frecuencia, tipos de movimiento y cruzamiento que favorecen los insectos en las flores *Prunus lusitanica* L. (loro).

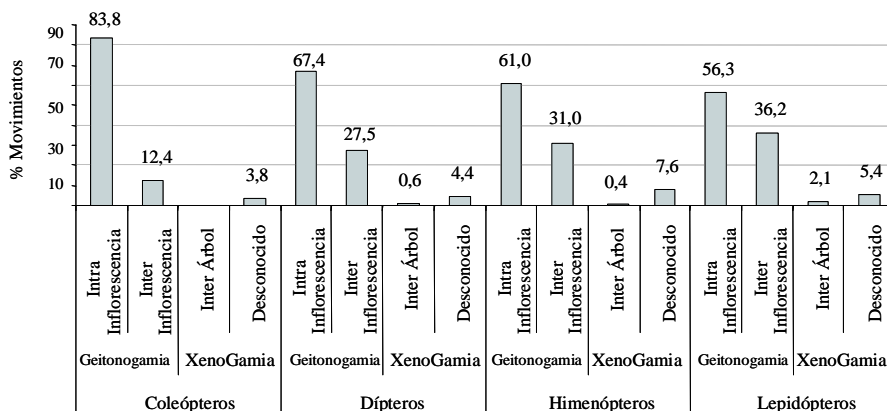


Figura 16. Frecuencia, tipos de movimiento y cruzamiento que favorecen los insectos, agrupados por orden, en las flores *Prunus lusitanica* L. (loro).

III.9 Discusión

III.9.1 Umbral de la capacidad de reproducción: variabilidad poblacional y temporal

El loro presenta un tamaño umbral reproductivo al igual que otras muchas plantas (Harper 1977, Platt *et al.* 1988, Schmid *et al.* 1995, Wesselingh *et al.* 1997). Además, es destacable que sea constante en el conjunto de las poblaciones ibéricas que se desarrollan en ambientes climáticos distintos (véase capítulo I) pues en otras plantas el comportamiento reproductor difiere entre regiones con climas muy dispares (Mejias *et al.* 2002).

Solamente los loros del Pirineo Occidental se revelan como notable excepción. Tal vez se deba a que en esta zona la mayoría de los loros se encuentran en pedreras. En estos hábitats, aun cuando haya manantiales subyacentes, las plantas pueden experimentar un mayor estrés térmico, lumínico e incluso hídrico, ya que están mucho más expuestas a la insolación directa. Entonces, se podría entender que los loros presenten un menor desarrollo en altura y grosor en suelos rocosos (Houle & Delwaide 1991, Oberhuber & Kofler 2000) y que presenten un menor tamaño umbral reproductor.

También se desprende que una vez superado dicho tamaño umbral, los loros entre 10 y 20 (o más) centímetros de diámetro tienen una probabilidad similar de producir semillas. En las poblaciones villuerquinas estudiadas con más detalle se confirma esta pauta ya que las principales diferencias se establecen entre los loros que tienen más o menos de 10 cm diámetro. Por tanto, no sólo hay un umbral para el inicio de la reproducción sino que también parece que hay otro que, una vez alcanzado, asegura una reproducción regular.

Sin embargo, se detectan disimilitudes interpoblacionales. En Trucha el porcentaje de árboles que fructifica es superior al registrado en Mesto que, a su vez, muestra una variabilidad periódica. Una posible explicación podría ser la disponibilidad de luz (Kato & Hiura 1999). En Mesto la menor luminosidad debido a la escasa amplitud del valle y a la abundancia de grandes caducifolios repercutiría en la captación de recursos y, a su vez, en la capacidad reproductora de los loros. Dicha limitación podría obligar a una fase de recuperación tras un esfuerzo reproductor (Harper 1977, Bazzaz & Ackerly 2000) que justificaría la oscilación interanual que se observa en Mesto. No obstante, sería necesario tener más réplicas experimentales (*i.e.* más poblaciones en condiciones similares a Mesto y Trucha), pues son muchos los factores endógenos o ambientales que pueden intervenir en la variabilidad reproductiva inter e intrapoblacional (Udovic 1981, Pinero & Sarukhan 1982, Schwaegerle & Levin 1990, Herrera *et al.* 1998, Ollerton & Lack 1998, Bazzaz & Ackerly 2000).

III.9.2 Cantidad de frutos producidos: variabilidad poblacional y temporal

Al cuantificar la productividad, tanto en porcentaje de ramas con frutos como en número de infrutescencias por rama, se corrobora en el loro la estrecha relación entre tamaño e inversión en reproducción que se registra en muchas plantas herbáceas y leñosas (Harper 1977, Samson & Werk 1986, Platt *et al.* 1988, Klinkhamer & De Jong 1993, Pickering 1994, Stöcklin & Favre 1994, Monserrat *et al.* 1997, Ollerton & Lack 1998, Quintana-Ascencio *et al.* 1998, Abrahamson 1999, Susko & Lovett-Doust 2000, Albert *et al.* 2001, McIntosh 2002, Parra-Tabla & Bullock 2003, Wender *et al.* 2004, Hampe 2005). Esta relación se explica porque la reproducción es una función muy costosa cuya intensidad depende de la disponibilidad de recursos netos (Harper 1977, Bazzaz & Ackerly 2000) que, a su vez, se correlacionan positivamente con el tamaño (Silvertown & Charlesworth 2001, Obeso 2002).

En general, al considerar simplemente la ausencia o presencia de frutos en dos poblaciones de loro, se registran las mismas pautas. La única diferencia es que la productividad de las ramas de Mesto supera a Trucha en algunos casos, aunque no hay un patrón definido ni al contemplar el rango de tamaños ni los 4 años de seguimiento.

Igualmente, se reitera la oscilación en la producción en Mesto y su ausencia en Trucha. Como ya se ha comentado, resulta difícil explicar semejante diferencia. En principio, cabría esperar cierta irregularidad en la productividad de unas poblaciones de una especie que se encuentra fuera de su óptimo ecológico (Harper 1977) y afectada por el clima mediterráneo (Jordano *et al.* 2004). Pero es poco congruente que no influya simultáneamente a las dos poblaciones.

La oscilación detectada en la población Mesto recuerda al fenómeno de “vecería” o sucesión de episodios de alta producción seguidos de un aparente descanso. Ahora bien, es un fenómeno que suele manifestarse en amplias escalas espaciales (Koenig & Knops 1998, 2005) y parece estar generado por determinadas señales climáticas o “efecto Moran” (Kelly 1994, Koenig & Knops 2005). Sin embargo, una señal climática debería afectar por igual a poblaciones ubicadas en la misma región. Por otro lado, la predación de semillas podría servir como explicación alternativa, pues su intensidad no ha de ser homogénea entre poblaciones y también favorece la vecería (Janzen 1971, Silvertown & Charlesworth 2001, Koenig & Knops 2005). No obstante, los datos propios (no presentados en esta tesis) revelan intensidades bajas y similares entre las dos poblaciones. También es cierto que ignoramos cuáles han sido los factores que en el pasado han influido más en la producción de las poblaciones de loro. En este sentido, la predación que experimenta el loro actualmente puede ser muy distinta de la que sufrió en su ambiente original.

Como ya hemos adelantado en el primer apartado de la discusión, las diferencias ambientales constituirían la opción más plausible para entender las diferencias entre ambas

poblaciones (Handel 1983). Ya sea la luz (Wesselingh *et al.* 1997, Kato & Hiura 1999) o la disponibilidad de nutrientes (Vaughton 1991) en el suelo, podrían suponer una limitación que provocaría a los árboles la necesidad de “descansar” para compatibilizar el esfuerzo reproductivo con otras funciones vitales como el crecimiento (Norton & Kelly 1988, Bazzaz & Ackerly 2000, Kelly & Sork 2002).

III.9.3 Ratio fruto/flor

III.9.3.1 Variabilidad entre poblaciones, tamaños de árbol y años

La baja proporción de frutos o semillas respecto del número de flores parece ser una pauta frecuente en las plantas (Stephenson 1981). Los cerezos no son una excepción y se describen bajos ratios fruto/flor tanto en cultivares (Roberts 1922, Tukey 1927, Bradbury 1929) como en especies silvestres (Sutherland & Delph 1984, Guitián *et al.* 1992b, Guitián 1993).

Son múltiples los factores genéticos y ecológicos que pueden participar (Morgan 1993) de manera aislada o simultánea en la fertilidad de una planta (Ayre & Whelan 1989, Casper & Niesenbaum 1993). El tamaño es un factor importante y, en principio, cabría pensar que influyera de manera negativa en la reducción de ejes con fruto y que su interacción fuera positiva con la proporción de flores que llegan a desarrollar fruto (Venable & Fishbein 1996). Pero también hay que considerar que con el incremento en tamaño igualmente pueden aumentar los costes de la reproducción (De Jong *et al.* 1993, Obeso 2002).

En lo que respecta al loro, la pérdida de inflorescencias e infrutescencias y el ratio fruto/flor no dependen significativamente del diámetro del árbol. Resultados similares se han obtenido en otras plantas (Stöcklin & Favre 1994). Sin embargo, se registra que el esfuerzo en floración (número de inflorescencias) en las ramas sí condiciona, aunque de manera inconstante a lo largo de los años, la pérdida de infrutescencias y el ratio fruto/flor. Parece entonces que los recursos disponibles no son ilimitados (Stephenson 1981). La competencia por recursos se constata con más claridad a escala inflorescencia, puesto que en las tres poblaciones consideradas la eliminación de botones florales incrementa sensiblemente el ratio fruto/flor (Stephenson 1981, Udovic 1981, Guitián 1993, Emms 1996).

Una tendencia similar se desprende de la observación exclusiva de las inflorescencias control ya que un mayor número inicial de botones se correlaciona con una menor productividad. No obstante, no se obtiene significación estadística suficiente. Tal vez porque las inflorescencias con pocos botones no tienen por qué poseer finalmente más frutos. Sobre todo si se acepta que el número inicial de botones florales ya es un primer indicador de los recursos energéticos disponibles (Venable & Fishbein 1996, Burd 1998). De hecho, acorde con esta última interpretación, en la población Trucha se confirma que la productividad es

más elevada en las inflorescencias manipuladas con un mayor número inicial de botones. Es decir, que la reducción artificial de los costes *a priori* asociados a un alto número inicial de flores, tras su parcial eliminación, se traduce en un mayor ratio fruto/flor. Pero, una vez más, no es una pauta común, pues no sucede lo mismo en las inflorescencias manipuladas de las poblaciones Mesto y Venta.

El hecho de que no influya determinadamente el tamaño del árbol al examinar la producción final de frutos a escala rama e infrutescencia podría deberse a que hay procesos que se desarrollan a diferente escala temporal y espacial (Obeso 2002). El esfuerzo reproductor que un árbol y sus ramas despliegan al inicio de la primavera puede ser resultado de la disponibilidad de recursos acumulados en su vida y así relacionarse con el tamaño. No obstante, también puede influir el esfuerzo llevado a cabo en el año anterior (Stephenson 1981) y el acopio de recursos efectuado durante los últimos meses (Hasegawa *et al.* 2003). Por ello, a escala rama, y durante el proceso de maduración de frutos puede resultar más relevante la disponibilidad de recursos que una rama concreta posee para un determinado número de inflorescencias con independencia del resto de la planta (Obeso 1998, Hasegawa *et al.* 2003). De hecho, las hojas más próximas a las flores o inflorescencias son la fuente fundamental de nutrientes en el desarrollo de los frutos (Stephenson 1981, Harper & Wallace 1987). Igualmente, si los recursos son limitados y la producción y mantenimiento de inflorescencias no es un esfuerzo trivial (Emms 1996, Burd 1998), es razonable esperar que la abundancia de inflorescencias y flores en una rama condicione tanto el número de ejes que fracasan como el ratio fruto/flor.

En consecuencia y de manera preliminar, interpretamos que, dada la relativa intrascendencia del tamaño del árbol en el ratio fruto/flor, en el loro puede haber funcionamiento modular (Jónsdóttir & Watson 1997, Obeso 1997, 2002). De este modo, la cantidad de ramas con infrutescencias y el número de infrutescencias por rama está explicada por el tamaño del árbol. En cambio, la maduración de frutos dependería más directamente de los recursos de cada rama (Obeso 1998) e incluso de cada inflorescencia (Gutián 1994). Desde luego, a esta escala queda clara la competencia intrainflorescencia por recursos. Pero también se observa que el incremento (artificial) de la mortalidad de flores produce consecuencias distintas en los porcentajes de fructificación de las diferentes poblaciones que no alcanzamos a explicar.

En esta variabilidad interpoblacional influyen seguramente factores no controlados. Por ejemplo, no hemos considerado la densidad de polinizadores (Udovic 1981), la variabilidad genética (Bazzaz & Ackerly 2000, Paschke *et al.* 2002, Hensen & Oberprieler 2005), la disponibilidad de nutrientes (Tukey 1927, Vaughton 1991), la fenología o la climatología local durante la floración en las distintas poblaciones (Handel 1983, Agren 1988, Vaughton 1991, Casper & Niesenbaum 1993, McLaren *et al.* 1996, Bazzaz & Ackerly 2000, Hampe 2005).

III.9.3.2_Sistemas de cruzamiento, autocompatibilidad y limitación por polinizadores

Los otros tres factores considerados en el análisis, el origen del polen, la autocompatibilidad de la especie y la participación de los polinizadores, también pueden ser importantes en la producción de semillas. A diferencia de las primeras evidencias publicadas (Fryxell 1957) los experimentos con manipulación realizados en Las villuercas demuestran que es una planta autocompatible capaz de producir semillas por apomixis. Ambas circunstancias aparecen aisladas o simultáneamente en otras rosáceas (Campbell *et al.* 1991) y, en general, en poblaciones finícolas (Jain 1976, Silvertown & Charlesworth 2001, Busch 2005).

También se pone de manifiesto que el loro, al menos la población Trucha, no sufre limitación por los polinizadores. En efecto, no se registran diferencias significativas entre los controles y las inflorescencias cuyas flores fueron polinizadas manualmente con polen del mismo individuo o de individuos distintos.

El loro atrae a un elevado número de insectos (más de 90 formas). Esto es común entre plantas (Primack & Silander 1975, Herrera 1984b) incluyendo rosáceas (Campbell *et al.* 1991, Guitán *et al.* 1993, Jordano 1993) y otros relictos paleosubtropicales ibéricos (Mejías *et al.* 2002). A su vez, se desprende que los insectos juegan un papel destacado en la producción de frutos. En su ausencia, la cantidad de frutos producidos por apomixis, autopolinización o por viento es notablemente inferior.

No obstante, la riqueza de insectos que visitan las flores de loro no se corresponde con un elevado ratio fruto/flor (Udovic 1981). Además, se ha observado que la actividad de los insectos se reduce sensiblemente en zonas de sombra o en días (o periodos del día) con temperaturas inferiores a los 16°C (Obs. pers.). Así, la limitación por polinizadores podría ser importante en diferentes escenarios: primaveras lluviosas y frescas, poblaciones que prosperan en cotas altitudinales elevadas y poblaciones que crecen bajo densos doseles de caducifolios o se ubican en barrancos muy umbrosos. Aunque también es cierto que bajo estas circunstancias la floración transcurre más lentamente, las flores se abren poco a poco y así aumenta el tiempo de exposición a potenciales polinizadores (Obs. pers.).

La autofecundación y el comportamiento de los insectos están, en el caso del loro, estrechamente relacionados. A pesar de la amplia variedad de insectos registrada, la mayoría de ellos recorre distancias muy cortas en consonancia con una amplia oferta de inflorescencias con flores abiertas simultáneamente (Handel 1983, Fenster 1991, Nilsson *et al.* 1992, Silvertown & Charlesworth 2001). Solamente los lepidópteros favorecen el intercambio de polen entre individuos diferentes (Schmitt 1980). Esta pauta resulta habitual (Handel 1983) y debe estar acentuada al presentar el loro una distribución agregada (García *et al.* 2005a y referencias incluidas).

Puesto que se trata de una especie que aparentemente carece de mecanismos sincronizados que eviten la autofecundación (Harder & Barrett 1995, Snow *et al.* 1996), los insectos propician fundamentalmente la geitonogamia. Por tanto, los insectos serían relevantes en la variabilidad y estructuración genética de las poblaciones (Schmitt 1980, Fenster 1991) y, por ello, podrían influir en su viabilidad poblacional (Beissinger & McCullough 2002, Paschke *et al.* 2002).

En principio, la autofecundación podría tener consecuencias negativas en la variabilidad genética (Jain 1976 y referencias incluidas, De Jong *et al.* 1993, Traveset 2000, Silvertown & Charlesworth 2001) que repercutirían en la supervivencia, el crecimiento o la fertilidad de las plantas (Sorensen & Miles 1982, Morgan *et al.* 1997, Kery *et al.* 2000, Allendorf & Ryman 2002, Paschke *et al.* 2002). En este sentido, en diferentes cerezos se constata que la autofecundación lleva aparejada una mayor tasa de aborto de óvulos (McLaren *et al.* 1996, Pflugshaupt *et al.* 2002) o un menor peso de las semillas (Jordano 1993). Sin embargo, en el loro la autopolinización manipulada no refleja un ratio fruto/flor inferior al de la polinización artificial cruzada. Además, como ocurre en otras plantas, el modo de polinización tampoco modifica la viabilidad de las semillas ni su peso (Lázaro & Traveset 2005). En consecuencia, el origen del polen no condicionaría ni la germinación de las semillas ni el vigor de las futuras plántulas.

La autofecundación, si no conlleva consecuencias negativas, “inbreeding depression”, resulta ventajosa (Stebbins 1957, Jain 1976 y referencias incluidas, Solbrig 1976, De Jong *et al.* 1993, Morgan *et al.* 1997, Holsinger 2000b). Así, los individuos autocompatibles transmiten con facilidad su dotación genética a su propia progenie sin renunciar a la posibilidad de trasladarla a otros ejemplares (Jain 1976, Holsinger 2000b). A su vez, favorece tanto la perpetuación de los alelos implicados en la autocompatibilidad y autofecundación (Holsinger 2000b) como el mantenimiento de genotipos localmente bien adaptados (Stebbins 1957, Jain 1976 y referencias incluidas, Silvertown & Charlesworth 2001). En el loro, semejante situación podría ser de vital importancia. Posiblemente las poblaciones que actualmente persisten en la Península Ibérica son aquellas que tuvieron las características fenotípicas y genotípicas que posibilitaron la resistencia a los cambios ambientales que produjeron la extinción de su sistema subtropical original.

III.9.3.3 ¿Por qué producir tantas flores?

Ahora bien, queda por analizar el porqué del bajo ratio flor/fruto. Junto con la limitación de recursos (Stephenson 1981) pueden intervenir varios factores (no excluyentes) y condicionar así el exceso de flores (Stephenson 1981, Ayre & Whelan 1989, Casper & Niesenbaum 1993). Tres de las hipótesis más barajadas han sido: i) el aborto selectivo de óvulos (Kozłowski & Stearns 1989); ii) reservorio de óvulos o “bet-hedging” (Udovic 1981,

Vaughton 1991); y iii) “donación de polen” (Guitián 1993, Queller 1997 y referencias incluidas).



Foto 5. Lorera en plena floración. Las Villuercas.

La primera hipótesis (reservorio de óvulos), propone que el exceso de flores conlleva el aborto selectivo de los óvulos (o flores en una inflorescencia) de menor calidad o menos competitivos (Kozłowski & Stearns 1989, Guitián 1993, Odonnell & Bawa 1993). Este fenómeno propiciaría la producción de semillas con más probabilidad de germinar y una progenie más vigorosa (Stephenson & Winsor

1986). Pero para que esta hipótesis se acepte ha de existir una mínima variabilidad en las cualidades de los óvulos, semillas o frutos en desarrollo. Si no se cumple tal premisa, la producción de muchas flores resulta muy costosa (Burd 1998). En el caso del loro, no se confirma esta hipótesis pues la pérdida de flores (y frutos en formación) no favorece a los embriones mejores o con más reservas. En efecto, no hay diferencias de peso entre semillas de loro derivadas de la manipulación y en las que, teóricamente, se habría producido un aborto selectivo de modo natural.

De acuerdo con la segunda hipótesis (“bet-hedging”), el excedente de flores funcionaría como reservorio de óvulos ante escenarios impredecibles por la planta. El porcentaje de frutos maduros dependería entonces de que se diesen condiciones ambientales favorables (*i.e.* disponibilidad de nutrientes o polinizadores) (Stephenson 1981, Vaughton 1991). Dicho reservorio también serviría para amortiguar pérdidas por posibles agresiones ante herbívoros, patógenos o días climáticamente adversos (Stephenson 1981, Agren 1988, Ehrlén 1991 y referencias contenidas en ambas publicaciones). En el loro, esta hipótesis podría explicar que el esfuerzo en floración o producción de infrutescencias no sea constante a lo largo de los años y entre poblaciones pues la disponibilidad de recursos suele variar interanualmente (Stephenson 1981, Hampe 2005). De hecho, de no mediar insectos, el ratio fruto/flor es sensiblemente menor. Sin embargo, esta explicación no parece del todo satisfactoria. Por ejemplo, el bajo ratio fruto/flor no fluctúa significativamente. A su vez, se observa que la productividad en una de las poblaciones oscila, como si estuviera ya limitada por el esfuerzo reproductor del año anterior (Stephenson 1981). Además, en el loro parece que los daños en la fase de floración son escasos (datos propios). Así mismo, la hipótesis del reservorio tampoco explicaría el fracaso inmediato a la floración (Kozłowski & Stearns 1989) que actualmente se aprecia en el loro (datos propios).

La tercera hipótesis, centrada en la función masculina de las flores (Guitián 1993, Queller 1997 y referencias incluidas), puede ofrecer un mayor sentido biológico a lo observado en el loro. El despliegue de una amplia oferta floral incrementaría la atracción de polinizadores y aumentaría así la producción de semillas de manera trascendente. Sobre todo para un relicto cuya población está muy fragmentada en núcleos integrados por pocos individuos que en muchos casos se desenvuelven en ambientes umbrosos y cerrados, donde la densidad y actividad de los insectos es menor (Cresswell 1997, García *et al.* 2005a, Obs. pers.). Sería, por tanto, una forma de asegurar la reproducción (Jain 1976 y referencias incluidas, Morgan *et al.* 1997, Silvertown & Charlesworth 2001)

En resumen, la amplia oferta floral unida a la autocompatibilidad, el comportamiento de los insectos y la consecuente alta tasa de autofecundación paradójicamente pueden aportar ventajas reproductivas e incluso de supervivencia. Por ello, se podría entender, a su vez, el coste y aparente derroche en flores. El bajo ratio fruto/flor no sólo podría ser debido a una limitación por recursos sino también sería el resultado de presiones selectivas. Cabría asumir que una parte importante de las flores producidas no estuviera destinada a la producción de semillas. Por el contrario, su función sería asegurar la reproducción mediante la atracción de polinizadores (Willson & Price 1977, Stephenson 1981) y la mayor transmisión de información genética (Jain 1976 y referencias incluidas, Holsinger 2000b). De hecho, hay cerezos perennes subtropicales cuyas inflorescencias portan flores que solamente producen polen (Kalkman 1965). Esta inversión en flores destinadas a la producción de polen parece ser el factor evolutivo más relevante en la selección de la superproducción de flores (Burd 1998).

III.10 Conclusiones

- ✓ El tamaño del loro influye decisivamente en la capacidad reproductora.
- ✓ El loro posee un umbral de reproducción común a las poblaciones ibéricas.
- ✓ Un mayor tamaño (de diámetro de tronco) conlleva una mayor constancia en la capacidad e intensidad reproductora.
- ✓ Existen diferencias poblacionales en la intensidad y patrón de fructificación interanual que por ahora resultan inexplicables.
- ✓ El ratio fruto/flor es muy bajo a lo largo de los años en las diferentes poblaciones y levemente superior en los árboles de mayor tamaño.
- ✓ El loro experimenta limitación por recursos tanto a escala rama como a escala infrutescencia.
- ✓ El loro es autocompatible.
- ✓ Es una planta capaz de producir frutos por apomixis.
- ✓ No sufre limitación por polinizadores.
- ✓ El cortejo de insectos que visitan las flores es muy amplio.
- ✓ Los insectos incrementan sensiblemente el ratio fruto/flor.
- ✓ Los insectos promueven la geitonogamia.
- ✓ La geitonogamia y la autocompatibilidad podrían ser características positivas pues ayudarían a perpetuar genotipos resistentes localmente.
- ✓ La hipótesis de donación de polen podría ser la más plausible a la hora de justificar el exceso de flores.

IMPORTANCIA DE LAS AVES EN LA DISPERSIÓN Y GERMINACIÓN DE LAS SEMILLAS Y EN EL VIGOR DE LAS PLÁNTULAS DE *Prunus lusitanica* L.

IV.1 Resumen

Se aborda la descripción del cortejo de aves dispersante de semilla de loro en dos poblaciones de Las Villuercas y se realiza una primera aproximación a la evaluación de la cantidad de semillas dispersadas. Así mismo, se estudia el efecto de las aves en la viabilidad y probabilidad de germinación de las semillas considerando en dos experiencias distintas la biomasa de las semillas y dos hábitats diferenciados por su luminosidad. A su vez, se examina la fenología de germinación y el vigor de las plántulas resultantes.

La Curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*) es el principal dispersante de semillas de loro. Secundariamente intervienen otras cinco especies de tóridos que, en conjunto, movilizan menos del 30% de la cosecha. Son múltiples los factores que pueden condicionar la reducida cantidad de especies que dispersan las semillas de loro y el escaso volumen de semillas dispersadas. Pero, aún así, las aves parecen ser beneficiosas para el loro. Las aves, al retirar la pulpa de las semillas y elegir indirectamente las que poseen más biomasa, incrementan sensiblemente la probabilidad de germinación. A su vez, las aves podrían propiciar cohortes de plántulas con más hojas y raíces más largas. Por tanto, las aves facilitarían el reclutamiento poblacional en las poblaciones de loro.

IV.2 Antecedentes y justificación

El indudable valor paleofitogeográfico del loro y la fragmentada situación de sus poblaciones justifican el estudio de la dispersión de sus semillas. Es una etapa fundamental en el ciclo vital de una planta pues constituye el nexo entre la reproducción y el reclutamiento poblacional (Harper 1977, Jordano 2000a).

El loro produce drupas susceptibles de ser el alimento tanto de mamíferos y aves como sucede en muchas plantas productoras de frutos carnosos de ambientes tropicales, templados y mediterráneos (Herrera 1995, Jordano 2000b). En el seguimiento fenológico de diferentes loreras de la comarca de Las Villuercas (Cáceres) se comprobó que el periodo de maduración de los frutos es relativamente amplio, desde septiembre hasta enero, con máximos comprendidos entre octubre y noviembre. A su vez, se constató en muestreos preliminares que en dicho intervalo de tiempo la dispersión de las semillas tiene lugar por barocoria, hidrocoria y endozoocoria. En este último caso, se examinaron las heces de aves y mamíferos (zorros, garduñas, ciervos, corzos, jabalíes). Pero salvo alguna excepción, se detectaron semillas fundamentalmente en las deposiciones de las aves.

En general, la interacción entre las aves frugívoras y las plantas productoras de frutos carnosos resulta beneficiosa aun cuando no exista coevolución recíproca (Herrera 2000). Es una relación de mutualismo aparentemente muy variable en el tiempo y en el espacio (Herrera 1998, Hampe & Bairlein 2000) que para la planta puede tener consecuencias evolutivas y demográficas (Herrera 1995, Jordano 2000b). Así, la abundancia de las aves pueden suponer una limitación a la dispersión de semillas (Jordano 2000a, 2000b). Además, las aves pueden sesgar el tamaño de las semillas dispersadas (Obeso 1988, Sallabank 1993, Jordano 2000b), factor que incluye en la probabilidad de germinación de las semillas (Howe & Richter 1982, Paulsen & Högstedt 2002, Alcántara & Rey 2003, Arunachalam *et al.* 2003) y en el vigor de las plántulas (Howe & Richter 1982, Tripathi & Khan 1990, Paulsen & Högstedt 2002).

A su vez, con independencia del tamaño de las semillas, las aves también alteran su capacidad y fenología germinativa (Izhaki & Safriel 1990, Traveset *et al.* 2001b, Paulsen & Högstedt 2002, Traveset & Verdú 2002, Verdu & Traveset 2004) o limitan el establecimiento de las plántulas (Schupp 1993, Jordano 2000a). En efecto, la deposición de semillas en diferentes hábitats condiciona su supervivencia (Herrera *et al.* 1994, Rey & Alcantara 2000, García *et al.* 2005) y la de las plántulas (Herrera *et al.* 1994, Jordano & Herrera 1995, Paulsen & Högstedt 2002, García *et al.* 2005b). Así mismo, el comportamiento de las aves determina el patrón espacial (Alcántara *et al.* 2000b) y la estructura genética de las poblaciones (Jordano 2000a, Jordano & Godoy 2002), aunque siempre hay que considerar fenómenos postdispersivos, especialmente en una planta riparia (Hampe 2004).

La trascendencia de las ventajas, limitaciones o condicionantes que las aves aportan o imponen en la dispersión, en el reclutamiento y en la estructuración genética de una planta cobra mayor relevancia cuando concurren dos circunstancias: carácter relictual y poblaciones fragmentadas. La primera de ellas ha sido recientemente tratada en otro lauroide ibérico (Hampe 2003) y la segunda está siendo profundamente estudiada en *Prunus mahaleb* (Jordano & Godoy 2002). Sin embargo, sobre el loro no hay información alguna. Por ello, se presentan una serie de experimentos cuyos resultados aportan información sobre el cortejo dispersante de las semillas de loro y su importancia en la movilización de semillas. Así mismo, se evalúa el efecto de las aves en la germinación de las semillas y en el vigor de las plántulas de loro. Con ello se pretende contribuir al conocimiento de la historia natural de *Prunus lusitanica* y evaluar la potencial importancia de las aves en el reclutamiento poblacional de loro sin entrar a valorar explícitamente la efectividad de la interacción (sensu Bustamante & Canals 1995).

IV. 3 Algunas características del fruto, de la semilla y de su dispersión

El fruto del loro es una drupa que posee un color negro cuando está madura. Tiene forma subglobosa u ovoide de manera que se puede distinguir un eje largo que oscila entre los 7,5 y 11,5 mm y un eje corto de 6,8-11,1 mm de longitud (n=49).

En estado maduro el tamaño del fruto se correlaciona con su peso seco. La correlación es muy alta con ambos ejes ($r = 0,77$, eje largo; $r = 0,89$ eje corto, $n = 49$). A su vez, el peso fresco y seco del fruto se correlaciona positivamente con el peso fresco y seco de la semilla ($r = 0,78$ y $r = 0,89$; $n = 50$) y con el de la pulpa ($r = 0,99$ y $r = 0,98$; $n = 50$). Por tanto, se asume que frutos más grandes tienen más pulpa y portan semillas más pesadas.

También se comprueba que el peso de las semillas depende fundamentalmente del desarrollo de los cotiledones. El embrión sólo supone $1,28 \pm 0,45$ % del peso total de la semillas ($n = 30$) y no se correlaciona con el peso de los cotiledones ($p < 0,186$, $n = 30$). De esta manera, también se acepta que las semillas más pesadas poseen mayores cotiledones y, por tanto, una mayor cantidad de reservas para la germinación y el desarrollo de la plántula (Zhang & Maun 1993).

La dispersión de las drupas tiene lugar por barocoria, hidrocoria y endozoocoria entre los meses de septiembre y enero (datos propios de tres años en tres poblaciones). Es un periodo muy dilatado en comparación con otras plantas productoras de frutos carnosos en regiones templadas pero similar al de especies paleomediterráneas y tropicales (Herrera 1984a, Jordano 2000b).

IV.4 Objetivos

1. Describir la avifauna dispersante de las semillas de *Prunus lusitanica* L. subsp. *lusitanica* en Las Villuercas.
2. Estimar la cantidad de semillas de loro movilizadas por las aves con relación a la producción de frutos.
3. Testar si las aves sesgan el peso de las semillas dispersadas respecto del peso medio de las semillas que producen las loreras.
4. Estudiar el efecto de la ingesta de frutos y el peso de las semillas en la germinación.
5. Evaluar la influencia de las aves en la fenología de germinación de las semillas en el interior y exterior de las loreras (dos ambientes lumínicos muy distintos).
6. Analizar las posibles consecuencias de la interacción entre las semillas de loro y sus dispersantes en el desarrollo de las plántulas y en el reclutamiento poblacional de *Prunus lusitanica* L.

IV.5 Hipótesis

- i) El conjunto de aves que predan frutos y dispersan semillas será amplio, acorde con el amplio periodo en el que los frutos están disponibles.
- ii) La proporción de frutos dispersados será elevada, como sucede en otras plantas del ámbito ibérico que producen frutos carnosos.
- iii) Las aves dispersarán las semillas menos pesadas *i.e.* más pequeñas, porque los frutos que las contienen son más manejables y la recompensa es proporcionalmente mayor.
- iv) Las aves modifican la probabilidad de germinación de las semillas.
- v) El periodo y el ritmo de germinación se verán afectados por las aves y por el ambiente lumínico.

- vi) Los cambios en la fecha de germinación y las condiciones lumínicas condicionarán el tamaño de las plántulas.

IV.6 Área de estudio

El trabajo de campo se llevó a cabo en el sureste de la provincia de Cáceres, en la vertiente noreste de la Sierra de la Palomera, en la comarca de Los Ibores-Las Villuercas. En concreto, todos los trabajos se desarrollaron en las poblaciones Trucha y Mesto, ya localizadas y descritas en el capítulo III de la presente memoria, por lo que no se aporta aquí más información.



Foto 1. Lorera de la Garganta del Mesto. Loros en pedreras (izquierda) y en ribera, bajo alisos y castaños (derecha).



Foto 2. Garganta de La Trucha. Aliseda-lorera orlada por melojos y jaral-brezales.

IV.7 Material y métodos

IV.7.1 Caracterización de la avifauna dispersante de las semillas de loro

La descripción cualitativa y cuantitativa de la avifauna dispersante de las semillas de loro se aborda mediante 120 censos concentrados en octubre y noviembre de 2000: 60 en la población Trucha y 60 en Mesto. Dichos censos se efectúan por la mañana (de 9:00 a 13:00), en días con buena climatología. Cada censo consiste en anotar durante 10 minutos, las aves que visitan e ingieren frutos de una cepa de loro elegida al azar de un grupo de 10 cepas en estado fenológico similar. Todas ellas son fácilmente observables con prismáticos y telescopio a una distancia de 20–50 m sin perturbar a las aves. En total, se invierten 10 horas de muestreo en cada lorera.

IV.7.2 Cuantificación de la movilización de las semillas por las aves

Las aves que se alimentan de los frutos de loro defecan sus semillas sin daños aparentes. Estas aparecen encerradas por el endocarpo leñoso, que queda limpio, libre de pulpa, lo que permite reconocer fácilmente dos tipos de semillas en el suelo de las loreras y sus alrededores: semillas dispersadas por las aves y semillas que permanecen envueltas por la pulpa, es decir, los frutos que han caído directamente al suelo.

Durante los años 1999, 2000 y 2001, se obtiene una medida parcial de la cosecha de semillas producidas por las loreras y se calcula la proporción de semillas procedentes de frutos ingeridos por las aves (denominadas a partir de ahora “Semilla-Ave”) respecto a las semillas de los frutos caídos directamente al suelo (referidos en adelante como “Semilla-Pulpa”). Ambos tipos de semilla se recolectan mediante 144 redes de 45x45 cm. Se instalan 74 unidades en la población Trucha: 40 en el interior de los rodales de loro y 34 en su periferia. Así mismo, se colocan otras 70 unidades en Mesto: 5 bajo loros y otras 35 en el exterior. Todas las redes se visitan de septiembre a enero cada 10-15 días.

IV.7.3 Peso de las semillas dispersadas por las aves

De las semillas recolectadas en las redes de la población Trucha se apartan de manera aleatoria 200 unidades de Semilla-Ave y otras 200 de Semilla-Pulpa durante los años 1999, 2000 y 2001 (total: 1.200 semillas). De la población Mesto se extrae el mismo número de muestras pero solamente en los años 2000 y 2001 (total: 800 semillas). En todas las semillas se retira el endocarpo (y la pulpa en el caso de las Semilla-Pulpa) y se secan en estufa a 70°C durante 48 horas. Posteriormente, se obtiene el peso seco con una balanza electrónica de precisión $\pm 0,0001$ gramos. Finalmente, mediante análisis de la varianza (ANOVA) se

compara el efecto de tres factores: “Tipo de Semilla”, “Población” y “Año” en el peso seco obtenido. Puesto que el muestreo no es equilibrado por falta de datos en un año en la población Mesto, en los resultados se aporta la significación estadística del modelo en conjunto y de las comparaciones “dos a dos” mediante el test de Tukey.

Con objeto de profundizar en el análisis del posible sesgo ejercido por las aves en el peso de las semillas dispersadas se evalúa si los frutos con más pulpa contienen semillas más pesadas. Para ello se analiza la correlación entre el peso seco de las semillas y el peso seco de la pulpa de los frutos. A su vez, se calcula la relación “pulpa/semilla+endocarpo” en peso seco. Para obtener los datos se toman al azar 25 frutos de cada lorera en el año 2001. Se separa la pulpa, el endocarpo y la semilla y se deshidratan en estufa a 70°C, durante 48 horas.

IV.7.1.4 Efecto de las aves y del peso de las semillas en su germinación

Con objeto de evaluar la influencia de las aves en la capacidad germinativa de las semillas de loro se compara la germinación de Semilla-Ave y Semilla-Pulpa añadiendo un tercer tipo integrado por semillas a las que les retiramos manualmente la pulpa (Semilla-Limpiada); así, se pretende dirimir si las aves alteran la germinación por liberar a las semillas de su pulpa o, además, por degradar la cubierta leñosa que las cubre. A su vez, se contrasta la interacción potencial entre el efecto de las aves en la germinación y la biomasa de las semillas. Para analizar de manera simultánea ambos factores se recogieron 480 frutos y 240 semillas defecadas por las aves, organizándose en los tres tipos mencionados (Semilla-Pulpa, Semilla-Limpiada y Semilla-Ave) y subdividiéndose cada uno en tres grupos de peso: “Grande”, “Mediana” y “Pequeña”. Los límites entre dichos grupos se obtienen mediante el análisis de la distribución de frecuencias de peso fresco de tal modo que los grupos “Grande” y “Pequeña” incluyeran cada uno el 25% de las semillas y el grupo “Mediana” el 50% restante.

En el caso de las semillas con pulpa se asume que un mayor peso fresco de fruto conlleva una semilla más pesada (véase justificación y antecedentes). Los límites de peso para las semillas limpiadas y semillas defecadas por las aves se establecen analizando conjuntamente sus pesos. Al considerar tipo de semilla y peso se obtienen 9 categorías (Tabla 1).

Tabla 1. Rangos expresados en gramos de las tres categorías de peso de los tres tipos de semilla de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Tipo de Semilla	n	Grandes	Medianas	Pequeñas
Semilla-Ave	240	> 0,1062	1,1062 < X < 0,0841	< 0,0841
Semilla-Limpiadas	240	> 0,1062	1,1062 < X < 0,0841	< 0,0841
Semilla-Pulpa	240	> 0,5970	0,5970 < X < 0,3917	< 0,3917

Las 720 semillas se sembraron, durante la tercera semana de diciembre de 2003, en 16 bandejas con 48 alveolos de 18 cm rellenos con suelo tamizado y mezclado procedente de cinco puntos diferentes de la lorera Trucha. En cada una de ellas se entierran entre 3 y 9 semillas de las 9 categorías. Las semillas se colocan a un centímetro de la superficie y las bandejas se mantienen en un invernadero improvisado (pasillo de paredes de cristal del edificio de biología de la Universidad Autónoma de Madrid) donde la germinación se sigue diariamente desde febrero hasta agosto de 2004. Los resultados se analizan con un ANOVA.

Al mismo tiempo se contrasta la viabilidad potencial al tetrazolio de las Semilla-Pulpa y Semilla-Ave según las tres categorías de peso. Se asume que las semillas con la pulpa recién retirada tienen la misma viabilidad que las Semilla-Pulpa. Se analizan 240 semillas: 2 tipos (Semilla-Ave y Semilla-Pulpa) x 3 tipos de peso (Grande, Mediana y Pequeña) x 8 muestras x 5 semillas por muestra. Las diferencias de viabilidad se testan mediante un ANOVA.

El tetrazolio o cloro de 2,3,5-trifeniltetrazolio es una sustancia química que reacciona con el oxígeno generado por enzimas (NDAP-deshidrogenasas) de los tejidos vivos, precipita y se produce un formazán que los tiñe de rojo. Si los tejidos están muy débiles, son inviables o están muertos, quedan de color blanco o adquieren coloraciones variadas, que en el caso de las semillas de loro son rosas, naranjas, moradas o rojas y con motas oscuras.

Para la aplicación del tetrazolio se retira el endocarpo leñoso a todas las semillas (siguiendo las instrucciones de Moore 1987). Inmediatamente después, se mantienen 18-24 horas a 20-22°C envueltas en papel húmedo y, acto seguido, se reparten, sin dañar el embrión, para facilitar el contacto del tetrazolio con los tejidos. Posteriormente, las muestras de cada tipo de semilla y peso se introdujeron en un tubo ependorf (de 5ml) con una disolución de agua destilada con tetrazolio al 1% durante 24 horas a 22-24°C y sin luz.

El diagnóstico de viabilidad se lleva a cabo siguiendo los factores de evaluación recomendados (Moore 1987). Se determinan inviables todas aquellas semillas en las que la plúmula, la radícula, una parte de ambos órganos o todo el embrión se tiñen de colores distintos del rojo. Esta determinación de viabilidad se aplica con independencia del color adoptado por los cotiledones salvo que estos queden totalmente blancos o morados (véase Tabla 2). Los porcentajes de viabilidad resultante se contrastan con una t-student.

Tabla 2. Cuadro de la determinación de viabilidad con tetrazolio de las semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Cotiledones	Plúmula y Radícula	Plúmula o Radícula
	rojo	blanco/rosa/naranja/morado
rojo	viable	inviable
rosa/naranja	viable	inviable
blanco/morado	viable	inviable

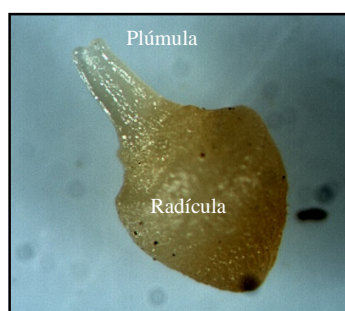


Foto 3. Embrión.

IV.7.1.5 Influencia de las aves en la fenología de germinación de las semillas de loro

En noviembre de 2000, se distribuyen 20 bandejas en un tramo de 250 m en la lorera Trucha. Cada bandeja consta de 48 alveolos de 18 cm de profundidad rellenos con suelo de lorera tamizado. En cada bandeja se ocupan 40 alveolos con 20 Semilla-Ave y 20 Semilla-Pulpa, total 800 semillas (20 semillas x 2 tipos x 20 bandejas), enterrándolas a un centímetro de la superficie.

Las 20 bandejas se reparten en dos ambientes diferenciados por la luminosidad. Se sitúan 10 bandejas en el interior de densos rodales de loros con dosel superior de alisos y las otras 10 se depositan en la periferia de las loreras bajo zarzas, robles, quejigos y fresnos. Todas se atan con cables para evitar los empujones y hozadas de los jabalíes. Para validar objetivamente las diferencias de luz de ambos ambientes se emplea un cuanto-foto-radiómetro marca *Delta OHM*, modelo *HD 9021*, con un sensor de luz fotosintéticamente activa (comúnmente abreviado como luz PAR). Se toma una única medida instantánea junto a las bandejas al mediodía solar (entre las 13:00 y 15:00) de un día despejado del mes de junio de 2001. Aunque con medidas puntuales no se puede conocer la variación en el tiempo de la luminosidad si permite caracterizar distintos ambientes (Deutschman *et al.* 1999).

De manera inmediata, los resultados confirmaron las diferencias observadas *a priori* (aplicando el test de Mann-Whitney, $z = 3,7796$ $p < 0,0001$). La luz PAR en el interior de la lorera osciló entre los valores 8,11 y 1,55 micromoles de fotones por metro cuadrado por segundo ($\mu\text{moles m}^{-2} \text{s}^{-1}$) y entre 926,28 y 16,42 $\mu\text{moles m}^{-2} \text{s}^{-1}$ junto a las bandejas ubicadas en la periferia o exterior de la lorera. Al tomar como referencia el valor de PAR en una zona sin cobertura vegetal alguna (con un valor de 1.097 $\mu\text{moles m}^{-2} \text{s}^{-1}$) el porcentaje de luz relativa en el exterior osciló entre el 84% y 1,49% del total posible y en el interior de la lorera entre el 0,74% y 0,14%.

Para el seguimiento de la germinación las bandejas se visitan cada 9-14 días, desde principios de marzo de 2001 hasta junio del mismo año (cuando en condiciones naturales las plántulas de loro comienzan a sufrir una alta mortalidad por deshidratación). Las fechas de observación fueron siete: 1, 13 y 23 de marzo, 4, 15 y 24 de abril, 6 y 18 de mayo y 1 de junio. Tras la visita del 1 de junio, se comprueba, durante los 10 días siguientes, que no se producen nuevas germinaciones y que las semillas sin germinar no son viables. De hecho, las semillas sin germinar estaban cerradas o parcialmente abiertas con hongos. Además, previamente se había confirmado que el loro carece de banco de semillas (datos propios).

Posteriormente, y tomando como unidad muestral las bandejas, se calcula para cada una de las visitas el porcentaje de germinación acumulado respecto al número total de (20) semillas sembradas en cada una de las bandejas. Dichos porcentajes se analizan mediante un análisis de la varianza con medidas repetidas para tipo de semilla y fecha.

Simultáneamente al sembrado de las semillas en las bandejas se recogieron 200 Semilla-Ave y 200 Semilla-Pulpa de diez áreas distintas de la población Trucha y se analiza su viabilidad potencial al tetrazolio. Los resultados se contrastan con una t de Student.

IV.7.1.6 Análisis de las consecuencias de la interacción semillas-ave en el vigor de las plántulas

Continuando con el mismo experimento de los dos últimos apartados, el 11 de junio de 2001 se extrajeron más de 400 plántulas para evaluar su vigor asumiendo que las plantas más vigorosas serían aquellas con más hojas y raíces y tallos más largos. Se asignó a cada una un intervalo de edad teniendo en cuenta la fecha de visita en la que había sido detectada (véase Tabla 3) y se anota el número de hojas, longitud del tallo –desde la inserción de los cotiledones o cicatriz hasta la yema apical–, y longitud de la raíz –desde los cotiledones o cicatriz hasta el extremo de la raíz–. Una vez más, mediante el análisis de la varianza, se estudia la relación entre las 3 medidas tomadas a cada plántula con su edad y el tipo de semilla (Semilla-ave y Semilla-Pulpa). En la Tabla 3 se resume el número de plántulas de cada cohorte –definidas por las fechas de visita– considerando el tipo de semilla y el hábitat en el que emergen.

Tabla 4. Tamaños muestrales para las medidas de número de hojas, longitud e tallo y raíz de las 7 cohortes de plántulas de *Prunus lusitanica* L. (loro), en el interior y exterior de la lorera según procedan de Semilla-Ave o de Semilla-Pulpa. Las cifras agrupadas en intervalos de la primera fila indican la edad aproximada de las plántulas al final del periodo de seguimiento.

Habitat	Tipo Semilla	Variable Plántula	90-81	80-69	68-58	57-49	48-37	36-25	24-11
Interior lorera	Semilla-Ave	Número de Hojas	19	61	26	11	6	2	1
		Longitud de Tallo	19	61	26	11	6	2	1
		Longitud de Raíz	19	61	26	11	6	2	1
	Semilla-Pulpa	Número de Hojas	18	26	16	8	4	1	4
		Longitud de Tallo	18	26	16	8	4	1	4
		Longitud de Raíz	18	26	16	8	4	1	4
Exterior lorera	Semilla-Ave	Número de Hojas	30	58	34	8	5	1	2
		Longitud de Tallo	30	58	34	8	5	1	2
		Longitud de Raíz	30	58	34	8	5	1	2
	Semilla-Pulpa	Número de Hojas	21	32	22	7	3	2	2
		Longitud de Tallo	21	32	22	7	3	2	2
		Longitud de Raíz	21	32	22	7	3	2	2

Tabla 3. Intervalos de edad en función de la fecha en la que fue detectada la plántula de *P. lusitanica* (loro).

Intervalos de Germinaciones	13 Marzo	23 Marzo	4 Abril	15 Abril	24 Abril	6 Mayo	18 Mayo	1 Junio	11 Junio
14 Marzo - 22 Marzo	No hubo plántulas	1-10	13-22	24-33	34-42	45-54	57-66	71-80	81-90
23 Marzo - 4 Abril			1-12	12-23	21-32	33-44	45-56	59-70	69-80
5 Abril - 15 Abril				1-11	10-20	22-32	34-44	48-58	58-68
16 Abril - 24 Abril					1-9	13-21	25-33	39-47	49-57
25 Abril - 6 Mayo						1-12	13-24	27-38	37-48
7 Mayo - 18 Mayo							1-12	15-26	25-36
19 Mayo - 1 Junio								1-14	11-24
2 Junio - 11 Junio									No hubo plántulas

IV.8 Resultados

IV.8.1 Caracterización de la avifauna dispersante de las semillas de loro

Considerando conjuntamente ambas loreras, Trucha y Mesto, se obtiene un total de seis especies de aves dispersantes “legítimas” de semillas de loro, es decir, aves que movilizan semillas sin dañarlas (sensu Herrera 2000). En ningún censo se han detectado aves “ilegítimas”, *i.e.* aves predatoras de frutos de loro que no dispersan las semillas.

Por orden de abundancia decreciente son: Curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*), Zorzal común (*Turdus philomelos*), Mirlo común (*Turdus merula*), Zorzal charlo (*Turdus viscivorus*), Mirlo capiblanco (*Turdus torquatus*) y Petirrojo (*Erithacus rubecula*). Todas estas especies son paseriformes de la familia Turdidae excepto la curruca que se incluye en la familia Sylviidae.

En la lorera Trucha se controlan 147 visitas con ingesta de fruto y 99 en el Mesto. La Curruca capirotada supone el 76,2 y 50,5 % de las visitas registradas en Trucha y Mesto respectivamente (Figura 1). Además, esta especie junto con el Zorzal común y el Mirlo común, comprenden más del 80 % de los registros con ingesta de frutos en las loreras estudiadas. La única diferencia apreciable entre loreras es la menor riqueza de túrdidos en Trucha, al no detectarse el Zorzal charlo y el Mirlo capiblanco.

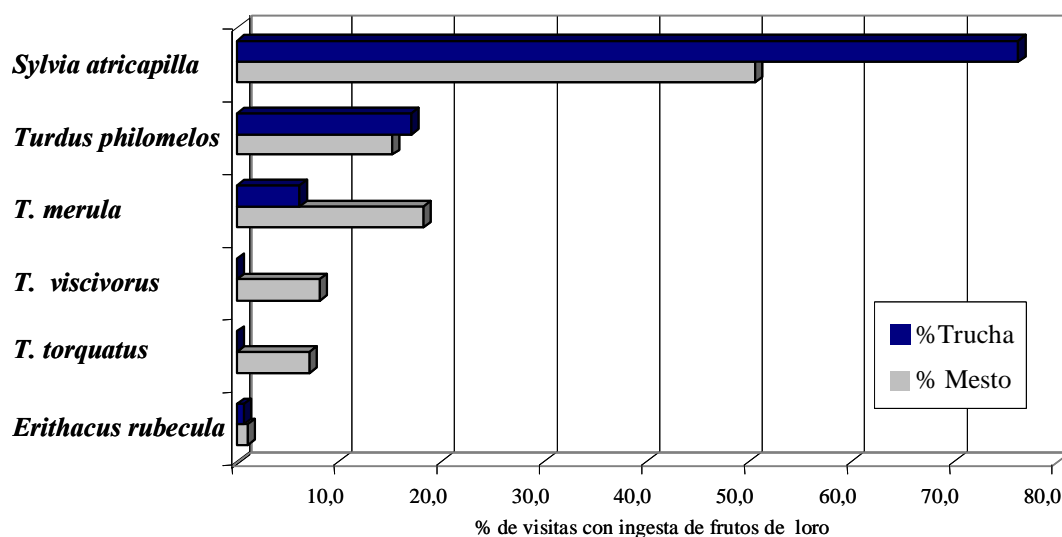


Figura 1. Aves que ingieren frutos de *Prunus lusitanica* L. (loro) y su correspondiente importancia como dispersante estimada mediante el porcentaje de vistas registrado con los censos.

IV.8.2 Cuantificación de la movilización de las semillas por las aves

Las semillas defecadas por las aves suponen entre un 6,9% y un 31% de la lluvia de semillas y frutos recogidos por las redes. De la figura 2 también se desprende que la cantidad de semillas movilizada por las aves es mayor en Trucha respecto a Mesto.

Igualmente, se tiene que en ambas loreras es mayor la proporción de semillas defecadas por aves en el año 2000, cuando la producción es sensiblemente menor. En efecto, en dicho año la cosecha es de 1.144 semillas y frutos en el Mesto, lo que supone una disminución de un 41,9% respecto a 1999 y de un 34,9% frente a la del año 2001. Asimismo, en la población Trucha se recogen 2.308 unidades, es decir, una diferencia del 69,9% y 21,5% con relación a los años 1999 y 2001 respectivamente.

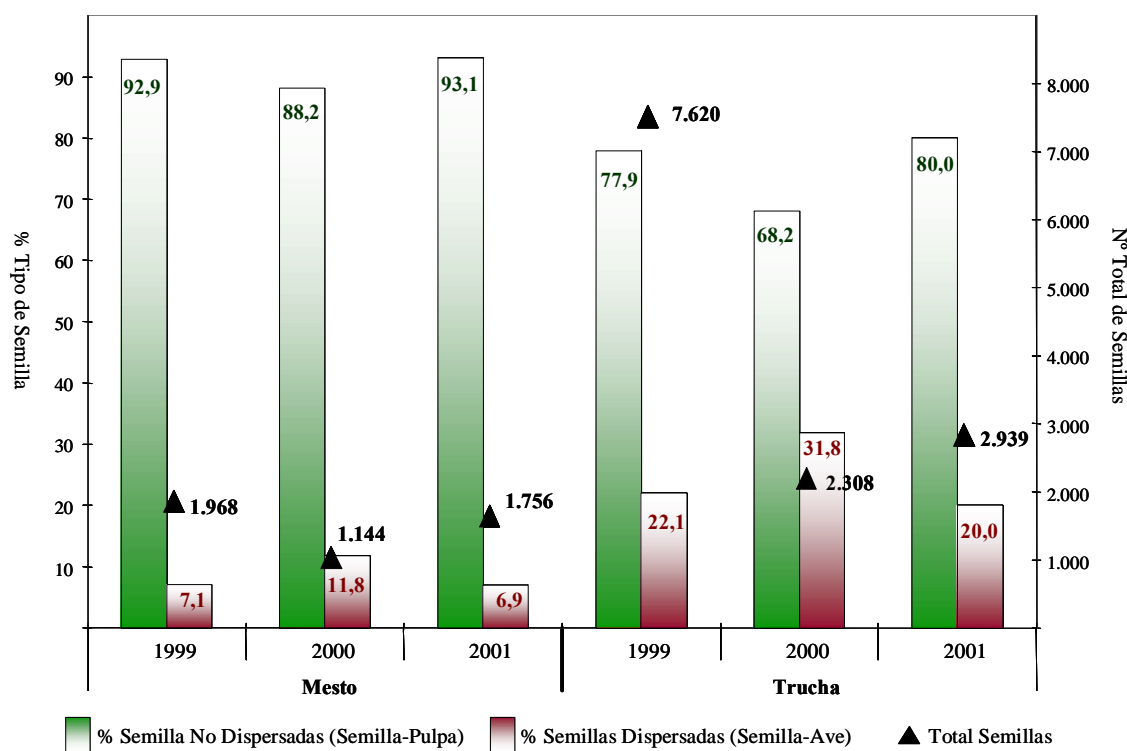


Figura 2. Relación de la producción y movilización de semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro).

IV.8.3 Peso de las semillas dispersadas

Las semillas ingeridas por las aves, Semilla-Ave, tienen un peso medio mayor que el de las semillas extraídas de los frutos, Semilla-Pulpa, para el conjunto de los años y poblaciones consideradas ($F = 19,35$, $p < 0,0001$). En la figura 3 se aprecia visualmente que esto es cierto para todos los casos excepto para el Mesto en el año 2000. No obstante, las diferencias significativas se producen fundamentalmente en la población Trucha en los años 1999, 2001 y de manera marginal en el 2000 (Tabla 4).

Además, resulta que el peso medio de las Semilla-Pulpa del año 2000 de ambas loreras es significativamente mayor que en 2001 y también en 1999 en el caso Trucha ($p < 0,01$). También se obtiene que el peso de las Semilla-Ave no es significativamente distinto en Mesto entre el año 2000 y el año 2001 y tampoco entre los años 1999 y 2001 en Trucha. Pero sí hay diferencias notables en esta lorera entre las semillas defecadas de 2000 y las del resto de años.

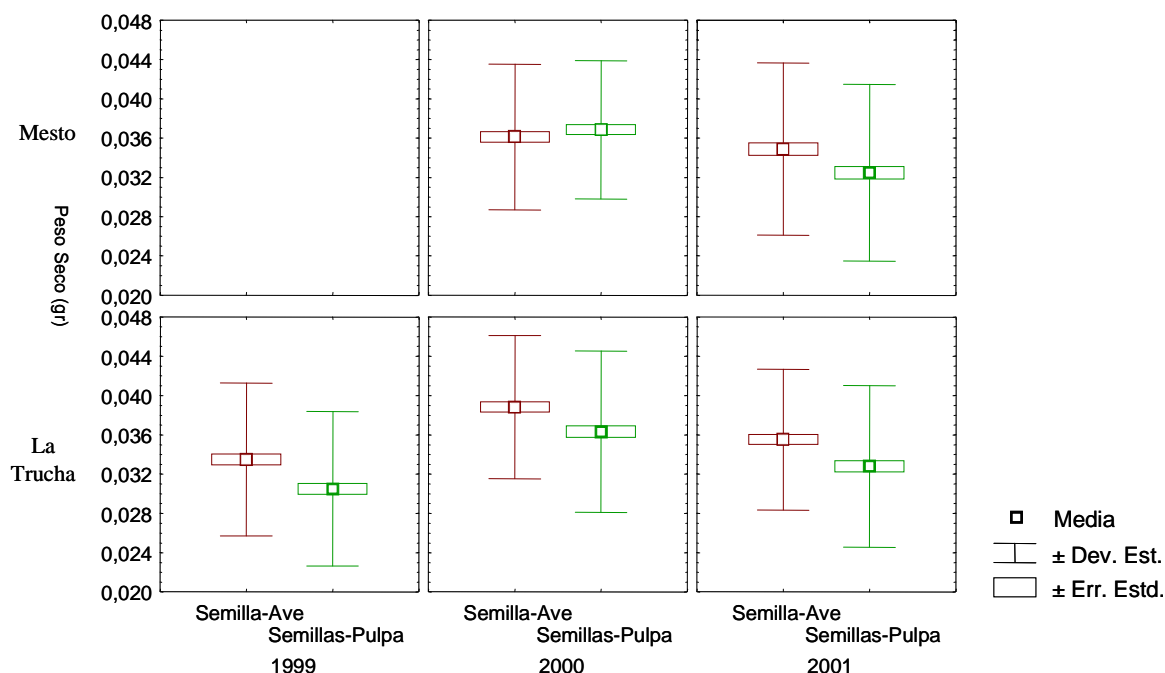


Figura 3. Peso seco de las semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro) de las poblaciones Mesto (2000 y 2001) y Trucha (1999-2001).

Tabla 4. Valores de probabilidad según el test de Tukey al contrastar el peso de las semillas dispersadas por las aves y las semillas con pulpa de *Prunus lusitanica* L. (loro). En negrita se destacan los valores significativos ($p < 0.05$).

Población	Año	Tipo de Semilla	Media	Trucha						Mesto			
				1999		2000		2001		2000		2001	
				S-Ave	S-Pulpa	S-Ave	S-Pulpa	S-Ave	S-Pulpa	S-Ave	S-Pulpa	S-Ave	S-Pulpa
Trucha	1999	S-Ave	0,0335	0,0062	<0,0001	0,0130	0,2370	0,9967	0,0306	0,0010	0,7606	0,9570	
		S-Pulpa	0,0305	0,0062	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,1106	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,2742	
	2000	S-Ave	0,0388	<0,0001	<0,0001	0,0502	0,0012	<0,0001	0,0225	0,2652	<0,0001	<0,0001	
		S-Pulpa	0,0363	0,0130	<0,0001	0,0502	0,9916	0,0003	1,0000	0,9997	0,7269	0,0001	
2001	S-Ave	0,0355	0,2370	<0,0001	0,0012	0,9916	0,0198	0,9991	0,8123	0,9986	0,0047		
	S-Pulpa	0,0328	0,9967	0,1106	<0,0001	0,0003	0,0198	0,0011	<0,0001	0,1933	1,0000		
Mesto	2000	S-Ave	0,0361	0,0306	<0,0001	0,0225	1,0000	0,9991	0,0011	0,9962	0,8665	0,0002	
		S-Pulpa	0,0368	0,0010	<0,0001	0,2652	0,9997	0,8123	<0,0001	0,9962	0,2844	<0,0001	
	2001	S-Ave	0,0349	0,7606	<0,0001	<0,0001	0,7269	0,9986	0,1933	0,8665	0,2844	0,0707	
		S-Pulpa	0,0325	0,9570	0,2742	<0,0001	0,0001	0,0047	1,0000	0,0002	<0,0001	0,0707	

Por otra parte, existe una fuerte correlación positiva entre el peso seco de las semillas y el peso seco de la pulpa del fruto, tanto para las muestras de Trucha y de Mesto analizadas por separado ($r_{Trucha} = 0,87$ $p < 0,05$ y $r_{Mesto} = 0,77$ $p < 0,05$) como para ambas analizadas conjuntamente ($r_{Trucha+Mesto} = 0,82$, $p < 0,05$) (Figura 4). Asimismo, el ratio pulpa/semilla+endcarpo es de $1,21 \pm 0,21$ y no se correlaciona de manera significativa con el peso de las semillas ($r_{Trucha} = 0,03$ $p < 0,8791$; $r_{Mesto} = 0,12$ $p < 0,5648$; y $r_{Trucha + Mesto} = 0,10$ $p < 0,4839$).

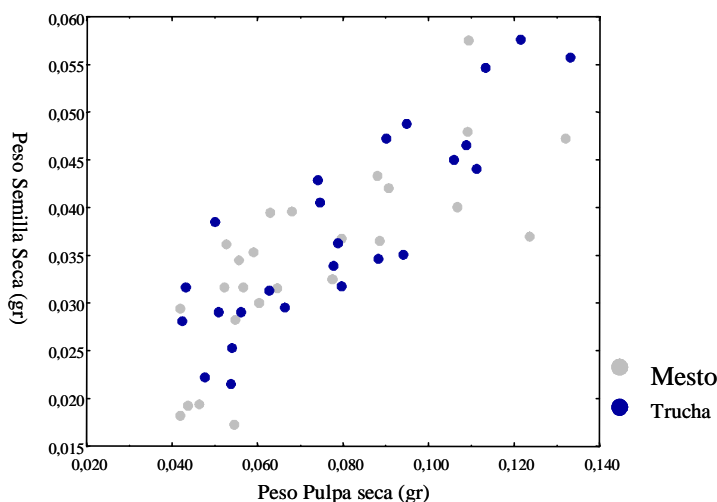


Figura 4. Correlación entre el peso seco las semillas y la pulpa de los frutos de *Prunus lusitanica* L. (loro).

IV.8.4 Efecto de las aves y del peso de las semillas en su germinación

Los porcentajes de viabilidad al tetrazolio son similares en los dos tipos de semillas. Por tanto, el tracto digestivo de las aves no modifica *a priori* la capacidad de germinación de las semillas. Sin embargo, su potencial germinativo difiere estadísticamente según el peso (Tabla 5). De acuerdo con el test de Tukey las semillas más pesadas (categorías “Grande” y “Mediana”) muestran un porcentaje de viabilidad significativamente superior que las de menor biomasa (Tabla 6).

Tabla 5. Resultados del análisis de viabilidad de semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro) al tetrazolio mediante un ANOVA. En negrita se destacan los valores significativos ($p < 0.05$).

Factor	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Tipo de Semilla	836,7	1	836,7	2,04	0,1608
Clase de Peso	16681,5	2	8340,8	20,32	0,0001
Semilla x Peso	1021,3	2	510,7	1,24	0,2986
Residual	17238,6	42	410,4		

Tabla 6. Valores de probabilidad según el test de Tukey al contrastar la viabilidad al tetrazolio de las seis categorías de semilla de *Prunus lusitanica* L. (loro). En negrita se destacan los valores significativos ($p < 0.05$).

Tipo de Similla	Clase de Peso	Media	Semilla-Ave			Semilla-Pulpa		
			Grande	Mediana	Pequeña	Grande	Mediana	Pequeña
Semilla-Ave	Grande	72,51	0,9999	0,0529	0,3711	0,9187	0,0287	
	Mediana	75,04	0,9999	0,0285	0,5205	0,9756	0,0150	
	Pequeña	42,50	0,0529	0,0285	0,0003	0,0038	0,9999	
Semilla-Pulpa	Grande	92,56	0,3711	0,5205	0,0003	0,9187	0,0002	
	Mediana	82,54	0,9187	0,9756	0,0038	0,9187	0,0019	
	Pequeña	40,00	0,0287	0,0150	0,9999	0,0002	0,0019	

A posteriori, se obtiene que la germinación depende tanto del tipo de semilla como de su biomasa (Tabla 7). En la gráfica (Figura 5) se aprecia que las semillas defecadas por las aves y limpiadas manualmente y las que poseen mayor peso muestran porcentajes de germinación más elevados. Según los datos arrojados por el test de Tukey (Tabla 8), las principales diferencias se establecen entre las semillas “Grandes” defecadas por las aves y limpiadas manualmente con las semillas con pulpa “Medianas” y “Pequeñas”. Secundariamente, también se desprende de la representación gráfica que las semillas “pequeñas” dispersadas por las aves germinan en proporciones similares a las semillas “Grandes” con pulpa y superan los valores de las semillas “Pequeñas” limpiadas manualmente y con pulpa (aunque las diferencias no son estadísticamente significativas).

Igualmente, se detecta que la germinación registrada en las bandejas, para todas las categorías de semillas es sensiblemente inferior a la esperable según los resultados del análisis con tetrazolio.

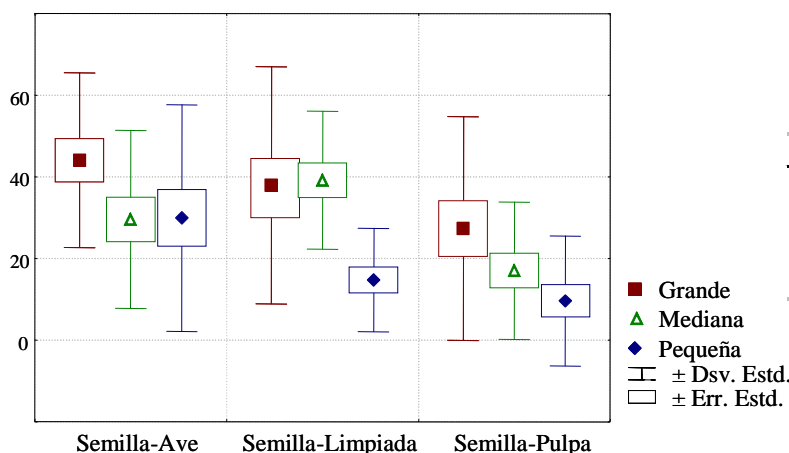


Figura 5. Porcentajes de germinación de semillas sin pulpa defecadas por aves (Semilla-Ave), semillas limpiadas manualmente (Semilla-Limpiada) y semillas con pulpa (Semilla-Pulpa) de *Prunus lusitanica* L. (loro).

Tabla 7. Resultados del análisis de germinación mediante un ANOVA. En negrita se destacan los valores significativos ($p < 0.05$).

Factor	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Tipo de Semilla	5684,2	2	2842,1	6,56	0,0019
Clase de Peso	7997,7	2	3998,8	9,23	0,0002
Semilla x Peso	2805,9	4	701,5	1,62	0,1729
Residual	58469,1	135	433,1		

Tabla 8. Valores de probabilidad según el test de Tukey al contrastar por parejas las 9 categorías de semillas de *Prunus lusitanica* L. (loro) en el análisis de germinación mediante ANOVA. En negrita se destacan los valores significativos ($p < 0.05$).

Tipo de Semilla	Clase de Peso	Media	Semilla-Pulpa			Semilla-limpiada			Semilla-Ave		
			Grande	Mediana	Pequeña	Grande	Mediana	Pequeña	Grande	Mediana	Pequeña
Semilla-Pulpa	Grande	29,4940		0,3815	0,6591	0,9432	0,9894	0,5646	0,4390	1,0000	1,0000
	Mediana	13,0360	0,3815		1,0000	0,0140	0,0377	1,0000	0,0004	0,3659	0,4779
	Pequeña	15,9970	0,6591	1,0000		0,0514	0,1175	1,0000	0,0022	0,6422	0,7525
Semilla-limpiada	Grande	38,7500	0,9432	0,0140	0,0514		1,0000	0,0340	0,9934	0,9493	0,8977
	Mediana	36,5430	0,9894	0,0377	0,1175	1,0000		0,0822	0,9584	0,9911	0,9742
	Pequeña	15,0000	0,5646	1,0000	1,0000	0,0340	0,0822		0,0013	0,5472	0,6646
Semilla-Ave	Grande	45,3130	0,4390	0,0004	0,0022	0,9934	0,9584	0,0013		0,4558	0,3459
	Mediana	29,6750	1,0000	0,3659	0,6422	0,9493	0,9911	0,5472	0,4558		1,0000
	Pequeña	28,4380	1,0000	0,4779	0,7525	0,8977	0,9742	0,6646	0,3459	1,0000	

IV.8.5 Influencia de las aves en la fenología de germinación de las semillas de loro

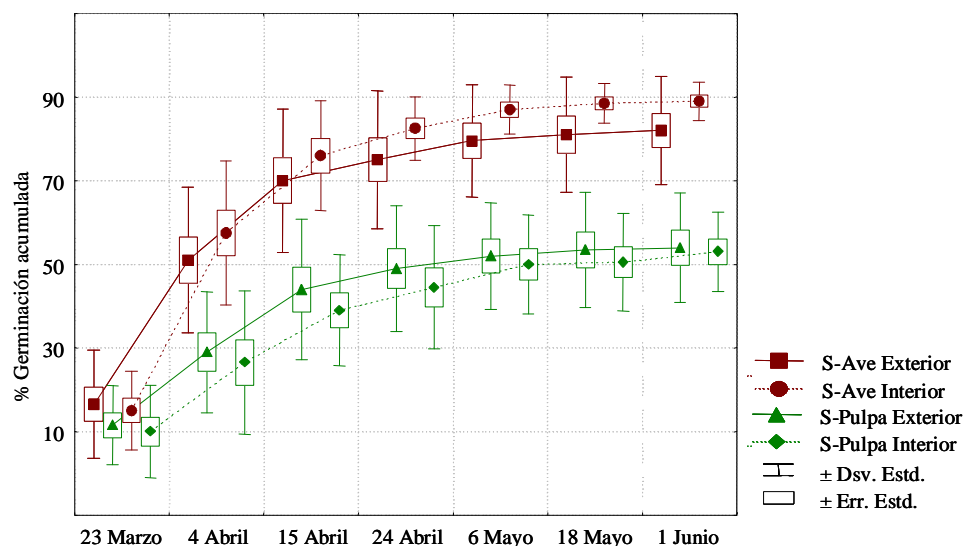
El periodo de germinación en las bandejas no parece estar afectado ni por las aves ni tampoco por la luminosidad del hábitat. De la figura 6 se desprende que las semillas dispersadas por las aves y las que permanecen con la pulpa germinan en el mismo intervalo temporal.

Ahora bien, el ritmo de germinación no es constante a lo largo del periodo de estudio y el porcentaje de germinación acumulado, según el análisis de la varianza, depende tanto de la fecha de visita como del tipo de semilla y de la interacción de ambos factores. La luminosidad del hábitat, por el contrario, no afecta al ritmo de emergencia de las semillas ni al porcentaje de germinación total registrado el 1 de junio (Tabla 9).

Factor	Variabilidad	g.l.	Varianza	F	p
Hábitat	157,5	1	157,5	0,15	0,7065
Residual	19360,7	18	1075,6		
Tipo de Semilla	52662,9	1	52662,9	87,76	<0,0001
Semilla x Hábitat	1285,7	1	1285,7	2,14	0,1605
Residual	10801,4	18	600,1		
Fecha	101424,8	6	16904,1	228,30	<0,0001
Fecha x Hábitat	146,3	6	24,4	0,33	0,9203
Residual	7996,8	108	74		
Semilla x Fecha	6138,4	6	1023,1	23,04	<0,0001
Semilla x Fecha x Hábitat	240,5	6	40,1	0,90	0,4958
Residual	4796,1	108	44,4		

Tabla 9. Resultados del análisis de germinación mediante un ANOVA con medidas repetidas para fecha y tipo de semilla de *Prunus lusitanica* L. (loro). En negrita se destacan los valores significativos ($p < 0.05$).

Figura 6. Porcentaje de germinación acumulada en interior y exterior de lorera de semillas dispersadas por aves y semillas con pulpa de *Prunus lusitanica* L. (loro).



En relación con el factor fecha se observa (en la figura 6) que la mayor parte de las semillas germinan en el primer mes de seguimiento, del 23 de marzo al 15 de abril. De hecho, los incrementos de germinación registrados en dicho periodo en ambos tipos de semilla son altamente significativos ($p < 0,0001$ según test de Tukey). En cambio, a partir del 15 de abril

la tasa o velocidad de germinación disminuye y no hay aumentos estadísticamente significativos tanto en las semillas defecadas por aves como en las semillas con pulpa.

El ritmo de germinación es sensiblemente más rápido en las Semilla-Ave; nótese que tras 10 días (entre el 23 de marzo y el 4 de abril), dichas semillas ya han superado (en promedio) el 50% de la germinación acumulada, mientras que las Semilla-Pulpa sólo se acercan al 30% (Figura 6). De hecho, las diferencias entre los dos tipos de semilla se detectan estadísticamente a partir del 4 de abril ($p < 0,0001$ según test de Tukey), y se mantienen para el resto de las fechas hasta el 1 de junio. De este modo, la germinación de las semillas defecadas por las aves es más rápida y significativamente mayor que el de las semillas que retienen la pulpa (Figura 6 en fecha 1 junio). Así, se confirma con este experimento en campo los resultados obtenidos en el experimento de germinación controlado en invernadero.

De acuerdo con los resultados del test de tetrazolio y como sucedió en el experimento en invernadero, la viabilidad inicial no difiere entre las semillas defecadas por las aves y las semillas con pulpa sembradas en las bandejas ($t = -0,8787$, $p < 0,3911$). Así mismo, se comprueba que las semillas defecadas por las aves germinan en un porcentaje ($89 \pm 4,59$ interior y $82 \pm 12,95$ exterior) similar al estimado mediante el test de Tetrazolio ($82,5 \pm 13,59$). En cambio, las semillas con pulpa muestran una diferencia neta entre el porcentaje de viabilidad ($86,5 \pm 4,74$) y el de germinación ($53 \pm 9,49$ interior y $54 \pm 11,54$ exterior).

IV.8.6 Consecuencias de la interacción semilla-ave en el vigor de las plántulas

Para las tres variables analizadas en las plántulas de loro (número de hojas, longitud de tallo y longitud de raíz), el tipo de semilla no es un factor importante, sin embargo, la fecha de germinación y la luminosidad del hábitat sí parecen ser determinantes (Tabla 10, Foto 3).

Tabla 10. Significación estadística del efecto del hábitat, tipo de semilla y edad en el nº de hojas, longitud de tallo y de la raíz de las plántulas de *Prunus lusitanica* L. (loro). En negrita se destacan los valores $p < 0,05$.

Variables	Número de Hojas			Longitud de Tallo			Longitud de Raíz		
	Factores	g.l.	F	p	g.l.	F	p	g.l.	F
Hábitat	1	89,29	0,0001	1	8,92	0,0030	1	21,33	0,0001
Tipo de Semilla	1	1,95	0,1634	1	1,84	0,1763	1	0,00	0,9608
Edad	6	14,05	0,0001	6	3,68	0,0014	6	26,11	0,0001
Hábitat x Semilla	1	0,86	0,3530	1	0,18	0,6681	1	2,16	0,1425
Hábitat x Edad	6	7,73	0,0001	6	1,65	0,1308	6	2,40	0,0273
Semilla x Edad	6	1,03	0,4058	6	1,33	0,2428	6	1,16	0,3269
Hábitat x Semilla x Edad	6	1,24	0,2855	6	1,19	0,3082	6	1,67	0,1278

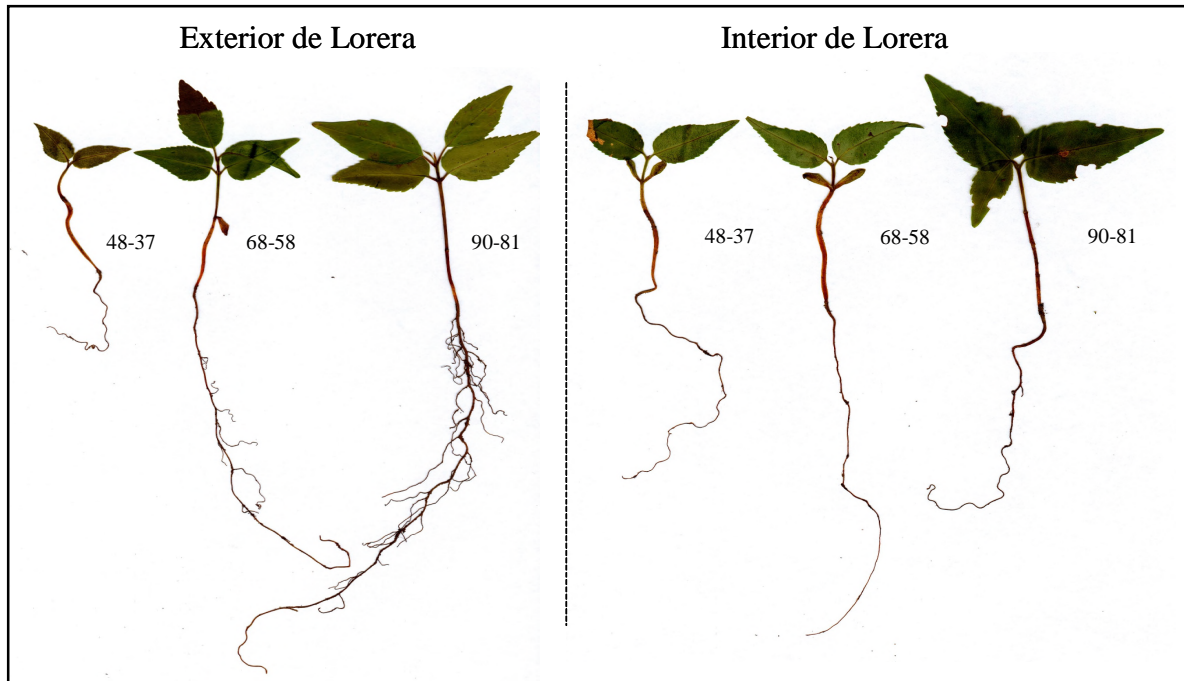


Foto 4. Plántula de *Prunus lusitanica* L. (loro) desarrolladas en el interior y en el exterior de la Lorera. Se muestran ejemplos de tres grupos de edad definidos por intervalos de días.

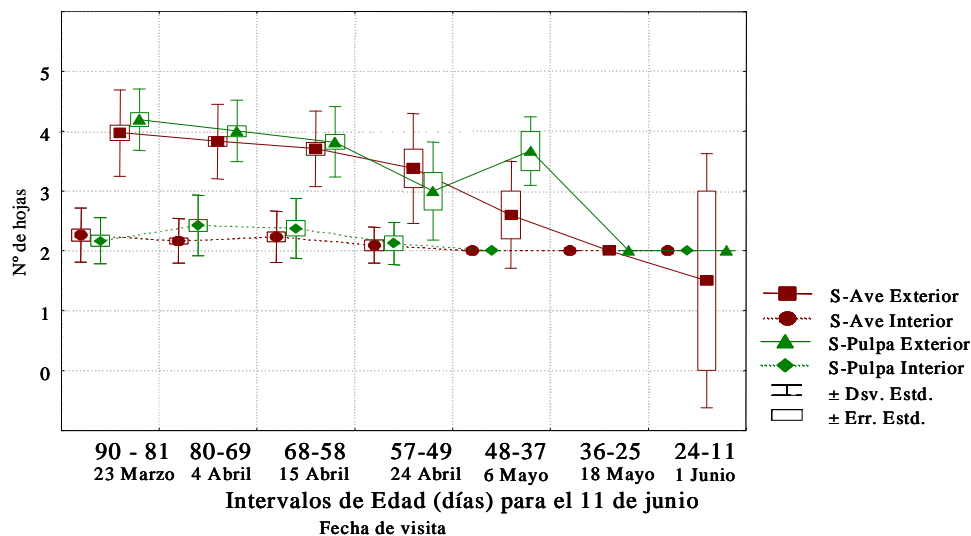


Figura 7. Nº de hojas de las plántulas de *Prunus lusitanica* L. (loro) procedentes de semillas defecadas por aves y de semillas con pulpa en el exterior e interior de lorera.

En el exterior de la lorera las plántulas desarrollan hasta dos pares de hojas mientras que las que crecen a la sombra de los loros suelen desarrollar uno (Figura 7). Las diferencias son altamente significativas ($p < 0,0001$ según test de Tukey) entre las plántulas procedentes de Semilla-Ave que emergen desde la primera visita hasta el 24 de abril. También son fuertemente significativas las diferencias registradas en las cohortes derivadas de las Semilla-Pulpa que germinan durante las tres primeras visitas (del 13 de marzo al 15 de Abril, $p < 0,0001$ según test de Tukey) y en la quinta (6 de mayo, $p < 0,047$ según test de Tukey).

Además, en las plántulas del exterior se observa una tendencia decreciente en el número de hojas en función de su edad (Figura 7). Estadísticamente, hay diferencias entre las plántulas de las cohortes de las primeras semanas de la primavera y las que aparecieron en mayo y junio. Concretamente, el contraste es significativo entre las plántulas de Semilla-Ave que nacieron antes del 23 de marzo y alcanzaron más de 81 días de edad y aquellas que se detectaron el 6 de mayo y 1 de junio y llegaron al 11 de junio con menos de 48 días de edad ($p < 0,021$ y $p < 0,002$). Igualmente son significativas las diferencias en las plántulas de Semilla-Pulpa del 23 de marzo y las que se registraron el 24 de abril, 18 de mayo y 1 de junio ($p < 0,013$, $p < 0,017$ y $p < 0,017$ respectivamente); y entre las plántulas del 4 de abril y las del 18 de mayo y 1 de junio ($p < 0,060$ en ambos casos), aunque de nuevo hay que recordar el bajo tamaño muestral.

La longitud de los tallos no varía de manera importante entre las distintas cohortes de los dos tipos de semillas (Figura 8). Sin embargo, se aprecia que las plántulas del exterior de bandejas situadas en el interior de la lorera, especialmente en las registradas en las primeras cinco visitas. No obstante, sólo son significativas las comparaciones entre las plántulas del exterior frente a las de interior nacidas el 4 de abril ($p < 0,0001$ para Semilla-Ave y $p < 0,055$ para Semilla-Pulpa, según test de Tukey).

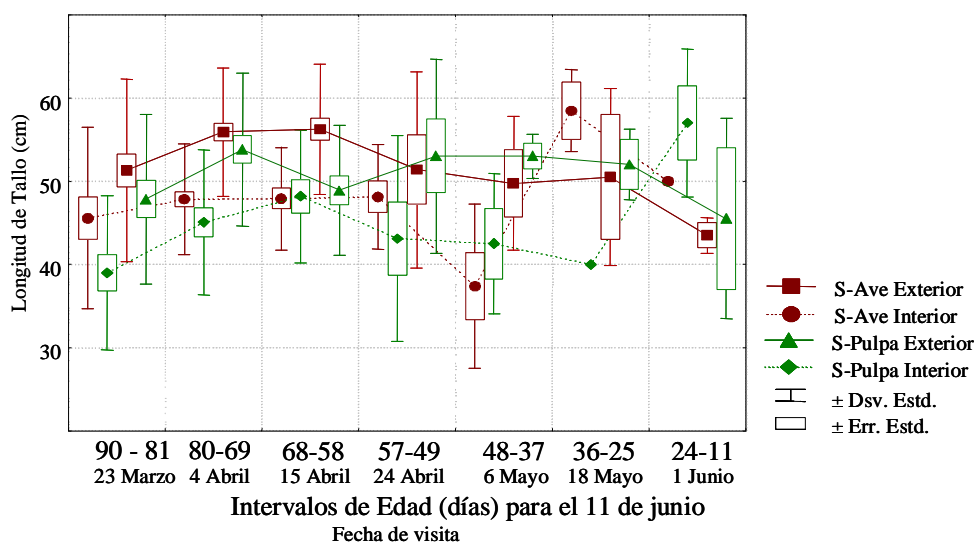


Figura 8. Longitud de tallo de las plántulas de *Prunus lusitanica* L. (loro) procedentes de semillas defecadas por aves y de semillas con pulpa en el exterior e interior de lorera.

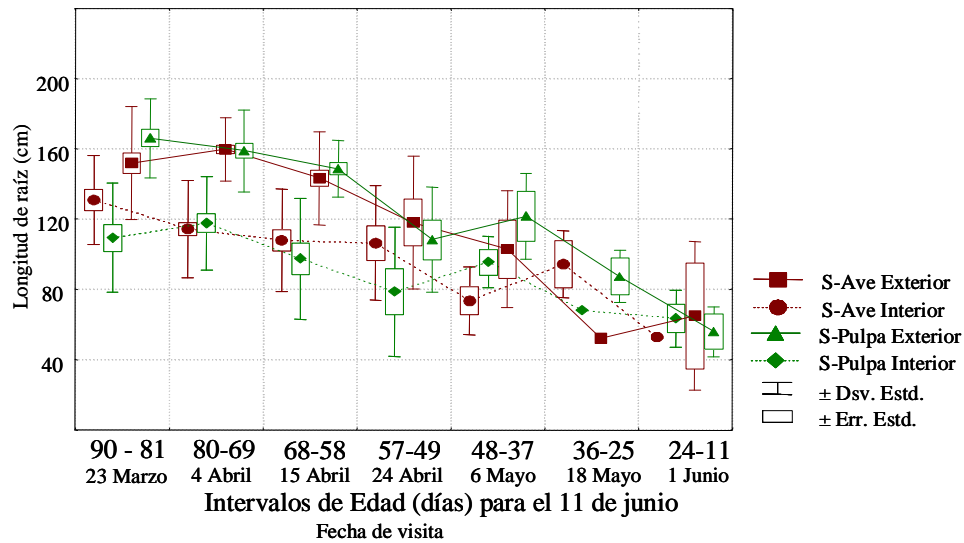


Figura 9. Longitud de la raíz de plántulas de *Prunus lusitanica* L. (loro) procedentes de semillas defecadas por aves y de semillas con pulpa en el exterior e interior de lorera.

El crecimiento de las raíces tampoco depende del tipo de semilla, pero muestra una tendencia positiva en relación con la fecha de germinación, *i.e* con el incremento en edad de las plántulas. A su vez, de la figura 9 (y Foto 4) se desprende que las plántulas que medran bajo los loros desarrollan raíces más cortas y mucho menos ramificadas que aquellas que prosperan en las bandejas situadas en situaciones más luminosas.

La importancia de la fecha de emergencia varía en función del hábitat, pues las diferencias de longitud de raíz son más pronunciadas entre las plántulas que germinan en el exterior de la lorera. Aquí, las plántulas de Semilla-Ave que nacen el 4 de abril tienen raíces significativamente más largas que las que emergen el 1 de junio ($p < 0,077$ test de Tukey). Asimismo, destacan las plántulas de Semilla-Pulpa que aparecen el 23 de marzo con respecto a las cohortes del 24 de abril y el 1 de junio ($p < 0,013$ y $p < 0,009$ respectivamente según test de Tukey), y también poseen mayores raíces las detectadas el 4 de abril frente a las que se observan el 24 de abril ($p < 0,078$ test de Tukey). En el interior de la lorera también se aprecia una correlación positiva entre edad de las plántulas y la longitud de sus raíces, pero sólo hay diferencias significativas entre las plántulas de Semilla-Ave del 23 de marzo y las del 6 de mayo ($p < 0,043$ test de Tukey).

Con respecto al hábitat se obtienen diferencias notables en ambos tipos de semillas. Las plántulas de Semilla-Ave que emergen en el exterior desde el 23 de marzo hasta el 6 de mayo tienen al final del periodo de estudio raíces varios centímetros (entre 3 y 4) más largas que las que crecen en el interior de la lorera, especialmente las cohortes del 4 y 15 de abril ($p < 0,0001$ y $p < 0,001$ según test de Tukey). De manera similar, las plántulas de Semilla-Pulpa de las bandejas en el exterior de la lorera y detectadas en las fechas 23 de marzo, 4 y 15 de abril, poseen en junio raíces significativamente mayores que las plántulas nacidas en las mismas fecha pero que crecen en el interior de la lorera ($p < 0,0001$ según test de Tukey).

IV.9 Discusión

IV.9.1 Avifauna dispersante

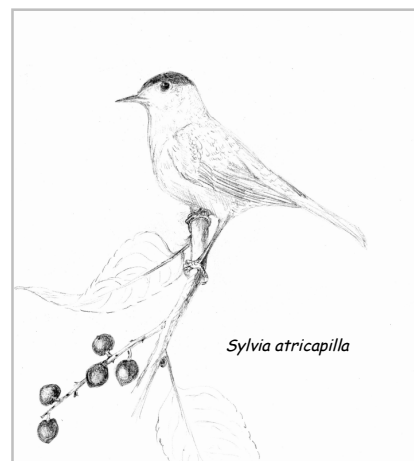


Foto 5. *Turdus viscivorus* (Zorzal charlo).

Las seis especies frugívoras dispersantes registradas en las loreras de Las Villuercas pertenecen a grupos (*Sylvia*, *Turdus* y *Erithacus*) que destacan por ser los dispersantes locales de semillas más importantes de la cuenca mediterránea (Herrera 1984a). Su presencia y abundancia en la zona de estudio es muy variada. La Curruca capirotada, el Mirlo común, el Zorzal charlo y el Petirrojo, son sedentarios (Martí & del Moral 2003, Obs. pers.) pero a su vez, se incorporan tanto individuos migradores transaharianos como invernantes a finales de verano y principios del otoño (Tellería *et al.* 1999, Martí & del Moral 2003, Obs. pers.). Además, una vez entrado el otoño, se suman a la comunidad invernante los zorzales comunes y pasan en migración los mirlos capiblanco (Tellería *et al.* 1999, Obs. pers.).

En la lorera del Mesto se han registrado dos especies más de túrdidos (Mirlo capiblanco y Zorzal charlo), que en la población Trucha. No obstante, en las inmediaciones de esta lorera ambas especies han sido observadas fuera de los censos, por lo que no hay realmente diferencias entre las dos localidades. Las dos loreras se disponen en un rango altitudinal parecido, la vegetación es muy similar y su estado de conservación es semejante, factores que, de ser dispares, si condicionarían una avifauna frugívora distinta (Gutián *et al.* 1992a, Jordano 1994).

En las dos loreras sólo destaca por su abundancia la Curruca capirotada y, secundariamente, el Zorzal común y el Mirlo común. Las tres aves se encuentran entre los principales frugívoros legítimos de otras plantas productoras de frutos carnosos (Herrera & Jordano 1981, Herrera 1984a, Gutián 1987, Jordano 1987, Herrera 1988, Gutián *et al.* 1992a, Herrera *et al.* 1994, Jordano 1994, Rey 1995, Jordano & Schupp 2000, Fuentes *et al.* 2001, Traveset *et al.* 2001a). Asimismo, el predominio de unas pocas especies dispersantes es un resultado frecuente tanto en ambientes mediterráneos como tropicales (Howe 1977, Herrera & Jordano



1981, Herrera 1984a, Guitián 1987, Jordano 1989, Wheelwright 1993, Herrera *et al.* 1994, Traveset 1994, Rey *et al.* 1997, Jordano & Schupp 2000, Rey & Alcantara 2000, Fuentes *et al.* 2001, Hampe 2003).

Sin embargo, respecto a otras leñosas de frutos carnosos, el loro carece de dispersantes ilegítimos y el número total de aves frugívoras es muy reducido. Por ejemplo, no se han detectado integrantes de la familia de los papamoscas (*Muscicapidae*), que es otro grupo importante en la dispersión de semillas dentro de la cuenca mediterránea (Herrera 2000). Tampoco han sido registrados como dispersantes el Colirrojo real (*Phoenicurus phoenicuros*), la Curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala*), el Zorzal alirrojo (*Turdus iliacus*) y hasta más de 20 especies que en la Península Ibérica durante la época otoñal e invernal dispersan las semillas del cerezos de Santa Lucía, majuelos (*Crataegus monogyna*), olivillas (*Phillyrea angustifolia* y *P. latifolia*), durillos (*Viburnum tinus*), cornicabras (*Pistacia terebinthus*), madroños (*Arbutus unedo*), acebuches (*Olea europaea* var. *sylvestris*), etc., (Herrera 1984a, Jordano 1987, Herrera *et al.* 1994, Jordano 1994, Traveset 1994, Jordano 1995, Herrera 1998, Fuentes *et al.* 2001).

La menor riqueza de aves frugívoras en las loreras podría deberse a que los censos se han efectuado en un solo año y, por tanto, la información obtenida sería insuficiente. Jordano (1994) y Herrera (1998), en estudios de varios años, muestran un cortejo dispersante y predador de frutos muy amplio y también fluctuante tanto en número de especies como en número de individuos por especie. No obstante, para las loreras estudiadas, además de los resultados presentados, tenemos acumuladas más de 400 horas de observación entre los meses de septiembre y enero durante cinco años (1998–2002) junto con jornadas de anillamiento (en el año 2003 y 2004). A lo largo de todo este tiempo solamente se ha visto ingerir frutos de manera puntual a la Curruca mosquitera (*Sylvia borin*) y al Colirrojo tizón (*Phoenicuros ochruros*).

También se han observado otras especies como el Arrendajo (*Garrulus glandarius*), la Paloma torcaz (*Columba palumbus*), el Acentor común (*Prunella modularis*), diversos páridos (*Passer sp. pl.*) y fringílicos (*Fringilla coelebs*, *Serinus serinus*, *Carduelis sp. pl.*). Pero en ningún caso han tomado frutos de loro ni han picado la pulpa aunque se citan como dispersantes y predadores en otros estudios (Herrera 1984a, 1995, 1998, Hampe & Bairlein 2000, Jordano & Schupp 2000).

La época en la que maduran los frutos del loro podría ser otro posible motivo que explicase la escasez de dispersantes. En efecto, no siempre hay una estrecha correlación entre los máximos de maduración y los picos de abundancia de las aves migradoras e invernantes frugívoras (Fuentes 1992, Herrera 2000). En Las Villuercas ya se observan frutos plenamente desarrollados a finales de agosto, pero la mayoría de las loreras muestran frutos maduros entre

mediados de octubre y finales de noviembre. Por tanto, no están disponibles para una importante cantidad de migradoras de verano y principios de otoño como los papamoscas, los colirrojos reales y algunas currucas (*Sylvia hortensis*, *S. communis*, *S. cantillans*).

El tamaño de las drupas también podría limitar su ingesta debido a las dimensiones de pico de algunas aves (Herrera 1984a, Levey 1987, Rey *et al.* 1997, Jordano 2000b, Alcántara & Rey 2003). En general, se observa que las plantas con frutos grandes tienen un cortejo dispersante mucho menor que aquellas especies vegetales que producen frutos pequeños ((Herrera 1984a, Wheelwright 1985). Por ejemplo, los acebuches son visitados por 14 aves frente a 5 que ingieren frutos del olivo, cuyo volumen es notablemente mayor (Jordano 1987, Rey 1995, Rey *et al.* 1997). En el caso del loro, sus frutos globosos tienen un rango de

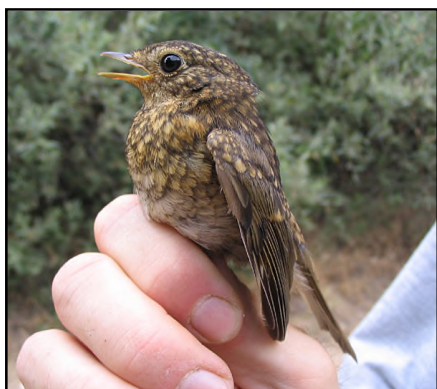


Foto 6. *Erithacus rubecula* (Petirrojo).

diámetro superior al del cerezo de Santa Lucía (Jordano 1994) y otras plantas ornitócoras como el saúco (*Sambucus nigra*), el lentisco, la cornicabra, las olivillas, etc. Así, aves típicas dispersantes de pequeño tamaño (*Sylvia undata*, *S. melanocephala* y *S. cantillans*) probablemente estarían excluidas del consumo de drupas de loro. Esta misma razón explicaría también la escasez de petirrojos en los censos, pues parece que preferentemente ingieren frutos con un diámetro inferior a los 7 mm (Rey *et al.* 1997).

De todas formas, el volumen de los frutos no debiera ser un carácter restrictivo para aves frecuentes en la zona de estudio como el Arrendajo, la Paloma torcaz o el Rabilargo (*Cyanopica cyanus*). La época de maduración tampoco debería impedir que picotearan la pulpa otras muchas aves sedentarias (p. ej. páridos y fringílicos).

Cabría entonces pensar en el valor alimenticio de los frutos de loro. Sin embargo, la recompensa en términos de biomasa no es escasa, ya que el ratio “peso seco pulpa/semilla+endocarpo” supera claramente al de otras plantas más visitadas como el cerezo de Santa Lucía (Herrera & Jordano 1981). También es cierto que ignoramos el valor nutritivo y energético (azúcares, lípidos, proteínas, agua) de los frutos de loro frente a los de otras plantas presentes en la zona de estudio (olivillas, madroños, arraclanes, etc). Este factor, aunque no es decisivo (Whelan & Wilson 1994), puede condicionar las visitas de las aves migradoras e invernantes, cuyas demandas son diferentes (Levey 1987, Herrera 1995).

Igualmente, desconocemos si los frutos presentan metabolitos secundarios que alteren el interés de algunas aves por su pulpa. Esta última posibilidad parece tener cierta trascendencia ecológica y evolutiva en la interacción planta-ave (Cipollini & Levey 1997a, 1997b, Izhaki 2002a, Tewksbury 2002). Se constata que los frutos de numerosas plantas, tanto tropicales

como mediterráneas, poseen sustancias químicas que además de repeler insectos, parásitos y predadores, pueden provocar rechazo en las aves (Herrera 1982, Barnea *et al.* 1993, Howe 1993, Cipollini & Levey 1997b, Cipollini *et al.* 2002).

IV.9.2 Movilización de semillas de loro por las aves

En las loreras estudiadas se observa que la movilización de semillas varía tanto entre poblaciones como entre años, como ocurre en otros trabajos centrados en leñosas ibéricas (Herrera 1998, Rey & Alcantara 2000, García *et al.* 2001). Al mismo tiempo, se aprecia que los porcentajes de semillas defecadas por las aves en Trucha y Mesto (entre el 6,9 y 31 %) son sensiblemente menores a los registrados en un gran número de plantas mediterráneas y submediterráneas, en las que las aves llegan a dispersar entre el 50 y el 95 % de las semillas producidas (Guitián 1987, Jordano 1987, Obeso 1988, Jordano 1989, Herrera 1995, Jordano & Schupp 2000, Izhaki 2002b).

La variabilidad en la remoción de frutos por las aves entre y dentro de las poblaciones de leñosas productoras de frutos carnosos a lo largo de distintos años puede explicarse por la magnitud de la cosecha de cada población (Herrera *et al.* 1994, Rey & Alcantara 2000). Este patrón se mantiene tanto en ambientes tropicales como templados, aunque no siempre hay una correlación positiva (véase por ejemplo Sorensen 1981, Howe & Smallwood 1982, Traveset 1994 y sus referencias, Herrera 1998, y el amplio resumen de Izhaki 2002b).

En Las Villuercas, la mayor movilización de semillas se recoge en la población que produce más frutos y presenta más visitas de aves (Trucha). Pero hay otros condicionantes no analizados que podrían explicar igualmente las diferencias interpoblacionales: la accesibilidad a los frutos, existencia y cantidad de posaderos, tipos y extensión de los microhábitats circundantes, etc., (Willson & Whelan 1993, Whelan & Wilson 1994, Fuentes *et al.* 2001, García *et al.* 2001).

A su vez, habría que considerar en cada localidad la abundancia de otras plantas productoras de frutos carnosos, las fluctuaciones de su cosecha y la dependencia que las aves tienen por sus frutos. Por ejemplo, los zorzales y las currucas se pueden alimentar de los frutos de hasta 18 y 29 especies vegetales distintas respectivamente (Herrera 1995). Asimismo, la importancia de un tipo de fruto en la dieta de cada especie varía temporal y espacialmente incluso con independencia de la magnitud de la cosecha (Herrera 1984a, Jordano 1987, 1988, Malmborg & Willson 1988, Fuentes 1994, Herrera 1998). En este sentido, en las loreras se observa que el porcentaje de semilla ingeridas por las aves no aumenta en los otoños con más cantidad de frutos (véanse años 1999 y 2001 en figura 2). Por el contrario, la proporción de semillas defecadas es mayor cuando la cosecha recogida disminuye. Esta disminución en ambas loreras en el año 2000 podría ser el pago energético de

un mayor esfuerzo reproductor en el año anterior (Stephenson 1981, Koenig & Knops 2005). Pero también puede influir la notable aridez⁷ estival del 2000, cuando es prácticamente nula la producción de frutos de zarzas, olivillas y madroños de las cercanías (Obs. pers.). Posiblemente, el carácter edafohigrófilo del loro amortigua la pérdida de frutos que probablemente, por estrés hídrico, sufren las plantas de ladera durante los años secos. En estos casos, las loreras se convierten en un recurso más importante en la dieta de las aves.

Por otra parte, además de la irregularidad detectada entre poblaciones y años, destacan los bajos valores de semillas dispersadas. La reducida cantidad de semillas movilizadas puede estar estrechamente ligada a tres aspectos ya mencionados en el análisis de la comunidad ornitócora de las loreras: valor alimenticio de la pulpa, tamaño de frutos y número de aves frugívoras.

Respecto al contenido nutritivo de los frutos se han publicado trabajos en los que se encuentra correlación (Izhaki 2002b) pero también ausencia de interacción (Herrera & Jordano 1981, Sorensen 1981, Herrera 1984a). Sobre el tamaño de los frutos se observa que es un carácter morfológico que supone una importante limitación cuando los dispersantes potenciales son muy pequeños o cuando los frutos son muy grandes aun cuando la ornitofauna frugívora sea muy variada (Herrera 1984a). Así mismo, la abundancia de aves condiciona la cantidad de semillas dispersadas (Herrera 1995, Alcántara *et al.* 1997, Jordano 2000a). Aunque no se ha estimado la abundancia de aves en las loreras y sus inmediaciones durante el periodo de dispersión potencial de frutos, no es plausible aceptar que en los tres años de recogida de semillas la densidad de aves haya sido anormalmente baja. Por ello, lo que seguramente ocurre es que la producción de frutos excede la demanda de los dispersantes disponibles (véase por ejemplo Jordano 1987, Herrera *et al.* 1994). Además, las loreras suelen ser formaciones lineales (al estar ligadas a cursos de agua) y de reducida extensión. Por tanto, a escala regional, pueden resultar poco atractivas para los bandos de aves en migración o para las poblaciones invernantes.

Además de la abundancia de aves frugívoras hay que tener en cuenta su comportamiento respecto de los frutos. Hay aves que tragan los frutos enteros y otros que solamente pican la pulpa o que no se mueven de los árboles de los que se alimentan. Así, el modo en el que actúan las aves también condiciona los niveles de remoción de semillas (Howe & Smallwood 1982, Schupp 1993, Wheelwright 1993, Jordano 2000a). En principio, la ausencia de especies que preden o dañen las semillas hace que la comunidad de aves observada en la loreras sea potencialmente eficiente según los criterios de Jordano (1994) a la hora de movilizar semillas. A su vez, todas las especies registradas excepto el petirrojo, tienen durante el otoño y el

⁷ De acuerdo con la estación meteorológica de Guadalupe (separada 11 km de La Trucha y 14 km de Mesto, a 640 m de altitud), la precipitación comprendida entre los meses de junio y septiembre fue de 160,7 mm en 1999, 15,5 mm en el 2000 y 71,6 mm en el 2001. La precipitación media para un total de 31 años es de 87 mm, por lo que en el año 2000 las lluvias fueron muy escasas, en el 1999 muy elevadas y normales en el 2001.

invierno un hábito eminentemente frugívoro (Herrera 1995, 2000). Pero, de todas formas, habría que analizar la dieta de las aves. De esta manera se establecería su grado de dependencia por las drupas de loro respecto a otros recursos alimenticios incluyendo los frutos de plantas presentes en la zona: zarzas, olivillas, madroños, arraclanes y vides silvestres (*Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*).

Tampoco hay que olvidar que el loro es una especie que se relaciona con los bosques lauroides prepliocénicos de clima subtropical actualmente extintos en la Península Ibérica (Pignatti 1978, Deil 1984). Entonces, cabe pensar que han podido desaparecer igualmente los vectores dispersantes. De hecho, la extinción de dispersantes como explicación a una dispersión ineficiente ya se ha sugerido para otras plantas (Crossland & Vander Kloet 1996, Loiselle & Blake 2002, McConkey & Drake 2002, Hampe 2003). En el caso del loro es posible que haya perdido consumidores de frutos como las palomas (*Columba bollii* y *C. junoniae*) que persisten en los restos de laurisilva canaria, que es considerada una formación subtropical potencialmente semejante a los bosques perennes de Europa y del Mediterráneo occidental durante el Terciario (Ciferri 1962, Mai 1987). No obstante, se puede cuestionar que la dispersión limitada sea por la carencia de dispersantes específicos para plantas ajenas a los sistemas naturales ibéricos dominantes (Mediterráneo y Eurosiberiano). Primero, porque la mayoría de los géneros leñosos ibéricos con frutos carnosos (*Pistacia*, *Arbutus*, *Smilax*, *Jasminum*, etc.) pertenecen al elemento florístico Paleomediterráneo (Herrera 2000). Por lo tanto, son más antiguos que las aves con las que ahora interactúan y, aún así, muestran una relación de mutualismo con altos porcentajes de movilización de semillas. El segundo argumento sería que, en ambientes subtropicales y tropicales, la riqueza de especies vegetales ornitócoras es mayor que en los montes mediterráneos (Herrera 2000, Jordano 2000a). Por ello, se produce “competencia” por los agentes dispersantes y se observan igualmente bajas tasas de dispersión de semillas.

La reducida proporción de semillas movilizadas y el escueto cortejo de aves podrían comprometer la capacidad dispersiva del loro, sobre todo si desapareciera el principal agente dispersante. De hecho, podría explicar el porqué de la ausencia del loro en regiones y enclaves aparentemente idóneos para su desarrollo. Aún así, no hay que infravalorar el papel que actualmente pueden desempeñar las aves en la dinámica poblacional del loro. La coexistencia de pájaros dispersantes residentes, invernantes y migradores, seguramente incrementa la probabilidad, a escala local y regional, de conectar distintos núcleos poblacionales y de colonizar enclaves nuevos. Bien es cierto que la distancia recorrida por las aves está determinada, en parte, por los tiempos de retención de las semillas en el aparato digestivo (Murray 1988, Murray *et al.* 1994), los cuales son distintos para cada ave (Herrera 1984b) y se ven afectados por los metabolitos secundarios de los frutos (Murray *et al.* 1994, Fukui

1996, Wahaj *et al.* 1998). Aunque carecemos de información sobre los tiempos de estancia de las semillas de loro en el aparato digestivo de las aves, el tiempo medio de retención en las especies detectadas en Las Villuercas puede ser de decenas de minutos o incluso horas (Herrera 1981, 1984b, Barnea *et al.* 1991, Fukui 1996). Por tanto, la dispersión de las semillas de loro abarcaría distancias de metros y kilómetros si se acepta que la velocidad media de vuelo de la mayoría de los passeriformes oscila entre los 15 y 60 kilómetros por hora (Berthold 2001).

Finalmente, y para cerrar la discusión en torno a la movilización de semillas de loro, sería imprescindible evaluar la efectividad de las aves. No sólo es importante la cantidad de semillas que dispersan sino también su efecto en la probabilidad de colonización y reclutamiento. Para ello habría que examinar el tiempo que las aves pasan en las plantas en las que toman los frutos (Pratt & Stiles 1983, Guitián 1987). Así mismo, resulta fundamental, comprobar si los vectores depositan las semillas en hábitats idóneos para la germinación y supervivencia de las semillas y de las plántulas (Herrera 1981, Hoppes 1988, Murray 1988, Schupp 1988, 1993, Herrera *et al.* 1994, Bustamante & Canals 1995, Herrera 1995, Jordano 1995, Jordano & Herrera 1995, Schupp 1995, Wenny & Levey 1998, Jordano 2000a, Nathan & Muller-Landau 2000, Rey & Alcantara 2000, Wenny 2000b, Fuentes *et al.* 2001, Jordano & Godoy 2002, Tomita *et al.* 2001, Horvitz *et al.* 2002, García *et al.* 2005b).

Aunque no se presentan en este estudio, tenemos datos que apuntan hacia un comportamiento de las aves variable y dependiente del contexto ambiental (Jordano *et al.* 2004 y referencias incluidas). En efecto, comprobamos que la distribución de leñosas espinosas determina en gran medida la lluvia de semillas que generan las aves. A su vez, la alteración de la vegetación, la humedad edáfica y el tipo de suelo ambiente influyen en la abundancia y localización de estas plantas. Paralelamente, observamos que el tiempo de permanencia en la lorera es, en muchos casos, muy largo en el principal dispersante, mientras que los mirlos y los zorzales son más inquietos. Asimismo, las currucas realizan vuelos muy cortos mientras que los túrdidos vuelan distancias que en ocasiones superan los 300 m.

En el futuro, será necesario incrementar el esfuerzo investigador en la capacidad dispersante de las aves por su importante valor en la dinámica poblacional y metapoblacional de las plantas (Cain *et al.* 2000). Sin duda, será esencial para plantas como el loro, que tienen una distribución muy fragmentada con núcleos integrados por escasos efectivos poblacionales.

IV.9.3 Peso de las semillas dispersadas

De los resultados obtenidos para los tres años considerados se desprende que las aves están dispersando semillas con un peso superior al valor medio de las loreras. Esta misma pauta se registra en otras plantas, tanto mediterráneas (Obeso 1988) como tropicales (Wheelwright 1993) y de amplia distribución (Sallabank 1993). No obstante, también hay estudios en los que se señala una tendencia opuesta (Jordano 1995, Rey *et al.* 1997, Izhaki 2002b, Stanley & Lill 2002, Alcántara & Rey 2003). En estos casos se argumenta que la dispersión preferente de semillas pequeñas (normalmente más ligeras) se debe a los costes asociados al manejo de los frutos grandes (Jordano 2000b). Así, si predominan aves pequeñas, se dispersan prioritariamente semillas pequeñas, pues los frutos son más manejables y la recompensa es relativamente mayor.

Sin embargo, en el caso del loro, no se cumplen estas premisas. Al contrario, el principal dispersante es precisamente uno de los pájaros más pequeños. A su vez, se comprueba que en los frutos de loro no hay correlación entre el ratio pulpa-semilla y el peso de las semillas. Además, se obtiene una correlación positiva, fuerte y significativa entre el peso de la pulpa de los frutos de loro y sus semillas. Por tanto, coincidimos con Wheelwright (1993) al interpretar que el sesgo a favor de las semillas más pesadas de loro puede estar causado por la preferencia de las aves hacia los frutos más grandes como sucede en otras muchas especies (Wheelwright 1985, Herrera 1988, Obeso 1988, Sallabank 1993, Herrera *et al.* 1994).

Lo que no podemos asegurar es que la Curruca capirotada sea la responsable principal de la selección de las semillas más pesadas. Seguramente, los mirlos y los zorzales, aunque menos frecuentes, también contribuyen a la dispersión de semillas grandes dado que su mayor tamaño (Herrera 1984b) les permite optar por rangos de tamaño más amplios que las aves pequeñas (Rey *et al.* 1997, Alcántara & Rey 2003).

La selección de semillas más pesadas no resulta trivial para una planta, sobre todo desde el punto de vista demográfico. Un mayor peso implica, normalmente, o un embrión más grande o una mayor cantidad de reservas. Ambas características son muy importantes para el desarrollo exitoso del embrión y la plántula en los primeros momentos de la germinación. Sin embargo, también puede aumentar el riesgo de fracaso al ser una fuente de alimento más atractiva para otros organismos. Así, la presión de los roedores se acentúa en las semillas con más biomasa (Willson & Whelan 1990, Boman & Casper 1995), aunque no es un patrón generalizado (Tripathi & Khan 1990, Blate *et al.* 1998, Kollmann *et al.* 1998, Alcántara *et al.* 2000a) y puede estar condicionado por la densidad de las semillas (García *et al.* 2001, Silvertown & Charlesworth 2001, Paulsen & Högstedt 2002).

La germinación y el tamaño de las plántulas también pueden variar en función del peso de las semillas. En el loro (véase más adelante) y en otras plantas leñosas mediterráneas,

subtropicales y tropicales se ha comprobado una relación positiva entre el peso de semilla y la germinación (Howe & Richter 1982, Wulff 1986a, Tripathi & Khan 1990, Traveset & Verdú 2002, Alcántara & Rey 2003) aunque hay igualmente excepciones (Herrera *et al.* 1994, Traveset *et al.* 2001a). También se observa que las plántulas procedentes de semillas más grandes presentan un mayor tamaño (Howe & Richter 1982, Wulff 1986a, Tripathi & Khan 1990, Wenny 2000a, Paulsen & Högestedt 2002) y tienen más probabilidades de sobrevivir y ser más competitivas (Howe & Richter 1982, Wulff 1986a, 1986b, Tripathi & Khan 1990, Silvertown & Charlesworth 2001, Alcántara & Rey 2003) especialmente en ambientes con escasa luz (Saverimuttu & Westoby 1996); pero de nuevo hay datos que no confirman el patrón (Augspurger 1984, Herrera *et al.* 1994).

Otro aspecto destacable de los resultados obtenidos es que el efecto de la interacción ave-loro puede estar modulada por varios factores: producción de frutos, climatología y capacidad reproductora de los individuos que constituyen la lorera. Un ejemplo que podría ilustrar esta interrelación múltiple se deduce de los datos del año 2000. Así, se observa una notable reducción de la cosecha que coincide con un periodo estival muy seco, un aumento significativo del peso medio de las semillas con pulpa y una “dilución” en la diferencia de peso que generan las aves en la lluvia de semillas.

La disminución de la producción podría ser resultado de oscilaciones relacionadas con el discutido fenómeno de la vecería (Herrera *et al.* 1998, Koenig & Knops 2005). Pero también podría responder a la escasez de precipitaciones en la primavera y el verano (Jordano 1987). En el caso de las loreras, en el año 2000 se observa una menor cosecha y que los árboles de menor fuste no aportan frutos o generan menos infrutescencias que los árboles grandes (véase capítulo III). Estos, a su vez, poseen frutos con semillas de mayor peso (datos propios). Así, más frutos y más recompensa, son dos factores tenidos en cuenta por las aves que tratan de optimizar el esfuerzo invertido en la búsqueda de alimento (Sargent 1990, Sallabank 1993, Wheelwright 1993, Whelan & Wilson 1994, García *et al.* 2001). En consecuencia, las aves tienen un espectro de tamaños de fruto menor para elegir (Jordano 1988). Por ello, se podría entender que en el 2000 el peso medio de las semillas sea más elevado que otros años y que no existan diferencias entre las semillas con pulpa y las semillas defecadas.

IV.9.4 Germinación de las semillas de loro

El efecto que las aves ejercen en la germinación de las semillas de las plantas endozoocoras parece ser muy variable, incluso dentro de un mismo género o especie (Traveset 1998). La única pauta común es que la interacción no suele ser perjudicial para la planta (Herrera 1995). En especies leñosas tropicales y mediterráneas se ha observado un incremento significativo de la germinación tras pasar por el tracto digestivo de las aves (Izhaki & Safriel 1990, Barnea *et al.* 1991, Clergeau 1992, Bustamante *et al.* 1996, Traveset

& Wilson 1997, Meyer & Witmer 1998, Yagihashi *et al.* 1998, Traveset *et al.* 2001b, 2001a, Figueroa & Castro 2002, Traveset & Verdú 2002). Pero no se han encontrado diferencias en otras muchas plantas (Izhaki & Safriel 1990, Barnea *et al.* 1991, Traveset & Wilson 1997, Traveset 1998, Traveset *et al.* 2001b, Figueroa & Castro 2002) e incluso se han obtenido resultados negativos (Livingston 1972, Barnea *et al.* 1991, Traveset 1998, Traveset *et al.* 2001b). En este último caso, el decremento de germinación se atribuye a la presencia de patógenos bacterianos y fúngicos en el tracto digestivo de las aves (Crossland & Vander Kloet 1996) o al pH y al exceso de nutrientes que se derivan de sus excrementos (Paulsen & Högstedt 2002).

Los resultados son igualmente variables en los cerezos. Las semillas de *Prunus virginiana* (cerezo americano) defecadas por las aves no muestran una germinación distinta de las semillas intactas (Meyer & Witmer 1998) o incluso disminuye (Traveset 1998). Por el contrario, los cerezos *P. serotina* (cerezo americano) *P. sargentii* y *P. ssiori* (cerezos del noreste de Asia) se ven favorecidos (Traveset 1998, Yagihashi *et al.* 1999) al igual que el loro. Además, este efecto positivo de las aves sobre el loro está respaldado por el análisis de viabilidad inicial con Tetrazolio, ya que comprobamos que tras la dispersión por aves y por barocoria, las semillas tienen inicialmente las mismas probabilidades de germinar. Esta condición preliminar, sin embargo, no se suele evaluar.

No hay consenso sobre cuál es realmente el mecanismo por el cual las aves alteran la probabilidad de germinar de las semillas. Una de las hipótesis más barajadas es que durante el paso de las semillas por el tracto digestivo, se produce una abrasión de la capa o capas que protegen la semilla modificándose entonces su dormición (Barnea *et al.* 1990, Izhaki & Safriel 1990, Barnea *et al.* 1991, Traveset 1998, Traveset *et al.* 2001b, 2001a, Paulsen & Högstedt 2002, Traveset & Verdú 2002). No obstante, se ignora cómo las cubiertas son degradadas (Moore 2001, Traveset *et al.* 2001b, Paulsen & Högstedt 2002). Se presume que debe existir una modificación química o física que favorezca, por ejemplo, la hidratación de la semilla, factor clave en la germinación (Hartmann & Kester 1975, Derek & Black 1994, Paulsen & Högstedt 2002). Además se sabe que en la alteración de la envoltura de la semilla influyen las especies químicas de su propia pulpa incluidos los metabolitos secundarios (Herrera 1984b, Cipollini & Levey 1997a, Wahaj *et al.* 1998) y de otros alimentos que completan la dieta (Traveset 1998, Traveset *et al.* 2001a). Pero también es determinante el tiempo de retención de las semillas en el tracto digestivo (Traveset 1998, Moore 2001). Este, a su vez, depende del grado de especialización del ave en la ingesta de frutos (Herrera 1984b, Fukui 1996), de su tamaño corporal (Fukui 1996, Traveset & Verdú 2002) y del tamaño de las propias semillas (Fukui 1996, Traveset 1998, Traveset *et al.* 2001a). Algunos autores encuentran correlación positiva entre germinación y tiempo de retención (Barnea *et al.* 1991),

otros publican una relación negativa (Murray *et al.* 1994) y hay quien, para más controversia, duda de los anteriores resultados (Witmer 1996).

Las semillas de loro son dispersadas por currucas, zorzales y mirlos que tienen, al menos teóricamente, tiempos de retención muy distintos (Herrera 1984b, Traveset *et al.* 2001b). Sin embargo, antes de investigar su efecto, parece que no es solamente la degradación de la envoltura lo que incrementa la germinación en las semillas de loro. El experimento realizado arroja unos resultados que demuestran que las semillas de loro defecadas por las aves germinan en un porcentaje similar a aquellas que han sido limpiadas manualmente. Así, es la pulpa la que condiciona la germinación de la semilla (Barnea *et al.* 1991, Clergeau 1992, Meyer & Witmer 1998, Yagihashi *et al.* 1998, 1999, Figueroa & Castro 2002, Sari *et al.* 2006). Pero la modificación que la pulpa ejerce sobre la capacidad germinativa de la semilla tampoco está aclarada. La pulpa puede actuar como una mera barrera física a la difusión de oxígeno, agua o luz, e igualmente puede contener inhibidores químicos (Hartmann & Kester 1975, Cipollini & Levey 1997a, Yagihashi *et al.* 1998, Figueroa & Castro 2002, Paulsen & Högstädt 2002).

Por otra parte, parece evidente que el peso es un factor determinante en la viabilidad de las semillas y en su posterior germinación. Tanto en los ensayos al tetrazolio como en las bandejas se tiene que las semillas de loro más pesadas (defecadas por aves, limpiadas o con pulpa) poseen una mayor capacidad para germinar. Posiblemente se deba a que las semillas más pequeñas se deshidratan más rápidamente que las semillas grandes y por ello disminuye su viabilidad (Daws *et al.* 2004). Sin embargo, para el análisis al tetrazolio, se evita en lo posible la deshidratación de las semillas entre la recolección y el análisis. Además, las semillas se hidratan durante 24 horas previamente a la exposición al tetrazolio. No obstante, la pérdida de agua si podría estar operando en las semillas sembradas en las bandejas aunque fueran regadas con regularidad.

La germinación más elevada en las semillas de loro de mayor peso coincide con los estudios publicados sobre otras leñosas mediterráneas y tropicales (Howe & Richter 1982, Tripathi & Khan 1990, Alcántara & Rey 2003, Arunachalam *et al.* 2003). Pero en el caso del loro, constatamos que la relación positiva entre peso y germinación parece ya venir determinada por la viabilidad inicial de las semillas. Además, de los resultados se desprende que las aves intensifican dicha relación aunque no haya evidencia estadística suficiente.

Así, si a estos resultados se suma el hecho de que las aves tienden a dispersar las semillas de loro más pesadas se desprende que las aves incrementan sustancialmente la germinación. En consecuencia, las aves ayudan a maximizar el éxito reproductor del loro y aumentar las probabilidades de reclutamiento.

IV.9.5 Fenología de germinación

El periodo temporal y la velocidad a la que germinan las plántulas se ven modificados cuando las semillas son ingeridas por las aves aunque, una vez más, no hay un único patrón (Traveset 1998, Traveset & Verdú 2002). Algunos de los efectos más documentados son la reducción del letargo o dormición (Clergeau 1992, Paulsen & Högstedt 2002, Traveset & Verdú 2002) y una aceleración en el proceso de emergencia respecto a las semillas que permanecen con la pulpa (Murray 1988, Traveset 1998, Traveset *et al.* 2001b, Paulsen & Högstedt 2002). No obstante, hay casos en los que distintos agentes dispersantes causan respuestas diferentes en una misma planta incluyendo un decremento en la tasa germinativa (Traveset 1998, Traveset *et al.* 2001b).

En el caso que nos ocupa se observa que las aves no cambian el patrón fenológico general. Ambos tipos de semilla de loro germinan principalmente en poco más de un mes y presentan las mismas fechas de inicio y finalización de germinación con independencia del hábitat. Sin embargo, las aves alteran la dormición de las semillas y su germinación. Las semillas de loro defecadas por las aves emergen en mayor cantidad en el primer mes y ello puede reportar ventajas en el vigor de las plántulas resultantes (Verdu & Traveset 2005).

El porqué de la mayor rapidez en la germinación de las semillas dispersadas por las aves tampoco está resuelto. Paulsen y Högstedt (2002) proponen que los embriones requieren menos tiempo para emerger porque necesitan menos energía para romper la barrera física de la cubierta. Además, dicho ahorro supone la disponibilidad de más reservas para crecer más y dar lugar a plántulas más vigorosas.

El adelanto en el tiempo o la heterogeneidad temporal que generan las aves en la fenología germinativa se interpreta de distintas maneras dependiendo del hábitat y del patrón climático del área de estudio. Murray (1988) sugiere que una germinación acelerada aporta a las plantas más opciones para colonizar con éxito los espacios abiertos en el bosque. También se presume que una mayor amplitud temporal en la germinación supondría una ventaja en sistemas con un régimen pluviométrico irregular como sucede en la región mediterránea (Izhaki & Safriel 1990, Barnea *et al.* 1991, Traveset *et al.* 2001b). Asimismo, la germinación asincrónica puede ser una adaptación a ambientes que son impredecibles no sólo en cuanto a sus características climáticas sino también por otros factores como la disponibilidad de luz, riesgo de depredación, ataque de patógenos, competencia intraespecífica, etc., (Harper 1977, Clergeau 1992, Traveset 1998, Moore 2001). Pero no siempre se detecta un posible efecto en el ciclo vital de la planta (Traveset *et al.* 2001a) o incluso puede ser contraproducente (Traveset & Verdú 2002). Por ejemplo, el excesivo acortamiento del letargo invernal de las semillas de plantas de ambiente templado puede exponer a las plántulas a una situación climática adversa.

Para el ciclo vital de loro, la germinación temprana posiblemente sea muy ventajosa coincidiendo con las tendencias advertidas para plantas perennes (Verdu & Traveset 2005). Aunque es una planta que se desarrolla en ambientes húmedos, la mayoría de las plántulas mueren durante la sequía estival (datos propios). De manera que una germinación precoz puede conceder más tiempo para crecer y afrontar con más posibilidades el déficit hídrico estival. Por otro lado, si observamos la extraordinaria capacidad de la subespecie *hixa* de abrir espacios por su propia caída en la laurisilva canaria (Arévalo & Fernández-Palacios 1998), la germinación adelantada del loro sería fruto de una interacción establecida en su ámbito subtropical original (hoy extinto). Entonces, podría tener la misma interpretación que Murray (1988) ofrece para otras leñosas tropicales.

Por otra parte, aunque la luz es un factor fundamental para la germinación de muchas plantas (Derek & Black 1994), en el caso del loro no parece ser trascendente. No afecta ni a la germinación total ni al ritmo de emergencia de las semillas de loro, tengan pulpa o carezcan de ella gracias a las aves. Así, se constata que las semillas de loro no son fotosensibles pues germinan con valores de luz PAR extraordinariamente bajos, próximos al 1%, similares a los de las acebedas ibéricas (Arrieta Algarra 2002) y bosques tropicales (Osunkoya *et al.* 1994). Probablemente, la cantidad de reservas almacenadas en los cotiledones propician que los embriones puedan progresar con independencia de la disponibilidad de luz como ocurre en otros árboles de ámbito tropical (Kyereh *et al.* 1999, Yirdaw & Leinonen 2002) y con semillas grandes (Osunkoya *et al.* 1994). No obstante, habría que testar el comportamiento de las semillas no sólo bajo las condiciones de luz que genera el dosel arbóreo sino también en la hojarasca donde quedan “enterradas” (Vázquez-Yanes *et al.* 1990).

IV.9.6 Vigor de las plántulas

Son numerosos los estudios centrados en los factores que controlan la interacción planta-ave y sus consecuencias sobre la morfología de los frutos y de las semillas y sobre sus patrones de dispersión. En cambio, son muy pocas las publicaciones que evalúan su influencia en el reclutamiento poblacional (Jordano 2000a) y que controlen no sólo las características de las semillas (tipo o peso) y del hábitat, sino también la fecha de emergencia de las plántulas.

Sin olvidar la posible competencia con otras plantas, de los resultados se desprende que las características morfológicas de las plántulas de loro dependen de la fecha de germinación y del hábitat en el que se desarrollan. En efecto, el número de hojas y especialmente la longitud de la raíz muestran valores más altos en las plántulas que germinan más pronto en la primavera, independientemente de si las semillas han sido o no defecadas por las aves. Por tanto, las plántulas derivadas de las semillas dispersadas por las aves no poseen un mayor vigor que aquellas que proceden de semillas con pulpa que tengan la misma edad. Por el

contrario, se observa que la disponibilidad de luz, como ocurre en otros árboles de ambientes templados y tropicales (Osunkoya *et al.* 1994, Walters & Reich 1996, Kobe 1999) condiciona considerablemente el crecimiento del loro. Las plántulas que prosperan fuera de las loreras duplican su número de hojas y desarrollan raíces varios centímetros más largas.

Sin embargo, del análisis conjunto de todos los resultados no se puede concluir que las aves no influyan en la calidad de las plántulas. Al contrario, las aves sí condicionan la talla que alcanzan muchas plántulas pues hay que recordar que las semillas defecadas germinan en mayor proporción que las que tienen pulpa y, a su vez, su germinación tiene lugar fundamentalmente en las primeras semanas de la primavera. En consecuencia, las aves incrementan el número de plántulas que emergen antes en la primavera y que llegan al verano con más hojas y raíces más largas. Además, el efecto de las aves adquiere mayor importancia al incluir el hábitat, ya que las semillas movilizadas por las aves tendrán más probabilidades de aterrizar en un hábitat más luminoso donde crecen mucho más que aquellas semillas que permanecen en el interior de las loreras.

Teniendo en cuenta que el déficit hídrico es una de las principales causas de mortalidad de plántulas de loro y de otras muchas especies (Harper 1977, Izhaki & Safriel 1990), el desarrollo de raíces más largas incrementaría la capacidad de superar la sequía estival (Fenner 1985). En el caso del loro, la mortalidad de las plántulas es de casi el 100% cada verano, cuando disminuye drásticamente la humedad en los primeros 20 cm de suelo (datos propios). Por ello, una germinación adelantada de unas semanas y una mayor disponibilidad de luz serían ventajas significativas para la supervivencia de las plántulas y, por tanto, tendrían una notable relevancia desde el punto de vista demográfico. Así pues, las aves podrían estar contribuyendo a que se produzca el suceso de reclutamiento en las poblaciones de loro de Las Villuercas.

IV.10 Conclusiones

- ✓ El cortejo de aves frugívoras que aprovechan los frutos de loro en Las Villuercas está integrado fundamentalmente por seis especies que se comportan como dispersantes legítimos, destacando la Curruca capitorada (*Sylvia atricapilla*).
- ✓ La comunidad ornitócora parece ser insuficiente pues moviliza un reducido porcentaje de semillas. Las causas pueden ser varias: número de especies dispersantes, periodo de maduración de frutos, tamaño del fruto, dependencia por los frutos de loro, presencia de sustancias químicas disuasorias, pérdida de dispersantes específicos.
- ✓ Las aves dispersan semillas con un peso superior al valor medio de la cosecha de cada año, aunque su efecto puede diluirse en los años más secos.
- ✓ El peso de las semillas de loro influye en su viabilidad y germinación.
- ✓ Las aves maximizan el éxito reproductor del loro pues no alteran la viabilidad potencial de las semillas e incrementan significativamente su germinación al retirar la pulpa y seleccionar semillas con mayor peso.
- ✓ El periodo de germinación de las semillas de loro no es modificado por las aves ni por la disponibilidad de luz. Sin embargo, las semillas defecadas por las aves germinan preferentemente a principios de la primavera.
- ✓ El vigor de las plántulas de loro se ve incrementado indirectamente por las aves ya que la germinación temprana y fuera de la sombra de las loreras propicia la oportunidad de desarrollar más hojas y raíces más largas.
- ✓ Las aves pueden estar contribuyendo al reclutamiento poblacional del loro pues aumentan el número de plántulas que integran las cohortes que emergen más pronto y que seguramente afrontan con más probabilidades el déficit hídrico estival al presentar raíces significativamente más largas.

❖ SÍNTESIS GENERAL

Interpretación geobotánica de las loreras ibéricas

Actualmente, gracias a las aportaciones de los trabajos regionales y de ámbito ibérico, se posee una mejor imagen de las preferencias de hábitat de *Prunus lusitanica* L. y de las formaciones que llega a dominar. Oceanidad, humedad y sílice resumen la autoecología de la especie. Pero además, y en contra de lo esperado para un supuesto relicto paleotropical, se desarrolla en dos dominios bioclimáticos distintos y muestra un amplio rango altitudinal.

La variabilidad florística detectada en sus poblaciones ibéricas responde fundamentalmente a dichos dominios. Además, la localización geográfica unida a matizaciones climáticas y edáficas permite reconocer subtipos que integran grupos diferenciales de plantas. A su vez, en el ámbito mediterráneo la oceanidad parece ser el factor que más contribuye a explicar ligeras diferencias entre las loreras. Ahora bien, todas albergan un amplio número de plantas caducifolias y hemicriptófitos exigentes en humedad de óptimo templado y atlántico.

Sin embargo, entre los botánicos españoles que ha predominado la vinculación de las loreras con la laurisilva canaria y se ha interpretado que son manifestaciones climatófilas empobrecidas. Para más controversia, la aproximación fitosociológica predominante ha incluido las loreras en los matorrales de sustitución de quercíneas.

Como ya se apuntó, no se duda del carácter paleosubtropical del loro y su estrecha relación con bosques como los que actualmente pueblan las vertientes húmedas de los archipiélagos macaronésicos. Así mismo, es evidente la convivencia del loro con quercíneas arbóreas y con arbustos paleomediterráneos que dominan sus etapas de sustitución. Pero merece la pena valorar de manera independiente la fisonomía y composición florística de las loreras respecto del origen subtropical de la especie. Del mismo modo, parece conveniente rechazar que las loreras constituyen una etapa de sustitución de bosques marcescentes o esclerófilos. Tomar como referencia estos bosques o la laurisilva macaronésica para describir las loreras actuales obliga a obviar demasiadas diferencias e impide apreciar su variabilidad en la Península Ibérica.

Otras formaciones ibéricas realmente dominadas por perennes de hoja ancha están integradas fundamentalmente por plantas paleomediterráneas con una mejor tolerancia al déficit hídrico estival. Por ejemplo, los madroñales y formaciones de quercíneas ricas en *Viburnum*, *Phillyrea* sp. pl., *Rhamnus* sp. pl., *Lonicera implexa*, de las sierras del suroccidente ibérico o los alsinares con laurel de las costas cántabras. Por el contrario, las loreras, al ubicarse mayoritariamente en localidades húmedas en zonas montanas, comparten espacio con múltiples especies caducifolias intolerantes a la sequía. Esta característica impide su

identificación tanto con las arbustedas perennes del ámbito mediterráneo como con la laurisilva macaronésica.

Además, la capacidad de las loreras de prosperar en ambientes montanos e incluso continentales también ayuda a explicar los escasos o nulos ejemplos de coexistencia con helechos y leñosas de óptimo macaronésico o paleotropical. El loro tiene una mayor tolerancia al frío y no parece competir con éxito ante otros lauroides más termófilos en territorios cálidos. Es más, las poblaciones canarias (subsp. *hixa*) juegan un papel secundario en la laurisilva y sólo han incrementado notablemente su presencia cuando este tipo de bosque ha sido degradado en los últimos mil años (Lea Nascimento *et al.* manuscrito en preparación).

La convivencia de plantas lauroides con otras caducifolias observada en las loreras no es rara en el paisaje ibérico. Las carballedas y bosques mixtos noroccidentales o las alisedas suroccidentales son buenas muestras. Así mismo, también son habituales en extensas regiones del globo. Por ejemplo, tanto en las áreas montanas de la mitad sur de Japón como en el sureste de los EEUU se encuentran manifestaciones de caducifolios con un variado sotobosque de lauroides. Por todo ello, las loreras no son unívocamente formaciones relictas y vestigios de los bosques lauroides del Terciario. Por el contrario, cabe plantear que se trate de arboledas con identidad propia que surgen como consecuencia de la sustitución de las laurisilvas paleotropicales por los bosques caducifolios arctoterciarios a lo largo del Neógeno y especialmente durante el Cuaternario.

Valoración de la viabilidad y vulnerabilidad del loro

La rareza y la vulnerabilidad de una especie suele ser resultado de la participación de múltiples factores que intervienen a distintas escalas espaciales y temporales. Clima, patógenos, competencia, limitación en la reproducción, dispersión o reclutamiento, etc. En el caso del loro, la falta de información paleobotánica dificulta la reconstrucción de su pasado y su importancia en el paisaje vegetal ibérico a lo largo de los diferentes cambios ambientales.

La escasez de “refugios” no parece que determine su actual distribución y su abundancia, dada su capacidad para habitar en dos regímenes climáticos distintos y colonizar distintos microtopos húmedos. De los hábitats ocupados, quisiéramos destacar los enclaves rocosos. Aunque no se haya tratado experimentalmente, éstos ambientes parecen funcionar como auténticos refugios. La planta llega a ser dominante y escapa a presiones contemporáneas como la presión antrópica, el fuego e incluso la competencia interespecífica.

Por el contrario, la presión humana se revela como un factor determinante. Las prácticas agrarias y el ganado cinegético son las más impactantes. Condicionan no sólo su abundancia sino también su capacidad de regeneración poblacional a escala ibérica, regional y local.

Solamente en determinados enclaves se observa que el loro ha escapado recientemente a las perturbaciones.

Por otra parte, la especie no muestra severas limitaciones en su etapa reproductiva. Se trata de una planta con una notable capacidad de producir semillas que, como sucede en otras plantas, aumenta con el tamaño y no resulta constante entre poblaciones y años. Además, los polinizadores no suponen una restricción. El loro atrae un alto número de insectos diferentes que incrementan la producción de semillas. Este beneficio para la planta podría explicar el bajo ratio flor/fruto. Aunque es mera especulación, el excedente de flores contribuiría a asegurar la reproducción tanto en las actuales poblaciones fragmentadas como en escenarios con baja densidad de individuos. La abundancia de flores también aumentaría la polinización en ambientes umbrosos y frescos en los que el loro es frecuente y donde la actividad de los insectos es sensiblemente menor.

En el mismo terreno especulativo, ignoramos hasta qué punto estas condiciones de aislamiento también han podido favorecer la autocompatibilidad. Esta característica junto con la geitonogamia promovida por los insectos no parece tener consecuencias negativas para la planta. Al contrario, a corto plazo, redundaría en asegurar la reproducción de semillas sin mermar la calidad de las mismas. Además, a largo plazo, parece que no ha sido un factor negativo en su persistencia ante los importantes cambios ambientales sino que podría tener cierto valor adaptativo al propiciar la perpetuación de genotipos más eficaces para la supervivencia de la especie.

En la dispersión de las semillas, sin embargo, sí observamos potenciales limitaciones. El número de especies dispersantes es reducido a diferencia de lo que ocurre con numerosas plantas productoras de frutos carnosos. A su vez, la proporción de semillas movilizadas es relativamente escasa. Ambas circunstancias podrían evidenciar la pérdida de sus agentes originales. Semejante limitación por dispersantes se podría relacionar con la elevada cantidad de localidades aptas pero no colonizadas por el loro.

Ahora bien, la actual interacción loro-ave también es beneficiosa. Las aves aumentan la germinación de las semillas. Además, promueven las cohortes que alcanzan el verano con raíces más largas. De esta manera, incrementan la probabilidad de reclutamiento pues la mortalidad de plántulas es muy elevada en verano. De hecho, supone la principal limitación en el ciclo vital del loro (datos propios). Por ello, la trascendencia de la dispersión también depende de la calidad de los hábitats donde las semillas son depositadas. Este último extremo, (no presentado en esta memoria), parece ser variable y condicionado por el contexto ambiental circundante a los loros. Además, hemos comprobado que las semillas no suelen sufrir una elevada predación. El banco de semillas es transitorio y su viabilidad es alta si

permanecen en ambientes protegidos de las heladas intensas o de la deshidratación. La hojarasca y la humedad ambiental inherente a manantiales y arroyos amortiguan ambos factores. En cambio, las plántulas fracasan en su mayoría. Prosperan casi exclusivamente en enclaves húmedos con iluminación intermedia y protegidas por leñosas espinosas. Afortunadamente, estas circunstancias también concurren frecuentemente en los arroyos y manantiales.

Con los datos que se desprenden de esta tesis en particular y del proyecto en general, el futuro inmediato de la especie no parece comprometido. Si se minimizan los impactos actuales, los requerimientos ambientales y las características biológicas de la especie no suponen una limitación inmediata para su persistencia. Bien es cierto que hay poblaciones con alto riesgo de desaparición (Pirineo Occidental, La Demanda, Sierra de Gata o cuenca del Arnoia). Aquí, se precisa estudiar la idoneidad de los hábitats ocupados y, en caso de no ser el factor limitante, tomar medidas de defensa y refuerzo poblacional. También habría que coordinar esfuerzos para preservar núcleos nutridos pero muy aislados. Por otra parte, en territorios como Gerês, sierras del centro de Portugal o Las Villuercas, la conservación de la especie y sus poblaciones no requiere estrategias complejas. Un manejo más respetuoso de la vegetación de los arroyos montanos y una gestión cinegética menos abusiva facilitarían sensiblemente la mejora de las poblaciones. Seguramente aumentaría el número de individuos y cambiaría positivamente la estructura demográfica. De esta manera, solamente catástrofes de gran envergadura supondrían un riesgo para su persistencia.

En este sentido, habría que añadir su extraordinaria capacidad para generar nuevos vástagos mediante rebrotes basales y acodos. Esta cualidad le permite medrar en ambientes inestables como son las orillas de los arroyos. Igualmente, resulta muy eficaz para recuperarse tras la tala o fuegos. Las cepas de loro se renuevan pues los tallos senescentes o talados son remplazados por individuos nuevos. Además, los acodos facilitan la expansión a pequeña escala. De hecho, una vez colonizado un microtopo adecuado, la regeneración vegetativa permite una permanencia que parece indefinida.

Finalmente, en este repaso final a nuestro conocimiento del loro, queremos destacar que comparte con otras leñosas de carácter paleosubtropical las características que, a buen seguro, han contribuido a su permanencia en la Península Ibérica. El laurel, el acebo, el rododendro, como el loro, no presentan limitaciones en la etapa predispersiva. Todos despliegan una gran cantidad de flores que son visitadas por un amplio número de insectos, son capaces de producir semillas por geitonogamia y son endozócoras excepto el rododendro. Además, todas ellas poseen la capacidad de rebrotar por vástagos de cepa, acodo o incluso de raíz. Son, en definitiva, plantas cuyo limitante natural fundamental es la supervivencia de plántulas. Ignoramos si estas características comunes no estaban presentes en el resto de los integrantes

de la flora lauroide del Terciario. Pero, sin duda, suponen una ventaja para resistir no sólo cambios ambientales sino también para tolerar cierta presión humana. Este factor, en el caso del loro, es el que actualmente tiene más peso en su vulnerabilidad y viabilidad.

❖ CONCLUSIONES GENERALES

- ✓ Las loreras son manifestaciones arbóreas o arborescentes freatófitas ricas en leñosas caducifolias y hemicriptófitos de óptimo templado y atlántico exigentes en humedad.
- ✓ Las loreras no son necesariamente una formación relictica o una versión empobrecida de los bosques lauroides del Terciario. Al contrario, las loreras tendrían su propia identidad y serían un ejemplo de los bosques que resultaron de la sustitución de las laurisilvas por los bosques caducifolios.
- ✓ El loro, desde un punto de vista teórico, es una especie vulnerable ya que el grueso de su población ibérica se concentra fundamentalmente en dos áreas geográficas. Además, correr un alto riesgo de extinción en muchos enclaves en los que los núcleos poblacionales constan de muy pocos individuos.
- ✓ Las numerosas perturbaciones antrópicas pueden ser la causa principal tanto de la elevada frecuencia de núcleos poblacionales reducidos como de las estructuras demográficas con bajos índices de regeneración.
- ✓ El loro es una planta autocompatible que no experimenta limitación en la reproducción por los polinizadores.
- ✓ Las aves interaccionan de manera positiva con el loro. Aumentan la probabilidad de germinación de las semillas y de reclutamiento de las plántulas.

❖ Bibliografía

- A**brahamson, W. G. 1999. Episodic reproduction in two fire-prone palms, *Serenoa repens* and *Sabal etonia* (Palmae). *Ecology* 80:100-115.
- Agren, J. 1988. Between-year variation in flowering and fruit-set in frost-prone and frost-sheltered populations of dioecious *Rubus chamaemorus*. *Oecologia* 76:175-183.
- Agren, J. & Zackrisson, O. 1990. Age and size structure of *Pinus sylvestris* populations on mires in Central and Northern Sweden. *Journal of Ecology* 78:1049-1062.
- Aguilo Alonso, M., Aramburu Maqua, M. P., Blanco Andray, A., Calatayud Prieto-Lavin, T., Carrasco González, R. M., Castilla Castellano, G., Castillo Sánchez, V., Ceñal González-Fierro, M., Cifuentes Vega, P., Díaz Martín, M., Díaz Segovia, A., Escribano Bombín, R., Escribano Bombín, M., Frutos Gómez, M., Galiana Galán, F., García Abril, A., Glaria Galcerán, G., González Alonso, S., González García, C., Iglesias del Pozo, E., Martín Ridaura, M., Martínez Falero, E., Milara Vilches, R., Monzón de Cáceres, A., Ortega Hernández-Agero, C., Otero Pastor, I., Pedraza Gilsanz, J., Pinedo Gozález, A., Puig Bager, J., Ramos Fernández, A., Rodríguez Lombardero, I., Sanz Santos, M. A., Tevar Sanz, G., Torrecilla López, I., Yoldi Enriquez, L. & Rhea Consultores, S. A. 1995. *Guía para la elaboración de estudios del medio físico*. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, Madrid.
- Aizpuru, I., Aseginolaza, C., Catalán, P., Uribe-Echevarria, P. M. & Urrutia, P. 1990a. Algunas plantas de interés corológico I. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava* 5:83-90.
- Aizpuru, I., Aseginolaza, C., Uribe-Echeberria, P. M. & Urrutia, P. 1990b. Algunas plantas navarras de interés corológico. *Munibe* 41:117-128.
- Aizpuru, I., Aseginolaza, C., Uribe-Echeberria, P. M., Urrutia, P. & Zorrakin, I. 1999. *Claves ilustradas de la flora del País Vasco y territorios limítrofes*. Servicio de publicaciones del Gobierno Vasco. Departamento de agricultura y Pesca, Vitoria.
- Akcakaya, H. R., Ferson, S., Burgman, M. A., Keith, D. A., Mace, G. M. & Todd, C. R. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14:1001-1013.
- Albert, M. J., Escudero, A. & Iriondo, J. M. 2001. Female reproductive success of narrow endemic *Erodium paularense* in contrasting microhabitats. *Ecology* 82:1734-1747.
- Alcántara, J. M. & Rey, P. J. 2003. Conflicting selection pressures on seed size: evolutionary ecology of fruit size in a bird-dispersed tree, *Olea europaea*. *Journal of Evolutionary Biology* 16:1168-1176.
- Alcántara, J. M., Rey, P. J., Sánchez-Lafuente, A. M. & Valera, F. 2000a. Early effects of rodent post-dispersal seed predation on the outcome of the plant-seed disperser interaction. *Oikos* 88:362-370.
- Alcántara, J. M., Rey, P. J., Valera, F. & Sánchez Lafuente, A. M. 1997. Pérdidas de fruto y movilización de semillas en *Olea europaea* var. *syvestris* Brot. (*Oleaceae*). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 55:101-110.

- Alcántara, J. M., Rey, P. J., Valera, F. & Sánchez Lafuente, A. M.** 2000b. Factors shaping the seedfall pattern of a bird-dispersed plant. *Ecology* 81:1937-1950.
- Allendorf, F. W. & Ryman, N.** 2002. The role of genetics in population viability analysis. Pp 50-85. En: D. R. McCullough (ed.) *Population viability analysis*. The University Chicago Press, Chicago.
- Allorge, P.** 1941. A propos du *Prunus lusitanica* L. de la vallée de la Hayra (Basses-Pyrénées). *Bulletin de la Société Botanique de France* 88:61-69.
- Allué-Andrade, J. L.** 1990. *Atlas fitoclimático de España*, Monografías I.N.I.A. 69, Madrid.
- Amigo, J., Izco, J., Guitán, J. & Romero, M. I.** 1998. Reinterpretación del robledal termófilo galaico-portugués: *Rusco aculeati-Quercetum roboris*. *Lazaroa* 19:85-98.
- Aparicio, J. M., Patino, S., Pérez, T., Uribe-Echevarria, P. M., Urrutia, P. & Valencia, J.** 1994. Notas corológicas sobre la flora del País Vasco y alrededores (VII). *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava* 8:85-99.
- Arévalo, J. R.** 1998. *Organización espacial y temporal de la laurisilva de Anaga-Tenerife, Islas Canarias*. Universidad de la Laguna, La Laguna.
- Arévalo, J. R. & Fernández-Palacios, J. M.** 1998. Treefall gap characteristics and regeneration in the laurel forest of Tenerife. *Journal of Vegetation Science* 9:297-306.
- Arrieta Algarra, M. S.** 2002. *Dinámica de la regeneración de las acebedas (Ilex aquifolium L.) en el centro peninsular*. Memoria de Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Arroyo, J., Carrión, J. S., Hampe, A. & Jordano, P.** 2004. La distribución de las especies a diferentes escalas espacio-temporales. Pp 27-67. En: F. Valladares (ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio ambiente, Madrid.
- Arunachalam, A., Khan, M. L. & Singh, D.** 2003. Germination, growth and biomass accumulation as influenced by seed size in *Mesua ferrea* L. *Turkish Journal of Botany* 27:343-348.
- Aubréville, A.** 1976. Centres tertiaires d'origine, radiations et migrations des flores angiospermiqes tropicales. *Adansonia ser.* 2 16:397-354.
- Augspurger, C. K.** 1984. Light requirements of neotropical tree seedlings: a comparative study of growth and survival. *Journal of Ecology* 72:777-795.
- Austin, M. P.** 1985. Continuum concept, ordination methods, and the niche theory. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16:39-61.
- Ayre, D. J. & Whelan, R. J.** 1989. Factors controlling fruit-set in hermaphroditic plants - studies with the Australian Proteaceae. *Trends in Ecology & Evolution* 4:267-272.
- Balda, A.** 2002. Contribuciones al conocimiento de la flora navarra. *Munibe* 53:157-174.
- Ballesteros, E.** 1981. Dues noves comunitats forestals al massis de Cadiretes (La Selva). *Fol. Bot. Misc.* 2:9-13.
- Bañares, Á., G. Blanca, J. Güemes, Moreno, J. C. & S. Ortiz.** 2004. *Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España*, 2ª edition. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- Bariego, P. & Gastón, A.** 2002. Catálogo florístico de los montes de Ordunte (Burgos, España). *Ecología* 16:97-152.
- Barnea, A., Harborne, J. B. & Pannell, C.** 1993. What parts of fleshy fruits contain secondary compounds toxic to birds and why? *Biochemical Systematics and Ecology* 21:421-429.
- Barnea, A., Yom-Tov, Y. & Friedman, J.** 1990. Differential germination of two closely related species of *Solanum* in response to bird ingestion. *Oikos* 57:222-228.
- Barnea, A., Yom-Tov, Y. & Friedman, J.** 1991. Does ingestion by birds affect seed germination? *Functional Ecology* 5:394-402.
- Barredo, J. J.** 1996. Adiciones al Mapa 732. En: J. Fernández Casas (ed.) *Asientos para un Atlas Corológico de la Flora Occidental*, 24. Fontqueria, 44, Madrid.
- Barrett, S. C. H. & Charlesworth, D.** 1991. Effects of a change in the level of inbreeding on the genetic load. *Nature* 352:522-524.
- Barrón, E., Rivas Carballo, M. R. & Valle, M. F.** 1996. Síntesis bibliográfica de la vegetación y clima de la Península Ibérica durante el Neógeno. *Revista Española de Paleontología*, nº Extraordinario:225-236.
- Bazzaz, F. A. & Ackerly, D. D.** 2000. Reproductive allocation and reproductive effort in plants. Pp 1-26. En: M. Fenner (ed.) *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CABI, Wallingford, UK.
- Beissinger, S. R.** 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. *The Journal of Wildlife Management* 62:821-841.
- Beissinger, S. R. & McCullough, D. R.** 2002. *Population viability analysis*. The University Chicago Press, Chicago.
- Benabid, A.** 1983. Etudes biogeographiques et dynamique des peuplements forestiers du Rif (Maroc). *Annales de la Recherche Forestière au Maroc* 23:53-128.
- Benabid, A.** 1984. Etude phytocologique des peuplements forestiers et preforestiers du Rif centro-occidental (Maroc). *Travaux de l'Institut Scientifique* 34:1-65.
- Bengtsson, B. O.** 2003. Genetic variation in organisms with sexual and asexual reproduction. *Journal of Evolutionary Biology* 16:189-199.
- Benito Garzón, M.** 2002. *Potencialidad y conservación del elemento Paleotropical lauroide en la Península Ibérica. Predicciones mediante redes neuronales artificiales en el entorno de un sistema de información geográfica*. Trabajo de Investigación Tutelado. Memoria de Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Bennett, K. D.** 1991. Quaternary refugia of north european trees. *Journal of Biogeography* 18:103-115.
- Berthold, P.** 2001. *Bird Migration, a general survey*. Oxford University Press, New York.
- Biurrun, I., García-Mijangos, I. & Loidi, J.** 1994. Study of alder forest in the Basque Country and bordering territories by means of multivariate analysis. *Botanica Helvetica* 104:31-54.
- Blate, G. M., Peart, D. R. & Leighton, M.** 1998. Post-dispersal predation in disturbed on isolated seeds: a comparative study of 40 tree species in a Southeast Asian rainforest. *Oikos* 82:522-538.

- Barrón, E. & Peyrot, D.** 2006. La vegetación forestal en el Terciario. Pp 54-76. En: J. S. Carrión, S. Fernández & N. Fuentes (eds.) *Paleoambientes y cambio climático*. Fundación Séneca - Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia.
- Bolòs, O.** 1956. De vegetatione Notulae, II. *Collectanea Botanica* 5:195-268.
- Bolòs, O.** 1985. Le territoire subméditerranéen et le territoire carpetano-atlantique dans la Péninsule Ibérique. *Botanica Helvetica* 95:13-17.
- Bolòs, O., Font, X., Pons, X. & Vigo, J.** 1995. *Atlas corològic de la flora vascular dels Països Catalans*, ORCA 5. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Bolòs, O. & Vigo, J.** 1984-2001. *Flora dels Països Catalans* I-IV. Barcino, Barcelona.
- Boman, J. S. & Casper, B. B.** 1995. Differential postdispersal seed predation in disturbed and intact temperate forests. *The American Midland Naturalist* 134:107-116.
- Borda, N. & Llorente, J. J.** 1996. Mapa 732 *Prunus lusitanica* L. Pp 181-183. En: J. Fernández Casas (ed.) *Asientos para un Atlas Corològic de la Flora Occidental*, 24. Fontqueria 44.
- Bradbury, D.** 1929. A comparative study of the developing and aborting fruits of *Prunus cerasus*. *American Journal of Botany* 16:525-542.
- Braun-Blanquet, J.** 1979. *Fitosociología, bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume Ediciones, Madrid.
- Braun-Blanquet, J., Silva, A. R. P. d. & Rozeira, A.** 1956. Resultats de deux excursions geobotaniques a travers le Portugal septentrional et moyen. *Agronomia lusitanica* 18:167-234.
- Burd, M.** 1994. Bateman principle and plant reproduction: the role of pollen limitation in fruit and seed set. *Botanical Review* 60:83-139.
- Burd, M.** 1998. "Excess" flower production and selective fruit abortion: A model of potential benefits. *Ecology* 79:2123-2132.
- Busch, J. W.** 2005. The evolution of self-compatibility in geographically peripheral populations of *Leavenworthia alabamica* (Brassicaceae). *American Journal of Botany* 92:1503-1512.
- Bustamante, R., Walkowiak, A., Henriquez, C. A. & Serey, I.** 1996. Frugivory and the fate of seeds of *Osyris alba* (Lauraceae) in the Chilean matorral. *Revista chilena de Historia Natural* 69:357-363.
- Bustamante, R. O. & Canals, M.** 1995. Dispersal quality in plants: how to measure efficiency and effectiveness of a seed disperser. *Oikos* 73:133-136.
- Byers, D. L. & Waller, D. M.** 1999. Do plant populations purge their genetic load? Effects of population size and mating history on inbreeding depression. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30:479-513.
- Caballero, A. & Paunero, E.** 1952. Catálogo de plantas recogidas por D. Arturo Caballero en Guadalupe (Cáceres) 1948-1949. *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles* 10:25-73.
- Cain, M. C., Milligan, B. G. & Strand, A. E.** 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany* 87:1217-1227.

- Calleja, J. A.** 2000. *Contribución al estudio geobotánico de Prunus lusitanica L. en la Península Ibérica*. Memoria de Licenciatura. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Calleja, J. A., Albertos, B., Mazimpaka, V. & Lara, F.** 2001. Brioflora epífita de las loreras de la península Ibérica. *Boletín de la Sociedad de Española de Briología* 18/19:15-23.
- Cámara, F.** 1955. Plantas montañosas españolas. *Anales de la Estación Experimental de Aula Dei* 3:267-352.
- Campbell, C. S., Greene, C. W. & Dickinson, T. A.** 1991. Reproductive-Biology in Subfam. Maloideae (Rosaceae). *Systematic Botany* 16:333-349.
- Carr, D. E. & Eubanks, M. D.** 2002. Inbreeding alters resistance to insect herbivory and host plant quality in *Mimulus guttatus* (Scrophulariaceae). *Evolution* 56:22-30.
- Casper, B. B. & Niesenbaum, R. A.** 1993. Pollen versus resource limitation of seed production - a reconsideration. *Current Science* 65:210-214.
- Castillo, A.** 2000. Sobre las surgencias del dominio glaciario relicto de Sierra Nevada (Dilar; Granada). *Geotemas* 1:59-62.
- Castroviejo, S.** 2002. Riqueza florística de la península Ibérica e islas Baleares. El proyecto "Flora ibérica". Pp 167-174. En: A. M. Montalvo (ed.) *La diversidad biológica en España*. Prentice Hall, Madrid.
- Castroviejo, S., Aedo, C., Benedí, C., Laínz, M., Muñoz Garmendia, F., Nieto Feliner, G. & Paiva, J.** 1997a. *Flora Iberica* VIII. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Castroviejo, S., Aedo, C., Cirujano, S., Laínz, M., Montserrat, P., Morales, R., Muñoz Garmendia, F., Navarro, C., Paiva, J. & Soriano, C.** 1993a. *Flora Iberica* III. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Castroviejo, S., Aedo, C., Gómez Campo, C., Laínz, M., Monserrat, J. M., Morales, R., Muñoz Garmendia, F., Nieto Feliner, G., Rico, E., Talavera, S. & Villar, L.** 1993b. *Flora Iberica* IV. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Castroviejo, S., Aedo, C., Laínz, M., Morales, R., Muñoz Garmendia, F., Nieto Feliner, G. & Paiva, J.** 1997b. *Flora Iberica* V. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Castroviejo, S., Laínz, M., López González, G., Montserrat, P., Muñoz Garmendia, F., Paiva, J. & Villar, L.** 1986. *Flora Iberica* I. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Castroviejo, S., Laínz, M., López González, G., Montserrat, P., Muñoz Garmendia, F., Paiva, J. & Villar, L.** 1990. *Flora Iberica* II. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Caswell, H.** 1982. Stable population structure and reproductive value for populations with complex life cycles. *Ecology* 63:1223-1231.
- Caswell, H.** 2001. *Matrix population models*. Sinauer, Sunderland.
- Catalán, P. & Aizpuru, I.** 1986. Datos florísticos de las cuencas de los ríos Bidasoa y Urumea. *Munibe* 38:163-168.
- Charco García, J.** 2002. Una introducción al estudio de la velocidad de regeneración natural del bosque mediterráneo y de los factores antropozoógenos que la condicionan. Pp 115-152. En: J. Charco García (ed.) *La regeneración natural del bosque mediterráneo en la península Ibérica*. ARBA & Ministerio de Medio Ambiente, Ciudad Real.

- Cheddadi, R., Vendramin, G. G., Litt, T., Francois, L., Kageyama, M., Lorentz, S., Laurent, J. M., de Beaulieu, J. L., Sadori, L., Jost, A. & Lunt, D.** 2006. Imprints of glacial refugia in the modern genetic diversity of *Pinus sylvestris*. *Global Ecology and Biogeography* 15:271-282.
- Ciferri, R.** 1962. La laurisilva canaria: una paleoflora viviente. *Ricerca Scient* 32:111-134.
- Cipollini, M. I., Bohs, L. A., Mink, K., Paulk, E. & Böhning-Gaese, K.** 2002. Secondary metabolites of ripe fleshy fruits: ecology and phylogeny in the genus *Solanum*. Pp 111-128. En: M. Galetti (ed.) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI, Publishing, New York.
- Cipollini, M. I. & Levey, D. J.** 1997a. Secondary metabolites of fleshy vertebrate-dispersed fruits: adaptative hypotheses and implications for seed dispersal. *The American Naturalist* 150:346-372.
- Cipollini, M. I. & Levey, D. J.** 1997b. Why are some fruits toxic? Glycoalkaloids in *Solanum* and fruit choice by vertebrates. *Ecology* 78:782-798.
- Clarke, G. M. & Young, A.** 2000. Introduction: genetics, demography and the conservation of fragmented populations. Pp 1-6. En: G. M. Clarke (ed.) *Genetics, Demography and viability of fragmented populations*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Clergeau, P.** 1992. The effects of birds on seed germination of fleshy-fruited plants in temperate farmland. *Acta Oecologica* 13:679-686.
- Costa, J. C., Capelo, J., Honrado, Aguiar, C. & Lousa, M.** 2002. *Viburno tini-Quercetum roboris*. *Itinera Geobotanica* 15 (1):225-227.
- Costa, J. C., Carmo Lopes, M., Capelo, J. & Lousa, M.** 2000. Sintaxonomía das comunidades de *Prunus lusitanica* L. subsp. *lusitanica* no occidente da Península. *Silva Lusitânica* 8:253-263.
- Costa Tenorio, M., García Antón, M., Morla Juaristi, C. & Sainz Ollero, H.** 1990. La evolución de los bosques de la Península Ibérica: una interpretación basada en datos paleobiogeográficos. *Ecología* 1:31-58.
- Costa Tenorio, M., Morla Juaristi, C. & Sainz Ollero, H.** 1988. Consideraciones acerca de la evolución del paisaje vegetal de la Península Ibérica en el Cuaternario reciente. Pp 427-438. En: *Actes del Simposi Internacional de Botanica Pius Font i Quer, 2*. Fanerogamia.
- Costa Tenorio, M., Morla Juaristi, C. & Sainz Ollero, H. (Eds.)**. 1997. *Los bosques ibéricos*. Planeta, Barcelona.
- Cresswell, J. E.** 1997. Spatial heterogeneity, pollinator behaviour and pollinator-mediated gene flow: Bumblebee movements in variously aggregated rows of oil-seed rape. *Oikos* 78:546-556.
- Crossland, D. R. & Vander Kloet, S. P.** 1996. Berry consumption by the American Robin, *Turdus migratorius*, and the subsequent effect on seed germination, plant vigour, and dispersal of the lowbush blueberry, *Vaccinium angustifolium*. *Canadian Field-Naturalist* 110:303-309.
- Dansereau, P.** 1968. Macaronesian studies, II: Structure and functions of the Laurel Forest in the Canaries. *Collectanea Botanica* 7:225-280.

- Dantas Barreto, R. R.** 1958. Os carvalhais da Serra da Peneda. *Agronomia lusitanica* 20:83-152.
- Daws, M., Gaméné, C. S., Glidewell, S. M. & Pritchard, H. W.** 2004. Seed mass variation potentially masks a single critical water content in recalcitrant seeds. *Seed Science Research* 14:185-196.
- De Jong, T. J., Waser, N. M. & Klinkhamer, P. G. L.** 1993. Geitonogamy, the neglected side of selfing. *Trends in Ecology & Evolution* 8:321-325.
- Decreto33/1998.** 5 de mayo 1995. Creación del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha. D.O.C.M. n.º 22, 15 de mayo 1998.
- Decreto37/2001.** 6 de marzo 2001. Regulación del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. D.O.E. n.º 30, 13 de marzo 2001.
- Decreto59/1998.** 9 de octubre 1998. Creación y regulación del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora y Fauna Silvestre de La Rioja. B.O.R. n.º 123, 13 de octubre 1998.
- Decreto76/2004.** 18 de mayo de 2004. Declaración de 18 nuevos árboles singulares de Extremadura. D.O.E. n.º 59, 25 de mayo 2004.
- Decreto328/1992.** 14 de diciembre de 1992. Aprobación del plan de espacios de interés natural. D.O.G.C. n.º 1714, 1 de marzo de 1993.
- Decreto Foral 94/1997.** 7 de abril 1997. Creación del Catálogo de la Flora Amenazada de Navarra. *in* B.O.N. n.º 47, 18 de abril 1997.
- Deil, U.** 1984. Zur vegetation in zentralen Rif (Nordmarokko). Pp 1-179. En: J. Crammer (ed.) *Dissertatione Botanicae*, Vaduz.
- Derek, J. & Black, M.** 1994. *Seeds, physiology of development and germination*. Plenum Press, New York.
- Deutschman, D. H., Levin, S. A. & Pacala, S. W.** 1999. Error propagation in a forest sucesion model: the role of fine-scale heterogeneity in light. *Ecology* 80:1927-1943.
- Devesa, J. A.** 1995. *Vegetación y Flora de Extremadura*. Universitas Editorial, Badajoz.
- Dickinson, T. A. & Campbell, C. S.** 1991. Population structure and reproductive ecology in the Maloideae (Rosaceae). *Systematic Botany* 16:350-362.
- Diggle, P. K.** 1995. Architectural Effects and the Interpretation of Patterns of Fruit and Seed Development. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26:531-552.
- Domínguez Lozano, F.** 2000. *Herramientas para la conservación de la flora ibérica*. Memoria de Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Donoso, C.** 1995. *Bosques templados de Chile y Argentina*. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Ehrlén, J.** 1991. Why do plants produce surplus flowers? a reserve-ovary model. *The American Naturalist* 138:918-933.
- Emms, S. K.** 1996. Temporal patterns of seed set and decelerating fitness returns on female allocation in *Zigadenus paniculatus* (Liliaceae), an andromonoecious lily. *American Journal of Botany* 83:304-315.

- Eriksson, O.** 1997. Clonal life histories and the evolution of seed recruitment. Pp 211-226. En: J. van Groenendael (ed.) *The ecology and evolution of clonal plants*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Escudero, A., Gavilán, R. & Rubio, A.** 1994. Una breve revisión de técnicas de análisis multivariantes aplicables en fitosociología. *Botanica Complutensis* 19:9-38.
- Fenner, M.** 1985. *Seed Ecology*. Chapman & Hall, London.
- Fenster, C. B.** 1991. Gene Flow in *Chamaecrista fasciculata* (Leguminosae) .1. Gene Dispersal. *Evolution* 45:398-409.
- Fernández Aldana, R.** 1993. Nuevas citas de *Prunus lusitanica*. *Quercus* 87:44.
- Figueroa, J. A. & Castro, S. A.** 2002. Effects of bird ingestion of four woody species of the temperate rainforest of Chiloé island, Chile. *Plant Ecology* 160:17-23.
- Font Tullot, L.** 1983. *Atlas climático de España*. Instituto nacional de Meteorología, Madrid.
- Franco, J. A.** 1964. O azereiro e as ginjeiras bravas. *Boletim da Sociedade Portuguesa de Ciências Naturais* 10:66-90.
- Frankham, R.** 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126:131-140.
- Fryxell, P. A.** 1957. Mode of reproduction of higher plants. *Botanical Review* 23:135-233.
- Fuentes, M.** 1992. Latitudinal and elevational variation in fruiting phenology among European bird-dispersed plants. *Ecography* 15:177-183.
- Fuentes, M.** 1994. Diets of fruit-eating birds: What are the causes of interspecific differences? *Oecologia* 97:134-142.
- Fuentes, M., Guitián, J., Guitián, P., Bermejo, T., Larrinaga, A., Amézquita, P. & Bongiorno, S.** 2001. Small-scale spatial variation in the interactions between *Prunus mahaleb* and fruit-eating birds. *Plant Ecology* 157:69-75.
- Fukui, A.** 1996. Retention time of seeds in bird guts: cost and benefits of fruiting plants and frugivorous birds. *Plant Species Biology* 11:141-147.
- Gandullo, J. M.** 1990. Edafología, ecología y reforestación. *Ecología* Fuera de serie N° 1:129-138.
- García Antón, M., Maldonado Ruiz, J., Morla Juaristi, C. & Sainz Ollero, H.** 2002. Fitogeografía histórica de la península Ibérica. Pp 45-64. En: J. Montalvo (ed.) *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall, Madrid.
- García, B.** 2002. Interés de los estudios demográficos en la conservación. Catalogación de especies amenazadas. Pp 15-26. En: A. Bañares Baudet (ed.) *Biología de la conservación de plantas amenazadas*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.
- García, C., Arroyo, J. M., Godoy, J. A. & Jordano, P.** 2005a. Mating patterns, pollen dispersal, and the ecological maternal neighbourhood in a *Prunus mahaleb* L. population. *Molecular Ecology* 14:1821-1830.
- García, C., Bascones, J. C. & Medrano, L. M.** 1985. Flora vascular de la Sierra del Mendeur. *Publ. Biol. Univ. Navarra* 4:3-57.

- García, D., Obeso, J. R. & Martínez, I.** 2005b. Spatial concordance between seed rain and seedling establishment in bird-dispersed trees: does scale matter? *Journal of Ecology* 93:693-704.
- García, D. & Zamora, R.** 2003. Persistence, multiple demographic strategies and conservation in long-lived Mediterranean plants. *Journal of Vegetation Science* 14:921-926.
- García, D., Zamora Rodríguez, R., Gómez, J. M. & Hódar, J. A.** 2001. Frugivory at *Juniperus communis* depends more on population characteristics than on individual attributes. *Journal of Ecology*:639-647.
- García Rayego, J. L. & Muñoz Jiménez, J.** 2000. Los caracteres y el ámbito de la morfogénesis fría cuaternaria en las montañas silíceas del interior de la meseta sur y de Sierra Morena oriental: aproximación a partir de las formaciones de ladera. Pp 265-280. En: M. V. Lozano Tena (ed.) *Procesos y formas periglaciares en la montaña mediterránea*. Instituto de Estudios Turolenses, Teruel.
- Gatsuk, L. E., Smirnova, O. V., Vorontzova, L. I., Zaugolnova, L. B. & Zhukova, L. A.** 1980. Age states of plants of various growth forms: a review. *Journal of Ecology* 68:675-696.
- Gomez-Aparicio, L., Zamora, R. & Gomez, J. M.** 2005. The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 121:195-206.
- González Vázquez, J. G.** 1996. Nuevas observaciones forestales en Sierra de Gata (Cáceres, Spain). *Studia Botanica* 15:181-183.
- Greuter, W., Burdet, H. M. & Long, G.** 1981-1989. *Med-Checklist* I-IV. Conservatoire et Jardins Botaniques de la Ville de Genève. Botanischer Garden & Botanisches Museum Berlin-Dahlem., Ginebra.
- Guitán, J., Guitián, P. & Sánchez, J. M.** 1993. Reproductive biology of two *Prunus* species in the northwest of the Iberian Peninsula. *Plant Systematics and Evolution* 185:153-165.
- Guitián, J.** 1987. *Hedera helix* y los pájaros dispersantes de sus semillas: tiempo de eficiencia en la planta y eficiencia de movilización. *Ardeola* 34:25-35.
- Guitián, J.** 1993. Why *Prunus mahaleb* (Rosaceae) produce more flowers than fruits. *American Journal of Botany* 80:1305-1309.
- Guitián, J.** 1994. Selective fruit abortion in *Prunus mahaleb* (Rosaceae). *American Journal of Botany* 81:1555-1558.
- Guitián, J., Fuentes, M., Bermejo, T. & López, B.** 1992a. Spatial variation in the interactions between *Prunus mahaleb* and frugivorous birds. *Oikos* 63:125-130.
- Guitián, J., Sánchez, J. M. & Guitián, P.** 1992b. Niveles de fructificación en *Crataegus monogina* Jacq. *Prunus mahaleb* L. y *Prunus spinosa* L. (Rosaceae). *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 50:239-245.
- Gutiérrez Perarnau, C. & Sáez Goñalons, L.** 1994. Inventari de *Prunus lusitanica* L. subsp. *lusitanica* al Montseny i Les Guilleries. Inédito. Generalitat de Catalunya, Barcelona.

- Hampe, A.** 2003. Frugivory in European laurel: how extinct seed dispersers have been substituted. *Bird Study* 50:280-284.
- Hampe, A.** 2004. Extensive hydrochory uncouples spatiotemporal patterns of seedfall and seedling recruitment in a 'bird-dispersed' riparian tree. *Journal of Ecology* 92:797-807.
- Hampe, A.** 2005. Fecundity limits in *Frangula alnus* (Rhamnaceae) relict populations at the species' southern range margin. *Oecologia* 143:377-386.
- Hampe, A. & Bairlein, F.** 2000. Modified dispersal-related traits in disjunct populations of bird-dispersed *Frangula alnus* (Rhamnaceae): a result of its Quaternary distribution shifts? *Ecography* 23:603-613.
- Handel, S. N.** 1983. Pollination ecology, plant population and gene flow. Pp 163-211. En: L. Real (ed.) *Pollination Biology*. Academic Press, New York.
- Harcombe, P. A.** 1987. Tree life tables. *BioScience* 37:557-568.
- Harder, L. D. & Barrett, S. C. H.** 1995. Mating cost of large floral displays in Hermaphrodite Plants. *Nature* 373:512-515.
- Harper, J. L.** 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- Harper, J. L. & Wallace, H. L.** 1987. Control of fecundity through abortion in *Epilobium montanum* L. *Oecologia* 74:31-38.
- Hartmann, H. T. & Kester, D. E.** 1975. *Plant propagation. Principles and Practices*. Prentice-Hall, New Jersey.
- Hasegawa, S., Koba, K., Tayasu, I., Takeda, H. & Haga, H.** 2003. Carbon autonomy of reproductive shoots of Siberian alder (*Alnus hirsuta* var. *sibirica*). *Journal of Plant Research* 116:183-188.
- Hasegawa, S. & Takeda, H.** 2001. Functional specialization of current shoots as a reproductive strategy in Japanese alder (*Alnus hirsuta* var. *sibirica*). *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 79:38-48.
- Henriksson, J. & Ruohomaki, K.** 2000. Assessing costs of reproduction in mountain birch: the importance of considering the modular level. *Annals of Botany* 86:503-510.
- Hensen, I. & Oberprieler, C.** 2005. Effects of population size on genetic diversity and seed production in the rare *Dictamnus albus* (Rutaceae) in central Germany. *Conservation Genetics* 6:63-73.
- Herrera, C. M.** 1981. Are tropical fruits more rewarding to dispersers than temperate ones? *The American Naturalist* 118:132-144.
- Herrera, C. M.** 1982. Defence of ripe fruits from pests: its significance in relation to plant-disperser interactions. *The American Naturalist* 120:218-241.
- Herrera, C. M.** 1984a. A study of avian frugivores, bird-dispersed plants and their interaction in Mediterranean shrublands. *Ecological Monographs* 54:1-23.
- Herrera, C. M.** 1984b. Tipos morfológicos y funcionales en plantas del matorral mediterráneo del sur de España. *Studia Oecologica* 5:7-34.
- Herrera, C. M.** 1984a. A study of avian frugivores, bird-dispersed plants and their interaction in Mediterranean shrublands. *Ecological Monographs* 54:1-23.

- Herrera, C. M.** 1984b. Adaptation to frugivory of Mediterranean avian seed dispersers. *Ecology* 65:609-617.
- Herrera, C. M.** 1987. Components of pollinator "quality": comparative analysis of a diverse insect assemblage". *Oikos* 50:79-90.
- Herrera, C. M.** 1988. The fruiting ecology of *Osyris quadripartita*: individual variation and evolutionary potential. *Ecology* 69:233-249.
- Herrera, C. M.** 1995. Plant-vertebrate seed dispersal system in the Mediterranean: Ecological, Evolutionary, and Historical Determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26:705-727.
- Herrera, C. M.** 1998. Long-term dynamics of Mediterranean frugivorous birds and fleshy fruits: a 12-year study. *Ecological Monographs* 68:511-538.
- Herrera, C. M.** 2000. Dispersión de semillas por animales en el Mediterráneo: ecología y evolución. Pp 125-152. En: F. Pugnaire de Iraola (ed.) *Ecosistemas Mediterráneos*. Castillo y Edisart, S.L.
- Herrera, C. M. & Jordano, P.** 1981. *Prunus mahaleb* and birds: high efficiency seed dispersal system of a temperate fruiting tree. *Ecological Monographs* 51:271-273.
- Herrera, C. M., Jordano, P., Guitián, J. & Traveset, A.** 1998. Annual variability in seed production by woody plants and the masting concept: Reassessment of principles and relationship to pollination and seed dispersal. *The American Naturalist* 152:576-594.
- Herrera, C. M., Jordano, P., López-Soria, L. & Amat, J. A.** 1994. Recruitment of a mast-fruited, bird-dispersed tree: bridging frugivory activity and seedling establishment. *Ecological Monographs* 64:315-344.
- Hett, J. M.** 1971. A dynamic analysis of age in sugar maple seedlings. *Ecology* 52:1071-1074.
- Hett, J. M. & Loucks, O. L.** 1976. Age structure models of balsam fir and eastern hemlock. *Journal of Ecology* 64:1029-1044.
- Hewitt, G. M.** 1999. Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological Journal of the Linnean Society* 68:87-112.
- Holsinger, K. E.** 2000a. Demography and extinction in small population. Pp 55-74. En: G. M. Clarke (ed.) *Genetic, Demography and Viability of Fragmented Population*. Cambridge University Press, New York.
- Holsinger, K. E.** 2000b. Reproductive systems and evolution in vascular plants. Pp 7037-7042. En: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 97.
- Hoppes, W. G.** 1988. Seedfall pattern of several species of bird-dispersed plants in an Illinois woodland. *Ecology* 69:320-329.
- Horvitz, C. C., Pizo, M. A., Bello y Bello, B., LeCorff, J. & Dirzo, R.** 2002. Are plants species that need gaps for recruitment more attractive to seed-dispersing birds and ants than other species? Pp 145-159. En: M. Galetti (ed.) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI publishing, New York.
- Houle, G. & Delwaide, A.** 1991. Population structure and growth-stress relationship of *Pinus taeda* in rock outcrop habitats. *Journal of Vegetation Science* 2:47-58.

- Howe, H. F.** 1977. Bird activity and seed dispersal of a tropical west forest tree. *Ecology* 58:539-550.
- Howe, H. F.** 1993. Specialized and generalized dispersal system: where does the paradigm stand? *Vegetatio* 107/108:3-13.
- Howe, H. F. & Richter, W.** 1982. Effects of seed size on seedling size in *Virola surinamensis*: a within and between tree analysis. *Oecologia* 53:347-351.
- Howe, H. F. & Smallwood, J.** 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:201-228.
- Hueneke, L. F.** 2002. Ecological implications of genetic in plant populations. En: D. R. McCullough (ed.) *Population viability analysis*. The University Chicago Press, Chicago.
- IGME.** 1973. Mapa geológico de España, escala 1:50.000. Hoja 62, Durango. Instituto Geológico y Minero de España.
- IGME.** 1975. Mapa geológico de España, escala 1:50.000. Hoja 90, Sumbilla. Instituto Geológico y Minero de España.
- IGME.** 1978. Mapa geológico de España, escala 1:50.000. Hoja 85, Villasana de Mena. Instituto Geológico y Minero de España.
- IGME.** 1985. Mapa geológico de España, escala 1:50.000. Hoja 681 (14-27), Castañar de Ibor. Instituto Geológico y Minero de España.
- Izhaki, I.** 2002a. Emodin - a secondary metabolite with multiple ecological functions in higher plants. *New Phytologist* 155:205-217.
- Izhaki, I.** 2002b. The role of fruit traits in determining fruit removal in east Mediterranean ecosystems. Pp 161-175. En: M. Galetti (ed.) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI publishing, New York.
- Izhaki, I. & Safriel, U. N.** 1990. The effect of some Mediterranean shrubland frugivores upon germination patterns. *Journal of Ecology* 78:56-65.
- Jacquemart, A. L.** 1997. Pollen limitation in three sympatric species of *Vaccinium* (Ericaceae) in the Upper Ardennes, Belgium. *Plant Systematics and Evolution* 207:159-172.
- Jain, S. K.** 1976. Evolution of inbreeding in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 7:469-495.
- Janzen, D. H.** 1971. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2:465-492.
- Jelinski, D. E.** 1993. Associations between environmental heterogeneity, heterozygosity, and growth-rates of *Populus tremuloides* in a Cordilleran Landscape. *Arctic and Alpine Research* 25:183-188.
- Jongman, R. H. G., van Tongeren, O. F. R. & Ter Braak, C. S. J.** 1987. *Data analysis in community landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Jónsdóttir, I. S. & Watson, M. A.** 1997. Extensive physiological integration: an adaptative trait in resource-poor environments? Pp 109-136. En: J. van Groenendael (ed.) *The ecology and evolution of clonal plants*. Backhuys, Leiden.
- Jordano, P.** 1987. Avian fruit removal: effects of fruits variation, crop size, and insect damage. *Ecology* 68:1711-1723.
- Jordano, P.** 1988. Diet, fruit choice and variation in body condition of frugivorous warblers in Mediterranean scrubland. *Ardea* 76:193-209.
- Jordano, P.** 1989. Pre-dispersal biology of *Pistacia lentiscus* (Anacardiaceae): cumulative effects on seed removal by birds. *Oikos* 55:375-386.
- Jordano, P.** 1993. Pollination biology of *Prunus mahaleb* L.: deferred consequences of gender variation for fecundity and seed size. *Biological Journal of the Linnean Society* 50:65-84.
- Jordano, P.** 1994. Spatial and temporal variation in the avian-frugivore assemblage of *Prunus mahaleb*: patterns and consequences. *Oikos* 71:479-491.
- Jordano, P.** 1995. Frugivore-mediated selection on fruit and seed size: bird and St. Lucie's cherry, *Prunus mahaleb*. *Ecology* 76:2627-2639.
- Jordano, P.** 2000a. Conectando la ecología de la reproducción con el reclutamiento poblacional de plantas leñosas mediterráneas. Pp 183-212. En: F. Pugnaire de Iraola (ed.) *Ecosistemas Mediterráneos*. Castillo y Edisart, S.L.
- Jordano, P.** 2000b. Fruits and Frugivory. Pp 125-166. En: M. Fenner (ed.) *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CABI, Wallingford, UK.
- Jordano, P. & Godoy, J. A.** 2002. Frugivore-generated seed shadows: a landscape view of demographic and genetic effects. Pp 325-322. En: M. Galetti (ed.) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI publishing, New York.
- Jordano, P. & Herrera, C. M.** 1995. Shuffling the offspring: Uncoupling and spatial discordance of multiple satges in vertebrate seed dispersal. *Ecoscience* 2:230-237.
- Jordano, P., Pulido, F. J., Arroyo, J., García-Castaño, J. L. & García-Fayos, P.** 2004. Procesos de limitación demográfica. Pp 229-248. En: F. Valladares (ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Jordano, P., Pulido, F. J., Arroyo, J., García-Castaño, J. L. & García-Fayos, P.** 2005. Procesos de limitación demográfica. Pp 229-248. En: F. Valladares (ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Jordano, P. & Schupp, E. W.** 2000. Determinants of seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological Monographs* 70:591-615.
- Kalkman, C.** 1965. The old world species of *Prunus* subg. *laurocerasus* including those formerly referred to *Pygeum*. *Blumea* Vol. 13:1-174.
- Kato, E. & Hiura, T.** 1999. Fruit set in *Styrax obassia* (Styracaceae): The effect of light availability, display size, and local floral density. *American Journal of Botany* 86:495-501.

- Keith, D. A.** 1998. An evaluation and modification of World Conservation Union Red List criteria for classification of extinction risk in vascular plants. *Conservation Biology* 12:1076-1090.
- Kelly, D.** 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. *Trends in Ecology and Evolution* 9:465-470.
- Kelly, D. & Sork, V. L.** 2002. Mast seeding in perennial plants: Why, how, where? *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:427-447.
- Kelly, J. K. & Arathi, H. S.** 2003. Inbreeding and the genetic variance in floral traits of *Mimulus guttatus*. *Heredity* 90:77-83.
- Kent, M. & Coker, P.** 1992. *Vegetation description and analysis*. Belhaven Press, London.
- Kery, M., Matthies, D. & Spillmann, H. H.** 2000. Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants *Primula veris* and *Gentiana lutea*. *Journal of Ecology* 88:17-30.
- Kirkpatrick, M.** 1984. Demographic models based on size, not age, for organism with indeterminate growth. *Ecology* 65:1874-1884.
- Klekowski, E. J.** 1997. Somatic mutation theory of clonality. Pp 227-241. En: J. van Groenendael (ed.) *The ecology and evolution of clonal plants*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Klinkhamer, P. G. L. & Dejong, T. J.** 1993. Phenotypic gender in plants. Effects of plant Size and Environment on Allocation to Seeds and Flowers in *Cynoglossum officinale*. *Oikos* 67:81-86.
- Kobe, R.** 1999. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. *Ecology* 80:187-201.
- Koenig, W. D. & Knops, J. M. H.** 1998. Scale of mast-seeding and tree-ring growth. *Nature* 396:225-226.
- Koenig, W. D. & Knops, J. M. H.** 2005. The mystery of masting in trees. *American Scientist* 93:340-347.
- Kollmann, J., Coomes, D. A. & White, S. M.** 1998. Consistences in post-dispersal seed predation of temperate fleshy-fruited species among seasons, years and sites. *Functional Ecology* 12:683-690.
- Koskela, T., Puustinen, S., Salonen, V. & Mutikainen, P.** 2002. Resistance and tolerance in a host plant-holoparasitic plant interaction: Genetic variation and costs. *Evolution* 56:899-908.
- Kozlowski, J. & Stearns, S.** 1989. Hypotheses for the production of excess zygotes: models of bet-hedging and selective abortion. *Evolution* 43:1369-1377.
- Kyereh, B., Swaine, M. D. & Thompson, J.** 1999. Effect of light on the germination of forest trees in Ghana. *Journal of Ecology* 87:772-783.
- Labajos, L. & Blanco, E.** 1992. Los últimos loros de la flora ibérica. *Quercus* 82:10-15.
- Labajos, L. & Blanco, E.** 1993. Nuevas citas de *Prunus lusitanica*. *Quercus* Abril 1993.

- Lacoizqueta, J. M.** 1884. Catálogo de las plantas que espontáneamente crecen en el valle de Vertizarana. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 13:131-225.
- Ladero, M.** 1970. *Contribución al estudio de la flora y vegetación de las comarcas de La Jara, Serranías de Ibor y Las Villuercas en la Oretana Central*. Memoria de Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Ladero, M.** 1976. *Prunus lusitanica* L. (Rosaceae) en la Península Ibérica. *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles* 33:207-218.
- Ladero, M.** 1987. La España lusoextremadureña. En: S. Rivas-Martínez (ed.) *La Vegetación de España*. Universidad Alcalá de Henares, Alcalá de Henares.
- Ladero, M., Gutiérrez, C. J. V., Chiscano, J. L. P., Bobillo, M. T. S., Morales, A. A. & Iglesia, F. J. G.** 1994. Memoria de los mapas de vegetación potencial del macizo oriental de las Villuercas (Cáceres, España). Escalas 1:50.000 y 1: 100.000. *Anais do Instituto Superior de Agronomia* 44:755-782.
- Lande, R. & Orzack, S. H.** 1988. Extinction dynamics of age-structured populations in a fluctuating environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 85:7418-7421.
- Lara, F., Garilleti, R. & Calleja, J. A.** 2004. *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. CEDEX, Madrid.
- Lázaro, A. & Traveset, A.** 2005. Spatio-temporal variation in the pollination mode of *Buxus balearica* (Buxaceae), an ambophilous and selfing species: mainland-island comparison. *Ecography* 28:640-652.
- Leimu, R. & Syrjanen, K.** 2002. Effects of population size, seed predation and plant size on male and female reproductive success in *Vincetoxicum hirundinaria* (Asclepiadaceae). *Oikos* 98:229-238.
- Leitao Serra, M. G. & Serpa Carvalho, M. L.** 1989. *A flora e a vegetação do Parque Nacional da Peneda-Gerês*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Levey, D. J.** 1987. Seed size and fruit-handling techniques of avian frugivores. *The American Naturalist* 129:471-485.
- Levin, D. A.** 2000. *The origin, expansion, and demise of plant species*. Oxford University Press, New York.
- Liebhold, A., Sork, V., Peltonen, M., Koenig, W., Bjornstad, O. N., Westfall, R., Elkinton, J. & Knops, J. M. H.** 2004. Within-population spatial synchrony in mast seeding of North American oaks. *Oikos* 104:156-164.
- Livingston, R. B.** 1972. Influence of birds, stones and soil on establishment of pasture Juniper, *Juniperus communis*, and Red Cedar, *Juniperus virginiana* in New England Pastures. *Ecology* 53:1141-1147.
- Lizaur, X. & Teres, J. L.** 1995. Tres novedades para la flora guipuzcuana y otra citas de interés. *Munibe* 47:69-70.
- Loiselle, B. A. & Blake, J. G.** 2002. Potential consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a tropical wet forest. Pp 397-406. En: M. Galetti (ed.) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI Publishing, New York.

- López i Cortijo, J.** 1987. Una nova localitat de *Prunus lusitanica* L. al Montseny. *Butlletí de l'Institut Català d'Historia Natural* 54:91.
- López i Cortijo, J.** 1991. Llorer-cirer silvestre (*Prunus lusitanica*): noves localitats d'una espècie raríssima al Montseny. *Sitja del Llop* 1:12.
- López-Sáez, J. A.** 1995a. La conservación de los sotos ribereños del valle del Tiétar (Avila) y la introducción de especies exóticas. En: COMADEN (ed.) *II Encuentro Propagación de especies autóctonas y restauración de la vegetación natural*. A.R.B.A y COMADEN. Madrid.
- López-Sáez, J. A.** 1995b. Las comunidades de *Prunus lusitanica* L. del valle del Tiétar (Sierra de Gredos, Avila). *Anales de Biología* 20:111-113.
- Lowe, J. J., Ammann, B., Birks, H. H., Bjorck, S., Coope, G. R., Cwynar, L., Debeaulieu, J. L., Mott, R. J., Peteet, D. M. & Walker, M. J. C.** 1994. Climatic changes in areas adjacent to the north-atlantic during the last glacial-interglacial transition (14-9 Ka Bp). A contribution to Igcp-253. *Journal of Quaternary Science* 9:185-198.
- Luceño, M. & Vargas, P.** 1991. *Guía Botánica del Sistema Central*. Pirámide, Madrid.
- Luijten, S. H., Dierick, A., Oostermeijer, J. G. B., Raijmann, L. E. L. & Den Nijs, H. C. M.** 2000. Population size, genetic variation, and reproductive success in a rapidly declining, self-incompatible perennial (*Arnica montana*) in The Netherlands. *Conservation Biology* 14:1776-1787.
- Mai, D. H.** 1989. Development and regional differentiation of the European vegetation during the Tertiary. *Plant Systematics and Evolution* 162:79-91.
- Malmberg, P. K. & Willson, M. F.** 1988. Foraging ecology of avian frugivores and some consequences for seed dispersal in an Illinois woodlot. *Condor* 90:173-186.
- Martí, R. & del Moral, J. C.** 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Martínez García, F.** 1999. *Los bosques de Pinus sylvestris L. del Sistema Central español. Distribución, historia, composición florística y tipología*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- May, D. H.** 1984. Karpologische Untersuchungen. *Feddes Repert* 95:305-315.
- McConkey, K. R. & Drake, D. R.** 2002. Extinct pigeons and declining bat populations: are large seeds still being dispersed in the tropical pacific? Pp 381-395. En: M. Galetti (ed.) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI, New York.
- McIntosh, M. E.** 2002. Plant size, breeding system, and limits to reproductive success in two sister species of *Ferocactus* (Cactaceae). *Plant Ecology* 162:273-288.
- McLaren, G. F., Fraser, J. A. & Grant, J. E.** 1996. Some factors influencing fruit set in 'Sundrop' apricot. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science* 24:55-63.
- McLellan, A. J., Prati, D., Kaltz, O. & Schmid, B.** 1997. Structure and analysis of phenotypic and genetic variation in clonal plants. Pp 185-210. En: J. van Groenendael (ed.) *The ecology and evolution of clonal plants*. Backhuys, Leiden.

- Mehrhoff, L. A.** 1989. The dynamics of declining populations of an endangered orchid, *Isotria medeoloides*. *Ecology* 70:783-786.
- Mejías, J. A., Arroyo, J. & Andrés, J.** 2004. Refugios del ojaranzo en las sierras del sur de Cádiz. *Quercus* 215:46-54.
- Mejías, J. A., Arroyo, J. & Ojeda, F.** 2002. Reproductive ecology of *Rhododendron ponticum* (Ericaceae) in relict Mediterranean populations. *Botanical Journal of the Linnean Society* 140:297-311.
- Menges, E.** 1991. The application of minimum viable population theory to plants. Pp 48-61. En: K. E. Holsinger (ed.) *Genetic and conservation of rare plants*. Oxford University Press, New York.
- Menges, E.** 1997. Evaluating extinction risks in plant populations. Pp 49-65. En: P. M. Kareiva (ed.) *Conservation biology for the coming decade*. Chapman & Hall, New York.
- Menges, E. S. & Gordon, D. R.** 1996. Three levels of monitoring for rare plants species. *Natural Areas Journal* 16:227-237.
- Meyer, G. A. & Witmer, M. C.** 1998. Influence of seed processing by frugivorous bird on germination success of three north american shrubs. *The American Midland Naturalist* 140:129-139.
- Ministerio de Medio Ambiente.** 1999. *Estrategia española para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente.** 2003. *Atlas y Manual de los Hábitats de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de la Naturaleza, Madrid.
- Mitasova, H. & Mitas, L.** 1993. Interpolation by regularized spline with tension: I. Theory and implementation. *Mathematical geology* 25:641-655.
- Monserrat, A. P., Herrera Maliani, F. J. & Talavera, S.** 1997. *Biología del Pinsapo*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Moore, P. D.** 2001. The guts of seed dispersal. *Nature* 414:406-407.
- Moore, R. P.** 1987. *Manual de ensayos al tetrazolio*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Morgan, M.** 1993. Fruit to flower ratios and trade-offs in size and number. *Evolutionary Ecology* 7:219-232.
- Morgan, M. T., Schoen, D. J. & Bataillon, T. M.** 1997. The evolution of self-fertilization in perennials. *The American Naturalist* 150:618-638.
- Morla Juaristi, C.** 2004. El paisaje ibérico durante el Cuaternario. *Monografías del Jardín Botánico de Córdoba* 11:75-93.
- Muñoz Garmendia, F. & Navarro, C.** 1998. *Flora Iberica VI*. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Muñoz Sobrino, C., Ramil-Pego, P. & Gómez-Orellana, L.** 2004. Vegetation of the Lago de Sanabria area (NW Iberia) since the end of the Pleistoceno: a paleoecological reconstruction on the basis of two new pollen sequences. *Vegetation History and Archeobotany* 13:1-22.

- Murray, K. G.** 1988. Avian seed dispersal of three neotropical gap-dependent plants. *Ecological Monographs* 58:271-298.
- Murray, K. G., Russell, S., Picone, C. M., Winnett-Murray, K., Sherwood, W. & Kuhlmann, M. L.** 1994. Fruit laxatives and seed passage rates in frugivores: consequences for plant reproductive success. *Ecology* 75:989-994.
- Nascimento da Silva, C. C., Medeiros, W. E., Jardim de Sá, E. F. & Neto, P. X.** 2004. Resistivity and ground-penetrating radar images of fractures in a crystalline aquifer: a case study in Caiçara farm-NE Brazil. *Journal of Applied Geophysics* 56:295-307.
- Nastev, M., Savard, M. M., Lapcevic, P., Lefebvre, R. & Martel, R.** 2004. Hydraulic properties and scale effects investigation in regional rock aquifers, south-western Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal* 12:257-269.
- Nathan, R. & Muller-Landau, H. C.** 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution* 15:278-285.
- Newman, D. & Pilson, D.** 1997. Increased probability of extinction due to decreased genetic effective population size: Experimental populations of *Clarkia pulchella*. *Evolution* 51:354-362.
- Neyraud, M. E. J.** 1910. La station du *Prunus lusitanica* L. dans les Basses-Pyrénées. *Bulletin de la Société Botanique de France* 57:276-277.
- Niklas, K. J., Midgley, J. J. & Rand, R. H.** 2003. Tree size frequency, plant density, age and community disturbance. *Ecology Letters* 6:405-411.
- Nilsson, L. A., Rabakonandrianina, E. & Pettersson, B.** 1992. Exact tracking of pollen transfer and mating in plants. *Nature* 360:666-668.
- Norton, D. A. & Kelly, D.** 1988. Mast seeding over 33 years by *Dacrydium cupressinum* Lamb. (rimu) (Podocarpaceae) in New Zealand: the importance of economies of scale. *Functional Ecology* 2:399-408.
- Oberhuber, W. & Kofler, W.** 2000. Topographic influences on radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) at small spatial scales. *Plant Ecology* 146:231-240.
- Obeso, J. R.** 1988. Exito de dispersión de semillas en una población de *Berberis vulgaris* subsp. *australis* (Boiss.) Heywood. *Lagascalia* 15:711-715.
- Obeso, J. R.** 1997. Costs of reproduction in *Ilex aquifolium*: Effects at tree, branch and leaf levels. *Journal of Ecology* 85:159-166.
- Obeso, J. R.** 1998. Effects of defoliation and girdling on fruit production in *Ilex aquifolium*. *Functional Ecology* 12:486-491.
- Obeso, J. R.** 2002. The costs of reproduction in plants. *New Phytologist* 155:321-348.
- Obeso, J. R.** 2004. A hierarchical perspective in allocation to reproduction from whole plant to fruit and seed level. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 6:217-225.
- Odonnell, M. E. & Bawa, K. S.** 1993. Gamete selection and patterns of ovule and seed abortion. *Current Science* 65:214-219.

- Olalde, M., Herran, A., Espinel, S. & Goicoechea, P. G.** 2002. White oaks phylogeography in the Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 156:89-102.
- Olivier, L., Galland, J. P. & Maurin.** 1995. *Livre Rouge de la flore menacée de France, Tomo I: espèces prioritaires*. MNHN SPN, Paris.
- Ollerton, J. & Lack, A.** 1998. Relationship between flowering phenology, plant size and reproductive succes in *Lotus corniculatus* (Fabaceae). *Plant Ecology* 139:35-47.
- Oostermeijer, J. G. B.** 2000. Population viability analysis of the rare *Gentiana pneumonanthe*: the importance of genetics, demography and reproductive biology. Pp 313-334. En: G. M. Clarke (ed.) *Genetics, demography and viability of fragmented populations*. Cambridge Univeristy Press, Cambridge.
- Oostermeijer, J. G. B., Vantveer, R. & Dennijs, J. C. M.** 1994. Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 31:428-438.
- Orden/3471 del 10 de Julio de 1998.** Por la que se incluyen en el Catálogo Vasco de Especies amenazadas de la Fauna y Flora, Silvestre y Marina, 130 taxones y 6 poblaciones de la flora vascular del País Vasco. B.O.P.V. n.º 141, 28 de julio 1998.
- Oria de Rueda, J. A.** 1990. Conservación y manejo de los acebos y acebedas. *Quercus* 58:4-12.
- Oria de Rueda, J. A.** 2003. *Las acebedas de España, aproximación al origen, dinámica y conservación de las mismas*. Memoria de Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- Osunkoya, O., Ash, J. E., Hopkins, M. S. & Graham, A. W.** 1994. Influence of seed size and seedling ecological attributes on shade-tolerance of rainforest tree Species in Northern Queensland. *Journal of Ecology* 82:149-163.
- Oukabli, A., Lansari, A., Wallali, D. L., Abousalim, A., Egea, J. & Michaux-Ferriere, N.** 2000. Self and cross pollination effects on pollen tube growth and fertilization in self-compatible almond *Prunus dulcis* 'Tuono'. *Journal of Horticultural Science & Biotechnology* 75:739-744.
- Paiva, J.** 1981. Mata da Margarça e sua conservasao em reserva. *Anuário da Sociedade Broteriana* 47:49-66.
- Paiva, J.** 1996. *Reliquias vegetais de Portugal*. C. M. Leira.
- Paiva, J., Sales, F., Hedge, I. C., Aedo, C., Aldasoro, J. J., Castroviejo, S., Herrero, A. & Velayos, M.** 2001. *Flora Iberica XIV*. Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Parker, A. J. & Peet, R. K.** 1984. Size and age structure of conifer forests. *Ecology* 65:1685-1689.
- Parra-Tabla, V. & Bullock, S. H.** 1998. Factors limiting fecundity of the tropical tree *Ipomoea wolcottiana* (Convolvulaceae) in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Tropical Ecology* 14:615-627.
- Parra-Tabla, V. & Bullock, S. H.** 2003. Exploring the limiting causes of fruit production in the tropical tree *Ipomoea wolcottiana* Rose (Convolvulaceae). *Plant Ecology* 166:107-115.

- Paschke, M., Abs, C. & Schmid, B.** 2002. Relationship between population size, allozyme variation, and plant performance in the narrow endemic *Cochlearia bavarica*. *Conservation Genetics* 3:131-144.
- Paschke, M., Bernasconi, G. & Schmid, B.** 2003. Population size and identity influence the reaction norm of the rare, endemic plant *Cochlearia bavarica* across a gradient of environmental stress. *Evolution* 57:496-508.
- Patallo, J.** 1990. Una localidad leonesa, cierta, de *Prunus lusitanica* L. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 47:240.
- Paul i Carril, V. & Serrano i Giné, D.** 2003. Interpretación de los lauredales de la serralada litoral. Pp 89-104. En: P. Dorta Antequera (ed.) *La biogeografía: ciencia geográfica y ciencia biológica*. Universidad de la Laguna, La Gomera.
- Paulsen, T. R. & Högstedt, G.** 2002. Passage through bird guts increases germinations rate and seedling growth in *Sorbus aucuparia*. *Functional Ecology* 16:608-616.
- Pérez Caramés, F.** 1989. Espacio Natural de Goubela. *Estudios Bercianos* 11:20-28.
- Pérez de Paz, J.** 2002. La biología reproductiva. Importancia y tipos de estudios. Pp 71-132. En: A. Bañares Baudet (ed.) *Biología de la conservación de plantas*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.
- Pérez Latorre, A. V., Galán Cela, P., Deil, U. & Cabezudo, B.** 1996. Fitogeografía y vegetación del sector aljibico (Cádiz-Málaga, España). *Acta Botanica Malacitana* 21:241-267.
- Pérez Latorre, A. V., Galán de Mera, A. & Cabezudo, B.** 2000. La vegetación caracterizada por *Rhododendron ponticum* L. en Andalucía (España). Una complicada historia nomenclatural para una realidad fitocenológica. *Acta Botanica Malacitana* 25:198-205.
- Pérez Latorre, A. V., Galán de Mera, A., Navas, P., Navas, D., Gil, Y. & Cabezudo, B.** 1999. Datos sobre la flora y vegetación del Parque Natural de los Alcornocales (Cádiz-Málaga, España). *Acta Botanica Malacitana* 24:133-184.
- Pflugshaupt, K., Kollmann, J., Fischer, M. & Roy, B.** 2002. Pollen quantity and quality affect fruit abortion in small populations of a rare fleshy-fruited shrub. *Basic and Applied Ecology* 3:319-327.
- Pickering, C. M.** 1994. Size dependent reproduction in Australian Alpine *Ranunculus*. *Australian Journal of Ecology* 19:336-344.
- Pignatti, S.** 1978. Evolutionary trends in Mediterranean flora and vegetation. *Vegetatio* 37:175-185.
- Pignatti, S.** 1982. *Flora D'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Pinero, D. & Sarukhan, J.** 1982. Reproductive behavior and its individual variability in a tropical palm, *Astrocaryum mexicanum*. *Journal of Ecology* 70:461-472.
- Pinto da Silva, A. R., Rozeira, A. & Fontes, F.** 1950. Os carvalhais da Serra do Gerês. *Agronomia lusitanica* 12:433-448.
- Pinto da Silva, A. R. & Teles, A. N.** 1986. *A flora e a vegetação da Serra da Estrela*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.

- Platt, W. J., Evans, G. W. & Rathbun, S. L.** 1988. The population dynamics of a long-lived conifer (*Pinus palustris*). *The American Naturalist* 131:491-525.
- Plieninger, T., Pulido, F. J. & Konold, W.** 2003. Effects of land use history on size structure of holm oak stands in Spanish dehesas: implications for conservation and restoration. *Environmental Conservation* 30:61-70.
- Pratt, T. K. & Stiles, E. W.** 1983. How long fruit-eating birds stay in the plants where they feed: implications for seed dispersal. *The American Naturalist* 122:797-805.
- Primack, R. B. & Silander, J. A.** 1975. Measuring the relative importance of different pollinators to plants. *Nature* 255:519-521.
- Queller, D.** 1997. Pollen removal, paternity, and the male function of flowers. *The American Naturalist* 149:585-594.
- Quintana-Ascencio, P. F., Dolan, R. W. & Menges, E.** 1998. *Hypericum lumulicola* demography in unoccupied and occupied Florida scrub patches with different time-since-fire. *Journal of Ecology* 86:640-651.
- Rabinowitz, D.** 1981. Seven forms of rarity. En: H. Synge (ed.) *The biological aspects of rare plant conservation*.
- Rasmussen, K. K. & Kollmann, J.** 2004. Poor sexual reproduction on the distribution limit of the rare tree *Sorbus torminalis*. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 25:211-218.
- Redondo García, M. M. & Ferreras Chasco, C.** 2002. Regeneración/regresión de las especies mesohigrófilas abedul (*Betula pendula s.l.*), tejo (*Taxus baccata*), acebo (*Ilex aquifolium*) y loro (*Prunus lusitanica*) en el arroyo de la garganta de Las Lanchas (Toledo, España). Pp 487-495. En: *Aportaciones geográficas en Memoria del Prof. L. Miguel Yetano Ruíz*. Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza, Zaragoza.
- Redondo García, M. M. & Ferreras Chasco, C.** 2003. Estudio biogeográfico de los enclaves con abedul (*Betula pendula s.l.*), y loro (*Prunus lusitanica*) en los arroyos de la Mierera y de los Loros (Toledo, España). Pp 299-309. En: P. Dorta Antequera (ed.) *La biogeografía: ciencia geográfica y ciencia biológica*. Universidad de La Laguna, La Laguna.
- Reille, M.** 1992. *Pollen et Spores d' Europe et d' Afrique du Nord*. Laboratoire de Botanique Historique et Palynologie, Marseille.
- Reis de Lima Duarte, M. C. & Da Silva Alves, J. M.** 1989. *A vegetação natural de Casal do Rei, Parque Natural da Serra da Estrela*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Rey, P. J.** 1995. Spatio-temporal variation in fruit and frugivorous bird abundance in olive orchards. *Ecology* 76:1625-1635.
- Rey, P. J. & Alcantara, J. M.** 2000. Recruitment dynamics of a fleshy-fruited plant (*Olea europaea*): connecting patterns of seed dispersal to seedling establishment. *Journal of Ecology* 88:622-633.

- Rey, P. J., Gutiérrez, J. E., Alcantara, J. M. & Valera, F.** 1997. Fruit size in wild olive: implications for avian seed dispersal. *Functional Ecology* 11:611-618.
- Rigueiro Rodríguez, A. & Silva-Pando, F. J.** 1983. Aportaciones a la Flora de Galicia, I. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 40:385-396.
- Rivas Goday, S.** 1950. Apreciación sintética de los grados de vegetación de la Sierra de Gerês. *Agronomia lusitanica* 12:449-480.
- Rivas Goday, S.** 1959. Algunas especies raras o relicticas que deben protegerse en a España mediterránea. *IUCN* 5:95-101.
- Rivas Goday, S.** 1968. Novedades fitosociológicas de España meridional. *Collectanea Botanica* 7:1015-1023.
- Rivas Goday, S. & Calatayud, S. A.** 1945. Acerca del área del laurel-cerezo. *Anales Instituto José Celestino Mutis de Farmacognosia* 4:83-103.
- Rivas Goday, S. & Fernández-Galiano, E.** 1950. Preclímax y postclímax de origen edáfico. *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles* 10:455-517.
- Rivas Goday, S., Mayor, M., Ladero, M. & Izco, J.** 1968. La Molinetalia en los valles húmedos de la Oretana Central. *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles* 23:79-90.
- Rivas-Martínez, M., Fernández-González, F., Loidi Arregui, J., Lousa, M. & Penas, A.** 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobotanica* 14:5-341.
- Rivas-Martínez, S.** 1973. Avance sobre una síntesis corológica de la Península Ibérica, Baleares y Canarias. *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles* 30:69-87.
- Rivas-Martínez, S.** 1982. *Mapa de las Series de Veetación de Madrid*. Diputación de Madrid, Madrid.
- Rivas-Martínez, S., Cantó, P., Fernández González, F., Navarro, C. & Pizarro.** 1990. Biogeografía de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. *Publicación del Departamento de Biología Vegetal de la Universidad Complutense de Madrid* 2:1-5.
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T. E., Fernández-González, F., Izco, J., Loidi, J., Lousa, M. & Penas, A.** 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. *Itinera Geobotanica* 15:5-922.
- Rivas-Martínez, S., Fernández-González, F. & Loidi Arregui, J.** 1999. Checklist of plant communities of Iberian Peninsula, Balearic and Canary Islands to suballiance level. *Itinera Geobotanica* 13:353-451.
- Rivas-Martínez, S., Fuente, V. d. I. & Sánchez Mata, D.** 1986. Alisedas mediterráneo-Iberoatlánticas en la Península Ibérica. *Studia Botanica* 5:9-38.
- Roberts, R. H.** 1922. Better cherry yields. *Wisconsin Agr. Exp. Sta. Bull.* 344:1-30.
- Roure, J. M.** 1990. Origen de la flora mediterránea. Evolución del paisaje vegetal en Cataluña en los últimos 20.000 años. Pp 145-159. En: M. Santos (ed.) *Temas actuales de biología evolutiva*. Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Rubido, A.** 2002. El cañón del río Arnoia, una fraga olvidada: un magnífico bosque que carece de protección. *Quercus* 197:30-33.

- Ruddiman, W. F. & McIntyre, A. 1981. The mode and mechanism of the last deglaciation - oceanic evidence. *Quaternary Research* 16:125-134.
- S**ainz Ollero, H., Franco Múgica, F. & Arias Torcal, J. 1996. *Estrategias para la conservación de la flora amenazada de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Zaragoza.
- Sallabank, R. 1993. Hierarchical mechanisms of fruit selection by an avian frugivore. *Ecology* 74:1326-1336.
- Salvo Tierra, E. 1990. *Guía de helechos de la Península Ibérica y Baleares*. Ediciones Pirámide, Madrid.
- Samson, D. A. & Werk, K. S. 1986. Size dependent effects in the analysis of reproductive effort in plants. *The American Naturalist* 127:667-680.
- Sánchez Mata, D., Gavilán, R. & Echeverría, J. E. 1990. Miscellanea chorologica occidentalia, 2. *Fontqueria* 28:43-52.
- Sánchez Palomares, O., Sánchez Serrano, F. & Carretero Carretero, P. 1999. *Modelos y Cartografía de Estimaciones Climáticas Termopluviométricas para la España peninsular*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (MAPA), Madrid.
- Santiago Beltrán, R. 1997. *Prunus lusitanica* en Extremadura. Pp 432-433. En: M. Costa Tenorio, C. Morla & H. Sainz Ollero (eds.) *Los Bosques Ibéricos*. Planeta, Barcelona.
- Santiago Beltrán, R. 2001. *Prunus lusitanica L. en la Península Ibérica*. Memoria de Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Sanz de Siria, A. 1987. Datos para el conocimiento de las floras miocénicas de Cataluña. *Paleontologia i Evolució* 21:295-303.
- Sargent, S. 1990. Neighborhood effects on fruit removal by birds: a field experiment with *Viburnum dentatum* (Caprifoliaceae). *Ecology* 71:1289-1298.
- Sari, A. O., Oguz, B. & Bilgic, A. 2006. Breaking seed dormancy of laurel (*Laurus nobilis* L.). *New Forests* 31:403-408.
- SatSoft, I. 1999. *STATISTICA for Windows (Computer Program Manual)*. StatSoft, Inc., Tulsa.
- Saverimuttu, T. & Westoby, M. 1996. Seedling longevity under deep shade in relation to seed size. *Journal of Ecology* 84:681-689.
- Schemske, D. W., B.C.Husband, Ruckelshaus, M. H., C. Goodwillie, I. P. & Bishop, J. G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75:584-606.
- Schmid, B., Bazzaz, F. A. & Weiner, J. 1995. Size dependency of sexual reproduction and of clonal growth in two perennial plants. *Canadian Journal of Botany* 73:1831-1837.
- Schmitt, J. 1980. Pollinator foraging behaviour and gene dispersal in *Senecio* (Compositae). *Evolution* 34:934-943.
- Schupp, E. W. 1988. Seed and early seedling predation in the forest understory and in treefall gaps. *Oikos* 51:71-78.

- Schupp, E. W.** 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* 107/108:15-29.
- Schupp, E. W.** 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* 82:399-409.
- Schwaegerle, K. E. & Levin, D. A.** 1990. Environmental effects on growth and fruit production in *Phlox drummondii*. *Journal of Ecology* 78:15-26.
- Shaffer, M. L.** 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31:131-134.
- Silveira, P.** 1997. A importância da serra do Açor para a conservação do azereiro. *Anuário da Sociedade Broteriana* 63:37-41.
- Silveira, P., Paiva, J. & Samaniego, N. M.** 1999. Relevancia florística da serra do Açor e sua conservação. *Revista de Biología* 17:51-58.
- Silvertown, J. & Charlesworth, B.** 2001. *Plant Population Biology*, 4 edition. Blackwell Science, Oxford.
- Snow, A. A., Spira, T. P., Simpson, R. & Klips, R. A.** 1996. The ecology of geitonogamous pollination. Pp 191-216. En: S. C. H. Barrett (ed.) *Floral Biology: Studies on Floral Evolution in Animal-pollinated Plants*. Chapman and Hall, New York.
- Solbrig, O. T.** 1976. Relative advantages of cross-fertilization and self-fertilization. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 63:262-276.
- Sorensen, A. E.** 1981. Interactions between birds and fruit in a temperate woodland. *Oecologia* 50:242-249.
- Sorensen, F. C. & Miles, R. S.** 1982. Inbreeding depression in height, height growth, and survival of Douglas Fir, Ponderosa Pine, and Noble Fir to 10 years of age. *Forest Science* 28:283-292.
- Stanley, M. C. & Lill, A.** 2002. Importance of seed ingestion to an avian frugivore: an experimental approach to fruit choice based on seed load. *The Auk* 119:175-184.
- Stebbins, G. L.** 1957. Self fertilization and population variability in the higher plants. *American Naturalist* 91:337-354.
- Stephenson, A. G.** 1981. Flower and fruit abortion: proximate causes and ultimate functions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12:253-279.
- Stephenson, A. G. & Winsor, J. A.** 1986. *Lotus corniculatus* regulates offspring quality through selective fruit abortion. *Evolution* 40:453-458.
- Stöcklin, J. & Favre, P.** 1994. Effects of plant size and morphological constraints on variation in reproductive components in two related species of *Epilobium*. *Journal of Ecology* 82:735-746.
- Strickler, K.** 1999. Impact of flower standing crop and pollinator movement on alfalfa seed yield. *Environmental Entomology* 28:1067-1076.
- Susko, D. J. & Lovett-Doust, L.** 2000. Plant-size and fruit-position effects on reproductive allocation in *Alliaria petiolata* (Brassicaceae). *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 78:1398-1407.

- Sutherland, S. & Delph, L. F.** 1984. On the importance of male fitness in plants. Patterns of fruit-set. *Ecology* 65:1093-1104.
- Svenning, J. C.** 2003. Deterministic Plio-Pleistocene extinctions in the European cool-temperate tree flora. *Ecology Letters* 6:646-653.
- Talavera, S., Aedo, C., Castroviejo, S., Herrero, A., Romero Zarco, C., Salgueiro, F. J. & Velayos, M.** 2000. *Flora Iberica* VII (2). Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Talavera, S., Castroviejo, S., Romero Zarco, C., Sáez Goñalons, L., Salgueiro, F. J. & Velayos, M.** 1999. *Flora Iberica* VII (1). Real Jardín Botánico, C.S.I.C., Madrid.
- Tapper, P. G.** 1996. Long-term patterns of mast fruiting in *Fraxinus excelsior*. *Ecology* 77:2567-2572.
- Tellería, J. L., Asensio, B. & Díaz, M.** 1999. *Aves Ibéricas, II. Paseriformes*. J.M. Reyero Editor, Madrid.
- Ter Braak, C. J. F.** 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 272-313.
- Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P.** 1998. *CANOCO reference manual and user's guide to CANOCO for Windows, software for canonical community ordination (version 4.0)*. Microcomputer Power, Ithaca, USA.
- Ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P.** 2002. *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide. Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca.
- Terhurne-Berson, R., Litt, T. & Cheddadi, R.** 2004. The spread of *Abies* throughout Europe since the last glacial period: combined macrofossil and pollen data. *Vegetation History and Archaeobotany* 13:257-268.
- Tewksbury, J. J.** 2002. Fruit, frugivores and the evolutionary arms race. *New Phytologist* 156:137-139.
- Tomita, M., Hirabuki, Y. & Seiwa, K.** 2001. Post-dispersal changes in the spatial distribution of *Fagus crenata* seeds. *Ecology* 83:1560-1565.
- Traveset, A.** 1994. Influence of type of avian frugivory on the fitness of *Pistacia terebinthus*. *Evolutionary Ecology* 8:618-627.
- Traveset, A.** 1998. Effect of seed passage through vertebrate frugivores' guts on germination: a review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 1:151-190.
- Traveset, A.** 2000. Ecología reproductiva de plantas en condiciones de insularidad: consecuencias ecológicas y evolutivas del aislamiento geográfico. Pp 269-289. En: F. Pugnaire de Iraola (ed.) *Ecosistemas Mediterráneos*. Castillo y Edisart, S. L.
- Traveset, A., Riera, N. & Mas, R. E.** 2001a. Ecology of fruit-color polymorphism in *Myrtus communis* and differential effects of birds and mammals on seed germination and seedling growth. *Journal of Ecology* 89:749-760.
- Traveset, A., Riera, N. & Mas, R. E.** 2001b. Passage through bird guts causes interspecific differences in seed germination characteristics. *Functional Ecology* 15:669-675.

- Traveset, A. & Verdú, M.** 2002. A meta-analysis of the effect of gut treatment on seed germination. Pp 339-350. En: M. Galetti (ed.) *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. CABI Publishing, New York.
- Traveset, A. & Wilson, M. F.** 1997. Effects of birds and bears on seed germination of fleshy-fruited plants. *Oikos* 80:89-95.
- Tremblay, M. F., Bergeron, Y., Lalonde, D. & Mauffette, Y.** 2002. The potential effects of sexual reproduction and seedling recruitment on the maintenance of red maple (*Acer rubrum* L.) populations at the northern limit of the species range. *Journal of Biogeography* 29:365-373.
- Tripathi, R. S. & Khan, M. I.** 1990. Effects of seed weight and microsite characteristics on germination and seedling fitness in two species of *Quercus* in a subtropical wet hill forest. *Oikos* 57:289-296.
- Tukey, H. B.** 1927. Responses of the sour cherry to fertilizers and to pruning in the Hudson River Valley. *New York (Geneva) Agr. Exp. Sta. Bull.* 541:1-19.
- Turner, C. & Hannon, G. E.** 1988. Vegetational evidence for Late Quaternary climatic changes in Southwest Europe in relation to the influence of the North-Atlantic Ocean. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 318:451-485.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M. & Webb, D. A.** 1968. *Flora Europaea* II. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M. & Webb, D. A.** 1972. *Flora Europaea* III. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M. & Webb, D. A.** 1976. *Flora Europaea* IV. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M. & Webb, D. A.** 1980. *Flora Europaea* V. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Valentine, D. H., Walters, S. M. & Webb, D. A.** 1964. *Flora Europaea* I. Cambridge University Press, Cambridge.
- U.I.C.N.** 2001. *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN*. UICN, Gland, Suiza.
- Udovic, D.** 1981. Determinants of fruit-set in *Yucca whipplei*: reproductive expenditure vs. pollinator availability. *Oecologia* 48:389-399.
- Van der Hammen, T., Wijmstra, T. A. & Zagwijn, W. H.** 1971. The flora record of the Late Cenozoic of Europe. Pp 391-424. En: H. K. Turekian (ed.) *The late cenozoic glacial ages*. Yale University Press, London.
- Vaquero de la Cruz, J., Velasco Negueruela, A. & Costa Tenorio, M.** 1994. Aportación al conocimiento florístico del Parque Natural de Cabañeros (Ciudad Real). *Lazaroa* 14:187-193.

- Vargas, P. & Luceño, M.** 1987. Aportaciones al conocimiento de la flora de Gredos II. *Munibe* 39:133-134.
- Vaughton, G.** 1991. Variation between years in pollen and nutrient limitation of fruit-set in *Banksia spinulosa*. *Journal of Ecology* 79:389-400.
- Vázquez-Yanes, C., Orozco-Segovia, A., Rincón, E. & Sánchez-Coronado, M. E.** 1990. Light beneath the litter in a tropical forest: effect on seed germination. *Ecology* 71:1952-1958.
- Velasco Negueruela, A., Marcos Samaniego, N. & Pajarón, S.** 1986. Contribución al estudio del paisaje vegetal de los Montes de Toledo: los valles del Estena, Chorro y Frío en sus cabeceras. *Trabajos del Departamento de Botánica y Fisiología Vegetal de la Universidad de Madrid* 13:77-82.
- Venable, L. & Fishbein, M.** 1996. Evolution of inflorescence design: theory and data. *Evolution* 50:2165-2177.
- Verdu, M. & Traveset, A.** 2004. Bridging meta-analysis and the comparative method: a test of seed size effect on germination after frugivores' gut passage. *Oecologia* 138:414-418.
- Verdu, M. & Traveset, A.** 2005. Early emergence enhances plant fitness: A phylogenetically controlled meta-analysis. *Ecology* 86:1385-1394.
- Vigo, J.** 1987. Estructura y ciclo fenológico de la aliseda pirenaico-oriental (*Scrophulario-Alnetum*). *Lazaroa* 10:111-125.
- VV.AA.** 2000. Lista Roja de la flora vascular española (valoración según categorías UICN). *Conservación Vegetal* 6:11-38.
- Wahaj, S. A., Levey, D. J., Sanders, A. K. & Cipollini, M. I.** 1998. Control of gut retention time by secondary metabolites in ripe *Solanum* fruits. *Ecology* 79:2309-2319.
- Walter, H.** 1985. *Vegetation of the Earth*, 3rd edition. Springer-Verlag, Berlin.
- Walters, M. & Reich, P.** 1996. Are shade tolerance, survival, and growth linked? low light and nitrogen effects on hardwood seedlings. *Ecology* 77:841-853.
- Waring, R. H.** 1987. Characteristics of trees predisposed to die. *BioScience* 37:569-574.
- Weiner, J. & Thomas, S. C.** 1986. Size variability and competition in plant monocultures. *Oikos* 47:211-222.
- Wender, B. W., Harrington, C. A. & Tappeiner, J. C.** 2004. Flower and fruit production of understory shrubs in western Washington and Oregon. *Northwest Science* 78:124-140.
- Wenny, D. G.** 2000a. Seed dispersal of a high quality fruit by specialized frugivores. *Biotropica* 32:327-337.
- Wenny, D. G.** 2000b. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of a neotropical montane tree. *Ecological Monographs* 70:331-351.
- Wenny, D. G. & Levey, D. J.** 1998. Directed seed dispersal by bellbirds in a tropical cloud forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* 1998:6204-6207.

- Wesselingh, R. A., Klinkhamer, P. G. L., DeJong, T. J. & Boorman, L. A.** 1997. Threshold size for flowering in different habitats: Effects of size-dependent growth and survival. *Ecology* 78:2118-2132.
- Wheelwright, N. T.** 1985. Fruit size, gape width, and the diets of fruit-eating birds. *Ecology* 66:808-818.
- Wheelwright, N. T.** 1993. Fruit size in a tropical species: variation, preference by birds, and heritability. *Vegetatio* 107/108:163-174.
- Whelan, C. J. & Wilson, M. F.** 1994. Fruit choice in migrating North American birds: field and aviary experiments. *Oikos* 71:137-151.
- Willis, K. J.** 1996. Where did all the flowers go? The fate of temperate European flora during glacial periods. *Endeavour* 20:110-114.
- Willson, M. F. & Price, P. W.** 1977. Evolution of snflorescence size in *Asclepias* (Asclepiadaceae). *Evolution* 31:495-511.
- Willson, M. F. & Whelan, C. J.** 1990. Variation in postdispersal survival of vertebrate-dispersed seed: effects of density, habitat, location, season, and species. *Oikos* 57:191-198.
- Willson, M. F. & Whelan, C. J.** 1993. Variation of dispersal phenology in a bird-dispersed shrub, *Cornus drummondii*. *Ecological Monographs* 63:151-172.
- Winsor, J. A., Davis, L. E. & Stephenson, A. G.** 1987. The relationship between pollen load and fruit maturation and the effect of pollen load on offspring vigor in *Cucurbita pepo*. *The American Naturalist* 129:643-656.
- Witmer, M. C.** 1996. Do some bird-dispersed fruits contain natural laxatives? a comment. *Ecology* 77:1947-1948.
- Worthen, W. B. & Stiles, E. D.** 1988. Pollen-limited fruit set in isolated patches of *Maianthemum canadense* Desf. In New Jersey. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 115:299-305.
- Wright, S. J., Carrasco, C., Calderon, O. & Paton, S.** 1999. The El Nino Southern Oscillation variable fruit production, and famine in a tropical forest. *Ecology* 80:1632-1647.
- Wulff, R. D.** 1986a. Seed variation in *Desmodium paniculatum*. II, Effects on seedling growth and physiological performance. *Journal of Ecology* 74:99-114.
- Wulff, R. D.** 1986b. Seed variation in *Desmodium paniculatum*. III, Effects on reproductive yield and competitive and ability. *Journal of Ecology* 74:115-121.
- Yagihashi, T., Hayashida, M. & Miyamoto, T.** 1998. Effects of bird ingestion on seed germination of *Sorbus commixta*. *Oecologia* 114:209-212.
- Yagihashi, T., Hayashida, M. & Miyamoto, T.** 1999. Effects of bird ingestion on seed germination of two *Prunus* species with different fruit-ripening seasons. *Ecological Research* 14:71-76.
- Yirdaw, E. & Leinonen, K.** 2002. Seed germination responses of four afro-montane tree species to red/far ratio and temperature. *Forest Ecology and Management* 168:53-61.

Young, A., Boyle, T. & Brown, T. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* 11:413-418.

Zamora Rodríguez, R., García-Fayos, P. & Gómez, L. 2004. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. Pp 371-393. En: F. Valladares (ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Zhang, J. H. & Maun, M. A. 1993. Components of seed mass and their relationships to seedling size in *Calamovilfa longifolia*. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 71:551-557.

❖ ANEXOS

I.1 Localización de los inventarios propios y bibliográficos y relación de variables ambientales.....	216
I.2 Listado de plantas determinadas en los inventarios propios y bibliográficos.....	223
I.3 Relación de inventarios propios y bibliográficos presentados por áreas geográficas....	229
I.3.1 Inventarios propios de Montes de Toledo.....	229
I.3.2 Inventarios propios de Las Villuercas.....	231
I.3.3 Inventarios propios de S ^a . de Gredos	233
I.3.4 Inventarios bibliográficos <i>Viburno tini-Prunetum lusitanicae</i>	234
I.3.5 Inventarios propios de las sierras del centro de Portugal	235
I.3.6 Inventarios bibliográficos del centro de Portugal <i>Frangula alni-Prunetum</i> <i>lusitanicae</i> ; <i>Viburno tini-Quercetum roboris</i> y <i>Vinco fiffiformis-Lauretum nobilis</i> ..	237
I.3.7 Inventarios propios de la S ^a . de Gerês y Xurés	239
I.3.8 Inventarios propios de la S ^a . de Ancares	240
I.3.9 Inventarios propios de la S ^a . de Ordunte, Montes Vascos y Pirineo Occidental	241
I.3.10 Inventarios propios y bibliográficos del macizo del Montseny y Las Guillerías, <i>Polysticho aculeati-Coryletum avellanae</i> subas. <i>prunetosum</i>	243
II.1 Relación de núcleos poblacionales agrupados por país y área geográfica	245

Anexo I.1 Continuación

Inv	Autor	Área Geográfica	Localidad	Área (m ²)	Coord. UTM	Altitud (m)	Litología	Pte. (grados)	H	Biotopo	Origen Agua	P est	P	T	T máx	T mín	Cont	Long	Lat	
AcFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Río Ceira; Serra do Açor	40	29TNE9748	610														
AcFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Río Ceira; Serra do Açor	50	29TNE9748	590														
AlFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Oleiros; BB	30	29TNE82	870														
EsFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Río Loriga; Casal do Rey; BA	400	29TPE06	420		60												
EsFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Río Loriga; Casal do Rey; BA	400	29TPE06	450		60												
LoFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Vale da Ribera de Pena (Serra da Lousa); BL	70	29TNE73	670														
LoFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Vale da Ribera de Pena (Serra da Lousa); BL	60	29TNE73	650														
LoFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Serra da Lousa; BL	60	29TNE73	790														
MaVL	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Tapada de Mafra; BL	200		140														
VeFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Sobral de Baixo; BB	40	29TNE82	460														
ZeFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Río Zezere	50		520														
ZeFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Río Zezere	40		750														
ZeFP	Costa <i>et al.</i> 2000	C. Portugal	Ponte de Sotao	60		350														
Ac1		C. Portugal	Río Ceira; Porto da Balsa; BB	140	29TNE9646	570	Esqu.	30	ACR	Rib.-Lad.	Río y Ven.	103	842	16	35,2	3,5	24,94	-7,87	40,16	
Ac2		C. Portugal	Mata de Margarça; Pardeiros; BL	100	29TNE9252	610	Esqu.	20	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	107	875	16	34,9	3,5	24,36	-7,91	40,22	
Ac3		C. Portugal	Mata de Margarça; Pardeiros; BL	100	29TNE9252	610	Esqu.	20	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ven.	107	875	16	34,9	3,5	24,36	-7,91	40,22	
Ac4		C. Portugal	Mata de Margarça; Pardeiros; BL	100	29TNE9252	580	Esqu.	30	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	105	853	16	35,2	3,6	24,62	-7,91	40,22	
Ac5		C. Portugal	Río Alvoco; Vide; BA	100	29TPE0461	320	Esqu.	45	A(B)CR	Barr.	No	96	667	17	37,6	3,8	24,55	-7,77	40,3	
Ac6		C. Portugal	Ribeiro do Moninho; Pampilhosa da Serra; BB	100	29TNE8734	450	Esqu.	60	A(B)CR	Barr.	No	92	698	17	36,6	3,8	25,83	-7,97	40,06	
Ac7		C. Portugal	Río Unhais; Ereira; BB	80	29TNE9333	425	Esqu./Aren.	15	ACR	Rib.-Lad.	Río y Ven.	91	687	17	36,8	3,8	26,1	-7,9	40,05	
Ac8		C. Portugal	Río Ceira; Porto da Balsa; BB	100	29TNE9748	620	Esqu.	35	A(B)CR	Lad.	Ven.	106	885	16	34,7	3,4	24,92	-7,85	40,18	
Ac9		C. Portugal	Río Ceira; Porto da Balsa; BB	144	29TNE9748	615	Esqu.	5	A(B)CR	Rib.	Río	106	882	16	34,8	3,4	24,92	-7,85	40,18	
Ac10		C. Portugal	Río Ceira; Porto da Balsa; BB	160	29TNE9748	615	Esqu.	5	A(B)CR	Rib.	Río	106	882	16	34,8	3,4	24,92	-7,85	40,18	
Ac11		C. Portugal	Río Ceira; Porto da Balsa; BB	150	29TNE9748	615	Esqu.	5	A(B)CR	Rib.-Lad.	Río y Ven.	106	882	16	34,8	3,4	24,92	-7,85	40,18	
Ac12		C. Portugal	Río Ceira; Porto da Balsa; BB	150	29TNE9748	610	Esqu.	5	A(B)CR	Rib. Lad.	Río y Ven.	106	878	16	34,8	3,5	24,66	-7,85	40,18	
Al1		C. Portugal	Mata do Alvaro-Oleiros; Serra da Alvelos; BB	1500	29TNE8822	790	Esqu./Aren.	20	A(B)CR	Lad.	Ven.	104	918	15	33,2	3,1	25,67	-7,96	39,95	
Es1		C. Portugal	Río Loriga; Muro; BA	100	29TPE0561	310	Esqu.	60	ACR	Rib.-Lad.	Río	95	658	17	37,7	3,8	24,81	-7,76	40,3	
Es2		C. Portugal	Río Loriga; Casal do rey; BA	100	29TPE0663	370	Esqu.	50	(AC)R	Rib.-Lad.	Río y Ven.	83	690	17	36,4	3,3	29,01	-7,09	39,79	
Es3		C. Portugal	Río Loriga; Cabeça; BA	100	29TPE0763	450	Esqu.	60	A(B)CR	Lad.	Ven.	104	800	17	36,3	3,6	24,53	-7,73	40,31	
Lo1		C. Portugal	Costa do Vale da Aveleira; Serra da Lousa-Lousa, BL	600	29TNE7041	650	Esqu./Aren.	40	ACR	Pedr.	Ven. y Ayo.	101	825	16	34,8	3,6	24,71	-8,17	40,12	

Anexo I.1 Continuación

Inv	Autor	Área Geográfica	Localidad	Área (m2)	Coord. UTM	Altitud (m)	Litología	Pte. (grados)	H	Biotopo	Origen Agua	P est	P	T	T máx	T mín	Cont	Long	Lat
Vi1		L. Villuercas	Garganta de La Trucha; Alfa; CC	100	30SUJ0679	620	Piza./Aren.	5	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	88	669	15	32,6	1,7	29	-5,25	39,54
Vi2		L. Villuercas	Garganta de La Trucha; Alfa; CC	150	30SUJ0679	650	Piza./Aren.	5	ACR	Rib.-Lad.	Ayo.	89	682	15	32,4	1,6	29	-5,25	39,54
Vi3		L. Villuercas	Garganta del Mesto; Villar del Pedroso; CC	170	30SUJ0085	780	Piza./Cuar.	10	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	89	840	14	31,3	1,1	33,21	-5,32	39,6
Vi4		L. Villuercas	Garganta del Mesto; Villar del Pedroso; CC	100	30SUJ0084	800	Cuar./Piza.	45	ACR	Lad.	Ven.	91	849	14	31,1	1	33,22	-5,32	39,59
Vi5		L. Villuercas	Garganta del Mesto; Villar del Pedroso; CC	100	30SUJ0085	790	Piza./Cuar.	30	A(B)CR	Lad.	Ven.	90	846	14	31,2	1,1	32,94	-5,32	39,6
Vi6		L. Villuercas	Arroyo de la Venta; Los Horcones; Villar del Pedroso; CC	100	30SUJ0284	660	Cuar.	20	ACR	Rib.-Lad.	Ayo.	82	760	15	32,5	1,4	32,95	-5,3	39,59
Vi7		L. Villuercas	Garganta de La Trucha; Alfa; CC	150	30SUJ0679	730	Piza./Esqu.	20	A(B)CR	Lad.	Ven.	93	716	14	32	1,5	29,27	-5,25	39,54
Vi8		L. Villuercas	Las Pasaderas; Villar del Pedroso; CC	100	30SUJ0282	875	Cuar./Piza.	40	ACR	Lad.	Ven.	101	781	14	30,9	1,3	29,51	-5,3	39,57
Vi9		L. Villuercas	Apretura del Viejas; Castañar de Ibor; CC	75	30STJ8987	520	Cuar.	20	A(B)CR	Rib.-Lad.	Río	78	691	15	34	1,8	32,39	-5,45	39,61
Vi10		L. Villuercas	Arroyo Orozo; Deleitosa; CC	100	30STJ7486	500	Aren./Cuar./Piza.	20	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ayo.	78	703	15	34,2	1,9	32,41	-5,63	39,6
Vi11		L. Villuercas	Garganta de La Trucha; Alfa; CC	100	30SUJ0680	660	Piza./Aren.	5	ACR	Rib.	Ayo.	91	688	15	32,4	1,6	29,26	-5,25	39,55
Vi12		L. Villuercas	Garganta de Calabazas; Castañar de Ibor; CC	100	30STJ9689	700	Cuar.	30	A(B)CR	Lad.	Ven.	87	810	14	32,1	1,3	32,91	-5,37	39,63
Vi13		L. Villuercas	Garganta de Santa Lucía; Cabañas del Castillo; CC	40	30STJ8581	540	Esqu.	60	ACR	Rib.-Lad.	Río y Ven.	78	705	15	33,8	1,8	32,46	-5,5	39,56
Vi14		L. Villuercas	Cancho del Ataque; Villar del Pedroso; CC	100	30SUJ0084	850	Cuar.	20	C(AB)R	Pedr.	No	93	874	14	30,6	0,9	32,96	-5,32	39,59
Vi15		L. Villuercas	Arroyo de la Venta; Villar del Pedroso; CC	100	30SUJ0184	740	Piza.	10	ACR	Rib.	Ven. y Ayo.	86	813	14	31,7	1,2	33,22	-5,31	39,59
Vi16		L. Villuercas	Garganta Umbría del Manzano; Robledollano; CC	100	30STJ8886	700	Cuar./Aren.	0	C(AB)R	Rib.-Lad.	Ayo.	87	822	14	32,2	1,4	32,67	-5,46	39,6
Vi17		L. Villuercas	Salto del Moro- Río Ruecas; Cañamero; CC	150	30STJ9468	790	Cuar.	30	ACR	Rib.-Lad.	Ayo.	89	697	15	32,4	1,7	29,64	-5,39	39,44
Vi18		L. Villuercas	Río Ruecas; Cañamero; CC	160	30STJ9469	815	Cuar.	15	ACR	Lad.	Ven.	91	709	15	32,2	1,6	29,63	-5,39	39,45
Vi19		L. Villuercas	Río Ruecas; Cañamero; CC	100	30STJ9469	840	Cuar.	50	ACR	Lad.	Ven.	91	719	14	32,1	1,6	29,9	-5,39	39,45
Vi20		L. Villuercas	Río Ruecas; Cañamero; CC	160	30STJ9469	890	Cuar.	30	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	93	739	14	31,8	1,5	30,17	-5,39	39,45
Vi21		L. Villuercas	Garganta de los loros; Navalvillar de Ibor; CC	200	30STJ9481	640	Piza./Aren.	30	ACR	Rib.-Lad.	Ayo.	82	760	15	32,8	1,5	33,25	-5,39	39,56
Vi22		L. Villuercas	Barranco de Valdegracia - Río Guadalupejo; Guadalupe; CC	50	30STJ9768	660	Esqu./Piza.	50	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	87	681	15	32,6	1,7	29,91	-5,35	39,44
Vi23		L. Villuercas	Río Viejas; Navezuelas; CC	150	30STJ9180	700	Cuar./Aren.	50	(AC)R	Rib.	Río y Ven.	85	804	14	32,2	1,4	33	-5,43	39,55
Vi24		L. Villuercas	Río Viejas; Navezuelas; CC	48	30STJ9169	730	Cuar./Aren.	80	ACR	Rib.	Río y Ven.	91	718	14	32,1	1,6	29,9	-5,42	39,45
Vi25		L. Villuercas	Río Viejas; Cabañas del Castillo; CC	225	30STJ8984	530	Aren./Piza.	30	ACR	Rib.-Lad.	Río y Ven.	78	694	15	33,9	1,8	32,42	-5,45	39,58
Vi26		L. Villuercas	Garganta de La Trucha; Alfa; CC	300	30SUJ0679	770	Cuar./Aren.	10	A(B)CR	Rib.	Ayo.	95	732	14	31,7	1,4	29,53	-5,25	39,54
Vi27		L. Villuercas	Río Guadalupejo; Guadalupe; CC	50	30STJ9868	600	Piza./Aren.	50	ACR	Rib.-Lad.	Río	84	654	15	32,9	1,8	29,64	-5,34	39,44
Vi28		L. Villuercas	Río Guadalupejo; Guadalupe; CC	50	30STJ9868	620	Piza./Aren.	50	ACR	Lad.	No	86	663	15	32,8	1,8	29,64	-5,34	39,44
Vi29		L. Villuercas	Río Viejas; Cabañas del Castillo; CC	225	30STJ9082	640	Aren./Cuar./Piza.	60	C(AB)R	Lad.	Ven.	83	770	15	32,8	1,5	32,71	-5,44	39,57
Vi30		L. Villuercas	Río Viejas; Cabañas del Castillo; CC	225	30STJ9083	640	Aren./Cuar./Piza.	50	ACR	Rib.-Lad.	Río y Ven.	83	772	15	32,8	1,5	32,7	-5,44	39,57

Anexo I.1 Continuación

Inv	Autor	Area Geográfica	Localidad	Área (m2)	Coord. UTM	Altitud (m)	Litología	Pte. (grados)	H	Biotopo	Origen Agua	P est	P	T	T máx	T mín	Cont	Long	Lat
Vi31		L. Villuercas	Charco Oscuro-Garganta del Mesto; Villar del Pedroso; CC	150	30SUJ0086	680	Cuar./Aren.	80	(AC)R	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	91	911	15	32,8	2,3	30,57	-6,49	39,58
Vi32		L. Villuercas	Garganta del Mesto; Villar del Pedroso; CC	200	30SUJ0087	650	Piza.	25	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	89	892	15	33,1	2,3	30,82	-6,49	39,58
Vi33		L. Villuercas	Garganta del Mesto; Villar del Pedroso; CC	200	30SUJ0087	640	Piza.	25	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	89	886	15	33,2	2,3	30,82	-6,49	39,58
Vi34		L. Villuercas	Garganta del Mesto; Villar del Pedroso; CC	100	30SUJ0087	630	Piza.	5	ACR	Rib.	Ayo.	89	879	15	33,3	2,4	30,82	-6,49	39,58
Vi35		L. Villuercas	Garganta del Mesto; Villar del Pedroso; CC	200	30SUJ0087	630	Piza.	20	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	89	879	15	33,3	2,4	30,82	-6,49	39,58
Vi36		L. Villuercas	Arroyo del Colmenar; Robledollano; CC	50	30STJ8093	430	Piza./Aren.	60	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	77	644	16	34,9	2	32,34	-5,56	39,66
MTVVPF	Ladero 1976	M. Toledo	Barranco de la Junta, río Gévalo; Robledo del Mazo; TO	50	30SUJ38	600		6											
MT1		M. Toledo	Arroyo del Robledillo; Navas de Estena; CR	200	30SUJ6964	740	Aren./Cuar.	40	ACR	Lad.-Rib.	Ayo.	90	626	14	32,8	0,9	30,73	-4,52	39,42
MT2		M. Toledo	Arroyo del Robledillo; Navas de Estena; CR	100	30SUJ6964	730	Aren./Cuar.	40	ACR	Lad.-Rib.	Ven. y Ayo.	90	622	14	32,8	0,9	31	-4,52	39,42
MT3		M. Toledo	Arroyo del Robledillo; Navas de Estena; CR	100	30SUJ6964	720	Aren./Cuar.	40	ACR	Lad.-Rib.	Ven. y Ayo.	89	618	14	32,9	0,9	30,73	-4,52	39,42
MT4		M. Toledo	Arroyo del Robledillo; Navas de Estena; CR	100	30SUJ6964	710	Aren./Cuar.	20	C(AB)R	Pedr.	Ayo.	87	614	14	32,9	1	30,73	-4,52	39,42
MT5		M. Toledo	Arroyo del Robledillo; Navas de Estena; CR	50	30SUJ6964	720	Aren./Cuar.	40	C(AB)R	Pedr.	No	89	618	14	32,9	0,9	30,73	-4,52	39,42
MT6		M. Toledo	Arroyo del Robledillo; Navas de Estena; CR	150	30SUJ6865	700	Aren./Cuar.	40	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	87	613	14	33	1	30,72	-4,53	39,43
MT7		M. Toledo	Arroyo de las Urraleras; Navas de Estena; CR	100	30SUJ7066	760	Cuar./Piza.	5	ACR	Lad.	Ven.	92	636	14	32,6	0,9	30,71	-4,5	39,44
MT8		M. Toledo	Arroyo de las Urraleras; Navas de Estena; CR	150	30SUJ7066	770	Cuar./Piza.	10	A(B)CR	Lad.	Ven.	92	640	14	32,5	0,8	30,98	-4,5	39,44
MT9		M. Toledo	Arroyo del Robledillo; Navas de Estena; CR	100	30SUJ6865	700	Aren./Cuar.	40	C(AB)R	Pedr.	No	87	613	14	33	1	30,72	-4,53	39,43
MT10		M. Toledo	Barranco de La Junta- Río Gévalo; Robledo del Mazo; TO	50	30SUJ3887	720	Piza.	20	ACR	Lad.-Rib.	Ven. y Ayo.	81	703	14	31,9	0,9	33,72	-4,88	39,62
MT11		M. Toledo	Barranco de La Junta- Río Gévalo; Robledo del Mazo; TO	50	30SUJ3888	700	Cuar./Piza.	20	A(B)CR	Rib.	Ayo.	80	692	14	32,1	1	33,71	-4,88	39,63
MT12		M. Toledo	Barranco de La Junta- Río Gévalo; Robledo del Mazo; TO	100	30SUJ3888	690	Cuar./Piza.	10	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	80	686	14	32,2	1	33,44	-4,88	39,63
MT13		M. Toledo	Río Gévalo; Robledo del Mazo; TO	50	30SUJ3888	640	Cuar./Piza.	30	C(AB)R	Pedr.	Río	78	652	14	32,7	1,1	33,44	-4,88	39,63
MT14		M. Toledo	Garganta de Las Lanchas; Robledo del Mazo; TO	150	30SUJ3782	900	Cuar.	30	ACR	Rib.	Ayo.	89	790	13	30,1	0,4	33,77	-4,89	39,58
MT15		M. Toledo	Garganta de Las Lanchas; Robledo del Mazo; TO	200	30SUJ3782	945	Cuar.	30	ACR	Rib.	Ven. y Ayo.	91	808	13	29,6	0,3	33,5	-4,89	39,58
MT16		M. Toledo	Garganta de Las Lanchas; Robledo del Mazo; TO	300	30SUJ3782	950	Cuar.	20	ACR	Rib.	Ven. y Ayo.	91	810	13	29,6	0,3	33,5	-4,89	39,58
MT17		M. Toledo	Garganta de Las Lanchas; Robledo del Mazo; TO	150	30SUJ3782	970	Cuar.	70	A(B)CR	Lad.	Ven.	91	818	13	29,4	0,2	33,5	-4,89	39,58
MT18		M. Toledo	Garganta de Las Lanchas; Robledo del Mazo; TO	50	30SUJ3782	960	Cuar.	90	A(B)CR	Lad.	Ven.	91	814	13	29,5	0,2	33,5	-4,89	39,58
MT19		M. Toledo	Garganta de Las Lanchas; Robledo del Mazo; TO	80	30SUJ3782	960	Cuar.	90	A(B)CR	Lad.	Ven.	91	814	13	29,5	0,2	33,5	-4,89	39,58
MoPCP	Bolòs 1956	Montseny	Baier; Les Guilleries; GE	25	31TDG5026	850		60											
MoPCP	Bolòs 1956	Montseny	Riu del Teix; Montseny; B	40	31TDG6342	500		75											
Mo1		Montseny	Can Verbolades-Río Osor; Osor, Les Guilleries,GE	100	31TDG6142	640	Cuar./Esqu.	20	A(B)CR	Lad.	Ayo.	295	865	12	26,5	0,4	20,05	2,54	41,93
Mo2		Montseny	St. Pere Desplà; Arbúcies; Les Guilleries, GE	122	31TDG5632	615	Gran.	60	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ayo.	279	839	13	26,6	0,6	20,12	2,48	41,84

Anexo I.1 Continuación

Inv	Autor	Area Geográfica	Localidad	Área (m2)	Coord. UTM	Altitud (m)	Litología	Pte. (grados)	H	Biotopo	Origen Agua	P est	P	T	T máx	T mín	Cont	Long	Lat
Mo3		Montseny	Sot de la Nou; Arbúcies; GE	100	31TDG5530	460	Gran.	60	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	262	790	13	27,8	0,9	20,9	2,46	41,82
Mo4		Montseny	Riu del Teix; Montseny; B	100	31TDG5026	820	Aren./Piza.	30	(AC)R	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	287	879	12	25,1	0,2	18,89	2,4	41,79
Mo5		Montseny	Sot de l'Escala; Riells i Viabrea; GE	100	31TDG5725	750	Gran.	40	ACR	Lad.	Ven.	279	871	12	25,2	0,6	18,64	2,49	41,78
Mo6		Montseny	Sot de l'Escala; Riells i Viabrea; GE	100	31TDG5725	820	Gran.	60	ACR	Rib.	Ayo.	282	887	12	24,7	0,5	18,13	2,49	41,78
Mo7		Montseny	Sot de l'Escala; Riells i Viabrea; GE	400	31TDG5725	850	Gran.	25	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	285	894	11	24,4	0,4	17,87	2,49	41,78
Mo8		Montseny	Sot de l'Escala; Riells i Viabrea; GE	100	31TDG5824	800	Gran.	10	ACR	Rib.	Ayo.	279	883	12	24,7	0,6	18,13	2,5	41,77
Mo9		Montseny	Sot de la Bassa del Tombo; Riells i Viabrea; GE	100	31TDG5824	750	Gran.	40	ACR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	277	872	12	25,1	0,7	18,39	2,5	41,77
Mo10		Montseny	Sot del Pla de Saba; Riells i Viabrea; GE	100	31TDG5824	800	Gran.	20	(AC)R	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	279	883	12	24,7	0,6	18,13	2,5	41,77
Mo11		Montseny	Sot del Pla de Saba; Riells i Viabrea; GE	100	31TDG5725	800	Gran.	30	ACR	Rib.	Ayo.	282	883	12	24,8	0,5	18,13	2,49	41,78
Or1		Ordunte	Lloral, río Ordunte; Valle de Mena; BU	70	30TVN7578	480	Aren.	30	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ayo.	290	1463	12	25,2	1,7	11,16	-3,3	43,16
Or2		Ordunte	Lloral, río Ordunte; Valle de Mena; BU	200	30TVN7578	490	Aren.	10	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ayo.	291	1469	12	25,1	1,6	11,16	-3,3	43,16
Or3		Ordunte	Lloral, río Ordunte; Valle de Mena; BU	100	30TVN7578	490	Aren.	10	A(B)CR	Lad.	Ven.	291	1469	12	25,1	1,6	11,16	-3,3	43,16
Or4		Ordunte	Lloral, río Ordunte; Valle de Mena; BU	200	30TVN7578	520	Aren.	10	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	294	1484	12	25	1,5	11,41	-3,3	43,16
Or5		Ordunte	Lloral, río Ordunte; Valle de Mena; BU	100	30TVN7578	500	Aren.	10	A(B)CR	Lad.	Ven.	292	1474	12	25,1	1,6	11,16	-3,3	43,16
Or6		Ordunte	Lloral, río Ordunte; Valle de Mena; BU	150	30TVN7578	500	Aren.	15	A(B)CR	Rib.-Lad.	Ven. y Ayo.	292	1474	12	25,1	1,6	11,16	-3,3	43,16
Or7		Ordunte	Lloral, río Ordunte; Valle de Mena; BU	200	30TVN7578	500	Aren.	20	A(B)CR	Rib.	Ayo.	292	1474	12	25,1	1,6	11,16	-3,3	43,16
Or8		Ordunte	Lloral, río Ordunte; Valle de Mena; BU	100	30TVN7578	490	Aren.	45	A(B)CR	Rib.	Ayo.	291	1469	12	25,1	1,6	11,16	-3,3	43,16
Ay1		Pirineo Occ.	Mutikoenea, valle L'Ayra; Banca- Aldudes, Francia	200	30TXN3174	490	Aren.	30	C(AB)R	Lad.	No	441	2169	12	23,9	2,4	10,45	-1,38	43,11
Ay2		Pirineo Occ.	Mutikoenea, valle L'Ayra; Banca- Aldudes, Francia	100	30TXN3174	560	Aren.	15	ACR	Lad.	Ven.	448	2206	12	23,6	2	10,69	-1,38	43,11
Ay3		Pirineo Occ.	Mutikoenea, valle L'Ayra; Banca- Aldudes, Francia	800	30TXN3174	610	Esqu.	20	A(B)CR	Lad.	Ven.	455	2232	11	23,4	1,8	10,94	-1,38	43,11
Ba1		Pirineo Occ.	Río Ezcurra; Zubieta; NA	200	30TXN0174	310	Aren.	50	A(B)CR	Lad.	Ven.	376	1824	13	24,7	3,1	9,95	-1,75	43,12
Ba2		Pirineo Occ.	Señorío de Bértiz; Oronoz-Mugaire; NA	100	30TXN1279	200	Aren./Esqu.	20	A(B)CR	Lad.-Rib.	Ven. y Ayo.	399	1880	13	24,5	3,7	8,93	-1,62	43,16
Ba3		Pirineo Occ.	Río Urrizate; Baztán; NA	400	30TXN3090	180	Aren.	40	A(B)CR	Lad.	Ven.	458	2057	13	23,7	4,2	7,63	-1,39	43,26
MV1		Pirineo Occ.	Arroyo Leguinetxe; Amorevieta-Echano; BB	40	30TWN2181	320	Aren.	60	ACR	Rib.-Lad.	Ayo. y Ven.	309	1453	13	25,1	2,7	9,91	-2,74	43,19

Anexo I.2. Listado de plantas determinadas en los inventarios propios y bibliográficos. La caracterización corológica sigue prioritariamente la propuesta de la Flora de los Países Catalanes. El biotipo se ha asignado de acuerdo con la Flora de los Países Catalanes (Bolòs & Vigo 1984-2001), Flora Ibérica y Flora Europaea (Tutin *et al.* 1964, Tutin *et al.* 1968, 1972, 1976, 1980, Castroviejo *et al.* 1986, Castroviejo *et al.* 1990, Castroviejo *et al.* 1993a, Castroviejo *et al.* 1993b, Castroviejo *et al.* 1997a, Castroviejo *et al.* 1997b, Muñoz Garmendia & Navarro 1998, Talavera *et al.* 1999, Talavera *et al.* 2000, Paiva *et al.* 2001).

Taxon	Abreviatura	Corología	Biotipo
Acer campestre L.	ACE CAM	Euroasiático	Mesofanerófito
Acer monspessulanum L. subsp. monspessulanum	ACE MON	Mediterráneo-atlántico	Mesofanerófito
Acer opalus Miller subsp. opalus	ACE O-GR	Mediterráneo-atlántico	Mesofanerófito
Acer pseudoplatanus L.	ACE PSE	Euroasiático	Mesofanerófito
Agrostis capillaris L.	AGR CAP	Circumboreal	Hemicriptófito
Agrostis castellana Boiss. & Reuter	AGR CAS	EuriMediterráneo occidental	Hemicriptófito
Agrostis curtisii Kerguélen	AGR CUR	Atlántico	Hemicriptófito
Ajuga reptans L.	AJU REP	Euroasiático	Geófito
Allium massaessylum Batt. & Trab.	ALL MAS	IberoNorteafricano	Geófito
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	ALN GLU	Euroasiático	Mesofanerófito
Anagallis tenella (L.) L.	ANA TEN	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Anarrhinum bellidifolium (L.) Willd.	ANA BEL	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Anemone nemorosa L.	ANE NEM	Eurosiberiano	Geófito
Anemone trifolia L. subsp. albida (Mariz) Ulbr.	ANE TRI	Endemismo Ibérico	Geófito
Angelica sylvestris L.	ANG SYL	Eurosiberiano	Hemicriptófito
Anogramma leptophylla (L.) Link	ANO LEP	Subcosmopolita	Terófito
Anthoxanthum odoratum L.	ANT ODO	Euroasiático	Hemicriptófito
Aquilegia vulgaris L. subsp. dichroa (Freyn) T.E. Díaz	AQU V-HI	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
Aquilegia vulgaris L. subsp. vulgaris	AQU VUL	Paleotemplado	Hemicriptófito
Arbutus unedo L.	ARB UNE	Mediterráneo-atlántico	Microfanerófito
Arenaria montana L. subsp. montana	ARE MON	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Aristolochia paucinervis Pomel	ARI PAU	Mediterráneo-macaronésico	Geófito
Arrhenatherum elatius (L.) Beauv. subsp. bulbosum	ARR ELA	Euroasiático	Hemicriptófito
Arum italicum Mill. subsp. italicum	ARU ITA	Mediterráneo-atlántico	Geófito
Asphodelus albus Mill. subsp. albus	ASP ALB	Mediterráneo-atlántico	Geófito
Asplenium adiantum-nigrum L. subsp. adiantum-nigrum	ASP A-NIG	Paleotemplado	Hemicriptófito
Asplenium billotii F.W. Schultz	ASP BILL	Mediterráneo-macaronésico	Hemicriptófito
Asplenium onopteris L.	ASP ONO	Eurimediterráneo	Hemicriptófito
Asplenium trichomanes L.	ASP TRI	Paleotemplado	Hemicriptófito
Athyrium filix-femina (L.) Roth	ATH F-FE	Subcosmopolita	Hemicriptófito
Betula alba L.	BET ALB	Eurosiberiano	Mesofanerófito
Betula pendula subsp. fontqueri (Rothm.) G. Moreno & Peinado	BET P-FO	IberoNorteafricano	Mesofanerófito
Blechnum spicant (L.) Roth	BLE SPI	Eurosiberiano	Hemicriptófito
Brachypodium pinnatum (L.) Beauv. subsp. pinnatum	BRA PIN	Euroasiático	Hemicriptófito
Brachypodium sylvaticum (Hudson) Beauv. subsp. sylvaticum	BRA SYL	Paleotemplado	Hemicriptófito
Briza maxima L.	BRI MAX	Paleosubtropical	Terófito
Bromus sterilis L.	BRO STE	Euroasiático	Terófito
Buxus sempervirens L.	BUX SEM	Mediterráneo-atlántico	Microfanerófito
Calamagrostis arundinacea (L.) Roth	CAL ARU	Eurosiberiano	Hemicriptófito
Calluna vulgaris (L.) Hull.	CAL VUL	Circumboreal	Caméfito
Cardamine flexuosa With.	CAR FLE	Circumboreal	Hemicriptófito
Cardamine heptaphylla (Vill.) O.E. Schulz	CAR HEP	Atlántico	Geófito
Cardamine hirsuta L.	CAR HIR	Subcosmopolita	Hemicriptófito
Cardamine impatiens L. subsp. impatiens	CAR IMP	Euroasiático	Hemicriptófito
Cardamine raphanifolia Pourr. subsp. raphanifolia	CAR RHA	Eurosiberiano	Hemicriptófito
Carex binervis Sm.	CAR BIN	Euroasiático	Hemicriptófito
Carex depressa Link subsp. depressa	CAR D-DE	Eurimediterráneo	Hemicriptófito
Carex distachya Desf.	CAR DIS	EstenoMediterráneo	Hemicriptófito
Carex divulsa Stokes subsp. divulsa	CAR DIV	Circumboreal	Hemicriptófito
Carex echinata Murray	CAR ECH	Euroasiático	Hemicriptófito
Carex elata subsp. reuteriana (Boiss.) Luceño & Aedo	CAR E-RE	Atlántico	Hemicriptófito
Carex halleriana Asso	CAR HAL	Eurimediterráneo	Hemicriptófito
Carex laevigata Sm.	CAR LAE	Atlántico	Hemicriptófito
Carex leporina L.	CAR LEP	Eurosiberiano	Hemicriptófito
Carex muricata L. subsp. lamprocarpa Celak	CAR M-LA	Euroasiático	Hemicriptófito
Carex paniculata subsp. lusitanica (Schkuhr ex Willd.) Maire	CAR P-LU	Atlántico	Hemicriptófito
Carex pendula Huds.	CAR PEN	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Carex remota L.	CAR REM	Eurosiberiano	Hemicriptófito
Carex sylvatica Huds. subsp. sylvatica	CAR S-SY	Euroasiático	Hemicriptófito

Anexo I.2 Continuación

Taxon	Abreviatura	Corología	Biotipo
Carex umbrosa Host subsp. umbrosa	CAR UMB	Euro Siberiano	Hemicriptófito
Castanea sativa Mill.	CAS SAT	Mediterráneo-atlántico	Mesofanerófito
Celtis australis L.	CEL AUS	Eurimediterráneo	Mesofanerófito
Centranthus calcitrapae (L.) Dufres. subsp. calcitrapae	CEN CAL	EstenoMediterráneo	Terófito
Cephalanthera longifolia (L.) Fritsch	CEP LON	Paleotemplado	Geófito
Chaerophyllum temulum L.	CHA TEM	Euroasiático	Hemicriptófito
Cheirolophus sempervirens (L.) Pomel	CHE SEM	EstenoMediterráneo occidental	Hemicriptófito
Chelidonium majus L.	CHE MAJ	Euroasiático	Hemicriptófito
Chrysosplenium oppositifolium L.	CHR OPP	Atlántico	Hemicriptófito
Cirsium filipendulum Lange	CIR FIL	Atlántico	Hemicriptófito
Circaea lutetiana L. subsp. lutetiana	CIR LUT	Euro Siberiano	Geófito
Cistus ladanifer L.	CIS LAD	EstenoMediterráneo occidental	Nanofanerófito
Cistus psilosepalus Sweet	CIS PSI	Atlántico	Nanofanerófito
Clematis vitalba L.	CLE VIT	Euroasiático	Fanerófito lianoso
Clinopodium vulgare L. subsp. vulgare	CLI VUL	Circumboreal	Hemicriptófito
Conopodium arvense (Coss.) Calest.	CON ARV	Endemismo Ibérico	Geófito
Convallaria majalis L.	CON MAJ	Circumboreal	Geófito
Cornus sanguinea L. subsp. sanguinea	COR SAN	Euroasiático	Microfanerófito
Coronilla emerus = Emerus major Mill.	COR EME	Mediterráneo-atlántico	Nanofanerófito
Corylus avellana L.	COR AVE	Euro Siberiano	Mesofanerófito
Crataegus monogyna Jacq.	CRA MON	Paleotemplado	Microfanerófito
Crepis lamsanoides (Gouan) Tausch	CRE LAM	Atlántico	Hemicriptófito
Cruciata laevipes Opiz	CRU LAE	Euro Siberiano	Hemicriptófito
Cruciata pedemontana (Bell.) EhrEndemismo	CRU PED	Eurimediterráneo	Terófito
Cynosurus echinatus L.	CYN ECY	Eurimediterráneo	Terófito
Cynosurus elegans Desf.	CYN ELE	Eurimediterráneo	Terófito
Cystopteris dickieana R. Sim	CYS DIC	Subcosmopolita	Hemicriptófito
Cystopteris fragilis (L.) Bernh. subsp. fragilis	CYS F-FR	Subcosmopolita	Hemicriptófito
Cystopteris viridula (Desv.) Desv.	CYS VIR	Subcosmopolita	Hemicriptófito
Cytisus arboreus subsp. baeticus (Webb) Maire	CYT ARB	IberoNorteafricano	Nanofanerófito
Cytisus grandiflorus (Brot.) DC. subsp. grandiflorus	CYT GRA	IberoNorteafricano	Nanofanerófito
Cytisus multiflorus (L'Hér.) Sweet	CYT MUL	Endemismo Ibérico	Nanofanerófito
Cytisus scoparius (L.) Link subsp. scoparius	CYT SCO	Mediterráneo-atlántico	Nanofanerófito
Cytisus striatus (Hill) Rothm.	CYT STR	IberoNorteafricano	Nanofanerófito
Daboecia cantabrica (Huds.) W.D.J. Koch	DAB CAN	Atlántico	Caméfito
Dactylis glomerata L. subsp. glomerata	DAC G-GL	Paleotemplado	Hemicriptófito
Dactylis glomerata L. subsp. hispanica (Rothm.) Nyman	DAC G-HI	EstenoMediterráneo	Hemicriptófito
Dactylis glomerata subsp. lusitanica Stebbins & Zohary	DAC G-LU	Atlántico	Hemicriptófito
Dactylorhiza elata (Poir.) Soë subsp. elata	DAC ELA	EstenoMediterráneo occidental	Geófito
Danthonia decumbens (L.) DC.	DAN DEC	Euroasiático	Hemicriptófito
Daphne gnidium L.	DAP GNI	Mediterráneo-macaronésico	Nanofanerófito
Daphne laureola L.	DAP LAU	Mediterráneo-atlántico	Nanofanerófito
Deschampsia flexuosa (L.) Trin.	DES FLE	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
Dianthus lusitanus Brot.	DIA LUS	IberoNorteafricano	Caméfito
Digitalis purpurea L. subsp. purpurea	DIG PUR	Eurimediterráneo occidental	Hemicriptófito
Digitalis purpurea L. subsp. mariana (Boiss.) Rivas Goday	DIG MAR	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
Digitalis thapsi L.	DIG THA	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
Doronicum pardalianches L.	DOR PAR	Atlántico	Geófito
Doronicum plantagineum L.	DOR PLA	Mediterráneo-atlántico	Geófito
Dryopteris affinis (Lowe) Fraser-Jenk. subsp. affinis	DRY AFF	Paleotemplado	Hemicriptófito
Dryopteris affinis subsp. borrieri (Newman) Fraser-Jenk.	DRY A-BO	Paleotemplado	Hemicriptófito
Dryopteris carthusiana (Vill.) H.P. Fuchs	DRY CAR	Paleotemplado	Hemicriptófito
Dryopteris dilatata (Hoffm.) A. Gray	DRY DIL	Euroasiático	Hemicriptófito
Dryopteris filix-mas (L.) Schott	DRY F-MA	Subcosmopolita	Geófito
Elymus caninus (L.) L.	ELY CAN	Euroasiático	Hemicriptófito
Epilobium lanceolatum Sebastiani & Mauri	EPI LAN	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Epilobium montanum L.	EPI MON	Euroasiático	Hemicriptófito
Epilobium obscurum Schreb.	EPI OBS	Euro Siberiano	Hemicriptófito
Epilobium parviflorum Schreb.	EPI PAR	Euroasiático	Hemicriptófito
Epipactis helleborine (L.) Crantz	EPI HEL	Euroasiático	Geófito
Erica arborea L.	ERI ARB	Paleosubtropical	Microfanerófito
Erica australis L.	ERI AUS	IberoNorteafricano	Nanofanerófito
Erica cinerea L.	ERI CIN	Atlántico	Nanofanerófito
Erica lusitanica Rudolphi	ERI LUS	Endemismo Ibérico	Nanofanerófito
Erica scoparia L. subsp. scoparia	ERI SCO	Eurimediterráneo	Nanofanerófito
Erica umbellata L.	ERI UMB	IberoNorteafricano	Nanofanerófito
Erica vagans L.	ERI VAG	Atlántico	Caméfito

Anexo I.2 Continuación

Taxon	Abreviatura	Corología	Biotipo
<i>Euonymus europaeus</i> L.	EUO EUR	Eurosiberiano	Microfanerófito
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L. subsp. <i>amygdaloides</i>	EUP AMY	Eurosiberiano	Caméfito
<i>Euphorbia dulcis</i> L.	EUP DUL	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Euphorbia hyberna</i> L. subsp. <i>hyberna</i>	EUP HYB	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Euphorbia villosa</i> Willd.	EUP VIL	Eurosiberiano	Geófito
<i>Fagus sylvatica</i> L.	FAG SYL	Eurosiberiano	Mesofanerófito
<i>Festuca ampla</i> Hack.	FES AMP	IberoNorteafricano	Hemicriptófito
<i>Festuca rubra</i> L.	FES RUB	Circumboreal	Hemicriptófito
<i>Festuca triflora</i> Desf.	FES TRI	IberoNorteafricano	Hemicriptófito
<i>Ficus carica</i> L.	FIC CAR	Eurimediterráneo	Microfanerófito
<i>Fragaria vesca</i> L.	FRA VES	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Frangula alnus</i> Miller subsp. <i>alnus</i>	FRA ALN	Euroasiático	Mesofanerófito
<i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>oxycarpa</i> (Willd.) Franco & Rocha A.	FRA A-OX	Mediterráneo-atlántico	Mesofanerófito
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl subsp. <i>angustifolia</i>	FRA ANG	EstenoMediterráneo occidental	Mesofanerófito
<i>Fraxinus excelsior</i> L. subsp. <i>excelsior</i>	FRA EXC	Eurosiberiano	Mesofanerófito
<i>Galium album</i> Miller subsp. <i>album</i>	GAL ALB	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Galium broterianum</i> Boiss. & Reut.	GAL BRO	Endemismo Ibérico	Geófito
<i>Galium divaricatum</i> Pourret ex Lam.	GAL DIV	EstenoMediterráneo	Terófito
<i>Galium laevigatum</i> L.	GAL LAE	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Galium rotundifolium</i> L.	GAL ROT	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Galium scabrum</i> L.	GAL SCA	EstenoMediterráneo occidental	Hemicriptófito
<i>Galium uliginosum</i> L.	GAL ULI	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Genista falcata</i> Brot.	GEN FAL	Endemismo Ibérico	Nano fanerófito
<i>Genista florida</i> L. subsp. <i>florida</i>	GEN FLO	Endemismo Ibérico	Microfanerófito
<i>Geranium lucidum</i> L.	GER LUC	Eurimediterráneo	Terófito
<i>Geranium purpureum</i> Vill.	GER PUR	Eurimediterráneo	Terófito
<i>Geranium robertianum</i> L.	GER R-RO	Subcosmopolita	Hemicriptófito
<i>Geum sylvaticum</i> Pourret	GEU SYL	EuriMediterráneo occidental	Hemicriptófito
<i>Geum urbanum</i> L.	GEU URB	Circumboreal	Hemicriptófito
<i>Gladiolus illyricus</i> W.D.J.Koch	GLA ILL	Eurimediterráneo	Geófito
<i>Hedera helix</i> L. subsp. <i>helix</i>	HED HEL	Euroasiático	Fanerófito lianoide
<i>Helleborus foetidus</i> L.	HEL FOE	Mediterráneo-atlántico	Caméfito
<i>Helleborus viridis</i> L. subsp. <i>occidentalis</i> (Reut.) Schiffn.	HEL VIR	Atlántico	Geófito
<i>Hepatica nobilis</i> Schreber	HEP NOB	Circumboreal	Geófito
<i>Hieracium acuminatum</i> Jordan	HIE G-SA	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Hieracium laevigatum</i> Willd.	HIE LAE	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Hieracium murorum</i> L.	HIE MUR	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Hieracium sabaudum</i> L.	HIE SAP	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Holcus lanatus</i> L.	HOL LAN	Circumboreal	Hemicriptófito
<i>Holcus mollis</i> L. subsp. <i>mollis</i>	HOL MOL	Circumboreal	Hemicriptófito
<i>Hyacinthoides hispanica</i> (Mill.) Rothm.	HYA HIS	IberoNorteafricano	Geófito
<i>Hypericum androsaemum</i> L.	HYP AND	Mediterráneo-atlántico	Nano fanerófito
<i>Hypericum humifusum</i> L.	HYP HUM	Subcosmopolita	Hemicriptófito
<i>Hypericum perforatum</i> L. subsp. <i>perforatum</i>	HYP PER	Paleotemplado	Hemicriptófito
<i>Hypericum pulchrum</i> L.	HYP PUL	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Hypericum undulatum</i> Schousb. ex Willd.	HYP UND	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Ilex aquifolium</i> L.	ILE AQU	Mediterráneo-atlántico	Mesofanerófito
<i>Iris foetidissima</i> L.	IRI FOE	Mediterráneo-atlántico	Geófito
<i>Jasione montana</i> L. subsp. <i>montana</i>	JAS MON	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Juglans regia</i> L.	JUG REG	Euroasiático	Mesofanerófito
<i>Juncus articulatus</i> L.	JUN ART	Holártico	Hemicriptófito
<i>Juncus effusus</i> L.	JUN EFF	Holártico	Hemicriptófito
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	JUN OXY	Eurimediterráneo	Microfanerófito
<i>Lamium flexuosum</i> Ten.	LAM FLE	EstenoMediterráneo occidental	Hemicriptófito
<i>Lamium galeobdolon</i> (L.) L. subsp. <i>galeobdolon</i>	LAM GAL	Eurosiberiano	Caméfito
<i>Lamium hybridum</i> Vill.	LAM HYB	Euroasiático	Terófito
<i>Lamium maculatum</i> L.	LAM MAC	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Lapsana communis</i> L. subsp. <i>communis</i>	LAM COM	Euroasiático	Terófito
<i>Lathyrus linifolius</i> (Reichard) Bässler	LAT LIN	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Laurus nobilis</i> L.	LAU NOB	EstenoMediterráneo	Mesofanerófito
<i>Lavandula stoechas</i> L. subsp. <i>luisieri</i> (Rozeira) Rozeira	LAV S-LU	Endemismo Ibérico	Nano fanerófito
<i>Leucanthemum sylvaticum</i> (Hoffmanns. & Link) Nyman	LEU SYL	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
<i>Lilium martagon</i> L.	LIL MAR	Euroasiático	Geófito
<i>Limodorum abortivum</i> (L.) Sw.	LIM ABO	Eurimediterráneo	Geófito
<i>Lithodora prostrata</i> (Loisel.) Griseb. subsp. <i>prostrata</i>	LIT P-PR	Atlántico	Caméfito
<i>Lobelia urens</i> L.	LOB URE	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Lonicera implexa</i> Aiton	LON IMP	Eurimediterráneo	Microfanerófito

Taxon	Abreviatura	Corología	Biotipo
Lonicera periclymenum L. subsp. hispanica (Boiss. & Reuter) Nyman	LON PER	Euroasiático	Microfanerófito
Lotus pedunculatus Cav.	LOT PED	EuriMediterráneo occidental	Hemicriptófito
Luzula campestris (L.) DC.	LUZ CAM	Euroasiático	Hemicriptófito
Luzula forsteri (Sm.) DC.	LUZ FOR	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Luzula lactea (Link) E.H.F. Meyer	LUZ LAC	Mediterráneo-macaronésico	Hemicriptófito
Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin subsp. sylvatica	LUZ SYL	Eurosiberiano	Hemicriptófito
Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin subsp. henriquesii (Degen) P.Silva	LUZ S-HE	Atlántico	Hemicriptófito
Lysimachia vulgaris L.	LYS VUL	Euroasiático	Hemicriptófito
Melica ciliata L. subsp. ciliata	MEL CIL	Holártico	Hemicriptófito
Melica uniflora Retz.	MEL UNI	Paleotemplado	Hemicriptófito
Melittis melissophyllum L. subsp. melissophyllum	MEL MEL	Euroasiático	Hemicriptófito
Mentha aquatica L.	MEN AQU	Holártico	Hemicriptófito
Mentha suaveolens Ehrh. subsp. suaveolens	MEN SUA	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Mercurialis perennis L.	MER PER	Eurosiberiano	Geófito
Moehringia pentandra J. Gay	MOE PEN	Eurimediterráneo	Terófito
Moehringia trinervia (L.) Clairv.	MOE TRI	Eurosiberiano	Terófito
Molinia caerulea (L.) Moench subsp. caerulea	MOL CAE	Euroasiático	Hemicriptófito
Myosotis lamottiana (Br.-Bl.) Grau	MYO LAM	Atlántico	Hemicriptófito
Myosotis secunda A. Murray subsp. secunda	MYO SEC	Atlántico	Terófito
Myrrhoides nodosa (L.) Cannon	MYR NOD	Mediterráneo-atlántico	Terófito
Myrtus communis L.	MYR COM	EstenoMediterráneo	Nanofanerófito
Narcissus bulbocodium L. subsp. bulbocodium	NAR BUL	Mediterráneo-atlántico	Geófito
Neottia nidus-avis (L.) Rich.	NEO NID	Euroasiático	Geófito
Oenanthe crocata L.	OEN CRO	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Oenanthe lachenalii C.C. Gmel.	OEN LAC	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Oenanthe pimpinelloides L.	OEN PIM	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Omphalodes nitida (Willd.) Hoffmanns. & Link	OMP NIT	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
Orchis mascula (L.) L.	ORC MAS	Euroasiático	Geófito
Origanum virens Hoffmanns & Link	ORI VIR	EuriMediterráneo occidental	Hemicriptófito
Orobanche hederæ Vaucher ex Duby	ORO HED	Mediterráneo-atlántico	Geófito
Orobanche minor Sm.	ORO MIN	Mediterráneo-atlántico	Terófito
Osmunda regalis L.	OSM REG	Subcosmopolita	Geófito
Osyris alba L.	OSY ALB	Eurimediterráneo	Nanofanerófito
Oxalis acetosella L.	OXA ACE	Circumboreal	Geófito
Paeonia broteri Boiss & Reuter	PAE BRO	Endemismo Ibérico	Geófito
Paeonia officinalis L. subsp. microcarpa (Boiss. & Reuter) Nyman	PAE O-MI	Mediterráneo-atlántico	Geófito
Paradisea lusitanica (Cout.) Samp.	PAR LUS	Endemismo Ibérico	Geófito
Petroselinum crispum (Mill.) Fuss	PET CRI	Holártico	Hemicriptófito
Phillyrea angustifolia L.	PHI ANG	EuriMediterráneo occidental	Microfanerófito
Phillyrea latifolia L.	PHI LAT	Eurimediterráneo	Microfanerófito
Phyllitis scolopendrium (L.) Newman	PHY SCO	Holártico	Hemicriptófito
Physospermum cornubiense (L.) DC.	PHY COR	Euroasiático	Hemicriptófito
Pinus pinaster Aiton	PIN PIN	EuriMediterráneo occidental	Mesofanerófito
Pistacia lentiscus L.	PIS LEN	Eurimediterráneo	Microfanerófito
Pistacia terebinthus L.	PIS TER	Eurimediterráneo	Microfanerófito
Platanus hispanica Mill. ex Münchh.	PLA ORI	Mediterráneo-atlántico	Mesofanerófito
Poa nemoralis L.	POA NEM	Circumboreal	Hemicriptófito
Poa trivialis L. subsp. trivialis	POA TRI	Euroasiático	Hemicriptófito
Polygala vulgaris L.	POG VUL	Euroasiático	Hemicriptófito
Polygonatum odoratum (Miller) Druce	POL ODO	Circumboreal	Geófito
Polypodium cambricum L. subsp. cambricum	POL C-CA	Eurimediterráneo	Hemicriptófito
Polypodium interjectum Shivas	POL INT	Paleosubtropical	Hemicriptófito
Polypodium vulgare L.	POL VUL	Circumboreal	Hemicriptófito
Polystichum aculeatum (L.) Roth	POL ACU	Subcosmopolita	Hemicriptófito
Polystichum setiferum (Forsk.) Woyl.	POL SET	Subcosmopolita	Hemicriptófito
Populus alba L.	POP ALB	Holártico	Mesofanerófito
Populus tremula L.	POP TRE	Euroasiático	Mesofanerófito
Potentilla erecta (L.) Rausch.	POT ERE	Eurosiberiano	Hemicriptófito
Primula acaulis (L.) L. subsp. acaulis	PRI A-AC	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
Prunella vulgaris L.	PRU VUL	Circumboreal	Hemicriptófito
Prunus avium L.	PRU AVI	Euroasiático	Mesofanerófito
Prunus lusitanica L. subsp. lusitanica	PRU LUS	Mediterráneo-atlántico	Mesofanerófito
Prunus spinosa L.	PRU SPI	Euroasiático	Microfanerófito
Pseudarrhenatherum longifolium (Thore) Rouy	PSE LON	Atlántico	Hemicriptófito
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn. subsp. aquilinum	PTE AQU	Subcosmopolita	Geófito
Pterospartum tridentatum (L.) Willk. subsp. tridentatum	PTE TRI	IberoNorteafricano	Nanofanerófito
Pulmonaria longifolia (Bast.) Boreau subsp. longifolia	PUL LON	Atlántico	Hemicriptófito
Pyrus communis L.	PYR COM	Euroasiático	Microfanerófito
Quercus faginea Lam. subsp. broteroi (Cout.) A. Camus	QUE F-BR	IberoNorteafricano	Mesofanerófito

Anexo I.2 Continuación

Taxon	Abreviatura	Corología	Biotipo
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ballota</i> (Desf.) Samp.	QUE I-BA	EstenoMediterráneo occidental	Mesofanerófito
<i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ilex</i>	QUE I-IL	Eurimediterráneo	Mesofanerófito
<i>Quercus petraea</i> (Mattuschka) Liebl. subsp. <i>petraea</i>	QUE PET	Eurosiberiano	Mesofanerófito
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	QUE PYR	EstenoMediterráneo occidental	Mesofanerófito
<i>Quercus robur</i> L.	QUE ROB	Eurosiberiano	Mesofanerófito
<i>Quercus suber</i> L.	QUE SUB	EstenoMediterráneo occidental	Mesofanerófito
<i>Ranunculus bulbosus</i> L. subsp. <i>bulbosus</i>	RAN B-AL	Eurosiberiano	Geófito
<i>Ranunculus ficaria</i> L.	RAN FIC	Euroasiático	Geófito
<i>Ranunculus flammula</i> L.	RAN FLA	Holártico	Hemicriptófito
<i>Ranunculus repens</i> L.	RAN REP	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Ranunculus tuberosus</i> Lapeyr.	RAN TUB	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Rhamnus alaternus</i> L. subsp. <i>alaternus</i>	RAN ALA	Eurimediterráneo	Nanofanerófito
<i>Rosa canina</i> L.	ROS CAN	Paleotemplado	Nanofanerófito
<i>Rosa micrantha</i> Borrer ex Sm.	ROS MIC	Euroasiático	Nanofanerófito
<i>Rosa pouzini</i> Tratt.	ROS POU	Eurimediterráneo occidental	Nanofanerófito
<i>Rosa sempervirens</i> L.	ROS SEM	EstenoMediterráneo	Nanofanerófito
<i>Rubia peregrina</i> L.	RUB PER	Eurimediterráneo	Fanerófito lianoide
<i>Rubus castroviejo</i> Monasterio-Huelin	RUB CAS	Endemismo Ibérico	Nanofanerófito
<i>Rubus gr. hirtus</i> Waldst. & Kit.	RUB G-HI	Euroasiático	Nanofanerófito
<i>Rubus henriquesii</i> Samp.	RUB HEN	Endemismo Ibérico	Nanofanerófito
<i>Rubus lucensis</i> H.E. Weber & Monasterio-Huelin	RUB LUC	Endemismo Ibérico	Nanofanerófito
<i>Rubus sampaioanus</i> Sudre ex Samp.	RUB SAM	Endemismo Ibérico	Nanofanerófito
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	RUB ULM	Eurimediterráneo	Nanofanerófito
<i>Rubus vestitus</i> Weihe	RUB VES	Eurosiberiano	Nanofanerófito
<i>Rumex acetosella</i> L. subsp. <i>angiocarpus</i> (Murb.) Murb.	RUM A-AN	Subcosmopolita	Hemicriptófito
<i>Rumex induratus</i> Boiss. & Reut.	RUM IND	IberoNorteafricano	Caméfito
<i>Ruscus aculeatus</i> L.	RUS ACU	Eurimediterráneo	Caméfito
<i>Salix atrocinerea</i> Brot.	SAL ATR	Euroasiático	Mesofanerófito
<i>Salix salviifolia</i> Brot.	SAL SAL	Endemismo Ibérico	Microfanerófito
<i>Sambucus nigra</i> L.	SAM NIG	Euroasiático	Microfanerófito
<i>Sanicula europaea</i> L.	SAN EUR	Paleotemplado	Hemicriptófito
<i>Satureja ascendens</i> (Jordan) K. Malý	CAL ASC	Eurimediterráneo	Hemicriptófito
<i>Satureja vulgaris</i> (L.) Fritsch subsp. <i>vulgaris</i>	SAT VUL	Euroasiático	Caméfito
<i>Saxifraga clusii</i> Gouan	SAX CLU	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Saxifraga hirsuta</i> L. subsp. <i>hirsuta</i>	SAX HIR	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Saxifraga lespismigena</i> Planellas	SAX LEP	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
<i>Saxifraga spathularis</i> Brot.	SAX SPA	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
<i>Scilla monophyllos</i> Link	SCI MON	IberoNorteafricano	Geófito
<i>Scilla verna</i> Hudson	SCI VER	Euroasiático	Geófito
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	SCR NOD	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Scrophularia scorodonia</i> L.	SCR SCO	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Scutellaria minor</i> Hudson	SCU MIN	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Sedum forsterianum</i> Sm. in Sowerby	SED FOR	Mediterráneo-macaronésico	Caméfito
<i>Sedum hirsutum</i> All. subsp. <i>hirsutum</i>	SED HIR	Eurimediterráneo occidental	Caméfito
<i>Selaginella denticulata</i> (L.) Spring	SEL DEN	Eurimediterráneo	Caméfito
<i>Senecio sylvaticus</i> L.	SEN SYL	Euroasiático	Terófito
<i>Sibthorpia europaea</i> L.	SIB EUR	Mediterráneo-macaronésico	Caméfito
<i>Silene nutans</i> L. subsp. <i>nutans</i>	SIL NUT	Paleotemplado	Hemicriptófito
<i>Smilax aspera</i> L.	SMI ASP	Paleosubtropical	Fanerófito lianoide
<i>Solanum dulcamara</i> L.	SOL DUL	Euroasiático	Nanofanerófito
<i>Solidago virgaurea</i> L.	SOL VIR	Circumboreal	Hemicriptófito
<i>Sorbus aria</i> (L.)Cranz subsp. <i>aria</i>	SOR ARI	Paleotemplado	Mesofanerófito
<i>Sorbus aucuparia</i> L. subsp. <i>aucuparia</i>	SOR AUC	Euroasiático	Mesofanerófito
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Crantz	SOR TOR	Mediterráneo-atlántico	Mesofanerófito
<i>Stachys officinalis</i> (L.)Trevisan subsp. <i>officinalis</i>	STA OFF	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Stellaria alsine</i> Grimm	STE ALS	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	STE MED	Circumboreal	Terófito
<i>Stellaria neglecta</i> Weihe	STE NEG	Circumboreal	Terófito
<i>Symphytum tuberosum</i> L. subsp. <i>tuberosum</i>	SYM TUB	Eurosiberiano	Geófito
<i>Tamus communis</i> L.	TAM COM	Mediterráneo-macaronésico	Fanerófito lianoide
<i>Taxus baccata</i> L.	TAX BAC	Paleotemplado	Mesofanerófito
<i>Teucrium scorodonia</i> L. subsp. <i>scorodonia</i>	TEU SCO	Mediterráneo-atlántico	Hemicriptófito
<i>Thalictrum aquilegifolium</i> L.	THA AQU	Eurosiberiano	Hemicriptófito
<i>Thalictrum minus</i> subsp. <i>matritense</i> (Pau) P. Monts.	THA M-MA	Endemismo Ibérico	Hemicriptófito
<i>Thalictrum speciosissimum</i> L. subsp. <i>speciosissimum</i>	THA SPE	IberoNorteafricano	Hemicriptófito
<i>Thymus caespitosus</i> Brot.	THY CAE	Atlántico	Caméfito
<i>Thymus mastichina</i> L. subsp. <i>mastichina</i>	THY MAS	Endemismo Ibérico	Caméfito
<i>Ulex minor</i> Roth.	ULE MIN	Atlántico	Nanofanerófito
<i>Ulmus glabra</i> Huds.	ULM GLA	Eurosiberiano	Mesofanerófito
<i>Ulmus minor</i> Mill.	ULM MI	Euroasiático	Mesofanerófito

Anexo I.2 Continuación

Taxon	Abreviatura	Corología	Biotipo
<i>Umbilicus rupestris</i> (Salisb.)Dandy	UMB RUP	Mediterráneo-atlántico	Geófito
<i>Urtica dioica</i> L.	URT DIO	Subcosmopolita	Hemicriptófito
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	VAC MYR	Euroasiático	Caméfito
<i>Veronica chamaedrys</i> L. subsp. <i>chamaedrys</i>	VER CHA	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Veronica hederifolia</i> L. subsp. <i>hederifolia</i>	VER HED	Euroasiático	Terófito
<i>Veronica officinalis</i> L.	VER OFF	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Veronica persica</i> Poir.	VER PER	Subcosmopolita	Terófito
<i>Viburnum tinus</i> L. subsp. <i>tinus</i>	VIB TIN	Eurimediterráneo	Microfanerófito
<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>sativa</i>	VIC SAT	Euroasiático	Terófito
<i>Vinca difformis</i> Pourret subsp. <i>difformis</i>	VIN DIF	EstenoMediterráneo occidental	Caméfito
<i>Vincetoxicum nigrum</i> (L.) Moench	VIC NIG	EuriMediterráneo occidental	Hemicriptófito
<i>Viola canina</i> L.	VIO CAN	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Viola lactea</i> Sm.	VIO LAC	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Viola odorata</i> L.	VIO ODO	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Viola palustris</i> L. subsp. <i>palustris</i>	VIO PAL	Circumboreal	Hemicriptófito
<i>Viola reichenbachiana</i> Jord. ex Boreau	VIO REI	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Viola riviniana</i> Rchb.	VIO RIV	Euroasiático	Hemicriptófito
<i>Vitis vinifera</i> L. subsp. <i>sylvestris</i> (C.C.Gmel.) Hegi	VIT V-SY	Eurimediterráneo	Fanerófito lianoide
<i>Wahlenbergia hederacea</i> (L.) Rchb.	WAH HED	Atlántico	Hemicriptófito
<i>Woodwardia radicans</i> (L.) Sm.	WOO RAD	Holártico	Hemicriptófito

Anexo I.3. Relación de inventarios propios y bibliográficos (con el número de taxones) ordenados por áreas geográficas. Los nombres científicos se presentan en su forma simplificada y también se abrevia el biotipo “B”: MF=Mesofanerófito, mF=Microfanerófito, nF=Nanofanerófito, C=Caméfito, L=Fanerófito lianoide, H=Hemicriptófito, G=Geófito, T=Terófito.

Anexo I.3.1 Inventarios propios de Montes de Toledo (MT).

Taxon	Corología	B	MT1	MT2	MT3	MT4	MT5	MT6	MT7	MT8	MT9	MT10	MT11	MT12	MT13	MT14	MT15	MT16	MT17	MT18	MT19
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	5	4	5	4	5	5	4	5	5	3	3	3	4	3	4	4	4	4	4
ARB UNE	Medit.-atlántico	mF	5	3	1	2	.	4	5	4	.	.	.	1	.	.	+	2	.	.	.
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	3	2	.	3	3	2	.	2	.	3	1	1	1	.	2
FRA ANG	Estenomedit. occ	MF	+	2	+	.	1	2	.	1	2	3	3	2	+	1	.	+	1	.	.
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	1	+	1	.	.	1	.	+	.	3	2	3	3	1	1	2	.	.	.
QUE F-BR	IberoNorteafricano	MF	1	5	.	5	2	.	2	1
BET P-FO	IberoNorteafricano	MF	1	.	.	5	.	3	2	1	1	.	.	.
BLE SPI	Euroiberiano	H	1	2	+	1	.	1	1	1	+	1	1	1	+	+	1
ILE AQU	Medit.-atlántico	MF	1	.	.	.	1	2	1	1	3	2	1
PTE AQU	Subcosmopolita	G	2	.	+	.	.	1	.	.	1	2	.	.	+	.	2	1	1	.	1
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	.	1	+	.	.	+	+	1	2	2	1	1	1	.	.
FRA ALN	Euroasiático	MF	1	+	4	1	1	3	.	.	.
QUE I-BA	Estenomedit. occ	MF	+	.	+	3	2	1	.	1	1	+	1	.	.
ASP ONO	Eurimediterráneo	H	+	1	1	1	1	+	+	.	.	+	+	+	1	.	.	+	+	1	.
OSM REG	Subcosmopolita	G	1	+	1	2	3	+	2	.
BRA SYL	Paleotemplado	H	1	2	1	1	1	1	+	+	2	.	1
DRY AFF	Paleotemplado	H	.	.	.	+	.	.	.	+	1	+	1	2	2	+
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	+	+	2	.	.	+	1	+	.	3	.
SAL ATR	Euroasiático	MF	1	1	2	2	1	.	1	.	.	.
HED HEL	Euroasiático	L	+	1	+	+	+	.	+	1	1	.	+
SIB EUR	Medit.-macaronésico	C	+	1	.	.	.	+	+	+	.	.	+	.	1	.	.	+	.	.	1
TAM COM	Medit.-macaronésico	L	+	.	+	.	.	+	.	.	+	.	+	+	1	.	.	+	1	1	.
AGR CAS	Eurimedit. occ.	H	+	+	1	+	.	.	3
SCU MIN	Atlántico	H	+	+	+	.	.	+	+	+	1	.	.	1
TAX BAC	Paleotemplado	MF	+	1	1	3	.
WAH HED	Atlántico	H	+	+	.	+	.	+	+	+	+	+	.	.	1
GAL BRO	End. Ibérico	G	+	.	.	+	+	.	.	1	1	+	.	.	+
PHY COR	Euroasiático	H	+	.	+	.	.	.	+	1	.	.	.	1	+
VIB TIN	Eurimediterráneo	mF	1	+	1	1	1	.
VIO RIV	Euroasiático	H	+	.	+	.	.	+	+	1	.	+	1	.
CAR BIN	Euroasiático	H	+	+	+	.	.	+	+	+	.	.	1
MOL CAE	Euroasiático	H	+	.	.	+	.	+	1	1	+
RUB LUC	End. Ibérico	nF	1	1	2	.
UMB RUP	Medit.-atlántico	G	+	+	1	.	.	+	1	+	.	.
LOT PED	Eurimedit. occ.	H	+	+	+	+	.	+	.	+
PHI ANG	Eurimedit. occ.	mF	+	+	+	.	.	1	+
ASP TRI	Paleotemplado	H	+	.	.	.	+	.	+	+	+	.	.	.
CAR E-RE	Atlántico	H	+	+	+	+	+	.	.	.
GAL ROT	Euroasiático	H	1	+	1	+
LUZ FOR	Medit.-atlántico	H	1	+	+
QUE PYR	Estenomedit. occ	MF	+	2	+	.	.	1
RUB PER	Eurimediterráneo	L	+	.	+	.	.	+	1
CYN ELE	Eurimediterráneo	T	1	1	+	.	.
FES TRI	IberoNorteafricano	H	+	.	1	1	.
GER R-RO	Subcosmopolita	H	+	+	+	+	.	.
HOL LAN	Circumboreal	H	1	+	.	.	.	1
HYP UND	Atlántico	H	+	+	.	.	.	1	.	+
LON PER	Euroasiático	mF	+	+	+	.	+	+
TEU SCO	Medit.-atlántico	H	+	+	.	.	.	1	+	.	.	.
ALL MAS	IberoNorteafricano	G	+	+	+	.	+
CYN ECY	Eurimediterráneo	T	+	+	+	.	.	.
DIA LUS	IberoNorteafricano	C	1	+	+	.	.	.
HOL MOL	Circumboreal	H	1	.	.	.	+
ASP A-NIG	Paleotemplado	H	.	+	+	.	.	+
CLI VUL	Circumboreal	H	+	+	.
GEN FLO	End. Ibérico	mF	1	.	.
HIE LAE	Euroiberiano	H	+	+	.	+	.	.
HYP AND	Medit.-atlántico	nF	.	.	+	.	.	1
MOE PEN	Eurimediterráneo	T	1	.	.
BRO STE	Euroasiático	T	+	+
CON ARV	End. Ibérico	G	+	.	.
CYS F-FR	Subcosmopolita	H	.	+	.	.	.	+
DAC G-GL	Paleotemplado	H	+	+
DAC ELA	Estenomedit. occ	G	+	+	.	.
DAP GNI	Medit.-macaronésico	nF	+	+	.	.	.

Anexo I.3.1 Continuación. Inventarios propios de Montes de Toledo (MT).

Taxon	Corología	B	MT1	MT2	MT3	MT4	MT5	MT6	MT7	MT8	MT9	MT10	MT11	MT12	MT13	MT14	MT15	MT16	MT17	MT18	MT19
DOR PLA	Medit.-atlántico	G	+	+	.	.
FES AMP	IberoNorteafricano	H	1
GER LUC	Eurimediterráneo	T	+	+	.	.	.
JAS MON	Euroasiático	H	+	+	.	.
JUN EFF	Holártico	H	+	+
LOB URE	Atlántico	H	+	+
MEL CIL	Holártico	H	1
PAE BRO	End. Ibérico	G	.	.	+	.	.	.	+
PIS TER	Eurimediterráneo	mF	1
POL VUL	Circumboreal	H	+	+	.	.
POT ERE	Eurosiberiano	H	+	+
SED FOR	Medit.-macaronésico	C	+	+
SOR TOR	Medit.-atlántico	MF	1	.
VIT V-SY	Eurimediterráneo	L	+	+
ACE MON	Medit.-atlántico	MF	+	.
ALN GLU	Euroasiático	MF	+
ANO LEP	Subcosmopolita	T	+
BRI MAX	Paleosubtropical	T	+
CAR DIS	Estenomedit.	H	+
CAR ECH	Euroasiático	H	+	.	.
CAR LEP	Eurosiberiano	H	+	.	.
CRU LAE	Eurosiberiano	H	+
CYT SCO	Medit.-atlántico	nF	+
CYT STR	IberoNorteafricano	nF	+
DAN DEC	Euroasiático	H	+
DIG MAR	End. Ibérico	H	+
ERI LUS	End. Ibérico	nF	+
HYA HIS	IberoNorteafricano	G	+
HYP HUM	Subcosmopolita	H	+
JUN ART	Holártico	H	+
JUN OXY	Eurimediterráneo	mF	+
LAM MAC	Eurosiberiano	H	+
LAT LIN	Eurosiberiano	H	+
LON IMP	Eurimediterráneo	mF	+
ORI VIR	Eurimedit. occ.	H	+
PRU VUL	Circumboreal	H	+
ROS CAN	Paleotemplado	nF	+
ROS MIC	Euroasiático	nF	+
RUB CAS	End. Ibérico	nF	+
SAL SAL	End. Ibérico	mF	+
SED HIR	Eurimedit. occ.	C	+
SEN SYL	Euroasiático	T	+
SIL NUT	Paleotemplado	H	+	.	.	.
THA M-MA	End. Ibérico	H	+
THA SPE	IberoNorteafricano	H	+

Anexo I.3.2 Continuación. Inventarios propios de Las Villuercas

Taxon	Vi1	Vi2	Vi3	Vi4	Vi5	Vi6	Vi7	Vi8	Vi9	Vi10	Vi11	Vi12	Vi13	Vi14	Vi15	Vi16	Vi17	Vi18	Vi19	Vi20	Vi21	Vi22	Vi23	Vi24	Vi25	Vi26	Vi27	Vi28	Vi29	Vi30	Vi31	Vi32	Vi33	Vi34	Vi35	Vi36			
CAR LEP	+	
CAR REM	.	.	+	.	+		
CEP LON	.	+	+		
CIS LAD	+		
CRA MON	1		
FES TRI	+	+	.		
FIC CAR	1	
HIE SAP	+	.	+	
HOL LAN	1	
JUN EFF	+	.	.	.	+	
MEL MEL	.	+	
MYR NOD	+	+
PAE BRO	+	+	
POP ALB	1	
PRU VUL	+	+		
VIC NIG	+	+	.	
CAR FLE	+	.	
CAR DIV	+	.	
CHA TEM	+	.	
CHE MAJ	+	.	
CIS PSI	+	
CRU PED	.	+	
CYN ECY	+	.	
CYN ELE	+	
CYS DIC	+	.	
CYS F-FR	+	
DAC G-GL	+	.	
DAC ELA	+	
DIA LUS	+	.	
DIG MAR	+	.	
DOR PLA	+	
EPI HEL	+	.	
GER LUC	+	.	
GEU URB	+	
GLA ILL	+	.	
HEL FOE	+	.	
HOL MOL	+	.	
LAM HYB	+	
LAM COM	+	
LIM ABO	+	
MEN SUA	+	.	
NAR BUL	
ORI VIR	+	.	
RAN B-AL	+	.	
ROS POU	+	.
RUB HEN	+	.	
STE MED	+	
THY MAS	+	.	
VER HED	+	.	
VER OFF	+	.

Anexo I.3.3 Inventarios propios de la S^a. de Gredos (Gr).

Taxon	Corología	Gr1	Gr2	Gr3	Gr4	Gr5	Gr6	Gr7	Gr8	Gr9	Gr10	Gr11
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
VIB TIN	Eurimediterráneo	mF	2	2	1	.	.	2	5	5	.	2
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	.	.	3	4	3	2	+	2	.	+
QUE PYR	Estenomedit. occ	MF	1	1	+	1	1	1	5	.	1	1
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	+	.	1	2	+	1	+	1	2	3
TAM COM	Medit.-macaronésico	L	1	1	1	3	+	1	+	+	1	+
HED HEL	Euroasiático	L	2	.	1	1	+	1	.	2	.	1
ASP ONO	Eurimediterráneo	H	1	.	1	1	+	2	+	1	.	1
ALN GLU	Euroasiático	MF	1	.	1	1	.	.	2	.	2	1
FRA ANG	Estenomedit. occ	MF	.	.	.	1	2	4	.	.	+	+
ASP TRI	Paleotemplado	H	+	+	+	+	+	1	.	1	+	1
ASP A-NIG	Paleotemplado	H	+	+	.	1	+	+	.	.	.	1
CAR E-RE	Atlántico	H	+	1	.	.	.	1
CAS SAT	Medit.-atlántico	MF	2	.	2
LON PER	Euroasiático	mF	1	.	.	+	+	+	.	.	.	+
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	+	1	+	+	+	+
VIT V-SY	Eurimediterráneo	L	1	1	.	.	+	1
ASP BILL	Medit.-macaronésico	H	+	+	1	+	.	+
CHA TEM	Euroasiático	H	1	.	.	+	+	1
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	1	+	.	.	.	1
ARB UNE	Medit.-atlántico	mF	2	.	.	.
BRA SYL	Paleotemplado	H	+	1	.	.	.	+
DRY AFF	Paleotemplado	H	+	.	.	.	+	.	.	.	+	+
LUZ FOR	Medit.-atlántico	H	+	+	+	.	.	+
MEL UNI	Paleotemplado	H	2
PLA ORI	Medit.-atlántico	MF	2	.	.	.
CAR DIS	Estenomedit.	H	1	+
CYS F-FR	Subcosmopolita	H	+	+
HYA HIS	IberoNorteafricano	G	+	+	+
HYP AND	Medit.-atlántico	nF	+	.	+	.	+
LIL MAR	Euroasiático	G	+	+	.	+
PTE AQU	Subcosmopolita	G	.	.	+	1
RUB PER	Eurimediterráneo	L	+	+	.	.	.	+
UMB RUP	Medit.-atlántico	G	.	.	.	+	+	+
CAR M-LA	Euroasiático	H	+	.	.	.	+
CEL AUS	Eurimediterráneo	MF	1
DAC G-HI	Estenomedit.	H	.	.	.	1
DIG THA	End. Ibérico	H	.	+	+
FIC CAR	Eurimediterráneo	mF	1
GAL BRO	End. Ibérico	G	+	+
HIE LAE	Eurosiberiano	H	+
LAM COM	Euroasiático	T	1
LUZ CAM	Euroasiático	H	+	+
MYR COM	Estenomedit.	nF	+
OSM REG	Subcosmopolita	G	+	+
PHI ANG	Eurimedit. occ.	mF	1	.	.	.
PIS TER	Eurimediterráneo	mF	1
SOR TOR	Medit.-atlántico	MF	1
STE MED	Circumboreal	T	+	.	+
VIO RIV	Euroasiático	H	+	+	.	.	.
ANR ODO	Euroasiático	H
ARR ELA	Euroasiático	H	+
CAR BIN	Euroasiático	H	+
CAR D-DE	Eurimediterráneo	H	+
CAR HAL	Eurimediterráneo	H	+
CHE MAJ	Euroasiático	H	+
CLI VUL	Circumboreal	H	+
CYN ECY	Eurimediterráneo	T	+
DAP GNI	Medit.-macaronésico	nF	+
DRY DIL	Euroasiático	H	.	.	.	+
GAL SCA	Estenomedit. occ	H	+
GER R-RO	Subcosmopolita	H	.	.	.	+
HOL LAN	Circumboreal	H	+
HYP UND	Atlántico	H	+
LYS VUL	Euroasiático	H	+
MOL CAE	Euroasiático	H	+
ORI VIR	Eurimedit. occ.	H	+
POL ODO	Circumboreal	G	.	.	.	+
POL SET	Subcosmopolita	H	+
RUM IND	IberoNorteafricano	C	+
WAH HED	Atlántico	H	+	.	.

Anexo I.3.4 Inventarios bibliográficos. VP: *Viburno tini-Prunetum lusitanicae*, VPF=*Viburno tini-Prunetum lusitanicae* subas. *fraxinetosum*, AP=*Alno-Prunetum lusitanici* y b=*Molinetalia*. Para VP se antepone un par de letras que indican la procedencia: “vi”=Las Villuercas, “mt”=Montes de Toledo y “gr”=Gredos.

Taxon	Corología	B	19	13	7	11	14	21	11	20	18	26	12	7	12	17	9	14	16	13	15	8	6	15	22
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	4	3	4	2	3	4	5	3	3	3	5	4	2	5	3	5	5	4	4	5	4	3	4
VIB TIN	Eurimediterráneo	mF	2	2	2	2	2	2	1	.	.	.	1	.	.	2	1	3	3	3	3	.	.	.	3
HED HEL	Euroasiático	L	+	.	.	+	.	.	2	.	+	1	1	1	2	1	.	2	2	2	2	1	2	2	1
ALN GLU	Euroasiático	MF	3	1	2	+	.	.	2	3	5	2	1	1	1	.	+	.
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	1	+	+	+	+	.	1	.	1	2	.	.	.	+	.	+	1	1	1	1	2	1	1
TAM COM	Medit.-macaronésico	L	+	1	.	.	.	+	2	1	2	1	.	1	1	1	1	.	1	2
LON PER	Euroasiático	mF	1	1	1	.	1	1	.	+	.	.	.	1	.	2	1	1	1	1	1	.	.	.	1
FRA ANG	Estenomedit. occ	MF	2	+	1	.	1	1	+	+	3	2	1	.	.	+
PTE AQU	Subcosmopolita	G	2	.	1	.	+	1	+	+	2	1	.	+	+	+	+	.	.	.	1
QUE F-BR	IberoNorteafricano	MF	1	2	2	1	1	3	+
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	.	2	.	.	+	1	1	1	+	.	.	.	+	+	+	.	1	1
ASP ONO	Eurimediterráneo	H	.	+	.	.	.	1	1	+	+	1	.	+	+	+	+	+	.	1	1
QUE PYR	Estenomedit. occ	MF	+	2	+	1	+	.	2	2
SAL ATR	Euroasiático	MF	3	1	.	.	1	2	.	.	+	+	.	.	+
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	+	.	1	1	1	+	.	.	1	+	+	+	+	+	1	.	.	.
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	+	.	.	2	1	+	.	1	+	+	+	1
ARB UNE	Medit.-atlántico	mF	1	1	.	+	1	1	+	1
BRA SYL	Paleotemplado	H	.	1	.	.	+	.	.	3	.	1
ASP TRI	Paleotemplado	H	1	.	+	+	+	1	.	1
VIT V-SY	Eurimediterráneo	L	+	2	.	.	2	1
BLE SPI	Eurosiberiano	H	2	+	.	.	2	+
TEU SCO	Medit.-atlántico	H	+	1	.	.	1	.	.	1	.	+
UMB RUP	Medit.-atlántico	G	1	+	1	1
VIO RIV	Euroasiático	H	1	+	1	+	+
DAP GNI	Medit.-macaronésico	nF	+	.	.	+	+	+	+	+
ERI LUS	End. Ibérico	nF	2	+	+
JUG REG	Euroasiático	MF	3	.
CEL AUS	Eurimediterráneo	MF	1	1
OSM REG	Subcosmopolita	G	2
PET CRI	Holártico	H	2
PHI ANG	Eurimedit. occ.	mF	.	.	.	+	1	+
CAS SAT	Medit.-atlántico	MF	+	.	+	.	+
CIS PSI	Atlántico	nF	.	.	.	1	+
DIG THA	End. Ibérico	H	1	+
HEL FOE	Medit.-atlántico	C	.	1	+
HOL MOL	Circumboreal	H	+	1
JUN OXY	Eurimediterráneo	mF	+	1
LOT PED	Eurimedit. occ.	H	1	.	+
SAT VUL	Euroasiático	C	+	1
ACE MON	Medit.-atlántico	MF	+	+
CAR BIN	Euroasiático	H	1
CYN ELE	Eurimediterráneo	T	1
DRY F-MA	Subcosmopolita	G	+
FIC CAR	Eurimediterráneo	mF	1
FRA A-OX	Medit.-atlántico	MF	1
GER R-RO	Subcosmopolita	H	+
HYP UND	Atlántico	H	+	+
LAM COM	Euroasiático	T	+	.	.	.	+
LOB URE	Atlántico	H	+	+
LUZ S-HE	Atlántico	H	+	+
PIS TER	Eurimediterráneo	mF	+	+
PRU VUL	Circumboreal	H	1
WOO RAD	Holártico	H	1
ANO LEP	Subcosmopolita	T
ASP A-NIG	Paleotemplado	H	+
BRO STE	Euroasiático	T
CAR PEN	Medit.-atlántico	H	+
CYS F-FR	Subcosmopolita	H	+
DRY DIL	Euroasiático	H	+
FRA ALN	Euroasiático	MF	+
GAL BRO	End. Ibérico	G	+
HYA HIS	IberoNorteafricano	G	+
HYP AND	Medit.-atlántico	nF	+
ILE AQU	Medit.-atlántico	MF	+
MEL MEL	Euroasiático	H	+
PAE BRO	End. Ibérico	G
PAE O-MI	Medit.-atlántico	G
POA NEM	Circumboreal	H	+
QUE I-IL	Estenomedit. occ	MF	+
ROS MIC	Euroasiático	nF	+
RUB PER	Eurimediterráneo	L	+
RUM IND	IberoNorteafricano	C	+
SCR SCO	Atlántico	H	+
ULM MI	Euroasiático	MF	+

Anexo I.3.4 Continuación. Inventarios bibliográficos. VP: *Viburno tini-Prunetum lusitanicae*, VPF=*Viburno tini-Prunetum lusitanicae* subsp. *fraxinetosum*, AP=*Alno-Prunetum lusitanici* y b=*Molinetalia*. Para VP se antepone un par de letras que indican la procedencia: “vi”=Las Villuercas, “mt”=Montes de Toledo y “gr”=Gredos.

Taxon	Corología	B	19	13	7	11	14	21	11	20	18	26	12	7	12	17	9	14	16	13	15	8	6	15	22	
VIC SAT	Euroasiático	T	+
VIC NIG	Eurimedit. occ.	H
VIO LAC	Atlántico	H	+

Anexo I.3.5 Inventarios propios de las sierras del centro de Portugal: Ac=Serra do Açor, Al=Serra de Alvelos, Es=Serra da Estrela, Lo=Serra de Lousa y Ve=Serra Vermelha.

Taxon	Corología	B	Ac1	Ac2	Ac3	Ac4	Ac5	Ac6	Ac7	Ac8	Ac9	Ac10	Ac11	Ac12	Ve1	Ve2	Ve3	All	Es1	Es2	Es3	Lo1	Lo2	Lo3	Lo4	Lo5	Lo6		
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	5	3	5	5	5	5	4	5	5	4	5	5	3	4	5	3	5	5	5	5	5	3	4	4	3		
ARB UNE	Medit.-atlántico	mF	2	.	.	.	3	3	.	3	+	1	2	4	2	4	2	.	+	3	.	.	1	2	
BLE SPI	Eurosiberiano	H	2	4	1	2	3	2	.	.	.	1	1	3	2	.	1	2	3	2
HED HEL	Euroasiático	L	.	1	+	1	2	.	3	1	.	.	.	2	4	1	2	2	2	2	2	2	
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	.	.	.	1	2	1	2	1	+	+	+	.	3	1	.	2	2	1	+	1	1		
ALN GLU	Euroasiático	MF	3	3	2	3	.	.	.	5	3	4		
VIB TIN	Eurimediterráneo	mF	+	.	1	2	5	.	2	+	2	2	1	1	3	2	1		
LON PER	Euroasiático	mF	+	2	+	+	+	+	2	3	.	+	1	+	1	1	2		
ILE AQU	Medit.-atlántico	MF	.	.	1	2	1	2	.	2	3	4	2		
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	1	2	+	.	.	.	1	.	1	1	1	1	+	+	+	+	+	1	2	.	.	1	1	1	+		
CAS SAT	Medit.-atlántico	MF	.	4	3	5	5		
SAL ATR	Euroasiático	MF	.	4	2	.	2	.	2	+	2		
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	+	2	.	1	+	1	1	1	.	1	.	1	.	.	1	1	.	1	.	2		
ASP ONO	Eurimediterráneo	H	.	.	+	+	1	+	1	.	+	.	.	.	1	+	+	.	1	.	.	2	1	+	+	+			
PTE AQU	Subcosmopolita	G	+	1	1	.	1	.	2	1	+	1	.	2	1		
POL SET	Subcosmopolita	H	.	+	+	.	+	.	1	+	.	+	+	+	1	.	.	+	1	1	1	.	1		
CAR E-RE	Atlántico	H	+	2	.	+	1	+	1	1	+	.	.	.	1	2	.	.			
BRA SYL	Paleotemplado	H	+	1	.	.	.	1	+	2	.	1	1	1	+	.	1	.	+	.	+			
VIO RIV	Euroasiático	H	+	+	1	1	1	1	+	1	.	.	.	+	.	1	+	.	1	.	1			
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	+	1	2	.	.	1	1	1	2			
FRA ALN	Euroasiático	MF	1	2	2	1	+	.	.	.	1	1			
COR AVE	Eurosiberiano	MF	.	.	3	2	+	1		
DRY AFF	Paleotemplado	H	.	.	.	+	+	1	+	.	.	+	1	1	1	+		
HYP AND	Medit.-atlántico	nF	+	1	1	+	1	.	.	.	+	+	1	+		
PHI LAT	Eurimediterráneo	mF	+	1	2	1	1	.	1	1		
LAU NOB	Estenomedit.	MF	3	4	
LOT PED	Eurimedit. occ.	H	+	+	+	.	.	+	+	2	.	.	2			
LUZ FOR	Medit.-atlántico	H	+	+	+	.	.	1	+	+	+	+	+	+	.	+			
ASP TRI	Paleotemplado	H	+	+	+	1	1			
TAM COM	Medit.-macaronésico	L	.	.	.	+	1	2			
TEU SCO	Medit.-atlántico	H	+	+	1	+	1			
PRU VUL	Circumboreal	H	+	1	.	+	+	+	+			
CYS VIR	Subcosmopolita	H	+	1	+	+	.	+	+			
OSM REG	Subcosmopolita	G	1	1	1	1			
SAX SPA	End. Ibérico	H	+	1	1	+		
ANG SYL	Eurosiberiano	H	+	.	+	1	+	1			
PHI ANG	Eurimedit. occ.	mF	+	1	+	+			
QUE I-BA	Estenomedit. occ.	MF	+	1	.	.	1			
RUB PER	Eurimediterráneo	L	1	.	+	1	+		
ANE TRI	End. Ibérico	G	+	1	1	+		
OEN PIM	Medit.-atlántico	H	+	1	+	1			
CRA MON	Paleotemplado	mF	1	+	1			
POL VUL	Circumboreal	H	+	.	+	+			
ASP A-NIG	Paleotemplado	H	1	.	.	1	+			
EUP HYB	Atlántico	H	1			
PRI A-AC	Medit.-atlántico	H	1	.	.	.	+	+			
AGR CAP	Circumboreal	H	+	+			
ASP BILL	Medit.-macaronésico	H	+	1			
CAR LAE	Atlántico	H	+	+			
CAR PEN	Medit.-atlántico	H	.	1	+			
CHR OPP	Atlántico	H	+	+	+			
OMP NIT	End. Ibérico	H	+			
QUE ROB	Eurosiberiano	MF	.	.	.	+	1			
SAN EUR	Paleotemplado	H	+			
SIB EUR	Medit.-macaronésico	C	+	+			
UMB RUP	Medit.-atlántico	G			
WAH HED	Atlántico	H	+	+			
HOL LAN	Circumboreal	H	+			

Anexo I.3.5 Continuación. Inventarios propios de las sierras del centro de Portugal: Ac=Serra do Açor, Al=Serra de Alvelos, Es=Serra da Estrela, Lo=Serra de Lousa y Ve=Serra Vermelha

Taxon	Corología	B	Ac1	Ac2	Ac3	Ac4	Ac5	Ac6	Ac7	Ac8	Ac9	Ac10	Ac11	Ac12	Ve1	Ve2	Ve3	Al1	Es1	Es2	Es3	Lo1	Lo2	Lo3	Lo4	Lo5	Lo6
HYP UND	Atlántico	H	+
DIG PUR	Eurimedit. occ.	H	+
DRY DIL	Euroasiático	H	.	+	+	+	.
FRA ANG	Estenomedit. occ	MF	1	.	+
GER R-RO	Subcosmopolita	H	+	.	+
LIT P-PR	Atlántico	C	+	1
PIN PIN	Eurimedit. occ.	MF	1	+
SAL SAL	End. Ibérico	mF	+	+	.
SCU MIN	Atlántico	H	+	.	+	+
GAL BRO	End. Ibérico	G	1
AQU V-HI	End. Ibérico	H	+	+
CAR HIR	Subcosmopolita	H	+
CAR REM	Eurosiberiano	H	+	+
CHA TEM	Euroasiático	H	+	+
CYT ARB	IberoNorteafricano	nF	1
EPI OBS	Eurosiberiano	H	+	+
ERI LUS	End. Ibérico	nF	+	+
GEN FAL	End. Ibérico	nF	+	.	.	.	+
MEL UNI	Paleotemplado	H	1
MEN AQU	Holártico	H
PRU AVI	Euroasiático	MF	+	+
QUE F-BR	IberoNorteafricano	MF	1
RAN FIC	Euroasiático	G	+	.	+	.	.
RAN REP	Euroasiático	H	+	+
SCR SCO	Atlántico	H	+	+
SEL DEN	Eurimediterráneo	C	+	+
SMI ASP	Paleosubtropical	L	1
ULM GLA	Eurosiberiano	MF	.	.	1
ACE MON	Medit.-atlántico	MF	+
AQU VUL	Paleotemplado	H	+
CAL VUL	Circumboreal	C	+
CAR FLE	Circumboreal	H	+
CAR DIS	Estenomedit.	H	+
CAR LEP	Eurosiberiano	H	+
CLI VUL	Circumboreal	H	+
EPI PAR	Euroasiático	H	+
EPI HEL	Euroasiático	G	.	.	.	+
ERI SCO	Eurimediterráneo	nF	+
FRA VES	Euroasiático	H	+
GAL ALB	Euroasiático	H	+
GAL LAE	Eurosiberiano	H	+
HYA HIS	IberoNorteafricano	G	+
HYP HUM	Subcosmopolita	H	+
HYP PER	Paleotemplado	H	+
JUN EFF	Holártico	H	+
LAV S-LU	End. Ibérico	nF	+
LUZ S-HE	Atlántico	H	.	+
MYO SEC	Atlántico	T	+
OEN CRO	Medit.-atlántico	H	+
PAE BRO	End. Ibérico	G	+
POL C-CA	Eurimediterráneo	H	+
ROS POU	Eurimedit. occ.	nF	+
STE ALS	Eurosiberiano	H	+
THA AQU	Eurosiberiano	H	+	.	.
VER PER	Subcosmopolita	T	+
VIO CAN	Euroasiático	H	+

Anexo I.3.6 Inventarios bibliográficos de las sierras del centro de Portugal. FP=*Frangula alni-Prunetum lusitanicae*, VQ=*Viburno tini-Quercetum roboris* y VL=*Vinco difformis-Lauretum nobilis*. La procedencia se indica con las letras: Ac=Serra do Açor, Al=Serra de Alvelos, Es=Serra da Estrela, Lo=Serra de Lousa, Ve=Serra Vermelha, Ze=Zezere y Ma=Mafra.

Taxon	Corología	B	12	21	18	22	15	25	21	24	17	26	20	15	16	16	11	37	24	36	27	32
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	3	3	4	3	4	3	2	4	3	4	3	4	2	2	3	5	3	4	2	3
HED HEL	Euroasiático	L	.	2	1	3	+	2	1	2	2	2	1	1	.	.	.	3	1	.	+	2
ARB UNE	Medit.-atlántico	mF	1	1	2	2	.	.	.	1	+	1	.	.	.	1	2	3	3	2	1	1
FRA ALN	Euroasiático	MF	.	.	1	2	1	3	3	1	1	2	2	1	4
VIB TIN	Eurimediterráneo	mF	.	1	3	+	2	2	1	2	1	1	1	+	.	2	2	1
ASP ONO	Eurimediterráneo	H	1	2	1	2	1	3	+	1	+	2	+	1	+	2	+	+
CAS SAT	Medit.-atlántico	MF	1	2	2	1	1	2	1	.	+	.	.	1	+	+	2	+
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	+	+	1	1	2	1	.	.	3	2	.	+	.	2	.	.
POL SET	Subcosmopolita	H	2	.	2	2	2	3	+	+	.	.	.	1
CRA MON	Paleotemplado	mF	2	2	1	2	+	2	1	.	+	.	.	.	1
LON PER	Euroasiático	mF	+	1	1	+	.	1	+	1	1	1	.	.	.	+	+	2	.	+	.	+
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	+	.	.	.	1	2	1	+	.	+	+	1	2	1	+	+
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	.	+	1	+	+	2	1	1	1	+	.	1	+	+	+
SAX SPA	End. Ibérico	H	3	.	.	.	1	+	.	1	1	+	+	.	1	.	.	.
VIO RIV	Euroasiático	H	.	.	1	+	+	+	+	.	.	1	2	+	1	+	+
BLE SPI	Eurosiberiano	H	.	1	.	.	+	+	+	.	+	1	.	1	1	2	.	.
ILE AQU	Medit.-atlántico	MF	1	1	.	+	1	2	1
TEU SCO	Medit.-atlántico	H	.	+	1	+	+	2	1	+	.	.	.	+	+
BRA SYL	Paleotemplado	H	.	.	.	1	.	1	+	+	.	1	1	1	+
DRY AFF	Paleotemplado	H	2	.	.	+	1	1	2	.
CAR E-RE	Atlántico	H	.	2	.	1	.	1	2
LAU NOB	Estenomit.	MF	1	+
RUB PER	Eurimediterráneo	L	.	+	+	.	.	1	.	+	.	1	1	.	.	+
PHI ANG	Eurimit. occ.	mF	.	.	.	1	+	1	.	+	+	+	+	.
PTE AQU	Subcosmopolita	G	1	2	1	+
LUZ FOR	Medit.-atlántico	H	.	+	1	+	.	+	+
QUE ROB	Eurosiberiano	MF	.	.	.	1	.	+	+	2
POL VUL	Circumboreal	H	1	+	1	+
PHI LAT	Eurimediterráneo	mF	1	+	2
SED FOR	Medit.-macaronésico	C	.	.	+	.	.	.	1	+	+	+	.	.	.
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	+	+	.	+	1
COR AVE	Eurosiberiano	MF	+
CYT SCO	Medit.-atlántico	nF	.	.	+	+	.	+	.	.	.	+
CYT STR	IberoNorteafricano	nF	.	.	.	+	.	.	1	1
HYP UND	Atlántico	H	.	+	.	.	.	+	+	+
POT ERE	Eurosiberiano	H	.	+	.	+	.	+	+
TAM COM	Medit.-macaronésico	L	.	+	+	1	.
ALN GLU	Euroasiático	MF	1	.	1
DAC G-LU	Atlántico	H	1	.	1
DIG PUR	Eurimit. occ.	H	+	+	.	+	+
GEN FAL	End. Ibérico	nF	1	.	1	.	.
GEU SYL	Eurimit. occ.	H	1	1	.	.	.
LIT P-PR	Atlántico	C	+	.	.	+	+	+
ULE MIN	Atlántico	nF	1	.	1
VIN DIF	Estenomit. occ	C	2
WAH HED	Atlántico	H	1	1	.	.
AGR CAP	Circumboreal	H	1	.	+
CAL VUL	Circumboreal	C	+	1	.	.
CIS PSI	Atlántico	nF	+	+	+
CYT GRA	IberoNorteafricano	nF	1	+	.	.	.
DAP GNI	Medit.-macaronésico	nF	1	+	.	.	.
DRY A-BO	Paleotemplado	H	1	+	.	.
HOL LAN	Circumboreal	H	+	+	+
LAV S-LU	End. Ibérico	nF	+	1
LOT PED	Eurimit. occ.	H	.	+	+	+	.	.
OSY ALB	Eurimediterráneo	nF	.	.	.	+	.	+
PRI A-AC	Medit.-atlántico	H	1	.	.
PRU AVI	Euroasiático	MF	+	.	.	+	+	.
PTE TRI	IberoNorteafricano	nF	+	1	.	.	.
QUE PYR	Estenomit. occ	MF	+	+
QUE SUB	Estenomit. occ	MF	1	+	.
RUM A-AN	Subcosmopolita	H	.	+	.	.	.	+
SCI MON	IberoNorteafricano	G	1	+	.
ASP TRI	Paleotemplado	H	1	.	.	.
ARE MON	Medit.-atlántico	H	+	+	.	.
CEN CAL	Estenomit.	T	+	.	+	.
CIS LAD	Estenomit. occ	nF	1
ELY CAN	Euroasiático	H	1

Anexo I.3.6 Continuación. Inventarios bibliográficos de las sierras del centro de Portugal.

Taxon	Corología	B	AcFP	AcFP	AcFP	AcFP	AcFP	AcFP	AcFP	ZeFP	ZeFP	ZeFP	LoFP	LoFP	LoFP	VeFP	AIFP	EsFP	EsFP	AIVQ	AcVQ	MaVL
ERI AUS	IberoNorteafricano	nF	1
ERI CIN	Atlántico	nF	1
ERI SCO	Eurimediterráneo	nF	1
ERI UMB	IberoNorteafricano	nF	1
FES RUB	Circumboreal	H	1
FRA VES	Euroasiático	H	+	+	.	.	.
GAL BRO	End. Ibérico	G	1
GER PUR	Eurimediterráneo	T	+	.	.	.	+
IRI FOE	Medit.-atlántico	G	1
MOE PEN	Eurimediterráneo	T	1	.	.
PHY SCO	Holártico	H	+	+	.
PIN PIN	Eurimedit. occ.	MF	+	+	.
POL C-CA	Eurimediterráneo	H	+	+	.	.	.
PRU VUL	Circumboreal	H	+	+
QUE I-BA	Estenomedit. occ	MF	1
ROS SEM	Estenomedit.	nF	1
SEL DEN	Eurimediterráneo	C	.	.	1
VIT V-SY	Eurimediterráneo	L	1
PAE BRO	End. Ibérico	G	+	.	.
SAL ATR	Euroasiático	MF	+
UMB RUP	Medit.-atlántico	G	+	.
ANO LEP	Subcosmopolita	T	+
AQU VUL	Paleotemplado	H	+
ARI PAU	Medit.-macaronésico	G	+	.	.	.
ARU ITA	Medit.-atlántico	G	+
ASP BILL	Medit.-macaronésico	H	.	.	.	+
CHE SEM	Estenomedit. occ	H	+
CIR FIL	Atlántico	H	+	.
CLE VIT	Euroasiático	L	+
CLI VUL	Circumboreal	H	+
CON ARV	End. Ibérico	G	+	.	.
DAN DEC	Euroasiático	H	+	.	.	.
EPI LAN	Medit.-atlántico	H	+	.	.	.
GAL DIV	Estenomedit.	T	+
GAL ROT	Euroasiático	H	+	.
HYP AND	Medit.-atlántico	nF	.	+
LUZ LAC	Medit.-macaronésico	H	+	.	.
ORC MAS	Euroasiático	G	+	.	.
ORI VIR	Eurimedit. occ.	H	+
PIS LEN	Eurimediterráneo	mF	+
POG VUL	Euroasiático	H	+	.	.
PRU SPI	Euroasiático	mF	+
QUE F-BR	IberoNorteafricano	MF	+
RAN FLA	Holártico	H	.	.	.	+
RAN ALA	Eurimediterráneo	nF	+
CAL ASC	Eurimediterráneo	H	+
SEN SYL	Euroasiático	T	+	.	.
SMI ASP	Paleosubtropical	L	+
ULM MI	Euroasiático	MF	+
VER OFF	Euroasiático	H	+	.
VIO ODO	Euroasiático	H	+	.

Anexo I.3.7 Inventarios propios de la S^a. de Gerês (Ge) y Xurés (Xu).

Taxon	Corología	B	Ge1	Ge2	Ge3	Ge4	Ge5	Ge6	Ge7	Ge8	Ge9	Ge10	Ge11	Ge12	Ge13	Ge14	Ge15	Ge16	Ge17	Ge18	Xu1	
			48	31	40	38	22	23	26	24	40	29	23	32	35	10	34	31	14	19	33	
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	5	3	2	4	4	5	4	4	3	3	5	4	5	5	3	4	4	5		
QUE ROB	Eurosiberiano	MF	3	5	5	5	5	5	5	4	.	1	2	5	3	4	3	.	5	4	5	
ILE AQU	Medit.-atlántico	MF	2	2	2	3	3	1	3	2	1	1	2	3	+	1	3	4	5	2	.	
HED HEL	Euroasiático	L	2	2	1	2	2	2	3	2	1	1	4	3	4	2	2	1	3	2	1	
ARB UNE	Medit.-atlántico	mF	3	2	1	2	2	4	4	2	1	3	2	2	2	2	2	.	.	2	1	
BLE SPI	Eurosiberiano	H	.	+	4	2	.	.	+	2	1	4	.	2	+	.	1	3	4	.	+	
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	4	1	2	1	1	2	3	1	.	.	+	.	.	4	+	
PTE AQU	Subcosmopolita	G	2	.	1	.	+	2	2	.	+	.	1	.	3	3	.	1	.	1	2	
DRY AFF	Paleotemplado	H	1	.	2	3	1	.	+	3	1	2	1	2	+	.	+	.	.	.	1	
VAC MYR	Euroasiático	C	3	4	2	+	1	.	.	.	+	1	+	1	.	.	1	2	1	.	1	
FRA ALN	Euroasiático	MF	1	.	2	.	+	1	1	+	2	1	.	1	1	.	+	+	.	2	1	
LUZ S-HE	Atlántico	H	.	1	2	2	.	.	.	+	.	2	2	+	+	.	+	2	+	.	1	
LON PER	Euroasiático	mF	1	.	2	1	+	.	+	1	1	+	.	.	1	.	1	.	.	1	3	
ACE PSE	Euroasiático	MF	+	.	+	2	4	.	+	2	.	.	+	.	2	+	1	
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	1	1	1	+	.	.	.	1	+	+	+	+	1	.	1	+	1	2	1	
ANE TRI	End. Ibérico	G	+	1	1	1	+	1	+	1	1	1	+	.	.	1	1	+	1	.	.	
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	.	.	1	1	.	.	.	3	1	2	1	2	.	.	.	+	.	.	+	
BRA PIN	Euroasiático	H	1	+	+	+	.	1	.	.	1	1	+	+	2	+	1	1	.	1	.	
BET ALB	Eurosiberiano	MF	.	.	1	1	4	1	4	.	.	.	
OSM REG	Subcosmopolita	G	.	2	2	+	2	.	.	3	
SAX SPA	End. Ibérico	H	.	.	.	1	.	.	.	+	1	.	1	+	.	+	3	
UMB RUP	Medit.-atlántico	G	+	1	.	2	+	1	+	.	.	1	1	.	.	+	
VIO PAL	Circumboreal	H	+	+	+	+	.	.	+	+	.	3	+	.	+	+	
SAL ATR	Euroasiático	MF	1	2	1	1	1	.	.	.	1	
LIL MAR	Euroasiático	G	.	.	+	+	+	1	.	+	+	1	+	+	.	1	.	
PYR COM	Euroasiático	mF	1	+	+	.	+	+	+	1	.	1	1	.	.	.	
TEU SCO	Medit.-atlántico	H	1	.	+	+	+	+	+	+	+	.	+	+	.	1	.	
POL VUL	Circumboreal	H	1	.	+	+	1	1	.	+	+	.	.	1	
ASP ONO	Eurimediterráneo	H	+	.	+	1	.	1	+	+	.	.	.	+	+	1	
HYP AND	Medit.-atlántico	nF	.	.	+	1	.	.	+	+	+	1	.	+	1	.	.	
ANR ODO	Euroasiático	H	.	.	+	+	+	+	.	.	+	+	.	+	+	.	.	+	.	.	+	
RUB PER	Eurimediterráneo	L	1	.	+	1	.	+	.	+	.	+	.	+	+	+	
CRE LAM	Atlántico	H	+	+	.	+	+	+	.	+	1	.	.	+	
VIO RIV	Euroasiático	H	+	+	.	+	+	+	+	1	+	.	.	+	.	.	
GAL ROT	Euroasiático	H	1	.	.	.	1	+	+	.	.	+	+	.	+	
PRI A-AC	Medit.-atlántico	H	.	.	+	1	.	.	.	+	+	.	+	1	
MEL MEL	Euroasiático	H	+	.	.	+	.	.	.	+	.	+	.	1	.	+	+	
OMP NIT	End. Ibérico	H	.	.	1	+	.	+	.	1	.	+	
POL SET	Subcosmopolita	H	+	1	2	
EUP DUL	Eurosiberiano	H	.	+	+	+	.	.	.	+	+	.	+	+	.	.	.	
CYT STR	IberoNorteafricano	nF	1	1	+	+	.	.	.	
TAX BAC	Paleotemplado	MF	1	+	1	+	.	.	.	
ANG SYL	Eurosiberiano	H	+	.	1	+	+	+	
POL ODO	Circumboreal	G	+	.	.	.	+	1	+	+	.	.	.	
BRA SYL	Paleotemplado	H	.	+	+	1	.	+	
RUB SAM	End. Ibérico	nF	2	
EUP AMY	Eurosiberiano	C	1	.	+	+	
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	1	1	.	.	
TAM COM	Medit.-macaronésico	L	1	.	.	+	+	
AGR CAP	Circumboreal	H	+	1	+	
ASP A-NIG	Paleotemplado	H	+	.	.	+	.	+	+	
CEP LON	Paleotemplado	G	+	.	.	+	.	+	+	
PHY COR	Euroasiático	H	+	+	+	+	
CAL VUL	Circumboreal	C	.	+	+	.	.	+	
CAR BIN	Euroasiático	H	+	.	.	+	+	.	.	.	
CYT MUL	End. Ibérico	nF	.	+	.	+	+	
HYP UND	Atlántico	H	+	.	.	+	+	
PRU VUL	Circumboreal	H	1	+	
CYT SCO	Medit.-atlántico	nF	+	1	
DAC G-GL	Paleotemplado	H	+	+	+	
CAR LAE	Atlántico	H	.	.	+	+	
FAG SYL	Eurosiberiano	MF	.	.	1	
PAR LUS	End. Ibérico	G	+	+	
PSE LON	Atlántico	H	+	+	
QUE PYR	Estenomedit. occ	MF	1	
SAN EUR	Paleotemplado	H	1	
VIO REI	Euroasiático	H	1	
AQU V-HI	End. Ibérico	H	+	+	
LUZ FOR	Medit.-atlántico	H	+	.	.	+	
SAM NIG	Euroasiático	mF	+	.	+	
ANA BEL	Medit.-atlántico	H	+	
ANE NEM	Eurosiberiano	G	+	.	.	

Anexo I.3.7 Continuación. Inventarios propios de la S^a. de Gerês (Ge) y Xurés (Xu).

Taxon	Corología	B	Ge1	Ge2	Ge3	Ge4	Ge5	Ge6	Ge7	Ge8	Ge9	Ge10	Ge11	Ge12	Ge13	Ge14	Ge15	Ge16	Ge17	Ge18	Xu1	
AQU VUL	Paleotemplado	H	.	.	+
ASP ALB	Medit.-atlántico	G	+
CAR E-RE	Atlántico	H	.	+
CHA TEM	Euroasiático	H	.	.	+
DAN DEC	Euroasiático	H	+
DIG PUR	Eurimedit. occ.	H	+
FRA VES	Euroasiático	H	+
GAL BRO	End. Ibérico	G	+
GAL ULI	Eurosiberiano	H	+
GER R-RO	Subcosmopolita	H	.	.	.	+
HOL MOL	Circumboreal	H	+
HYP HUM	Subcosmopolita	H	.	.	+
HYP PUL	Atlántico	H	+
LEU SYL	End. Ibérico	H	+
LIT P-PR	Atlántico	C	+
NAR BUL	Medit.-atlántico	G	+
POT ERE	Eurosiberiano	H	+
SAX CLU	Atlántico	H	+
SCR SCO	Atlántico	H	+
SOR AUC	Euroasiático	MF	.	+
THA AQU	Eurosiberiano	H	.	+
THY CAE	Atlántico	C	+
AGR CUR	Atlántico	H	+
ASP TRI	Paleotemplado	H	+
CLI VUL	Circumboreal	H	+
OEN LAC	Medit.-atlántico	H	+

Anexo I.3.8 Inventarios propios de la S^a. de Ancares (An).

Taxon	Corología	B	An1	An2	An3	An4	An5	An6	An7
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	2	6	13	5	11	20	21
ALN GLU	Euroasiático	MF	2	5	2	.	.	2	5
QUE ROB	Eurosiberiano	MF	.	1	1	2	1	5	.
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	.	1	.	1	+	1	1
LON PER	Euroasiático	mF	.	+	1	1	.	1	.
HED HEL	Euroasiático	L	.	.	+	+	.	1	1
SAL ATR	Euroasiático	MF	.	.	1	.	.	1	1
ILE AQU	Medit.-atlántico	MF	.	.	1	.	.	1	+
BLE SPI	Eurosiberiano	H	.	.	+	.	.	.	2
FRA ALN	Euroasiático	MF	+	2
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	1	1	.
ASP A-NIG	Paleotemplado	H	1	+	.
PTE AQU	Subcosmopolita	G	1	.
ANE TRI	End. Ibérico	G	.	.	+	.	.	+	.
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	1
BET ALB	Eurosiberiano	MF	1	.
VIO RIV	Euroasiático	H	+	+
POL SET	Subcosmopolita	H	.	.	+	.	+	.	.
ANE NEM	Eurosiberiano	G	+	+
COR AVE	Eurosiberiano	MF	.	.	1
RUB VES	Eurosiberiano	nF	1
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	+	.
DRY AFF	Paleotemplado	H	+
VAC MYR	Euroasiático	C	+
POL VUL	Circumboreal	H	.	+
GAL ROT	Euroasiático	H	+	.	.
OMP NIT	End. Ibérico	H	+
ASP TRI	Paleotemplado	H	+	.	.
CAR E-RE	Atlántico	H	+
ASP BILL	Medit.-macaronésico	H	+	.	.
DRY F-MA	Subcosmopolita	G	+	.	.
EPI MON	Euroasiático	H	+
HIE G-SA	Eurosiberiano	H	+	.
HIE MUR	Euroasiático	H	+
LAT LIN	Eurosiberiano	H	+	.	.
MEL UNI	Paleotemplado	H	.	.	+
POA NEM	Circumboreal	H	+
QUE I-BA	Estenomedit. occ	MF	.	.	+
SAX LEP	End. Ibérico	H	+

Anexo I.3.9 Inventarios propios de la S^a. de Ordunte (Or) y Pirineo Occidental: Ay=valle francés de L'Ayra, MV=Montes vascos y Ba=comarca navarra de Baztán.

Taxon	Corología	B	Or1	Or2	Or3	Or4	Or5	Or6	Or7	Or8	Ay1	Ay2	Ay3	MV1	Ba1	Ba2	Ba3
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	5	4	5	3	5	4	4	4	4	5	5	5	3	4	5
VAC MYR	Euroasiático	C	.	1	1	1	2	+	1	2	5	5	4
PTE AQU	Subcosmopolita	G	+	2	2	.	1	1	1	.	5	2	4	.	+	.	.
BLE SPI	Euroiberiano	H	3	2	2	1	1	2	2	2	.	.	.	1	+	.	1
SAL ATR	Euroasiático	MF	1	2	.	2	1	3	3	4	+	.	+	.	+	.	.
HED HEL	Euroasiático	L	+	1	+	+	1	.	1	1	.	.	1	+	3	2	4
COR AVE	Euroiberiano	MF	+	+	3	2	.	.	.	2	3	4	.
FRA EXC	Euroiberiano	MF	+	.	.	+	+	.	1	5	5
LON PER	Euroasiático	mF	1	1	+	1	1	1	1	1	+	2	1	.	1	.	.
ARB UNE	Medit.-atlántico	mF	1	2	2	.	1	2	2	1
QUE PYR	Estenomedit. occ	MF	.	3	1	2	4
ILE AQU	Medit.-atlántico	MF	2	+	1	1	1	1	1	.	.	.	+	.	+	.	1
RUB CAS	End. Ibérico	nF	3	2	4	.	+	.	.
DRY AFF	Paleotemplado	H	+	.	+	.	.	1	1	+	.	.	1	1	1	+	2
POL SET	Subcosmopolita	H	1	2	4	2
FAG SYL	Euroiberiano	MF	.	1	1	.	2	.	1	.	1	1	+	.	.	+	+
SOR ARI	Paleotemplado	MF	3	1	.	+	+	.	2	1
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	+	+	+	.	.	1	.	1	.	.	+	1	+	1	1
QUE ROB	Euroiberiano	MF	.	.	2	.	2	.	1	.	.	.	+	.	2	.	.
HYP AND	Medit.-atlántico	nF	+	.	+	.	.	1	+	.	.	+	+	1	1	+	1
OSM REG	Subcosmopolita	G	+	+	1	2	.	+	1	+
SAX HIR	Atlántico	H	+	.	1	.	.	.	1	1	+	2
CAS SAT	Medit.-atlántico	MF	+	3	2
FRA ALN	Euroasiático	MF	+	.	1	2	.	+	.	.	+	1
DAP LAU	Medit.-atlántico	nF	.	+	1	.	1	+	1	1
HOL MOL	Circumboreal	H	.	1	1	.	1	+	.	+
OXA ACE	Circumboreal	G	+	.	+	.	.	.	1	.	1	1
RAN TUB	Euroiberiano	H	.	+	.	1	+	+	+
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	.	1	.	.	.	1	.	1	.	.	1
BRA PIN	Euroasiático	H	.	+	+	.	.	.	1	+	.	1
CRA MON	Paleotemplado	mF	1	+	.	2
DES FLE	End. Ibérico	H	.	+	.	+	.	+	.	+	1	.	+
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	.	+	1	.	+	1	+	.	.
ANE NEM	Euroiberiano	G	+	+	+	1	+
ACE CAM	Euroasiático	MF	+	.	.	1	+	+
TEU SCO	Medit.-atlántico	H	.	.	+	+	.	1	.	+
CAR S-SY	Euroasiático	H	.	.	+	+	+	+
DAB CAN	Atlántico	C	.	+	+	1
DRY CAR	Paleotemplado	H	+	.	1	+	.	.	.
DRY DIL	Euroasiático	H	+	+	+
LAM GAL	Euroiberiano	C	+	1	.
LUZ SYL	Euroiberiano	H	+	1	+
SAN EUR	Paleotemplado	H	2
ARU ITA	Medit.-atlántico	G	+	+	+
CAL ARU	Euroiberiano	H	1	.	+
CAR PEN	Medit.-atlántico	H	+	1	.	.	.
EUP VIL	Euroiberiano	G	+	.	1
PRI A-AC	Medit.-atlántico	H	+	+
PUL LON	Atlántico	H	.	.	.	+	+	+
SOR AUC	Euroasiático	MF	1	+
TAM COM	Medit.-macaronésico	L	+	1
VIO REI	Euroasiático	H	+	1
VIO RIV	Euroasiático	H	+	.	+	.	.	+
ALN GLU	Euroasiático	MF	+	+
BET ALB	Euroiberiano	MF	1
BRA SYL	Paleotemplado	H	+	+
CAR REM	Euroiberiano	H	+	+
CHR OPP	Atlántico	H	+
CIR LUT	Euroiberiano	G	1
CON MAJ	Circumboreal	G	.	+	.	+
COR SAN	Euroasiático	mF	1	.	.
ERI VAG	Atlántico	C	.	.	+	+
EUP DUL	Euroiberiano	H	.	.	+	.	.	+
EUP HYB	Atlántico	H	1	.	.	.
GER R-RO	Subcosmopolita	H	+	+
HEP NOB	Circumboreal	G	1
MYO LAM	Atlántico	H	+	.	.	.	+
PHY SCO	Holártico	H	1	.	.
POL INT	Paleosubtropical	H	+	.	+
SCI VER	Euroasiático	G	.	+	.	+

Anexo I.3.9 Continuación. Inventarios propios de la S^a.de Ordunte (Or) y Pirineo Occidental: Ay=valle francés de L´Ayra, MV=Montes Vascos y Ba=comarca navarra de Baztán.

Taxon	Corología	B	Or1	Or2	Or3	Or4	Or5	Or6	Or7	Or8	Ay1	Ay2	Ay3	MV1	Ba1	Ba2	Ba3
			22	28	29	23	20	31	20	19	15	9	22	26	46	24	42
SMI ASP	Paleosubtropical	L	1	.	.	.
URT DIO	Subcosmopolita	H	+	+	.
WOO RAD	Holártico	H	1	.	.	.
AJU REP	Euroasiático	G	+	.	.
ANR ODO	Euroasiático	H	+	.	.	.
ASP A-NIG	Paleotemplado	H	+
CAL VUL	Circumboreal	C	+
CAR HIR	Subcosmopolita	H	+	.	.
CAR RHA	Eurosiberiano	H	+
CAR HAL	Eurimediterráneo	H	+	.
CAR P-LU	Atlántico	H	+
CAR UMB	Eurosiberiano	H	+
CLE VIT	Euroasiático	L	+
CYS F-FR	Subcosmopolita	H	+
CYS VIR	Subcosmopolita	H	+	.	.	.
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	.	.	+
ERI CIN	Atlántico	nF	+
ERI LUS	End. Ibérico	nF	.	.	.	+
EUP AMY	Eurosiberiano	C	+	.	.
FRA VES	Euroasiático	H	+
GAL ULI	Eurosiberiano	H	+	.
HEL VIR	Atlántico	G	+
POA TRI	Euroasiático	H	+	.	.	.
PSE LON	Atlántico	H	+
RAN REP	Euroasiático	H	+	.	.
ROS SEM	Estenomedit.	nF	+
RUB PER	Eurimediterráneo	L	+	.	.
RUB HEN	End. Ibérico	nF	+	.	.	.
SIB EUR	Medit.-macaronésico	C	+
SOL VIR	Circumboreal	H	+	.	.
STA OFF	Euroasiático	H	+
STE ALS	Eurosiberiano	H	+
VER CHA	Euroasiático	H	+	.	.
VER PER	Subcosmopolita	T	+

Anexo I.3.10 Inventarios propios y bibliográficos del macizo del Montseny y Las Guillerías (Mo).
PCP=*Polysticho aculeati-Coryletum avellanae* subas. *prunetosum*.

Taxon	Corología	B	Mo1	Mo2	Mo3	Mo4	Mo5	Mo6	Mo7	Mo8	Mo9	Mo10	Mo11	MoPCP	MoPCP
PRU LUS	Medit.-atlántico	MF	5	5	3	5	5	5	5	5	3	4	2	3	5
HED HEL	Euroasiático	L	5	4	5	3	5	4	2	3	5	5	+	3	5
QUE I-IL	Eurimediterráneo	MF	1	1	5	4	2	3	2	2	2	5	2	.	.
RUB ULM	Eurimediterráneo	nF	2	2	3	+	4	5	5	3	2	2	.	.	.
COR AVE	Eurosiberiano	MF	3	.	2	+	1	+	5	4	.	2	1	+	.
POL SET	Subcosmopolita	H	2	4	4	2	.	.	+	2	.	1	+	1	2
ILE AQU	Medit.-atlántico	MF	1	2	1	.	3	1	2	4	+	1	2	.	.
LON PER	Euroasiático	mF	1	2	.	.	2	1	+	1	3	3	.	+	.
FRA EXC	Eurosiberiano	MF	5	.	4	2	+	.
ARB UNE	Medit.-atlántico	mF	.	1	.	3	3	2
FAG SYL	Eurosiberiano	MF	1	1	2	.	.	.	5	.	.
CLE VIT	Euroasiático	L	+	2	2	+	1	1	.	.	.	1	+	.	.
ALN GLU	Euroasiático	MF	.	.	2	2	1	+	+
SAL ATR	Euroasiático	MF	1	1	.	1	3
ATH F-FE	Subcosmopolita	H	+	2	1	+	+	.	.	1
CAS SAT	Medit.-atlántico	MF	.	2	+	1	.	2	.	.	.
PHY SCO	Holártico	H	3	.	1
PTE AQU	Subcosmopolita	G	.	.	+	.	.	1	.	1	+	1	.	.	.
RUB PER	Eurimediterráneo	L	.	+	1	.	+	+	.	.	+	+	.	.	+
SAM NIG	Euroasiático	mF	.	2	1	+	+	.	.	+
ASP ONO	Eurimediterráneo	H	1	.	1	+	.	.	.	+	+
DAP LAU	Medit.-atlántico	nF	1	+	.	1	1	.	.	.
DRY AFF	Paleotemplado	H	+	+	+	.	1	+	+	.	.
RUS ACU	Eurimediterráneo	C	1	.	1	+	+	.	.	+	.
CAR S-SY	Euroasiático	H	+	.	+	.	+	.	+	.	1
LAU NOB	Estenomedit.	MF	.	.	3
MEL UNI	Paleotemplado	H	+	.	+	.	.	.	+	.	+	+	.	.	+
SOR ARI	Paleotemplado	MF	2	.	.	1	.	.	.
BRA SYL	Paleotemplado	H	+	.	+	+	.	.	+	+
CAR PEN	Medit.-atlántico	H	2	+	.	.	.
HYP AND	Medit.-atlántico	nF	.	.	+	.	+	.	.	+	+	.	.	+	.
SYM TUB	Eurosiberiano	G	+	.	+	1	+	.	.	.
TAM COM	Medit.-macaronésico	L	.	.	+	.	+	+	.	.	+	.	+	.	.
COR EME	Medit.-atlántico	nF	.	.	1	+	+
PHI LAT	Eurimediterráneo	mF	1	.	1
SOR TOR	Medit.-atlántico	MF	.	.	2
CAR HEP	Atlántico	G	.	.	1	.	+
EUO EUR	Eurosiberiano	mF	+	.	+	+
LAM FLE	Estenomedit. occ	H	1	.	+
SMI ASP	Paleosubtropical	L	+	.	.	.	1
VIT V-SY	Eurimediterráneo	L	.	.	+	1
ACE O-GR	Medit.-atlántico	MF	1
ASP A-NIG	Paleotemplado	H	.	.	+	+
ASP TRI	Paleotemplado	H	.	.	+	+
BLE SPI	Eurosiberiano	H	+	+
CAR IMP	Euroasiático	H	+	+
CAR DIS	Estenomedit.	H	+	+	.	.	.
DRY F-MA	Subcosmopolita	G	1
ERI ARB	Paleosubtropical	mF	1
GER R-RO	Subcosmopolita	H	1	.
LAM MAC	Eurosiberiano	H	.	+	.	+
OXA ACE	Circumboreal	G	.	.	1
PRU AVI	Euroasiático	MF	.	.	1
QUE PET	Eurosiberiano	MF	1
RUB G-HI	Euroasiático	nF	.	.	.	1
SAT VUL	Euroasiático	C	1	.
VIO REI	Euroasiático	H	.	.	+	+
VIO RIV	Euroasiático	H	+	+
AQU V-HI	End. Ibérico	H	.	.	+
ARU ITA	Medit.-atlántico	G	+
BUX SEM	Medit.-atlántico	mF	+	.
CAR FLE	Circumboreal	H	.	.	+
CHR OPP	Atlántico	H	.	.	+
CRA MON	Paleotemplado	mF	+
DOR PAR	Atlántico	G	+
EUP AMY	Eurosiberiano	C	.	.	+
FIC CAR	Eurimediterráneo	mF	+
FRA VES	Euroasiático	H	+	.
LUZ FOR	Medit.-atlántico	H	+
LUZ SYL	Eurosiberiano	H	+

Anexo I.3.10 Continuación. Inventarios propios y bibliográficos del macizo del Montseny y Las Guillerías (Mo). PCP=*Polysticho aculeati-Coryletum avellanae* subas. *prunetosum*.

Taxon	Corología	B	Mo1	Mo2	Mo3	Mo4	Mo5	Mo6	Mo7	Mo8	Mo9	Mo10	Mo11	MoPCP	MoPCP
		B	32	17	43	17	21	18	15	18	27	18	13	21	15
MER PER	Eurosiberiano	G	+
MOE TRI	Eurosiberiano	T	+	.
MOL CAE	Euroasiático	H	+
NEO NID	Euroasiático	G	+
ORO HED	Medit.-atlántico	G	+	.	.
ORO MIN	Medit.-atlántico	T	+
POA NEM	Circumboreal	H	+	.
POL INT	Paleosubtropical	H	+
POL ACU	Subcosmopolita	H	.	+
POP TRE	Euroasiático	MF	+
PRU SPI	Euroasiático	mF	+	.
SAN EUR	Paleotemplado	H	+	.	.
SCR NOD	Euroasiático	H	+	.
SOL DUL	Euroasiático	nF	+	.
STE NEG	Circumboreal	T	.	.	+
ULM GLA	Eurosiberiano	MF	+
URT DIO	Subcosmopolita	H	+	.
VIO CAN	Euroasiático	H	.	.	+

ANEXO II.1 Relación de núcleos poblacionales agrupados por país y área geográfica. Se indica el total de cepas censadas (o estimadas en el caso del núcleo de Mata de Margaraça en Centro de Portugal) y se añade el símbolo "<" cuando se desconoce la cifra exacta pero se presume el número máximo. En la columna "Diámetro desconocido" se aporta el número de cepas contadas que han quedado sin clasificar por tamaños. IR es el índice de regeneración calculado como cociente del número total de cada enclave (excluyendo las cepas de diámetro desconocido) y el número de individuos de la clase 0-5 cm de diámetro. En la última columna se especifican con valor "1" los núcleos poblacionales incluidos en los análisis de regresión y ordenación.

País	Area Geográfica	Núcleo Poblacional	Etiqueta	Total general	Diámetro desconocido	IR	% Clases 5-20	% Clase >20	% Clase >15-20	% Clase >10-15	% Clase >5-10	% Clase 0-5	PCA
España	Sª. de Ancares	Río Fresnedelo	An1	684	3	0,30	65,2	4,6	7,9	27,8	29,5	30,2	1
Portugal	Gerês - Xurés	Mata de Albergaria-Embalse río Homem	GeXu1	2201	1198	0,30	64,1	5,6	13,5	24,7	25,9	30,3	1
Portugal	Gerês - Xurés	Ribeira da Figuera	GeXu2	289	24	0,25	40,4	34,3	23,4	12,5	4,5	25,3	1
Portugal	Gerês - Xurés	Ribeiro das Gramelas	GeXu3	57		0,23	71,9	5,3	12,3	36,8	22,8	22,8	1
Portugal	Gerês - Xurés	Río Gerês y afluentes	GeXu4	360	329	0,03	58,1	38,7	22,6	25,8	9,7	3,2	1
Portugal	Gerês - Xurés	Río Cabril	GeXu5	< 30	< 30								
Portugal	Gerês - Xurés	Río Gerês y afluentes, curso bajo	GeXu6	< 100	< 100								
Portugal	Gerês - Xurés	Río Homem, curso alto	GeXu7	1	1								
España	Gerês - Xurés	Crasto	GeXu8	39		0,56	41,0	2,6	5,1	12,8	23,1	56,4	1
España	Gerês - Xurés	Nacimiento río Caldo	GeXu9	6	6								
España	Gerês - Xurés	Río Caldo, arroyos afluentes	GeXu10	6	6								
España	Las Villuercas	Arroyo Cereceda	Lv1	1		0,00	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	1
España	Las Villuercas	Arroyo del Avellano	Lv2	3		0,00	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	1
España	Las Villuercas	Arroyo del Brazo	Lv3	235		0,92	2,6	5,5	0,4	0,0	2,1	91,9	1
España	Las Villuercas	Arroyo del Brezo	Lv4	9		0,89	11,1	0,0	11,1	0,0	0,0	88,9	1
España	Las Villuercas	Arroyo del Chorreón	Lv5	197	95	0,30	63,7	5,9	7,8	29,4	26,5	30,4	1
España	Las Villuercas	Arroyo del Colmenar, arroyo afluente en curso medio	Lv6	1		0,00	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	1
España	Las Villuercas	Arroyo del Colmenar, curso alto	Lv7	26		0,92	7,7	0,0	0,0	7,7	0,0	92,3	1
España	Las Villuercas	Arroyo del Colmenar, curso bajo	Lv8	54	1	0,58	39,6	1,9	0,0	7,5	32,1	58,5	1
España	Las Villuercas	Arroyo La Venta	Lv9	130	47	0,30	65,6	4,3	9,7	25,8	30,1	30,1	1
España	Las Villuercas	Arroyo Obispillo y Peñas del Camapanario	Lv10	25		0,12	76,0	12,0	20,0	52,0	4,0	12,0	1
España	Las Villuercas	Arroyo Orozco	Lv11	32	2	0,17	83,3	0,0	16,7	26,7	40,0	16,7	1
España	Las Villuercas	Arroyo Torneros	Lv12	65	1	0,44	56,3	0,0	6,3	15,6	34,4	43,8	1
España	Las Villuercas	Collado de Martín Blasco	Lv13	11	8		100,0	0,0	33,3	33,3	33,3	0,0	
España	Las Villuercas	Garganta de Calabazas	Lv14	35	2	0,48	45,5	6,1	3,0	18,2	24,2	48,5	1
España	Las Villuercas	Garganta de La Trucha	Lv15	1539		0,51	46,5	2,9	4,0	15,5	27,0	50,6	1
España	Las Villuercas	Garganta de Santa Lucía, curso bajo	Lv16	18		0,28	72,2	0,0	0,0	27,8	44,4	27,8	1
España	Las Villuercas	Garganta de Santa Lucía, curso medio	Lv17	131		0,46	53,4	0,8	2,3	14,5	36,6	45,8	1
España	Las Villuercas	Garganta del Mesto	Lv18	640	304	0,09	88,1	2,7	5,4	36,6	46,1	9,2	1
España	Las Villuercas	Garganta del Mesto, curso bajo	Lv19	9		0,44	55,6	0,0	22,2	11,1	22,2	44,4	1
España	Las Villuercas	Garganta del Mesto, La Pedriza	Lv20	589		0,21	73,3	5,6	14,4	26,1	32,8	21,1	1
España	Las Villuercas	Garganta Salóbriga	Lv21	304		0,85	5,3	10,2	1,0	0,3	3,9	84,5	1
España	Las Villuercas	Guadalupejo-Bco. Valdegracia	Lv22	149	117	0,16	78,1	6,3	3,1	31,3	43,8	15,6	1

Anexo II.1 Continuación

Pais	Area Geográfica	Núcleo Poblacional	Etiqueta	Total general	diámetro desconocido	IR	% Clases 5-20	% Clase >20	% Clase >15-20	% Clase >10-15	% Clase >5-10	% Clase 0-5	PCA
España	Las Villuercas	Guadalupejo-Los Hoyicios	Lv23	24		0,08	70,8	20,8	25,0	33,3	12,5	8,3	1
España	Las Villuercas	Hoya de Guadarranque	Lv24	740	46	0,34	62,4	3,5	7,1	17,1	38,2	34,1	1
España	Las Villuercas	Los Chapatales-Charco del Asturiano	Lv25	15	1	0,50	35,7	14,3	14,3	14,3	7,1	50,0	1
España	Las Villuercas	Peña de la Cierva, Navatrasierra	Lv26	1		1,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	1
España	Las Villuercas	Río Ibor, arroyos El Cerezo	Lv27	127		0,43	56,7	0,0	2,4	14,2	40,2	43,3	1
España	Las Villuercas	Río Ibor, Casas de la Herrería	Lv28	4		0,75	25,0	0,0	0,0	0,0	25,0	75,0	1
España	Las Villuercas	Río Ruecas	Lv29	837	18	0,66	26,0	7,7	2,8	6,7	16,5	66,3	1
España	Las Villuercas	Río Viejas, curso alto	Lv30	43	6	0,51	37,8	10,8	5,4	13,5	18,9	51,4	1
España	Las Villuercas	Río Viejas, curso bajo	Lv31	1017		0,17	62,0	21,2	12,4	24,1	25,6	16,7	1
España	Las Villuercas	Río Viejas, curso medio	Lv32	21		0,33	52,4	14,3	0,0	19,0	33,3	33,3	1
España	Las Villuercas	Río Viejas, curso medio, Finca Aguazal	Lv33	51		0,12	72,5	15,7	19,6	41,2	11,8	11,8	1
España	Las Villuercas	Río Viejas-Arroyo de Valdemingo	Lv34	58		0,55	43,1	1,7	1,7	6,9	34,5	55,2	1
España	Las Villuercas	Río Viejas-Arroyo Tejadilla	Lv35	194		0,86	11,3	2,6	1,0	4,6	5,7	86,1	1
España	Las Villuercas	Risco de la Cueva	Lv36	10		0,30	70,0	0,0	0,0	30,0	40,0	30,0	1
España	Las Villuercas	Riscos de la Villuerca Chica	Lv37	1		0,00	100,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	1
España	Las Villuercas	Almonte, nacimiento	Lv38	1	1								
España	Las Villuercas	Arroyo de Hoya Agria	Lv39	99	99								
España	Las Villuercas	Arroyo del Verdinal	Lv40	5	5								
España	Las Villuercas	Garganta de Santa Lucía, curso alto	Lv41	1	1								
España	Las Villuercas	Garganta del Endrinal, curso alto	Lv42	30	30								
España	Las Villuercas	Garganta del Endrinal, Umbría de las Porrinas	Lv43	6	6								
España	Las Villuercas	Los Ibañazos	Lv44	12	12								
España	Miño-Arnoia	Regato do Agro	MñA1	44		0,95	4,5	0,0	0,0	0,0	4,5	95,5	1
España	Miño-Arnoia	Río Arnoia	MñA2	4	3	0,00	100,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	
España	Montes de Toledo	Arroyo de las Urraleras	Mto1	64		0,08	90,6	1,6	10,9	37,5	42,2	7,8	1
España	Montes de Toledo	Arroyo del Endrino	Mto2	10		0,60	40,0	0,0	0,0	20,0	20,0	60,0	1
España	Montes de Toledo	Arroyo del Robledillo	Mto3	115	1	0,25	73,7	1,8	0,9	23,7	49,1	24,6	1
España	Montes de Toledo	Barranco de La Junta-Gévalo	Mto4	339	16	0,69	19,8	11,1	0,9	5,3	13,6	69,0	1
España	Montes de Toledo	Garganta de Las Lanchas	Mto5	137	5	0,14	47,7	38,6	21,2	9,8	16,7	13,6	1
España	Montes Vascos	Arroyo Catxamoiano	MV1	1	1								
España	Montes Vascos	Arroyo de Zubina	MV2	1	1								
España	Montes Vascos	Arroyo Leguinetxe	MV3	2		0,00	50,0	50,0	0,0	50,0	0,0	0,0	1
España	Montseny & Guillerias	Can Formiga	Mon1	21		0,90	9,5	0,0	0,0	4,8	4,8	90,5	1
España	Montseny & Guillerias	Can Pelleringa	Mon2	38		0,47	47,4	5,3	5,3	7,9	34,2	47,4	1
España	Montseny & Guillerias	Can Verbolades	Mon3	47	2	0,49	51,1	0,0	6,7	11,1	33,3	48,9	1
España	Montseny & Guillerias	Riells de Montseny	Mon4	277		0,17	81,6	1,8	7,2	25,6	48,7	16,6	1
España	Montseny & Guillerias	Riu del Teix	Mon5	26		0,50	42,3	7,7	0,0	15,4	26,9	50,0	1
España	Montseny & Guillerias	Sant Pere Despla	Mon6	290		0,47	51,7	1,0	3,1	11,0	37,6	47,2	1

❖ AGRADECIMIENTOS

Justificación y antecedentes

Parece estar consensuado que en el apartado de los “agradecimientos” se muestra la faceta más humana de la experiencia que supone realizar una tesis. Desde luego, yo he comprobado que es el texto más leído y al que una porción significativa de personas dirige su atención con absoluta prioridad. Pero al margen de “cotillas” –perdón– de “interesados por la vida de los demás”, yo quiero reconocer muy sinceramente el apoyo de mucha, muchísima gente, gracias a la cual yo he podido iniciar, desarrollar y finalizar el trabajo.

Sin darme cuenta han pasado ya cerca de 12 años desde la primera vez que supe de la existencia del loro. En 1994 Laura, Paco y Javi Seoane buscamos infructuosamente loros en una garganta de Gredos. Años más tarde descubriría que nos habíamos quedado a escasos 200 metros de una buena lorera. Después de aquella primera exploración lo busqué con Elia por Sierra Madrona, pero además de topar con un nido de cigüeña negra y la “amabilidad” de los cortijeros, tampoco hubo éxito. Más tarde, de nuevo Laurita, me animaba a abordar un trabajo para Ampliación de Botánica. Afortunadamente, desistimos de hacer algo tan bonito para semejante asignatura. En 1996 retomamos la iniciativa y, junto con Luisma –Patxi– hicimos un primer trabajo de curso que fue la excusa perfecta para seguir viajando juntos por la Península. En esta empresa tuvimos la buena suerte de contar con la compañía y ayuda de Paco Lara, Vicente Mazimpaka, Richi y Belén Albertos. Fruto de esta buena experiencia, me lancé a por la especie con el apoyo de Helios y Paco. Con ellos en el 2000 presenté una tesina cuya defensa disfruté con Juan Carlos Moreno, Vicente y Carlos Morla. Más tarde, la tesina fue ignorada por la maquinaria burócrata de la universidad por lo que Helios y yo presentamos un trabajo tutelado que hoy forma parte de la tesis. Esta se inició en 1999 y maduró durante el año 2000 gracias una estancia en Yankilandia. Allí hice lo que pocas veces he hecho, sentarme a plantearme las cosas con calma y a explorar los datos que ya tenía acumulados. Sin embargo, no me bastó con querer conocer la vida y milagros del loro, también he querido describir hasta el último retazo de vegetación de ribera. Después de todo, lo que más me gusta es estar en el campo.

Objetivos

Reconocer muy sinceramente el apoyo de mucha, muchísima gente, gracias a la cual yo he podido iniciar, desarrollar y finalizar el trabajo.

Hipótesis

Aceptando un alto grado de inmadurez, partía de varias hipótesis básicas:

vii) Yo puedo con todo y no necesito ayuda de nadie.

viii) No hace falta que apunte en ningún sitio las personas que eventualmente me ayuden porque yo me acuerdo muy bien de todo.

Pero después, al empezar a preparar los agradecimientos...cambio de hipótesis:

i) No voy a recordar todas las personas que me han ayudado.

Material y métodos

Para reflejar a las personas que me han ayudado recurro a: i) la memoria; ii) cuadernos de campo; y iii) a los agradecimientos ya escritos en anteriores trabajos.

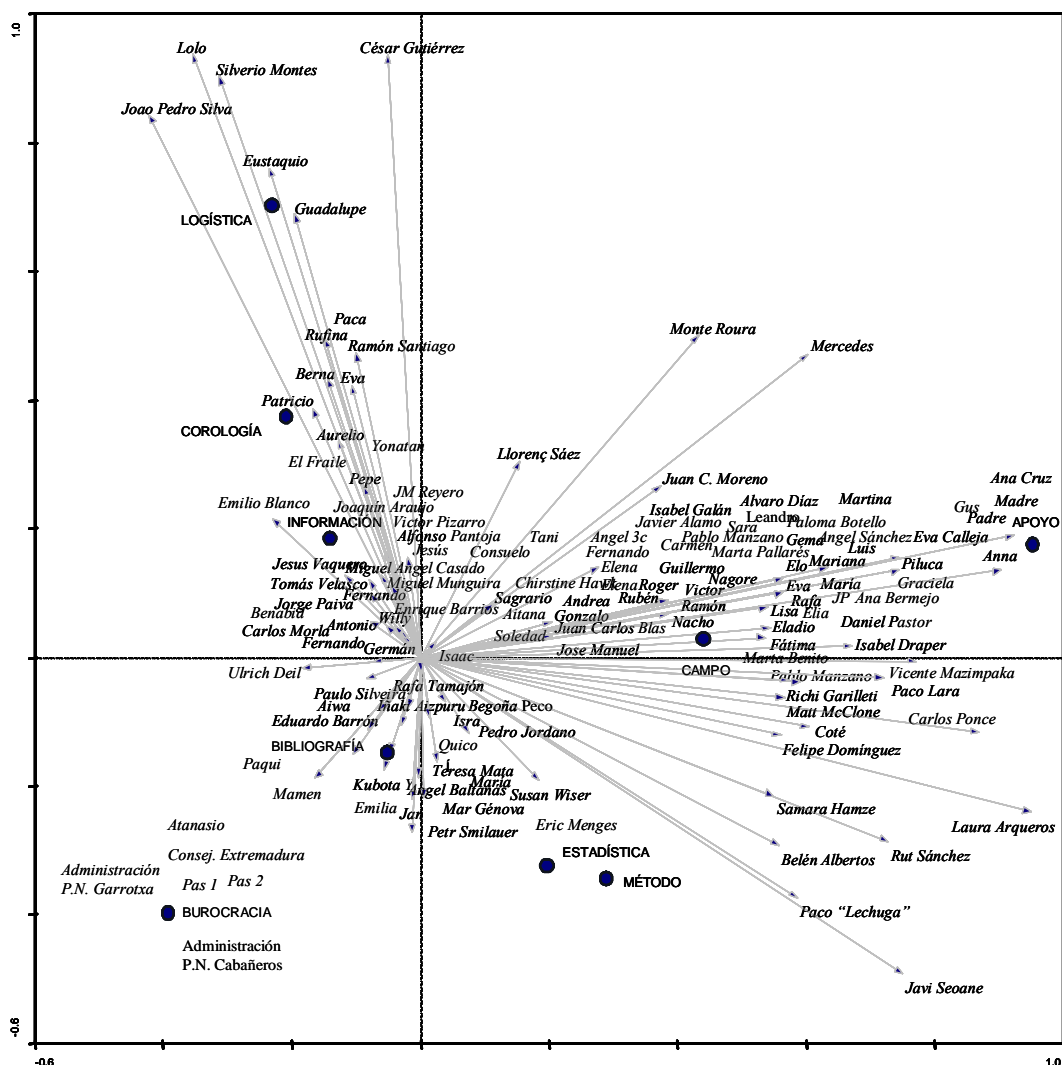
Elaboro una lista de personas que, hora tras hora y a lo largo de tres días, no para de crecer. De mi memoria van brotando anécdotas y personas.

Una vez hecha una primera recopilación me atrevo a meter los nombres en una tabla de Excel y codificar la ayuda recibida en diferentes aspectos: apoyo moral, bibliografía, participación en trabajo de campo, información corológica, información sobre cualquier otra cuestión relacionada con el loro, logística, instrucción en aplicación de métodos de trabajo, estadística. Con la matriz resultante aplicamos un análisis multivariante PCA.

Resultados y discusión

Agradecimiento y fortuna son los resultados principales. He tenido la suerte de contar con el apoyo eventual o constante de más de 130 personas. Espero que estéis la mayoría en la Figura 1. Pero disculpadme si no encontráis vuestro nombre. Aún sigo recordando personas.

Daros las gracias por escrito nunca será suficiente para corresponder a la colaboración obtenida, en especial la de mi familia. En la investigación, uno no sólo sacrifica muchas cosas sino que también arrastrar en su camino a los que están a su alrededor, y la familia suele ser víctima habitual. Resulta impagable vuestra confianza y ayuda. Da igual que yo haya supuesto una potente fuente de preocupación por mis largas ausencias sin dar señales de vida o que haya maltratado vuestros coches. Da igual que yo haya consumido enormes dosis de vuestra paciencia y que os haya esclavizado en el campo. Siempre, desde el principio hasta el final, me habéis alentando. Millones de gracias querida familia.



Igualmente afortunado he sido al contar con el apoyo de personas que, incluso desde la distancia, no han dejado de animarme.

Anna Messer, gracias por toda tu ayuda y cariño, por todos tus mensajes y llamadas, por tu incansable optimismo.

Anita, tu amor, tu ánimo y tu comprensión en la interminable recta final ha sido el mejor de los premios que he llegado a atesorar y que espero cuidar para siempre. Extiende mi agradecimiento a Paloma, porque ha puesto en duda el dicho de que madre no hay más que una.

Laura, espero que algún día volvamos a compartir días de campo. Contigo tuve mi primeros “contactos” con la botánica e inicié mi interés por las plantas y por el loro.

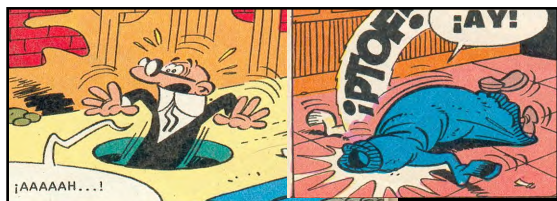


Aquí aprovecho para dejar por escrito que ha sido una maravillosa suerte compartir tantas y tantas experiencias Laura, con Javi Seoane y con Paco Martín Azcárate “lechuga” durante la carrera. Por vosotros siempre sentiré cariño y admiración.

Además, también a ti Javi y a Paco, os quiero agradecer vuestra dedicación para ayudarme con la estadística. Cuestión en la que también me ha participado amigos y colegas de la UAM y de otros lugares: Eric Menges, Jan, Petr Smilauer, Martina, Ana Bermejo, Javier Pérez Tris, Angel Baltanás, Samara, Belén Albertos...



Aprovecho para resaltar la oportuna ayuda que he recibido de tantas y tantas personas que, incluso sin conocerme, me han enseñado cómo trabajar, me han resuelto dudas y me han brindado información, herramientas, bibliografía, etc. En primer lugar quisiera destacar el desinterés de Ramón Beltrán y Yonatan Cáceres para poder localizar numerosas localidades de loro. Pero además, ha sido muy provechosa la asistencia puntual o frecuente de Llorenç Sáez, Emilio Blanco, Matt McGlone, Kubota, Aiwa, Sagrario Arrieta, Ulrich Deil, Benabid, Eduardo Barrón, Enrique García Barros, Miguel Munguira, Carlos Morla, Begoña Peco, Quico, Jerónimo, Joaquín Araujo, Jose Manuel Reyero, Emilia Gutiérrez, Arturo Velasco, Teresa Mata, María Bosch, Jorge Paiva, Miguel Angel Casado, Montse Brugués, Iñiqui Aizpuru, Rafa Tamajón, Antonio Prieto, Pedro Jordano, colegas de la asociación NATOUR, Jesús Vaquero, Fernando Pulido, Patricio, Willy, Victor Pizarro...



Gracias a vuestras aportaciones yo he salido de muchos atolladeros y me he dado menos palos de ciego que, aún así, han sido desesperantemente innumerables. Hoy, gracias a las múltiples “interacciones” muchos sois compañeros y amigos que no os habéis cansado de preocuparos por mí cuando en los peores momentos. Gracias a: Juan Carlos Moreno, Vicente Mazimpaka, Mercedes, Fátima, Belén Albertos, Rut, David Galicia, Tani, Consuelo...y

siguiendo con compañeros de la UAM o ajenos a ésta, quiero expresar mi gratitud también a Elia, Marta Benito, Isabel Draper, Rafa, Dani Pastor, Marta Pallarés, María Gaibar, Ramón Gómez de la Cuesta, Nagore, Pablo Manzano...Coté, no sé dónde andas, pero gracias por toda tu ayuda en la fase inicial de la tesis.

Paco, muchas gracias por tu constante apoyo y enseñanzas. Ha sido un placer “parir” contigo y con Richi el libro de riberas. Una experiencia que espero que sea repetida en breve. He aprendido un montón sobre la vegetación de nuestros ríos. Me ha servido para encuadrar

mejor la loreras y para intentar, en la medida de lo posible, sintetizar una gran ingente cantidad de información florística. Además, me habéis dado la buenísima oportunidad de seguir perdiéndome por la España profunda.

Graciela, a ti te podría agradecer tu ayuda en campo pero no lo voy hacer; también debería declarar mi deuda contigo por informarme sobre los requisitos burocráticos, leer gran parte de la tesis y corregirme numerosos detalles, pero tampoco quiero. En cambio, reconozco con mucha alegría que contigo he pasado el verano más divertido en la UAM. Ha sido una suerte compartir el *sprint* final de nuestras tesis, comer helado, montar en bici y echarnos siestas sobre “mis cartones” en Botánica.

Sentimientos de afecto y reconocimiento surgen también al pensar en los ánimos recibidos por un montón de compañeros. Alguno me habéis echado una mano en la toma de datos en campo y con la mayoría he pajareado con la excusa de pertenecer a Monticola: Javier de la Puente, Eladio García, Ana Bermejo, Leandro, Gema Solís, Angel “tres cantos”, Blas, Juan Carlos, María, Soledad, Aitana, Guillermo Mendoza, Rubén Ramos, Víctor, Javi Alamo, Nacho, Héctor, Andrea, Gonzalo, Carmen Tornero, Luis Suárez, Inés, Elisa, Sara, Gonzalo, Pilar, Miguel, Rut Caparrós, Eva... Carlos Ponce y Alvaro, gracias a vosotros he disfrutado lo increíble estos últimos años intentando anillar todo emplumado viviente. Piluca, muchas gracias por todo tu apoyo (y espero llamarte para antes de la tesis liberar tensiones mediante sesiones de “lucha libre”).

Como podéis ver una una esquinita del gráfico han quedado miembros administrativos de la universidad, de las consejerías y de los espacios naturales protegidos. Son, sin duda, un grupo aparte. En ocasiones he encontrado personas muy atentas y serviciales, pero lamentablemente también me he topado con personajes que me han “ayudado” indirectamente. Parece que burocracia y problemas van unidos de la mano con excesiva facilidad y no parece ser una aislada impresión personal (To Quisque *et al.* Prehistoria-2006). Así, el agrio talante, la “hiperposesión” de los bienes universitarios, la inflexibilidad burocrática y los exageradamente largos desayunos de algunos “PAS” me han ayudado, con el tiempo, a cultivar una paciencia que siempre ha sido escasa. El uso indebido de mi información por parte de la consejería extremeña de medio ambiente ha curtido mi candidez. A su vez, las excusas o los silencios administrativos de algunos espacios naturales protegidos me han permitido disfrutar de parajes excepcionales sin tener que dar explicación alguna. Además, la arrogancia de algunos seguratas de la UAM, el exceso de autoridad de algunos guardias civiles o las amenazas de los cortijeros han afilado mi destreza para saltarme normas, correr por los arroyos o para pulir mi primitiva mano izquierda.

Se me ha olvidado incluir en el grafiquito a los conserjes y celadores de noche y de los fines de semana, Pedro, Jose... Gracias por amenizarme las noches en el laboratorio, por vuestra ayuda para solucionar mil problemillas y gracias por vuestra paciencia ante mis

jaimitadas para salir o entrar del edificio cuando todo estaba cerrado. También agradezco la paciencia de Merche y sus compañeras de limpieza para mantener decentemente los cuartos que habitualmente he ocupado y donde he cacharreado con los frutos y las plántulas de loro.

Por otra parte, he de reconocer que he tenido mucha suerte en el apoyo “logístico”. Me alegra decir que tanto en Cataluña, como en Portugal y en Las Villuercas, me ha tocado la lotería. Montse, César y sus respectivas familias y amigos me dieron valiosísimas facilidades para localizar y trabajar en las loreras catalanas. En Portugal conté con el entusiasta Joao Pedro Silva y su amabilísima familia. Gracias Joao por enseñarme tanto de tu tierra y por ayudarme a localizar los miles de loros que pueblan las sierras de tu país.

En Las Villuercas he recibido el apoyo incondicional de muchas personas. De todas ellas destaco a las familias de Berna, Lolo, Jesús, Eustaquio y Silverio Montes. El primero me dió interesantes datos para localizar varias loreras. Además, sus hermanas, Paca y Rufina, se preocuparon de que no dejara de comer (gratis) en su bar. Igualmente, me será imposible devolver todo la colaboración aportada por los otros cuatro cabreros vecinos de Navatrasierra. De todas formas, muchas gracias por brindarme la oportunidad de trabajar con los loros en vuestras fincas, por ocuparlas con mil piquetas, clavos y plásticos, por usar vuestras herramientas, por la información aportada sobre el loro, por atiborrarme a calostros y productos de la huerta y, en definitiva, por convivir con vosotros. En especial contigo Lolo. Muchas son las jornadas de intenso calor o insoportable frío que hemos pasado juntos en tu majada, muchas horas de conversación en las largas noches invernales y, sobre todo, mucho tiempo compartido. Para mi tú eres “el último cabrero de Las Villuercas”. Jamás pensé que aprendería tanto sobre vuestra forma de vivir y de pensar. Gracias por todo lo que me has contado y gracias por toda tu ayuda en mi trabajo. Un verdadero placer conocerte.

Finalmente, gracias Helios por tu apoyo, confianza y la libertad. Desde el comienzo hasta el final. Director, compañero y amigo, todo en uno, no te puedo pedir más y me siento muy afortunado por haber realizado esta tesis contigo.