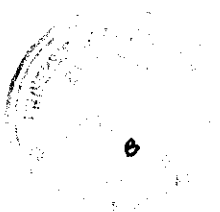


UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLOGIAS

Departamento de Ecología



***Estudio comparativo de la vegetación
leñosa de un área representativa de la
Sierra del Guadarrama***

Memoria presentada para optar al grado de

Doctor en Ciencias Biológicas

por

María Dolores Fernández Guillén

dirigida por el Prof. Francisco Díaz Pineda, Catedrático de Ecología
de la Universidad Complutense de Madrid

Madrid, enero de 1993

R. 22828

Fdo. María Dolores Fernández Guillén

VºBºFrancisco Díaz Pineda

Contraportada: Dibujo original de Fernando González-Bernáldez, Catedrático de Ecología, que representa la distribución de la vegetación en la Sierra del Guadarrama. Año 1973.

A mis Padres

A mi Familia

INDICE

página

AGRADECIMIENTOS.....	1
RESUMEN.....	3
I. INTRODUCCION Y OBJETIVOS.....	4
1. <i>La Sierra de Guadarrama: espacio natural en torno a un núcleo urbano.</i>	6
2. <i>Equilibrio explotación-conservación: planificación de usos.</i>	7
II. CARACTERIZACION DEL TERRITORIO	
1. <i>Ambiente físico global</i>	10
1.1. <i>Situación geográfica y uso tradicional de la zona.</i>	10
1.2. <i>Configuración actual de la Sierra.</i>	13
2. <i>Clima y variaciones mesoclimáticas.</i>	18
3. <i>Vegetación y usos del suelo.</i>	19
III. MUESTREO Y METODOS GENERALES	
1. <i>Muestreo</i>	30
1.1. <i>Datos iniciales: muestreo de 1973.</i>	31
1.2. <i>Recogida de datos en 1990.</i>	32
2. <i>Tratamientos numéricos</i>	32
IV. RESPUESTA DE LAS ESPECIES A LA GESTION SILVOPASTORAL	
1. <i>Introducción</i>	36
2. <i>Tratamiento de datos y técnicas numéricas.</i>	38

3. Resultados.

3.1. Cambios observados en la presencia-ausencia y abundancia de las especies.....	40
3.2. Caracterización de las especies por su comportamiento espacial.....	46
3.3. Características de las especies: respuesta a la gestión silvopastoral.....	53
4. Conclusiones.....	64

V. ORGANIZACION ESPACIAL Y CAMBIOS TEMPORALES EN EL NICHOS ESPACIAL DE LAS ESPECIES

1. Introducción.....	67
2. Muestreo y técnicas numéricas.....	69
2.1. Parámetros de la entropía.....	70
2.2. Ecuaciones de regresión.....	74
2.3. Recogida de datos.....	73
2.4. Representación gráfica del nicho espacial.....	74
3. Resultados	
3.1. Entropía y organización espacial de la comunidad.....	75
3.2. Características y cambios temporales del nicho espacial.....	83
4. Conclusiones.....	94

VI. INCIDENCIA DE LA GESTION EN LAS COMUNIDADES DE MATORRAL

1. Introducción.....	96
2. Análisis de datos y medida de los parámetros ecológicos	98
3. Resultados	
3.1. Tendencias principales de variación biocenótica.....	99
3.2. Caracterización de las comunidades de matorral.....	101
3.3. Identificación de los cambios biocenóticos en relación con la gestión silvopastoral..	104
3.4. Influencia de la gestión silvopastoral sobre la evolución de parámetros macroscópicos	112

4. Conclusiones.....	114
----------------------	-----

VII. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES DE GESTION

1. Conclusiones generales.....	116
--------------------------------	-----

2. Recomendaciones de gestion.....	119
------------------------------------	-----

VIII. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	121
---------------------------------------	-----

ANEXOS

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas que han colaborado directa o indirectamente en las diferentes etapas por las que ha pasado el trabajo de esta tesis. No quisiera que ninguna fuera excluida de mi agradecimiento formal a través de estas páginas. Soy consciente de que sin su ayuda no hubiera podido salir adelante. Me han facilitado información y apoyo siempre que ha sido necesario; su tiempo y su saber desinteresadamente. Su confianza, aliento y ánimo han sido para mí un acicate para mantenerme en el esfuerzo, especialmente en los últimos meses.

Todo esto unido a la guía, enseñanza y empuje, lo debo a mi director, *Francisco Díaz Pineda*. Gracias a sus indicaciones directas, correcciones y 'broncas', he aprendido un poco a lo largo de este trabajo; en él siempre hay un ejemplo cercano para aprender en ciencia y en humanidad. Junto a él, todo el Departamento de Ecología, en el que trabajo tan a gusto. Especialmente a *Jose Manuel de Miguel*, que desde el lejano día en el que acudí con una duda, se involucró en este trabajo y lo hizo suyo, siendo en toda ocasión un buen compañero, pero también, como ya lo ha demostrado en sus pocos años de docencia y en sus publicaciones, un maestro en la ciencia ecológica. *Miguel Angel Casado* fue pieza clave en el muestreo para reconocer las localizaciones muestreadas en el lejano 1973, y descubrir los 'indicios' dejados por los primeros investigadores; posteriormente, siempre, ha estado dispuesto con una sonrisa amable a echar una mano en los análisis, en la recuperación de ficheros "inadvertidamente" borrados y en los dibujos, como el que representa la dinámica de las especies, que es de su autoría total. Con los de las 'colonias' pude discutir resultados, análisis a aplicar y utilizar sus propios ordenadores.

En este estudio he echado de menos el trabajo codo con codo con *Paloma*, como fue en la tesina, habiéndome tenido que conformar con el apoyo, ánimo y orientaciones de una buena compañera y amiga. *Pepe*, *Pepita* y *Eduardo* me han facilitado mucho las cosas y me han prestado su ayuda en una multitud de pequeños favores que tanto se agradecen cuando falta algo fundamental: el tiempo. Todo el apoyo informático de la tesis se lo debo a *Pedro Cuesta* del Centro de Cálculo de esta Universidad; no sólo me ha orientado respecto a los análisis más adecuados sino que con infinita paciencia ha solucionado mis dudas.

Tres han sido las etapas por las que ha pasado el trabajo que se recoge en esta memoria. La primera correspondió al proyecto encargado por la Comunidad Autónoma de Madrid, para la elaboración de la nueva ordenación de los montes. Además de la colaboración de los funcionarios de la Comunidad (*Juan Bielba* y *Asun*), la Guardería de Bosques de *Cercedilla* nos facilitó el acceso a las parcelas por las pistas y la información sobre las actividades de gestión. Especialmente agradable ha

sido conocer y tratar a Santiago Muñoz, guarda de Cercedilla, que nos acogió siempre amablemente y de cuyo amor a aquellos montes aprendimos todos cómo se llega a querer lo que se cuida como propio. Colaboraron en la fase de muestreo dos grandes grandes amigas mías, Lucía y Piti. Tuve además la oportunidad de asistir a una reunión en la que se encontraron los ganaderos de Cercedilla y Navacerrada con Fernando González-Bernáldez y Catherine. Nosotros aprendimos mucho, de la sabiduría de los que están acostumbrados a trabajar y vivir en la naturaleza. Colaboramos en este proyecto con el Departamento de Proyectos, de la Escuela de Montes. Allí he contado con la ayuda de Mercedes de Frutos y Antonio García Abril, y de todos los del Departamento, en el que me encuentro como en el mío. Han respondido a mis preguntas, me han ayudado y orientado, siendo además de unos grandes profesionales, buenos amigos.

La segunda fase de este trabajo ha sido, la elaboración del proyecto fin del Master de Evaluación y Corrección de Impacto Ambiental. En los directores del mismo, especialmente en D. Angel Ramos, y en Ana Pilar, Carmen y Julia, he encontrado comprensión y empuje para los momentos especialmente difíciles en los que se tiene la tentación de echar todo a rodar. Entre mis compañeros del Master hice grandes amigos, especialmente Mabel y Curra. Mis profesores, en las personas de mi tutora, Isabel Otero y del director de mi proyecto, Pedro Cifuentes, han sido para mi maestros y buenos amigos.

A mis compañeros de la Universidad Autónoma que también me han ayudado —Santos Casado, Juan Pedro Ruiz y Javier Benayas— gracias por su colaboración. Fernando González-Bernáldez, a quién todos recordamos especialmente por el dibujo de la portada, estando enfermo me hizo llegar una anotaciones escritas en el hospital. Las guardo como un tesoro. Luis Biela con maestría y buenas dosis de paciencia ha delineado los dibujos y ha puesto color al mapa de vegetación. Javier de Pedraza interesado siempre por la Sierra y como consecuencia, por mi tesis, de cuya ciencia he aprendido un poquito. El libro editado por la Asociación de Amigos del Guadarrama, de la que tengo el honor de ser asociada, llegó justo a tiempo para que pudiera contar con su información.

En esta tercera y última fase, en la redacción de la tesis, ha tenido un papel de primer orden mi Familia que ha facilitado siempre mi trabajo, relevándome de deberes, aún cuando las circunstancias no han sido fáciles, evitándo todo lo que pudiera distraerme y facilitándome el clima de cariño, tranquilidad y comprensión, y en los momentos oportunos, de descanso para recuperar las fuerzas perdidas. No han escatimado sacrificios ni confianza para seguir esperando plazo tras plazo para la entrega de la tesis. Los que me conocen bien saben cuánto les debo por todo esto. A Auxi, tengo que hacer una mención especial: pasó a limpio la bibliografía y la cotejó con Mary Carmen; siguió el desarrollo de este trabajo día a día, siendo para mi como una hermana mayor.

RESUMEN

Se ha estudiado la evolución de las comunidades del matorral de una zona de la Cordillera Central española, situada en la Sierra de Guadarrama. En esta zona, además de los procesos naturales de la dinámica de la vegetación, tienen lugar actividades de explotación y mantenimiento de los recursos naturales —a demás de la explotación turística, repoblaciones de pino, limpiezas o desbroces del matorral corta de leña (principalmente de melojo), corta y saca de pino, explotación ganadera extensiva— así como procesos eventuales como los incendios.

Se contempla la vegetación arbustiva a tres niveles: específico, biocenótico y ecosistémico. A nivel específico, se describe la variación de la abundancia y distribución de las especies leñosas en el tiempo; se modeliza el nicho ecológico de las más representativas, en función de características de tipo biótico y abiótico, y su comportamiento en el tiempo. Se consideraron las peculiares características morfológico-funcionales y adaptativas de las especies y las actividades de gestión silvopastoral llevada a cabo. La descripción de las comunidades más extendidas en el área, de su organización espacial y de intercambios o sustituciones de unas por otras son también explicadas en términos de gestión silvopastoral —nivel biocenótico—. La incidencia de ésta sobre el ecosistema se explica a partir de la variación de parámetros macroscópicos del mismo —nivel ecosistémico—.

I. INTRODUCCION Y OBJETIVOS

El proceso de sucesión ecológica, definido como los cambios que ocurren en el ecosistema con el tiempo, suele reflejarse en variaciones de las características de las poblaciones —abundancia, distribución espacial— y de parámetros funcionales de las comunidades. Este proceso es reconocido como autoorganización del ecosistema, en el que se dan algunas regularidades (Margalef, 1974) que indican la tendencia del ecosistema hacia un estado estacionario coincidente con una mayor madurez. Uno de los cambios estructurales más estudiados en la dinámica del ecosistema es la variación de la composición y abundancia de las especies. Numerosos modelos se han formulado con la intención de explicar las regularidades que se dan como consecuencia de la dinámica del ecosistema. Una de las últimas formulaciones asemeja la evolución de la comunidad al movimiento de un carrusel (Sykes y Maarel, 1992), donde las especies ocupan, dependiendo del momento, un determinado lugar. Este modelo compatibiliza la existencia de un número elevado de especies —riqueza específica— con el movimiento aparentemente estocástico de éstas que se observa en la evolución sucesional del ecosistema.

La diferenciación hecha por Tansley (1935) entre sucesión autogénica —resultante de la acción de los propios organismos— y alogénica —expresión de los cambios provocados por factores extrínsecos— distingue a los dos agentes actuantes en la dinámica del ecosistema. Las perturbaciones se consideran agentes iniciales de la dinámica, generalmente secundaria, del ecosistema alejándolo del estado estable —cercano al equilibrio— que hubiera conseguido. La estabilidad del ecosistema o permanencia cercana al equilibrio asume dos propiedades del mismo: la resistencia y la capacidad de recuperación. La resistencia se define como la cualidad del ecosistema independiente de la existencia de perturbaciones y condicionada por sus características iniciales, que se muestran ajustadas a las propiedades del ambiente y a las relaciones entre sus componentes. La capacidad de recuperación depende, por el contrario, del tipo de perturbación a que ha sido sometido el ecosistema, así como de su duración, intensidad, etc.

En el presente trabajo se ha seguido la evolución del matorral de una zona de la Sierra del Guadarrama correspondiente a los Montes de la propiedad y término de los Municipios de Cercedilla y Navacerrada, pertenecientes a la Provincia de Madrid. La comparación de dos situaciones alejadas quince años en el tiempo ha permitido caracterizar los cambios en las comunidades y relacionarlos con el tipo de gestión silvopastoral que han sido sometidas dentro del marco de su propia dinámica. Subyace a todo este estudio, la consideración de que los componentes vivos del ecosistema no son

elementos aislados, sino que están relacionados entre sí y con el medio circundante. Aún cuando puede considerarse que determinadas actividades humanas afectan directamente a especies aisladas, se estima que las consecuencias alcanzarían al conjunto de componentes del sistema.

Para seguir la incidencia de la gestión silvopastoral sobre el ecosistema, de entre sus componentes vegetales se ha seleccionado el matorral como material del estudio, por su alto poder indicador de las condiciones ambientales (Fulton, 1991; Backéus, 1992; Becker *et al.*, 1992) y la relativa facilidad de su observación, que le hace muy útil en este tipo de prospección (Díaz Pineda, 1975; De Pablo, 1987; Parmenter y Mac Mahon, 1983; De Pablo *et al.*, 1989; Pineda *et al.*, 1989).

Se compara la situación actual de la vegetación con la existente hace quince años, cuantificada gracias a un estudio previo realizado en este mismo área entre 1973 y 1975 (VVAA, 1974; Díaz Pineda, 1975). El motivo de este primer estudio fue la descripción e inventario del medio natural como base de la ordenación integrada de los montes. Las conclusiones revelaron que a pesar de no contener la zona elementos endémicos ni totalmente originales, la escasez de áreas naturales, como la que estudiamos, en las cercanías de Madrid, hace necesaria la ordenación de su gestión basada en un conocimiento profundo de sus propiedades. La elaboración de directrices para una nueva ordenación integral, planteada en 1990, ha dado origen a este nuevo estudio, con el que se pretende alcanzar los objetivos de comparación y análisis de la incidencia de la gestión silvopastoral del monte sobre el ecosistema (Parmenter y Mac Mahon, 1983).

La situación actual de la Sierra del Guadarrama hereda de toda una historia de la relación entre el hombre y la naturaleza. El descubrimiento de la Sierra por parte de la población de Madrid a finales del siglo pasado y principios del presente, hizo que un gran número de científicos, naturalistas, pintores y escritores, llevados por su deseo de conocer, se acercaran al Paisaje del Guadarrama (Sainz, 1992). Fue en este entorno donde se produjeron las primeras interpretaciones de la Sierra. A esta consideración descriptiva de los componentes del medio siguió otra más técnica de explotación de sus recursos. En la actualidad, tanto científicos como técnicos, son conscientes de la necesidad de investigaciones sobre la incidencia de la gestión silvopastoral en los componentes del medio, y de su utilización como documentos de evaluación y planificación del territorio.

Los objetivos generales del presente estudio contemplan:

- descripción de la distribución actual de la vegetación arbustiva y su variación con el tiempo, con especial referencia a las especies más características de los principales tipos fisonómicos de vegetación.

- descripción de la influencia de aprovechamientos concretos del área sobre características del ecosistema, medidas a través de cambios en la organización, abundancia, distribución espacial y composición de las especies arbustivas.
- elaboración de recomendaciones para la gestión silvopastoral de los recursos de estos montes, de acuerdo con las características del área y su respuesta a la explotación.

La compatibilidad de la explotación de los recursos con su conservación, hace necesario el inventario y descripción de los componentes del ecosistema y de su evolución natural y bajo diferentes condiciones de explotación. La composición específica, abundancia y distribución espacial de las comunidades son resultado de su propia dinámica y consecuencia de las alteraciones inherentes a su explotación. El cambio de valor que tienen algunas propiedades macroscópicas del ecosistema puede también ser utilizado como parámetro de la influencia humana.

I.1. LA SIERRA DE GUADARRAMA: ESPACIO NATURAL CERCANO A UN NUCLEO URBANO

Las aproximadamente 5.200 Ha de monte objeto de nuestro estudio, forman parte de los 12 millones de hectáreas de monte que tiene España. Esto representa el 24,8% de su superficie y el 23,09% de la CEE; se entiende por este término, la tierra sin cultivar fuera de los núcleos urbanos, cubierta por árboles, arbustos o matas. La extensión cubierta por arboles en la actualidad, el estado de envejecimiento y la presencia de plagas en algunas zonas, puede explicarse por la situación de privilegio que, desde antiguo, han tenido la ganadería y la agricultura, frente a los demás usos forestales del monte. A esta situación se une en la actualidad, la incidencia negativa que reciben como consecuencia del recreo y los incendios.

La vuelta del hombre a la naturaleza ha llevado consigo la pérdida del carácter agrario de muchas comarcas vecinas a las grandes metrópolis, con la consecuente desaparición de la mentalidad campesina (Díaz Pineda y Valenzuela, 1989); con ello se pierde toda una cultura transmitida de una generación a otra, sobre el equilibrio entre la explotación y el mantenimiento del ecosistema y su regulación. Los ecosistemas no explotados tienden en su evolución natural a la capitalización de la energía en estructuras cada vez más complejas y persistentes. La explotación consiste precisamente en la sustracción a este sistema de la energía en forma de biomasa, impidiendo el aumento de su complejidad y manteniendo estructuras rejuvenecidas a costa de una más alta tasa de renovación (Margalef, 1968, 1974; Odum, 1972; Montalvo, 1992). Los sistemas con manejo tradicional se orientaban hacia una explotación diversificada y extensiva de los recursos, compatible con el mantenimiento de los componentes y procesos naturales (Shimida, 1986; de Miguel, 1988; Usher,

1991; Casado *et al.*, 1991). Precisamente, la clave del deterioro ambiental en muchas zonas de los países desarrollados está en la aceleración artificial de los flujos y ciclos, que en zonas sin explotación se mantienen lentos. Esta idea propone el diseño de nuevos modelos alternativos similares a los sistemas tradicionales que proporcionen soluciones para la conservación (Casado *et al.*, 1991; González-Bernáldez, 1991).

En la Sierra del Guadarrama, la vuelta del hombre a la naturaleza en las dos últimas décadas ha supuesto el incremento de la urbanización y mayor variedad y afluencia de público a las actividades recreativas y deportivas. La urbanización de la Sierra, iniciada con la construcción de colonias de hotelitos alrededor de las estaciones ferroviarias que unían Madrid con la Sierra, ha continuado en los últimos años con la proliferación de urbanizaciones, que han variado con el tiempo en extensión y características. El aumento de estas construcciones como residencia secundaria ha supuesto pérdidas de suelo, alteraciones paisajísticas y de los ciclos del ecosistema —por ejemplo, del agua y los nutrientes—, así como problemas de infraestructuras para los municipios cercanos. En estos últimos se ha producido un abandono de tierras, que en muchos casos son urbanizadas, y de las actividades agrícolas en favor del sector de servicios. El éxodo rural, que acompaña al abandono de tierras marginales en otras partes de España, ha supuesto en esta zona un cambio en la estructura ocupacional de la población hacia el sector terciario.

La Sierra del Guadarrama tiene en sus cercanías una gran ciudad —Madrid— con escasas áreas de esparcimiento, lo que supone que soporta la mayor parte de las actividades recreativas de sus habitantes.

1.2. EQUILIBRIO EXPLOTACION-CONSERVACION: PLANIFICACION DE USOS

La Biosfera humanizada ha atravesado por una serie de fases de progresiva transformación (Boyden, 1987). Después de una primera fase en que el hombre fue cazador y recolector (Lee y De Vou, 1968), las dos revoluciones más significativas han sido la transición agrícola-urbana y de la industrial a la fase actual de alta energía (Benayas, 1990). El desarrollo creciente ha acelerado muchos de los procesos de los ecosistemas humanizados, dando lugar a una situación compleja en la que pueden detectarse síntomas claros de deterioro en los sistemas vitales (Brundtland, 1987).

Para la sociedad humana, dependiente en gran parte para su supervivencia de los recursos naturales, la conservación de éstos es de vital importancia, constituyendo su deterioro o agotamiento un grave problema. A lo largo de la historia, el hombre ha utilizado los recursos que le ofrecía la naturaleza para el mantenimiento de sus necesidades primarias: comida, agua, protección frente a los

agentes externos más agresivos, etc. Con el paso del tiempo, el paso de una sociedad recolectora a una agrícola y a otra industrial intensifica la explotación de la naturaleza. Este cambio lleva implícito un alejamiento progresivo de la naturaleza por parte del hombre, sobre todo en el medio urbano, que propugna a la vez la conservación de algunas características de los valores naturales —calidad de las aguas, bosque intactos, vida sana, paisaje rural— sobre los que la sociedad urbana ha tenido una fuerte incidencia. La oposición así presentada entre uso y protección puede conciliarse mediante una gestión racional que mantenga un compromiso entre la explotación y la conservación de los recursos naturales. Para alcanzar los objetivos de esta gestión racional es necesaria una planificación que tenga en cuenta la componente ambiental y sea instrumento para la utilización óptima del medio. Una planificación con los objetivos señalados debe necesariamente considerar el territorio como un sistema, conjunto de elementos en interrelación que conforman un todo unificado.

El objetivo de la planificación física es lograr una distribución óptima de usos y actividades en el territorio de forma que se mantenga la calidad ambiental. Ha de garantizar un compromiso entre la preservación de los valores naturales y la producción, dentro del marco que considere las potencialidades y la vocación de cada área concreta. La Estrategia Mundial para la Conservación, destinada a estimular un enfoque más integrado de la gestión de los recursos, recoge los tres objetivos básicos para la conservación de estos:

- a.- mantener los procesos ecológicos esenciales y los sistemas vitales
- b.- preservar la diversidad genética
- c.- asegurar el aprovechamiento sostenido de especies y ecosistemas.

El principio nº 13 de esa declaración destaca la necesidad "... de un enfoque integrado y coordinado en la planificación del desarrollo, ... para lograr una más racional ordenación de los recursos y mejorar los condicionantes ambientales, ... de modo que quede asegurada la compatibilidad del desarrollo con la necesidad de proteger y mejorar el medio humano en beneficio de su población...". Y concluye en el principio nº 14: " La planificación racional constituye un instrumento indispensable para conciliar las diferencias que puedan surgir entre las exigencias del desarrollo y la necesidad de proteger y mejorar el medio".

En ambos principios subyace la intención de compatibilizar el "uso sostenido de la Naturaleza con los esfuerzos por minimizar los efectos ecológicos sobre el medio" ya que "así como la explotación de la Naturaleza es un fenómeno inevitable y necesario de progreso, la máxima racionalidad de su uso para minimizar los daños ecológicos, coincide con el mejor de los intereses presentes y futuros de los países" (Echechuri *et al.* ,1983).

Veinte años después de la Conferencia de Estocolmo en la que se planteó la problemática situación del medio humano y de la introducción del concepto del desarrollo sostenible, la reciente Cumbre de la Tierra (1992) se plantea la culminación del proceso de concienciación para evitar la catástrofe ecológica. Aunque no se han alcanzado acuerdos plenamente satisfactorios, los países asistentes han firmado una serie de textos que contribuirán a difundir una verdadera conciencia ecológica. La "Carta de la Tierra", contiene 27 principios para la promoción de un modelo económico sostenible; en la práctica se concreta en la Agenda 21 y en dos Convenciones, una sobre Biodiversidad y otra sobre Cambio Climático. Los documentos emanados de esta Conferencia constituyen puntos fundamentales para el proceso de la Conservación de la naturaleza.

Este trabajo participa de las filosofías anteriores y en base a ellas pretende establecer bases ecológicas para la gestión silvopastoral de un área de monte, consecuencia del estudio de componentes y procesos de los que podrán emanarse directrices de acción, que compatibilicen la conservación y explotación de sus recursos. Dado el objetivo inicial y la metodología de este trabajo, centrados en la identificación de los cambios ocurridos en las comunidades de matorral como consecuencia de las actividades concretas de explotación, las recomendaciones realizadas no tendrán un carácter predictivo sino que deberán considerarse como directrices para lo que podría ser un plan de vigilancia ambiental para el área.

II. CARACTERIZACION DEL TERRITORIO

Se hace en este apartado una caracterización de la zona de estudio considerando su situación geográfica y los usos, así como el ambiente físico en el que se desarrollan las comunidades de matorral estudiadas.

II.1. AMBIENTE FISICO GLOBAL

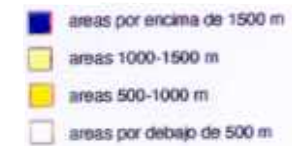
II.1.1. Situación geográfica y uso tradicional de la zona

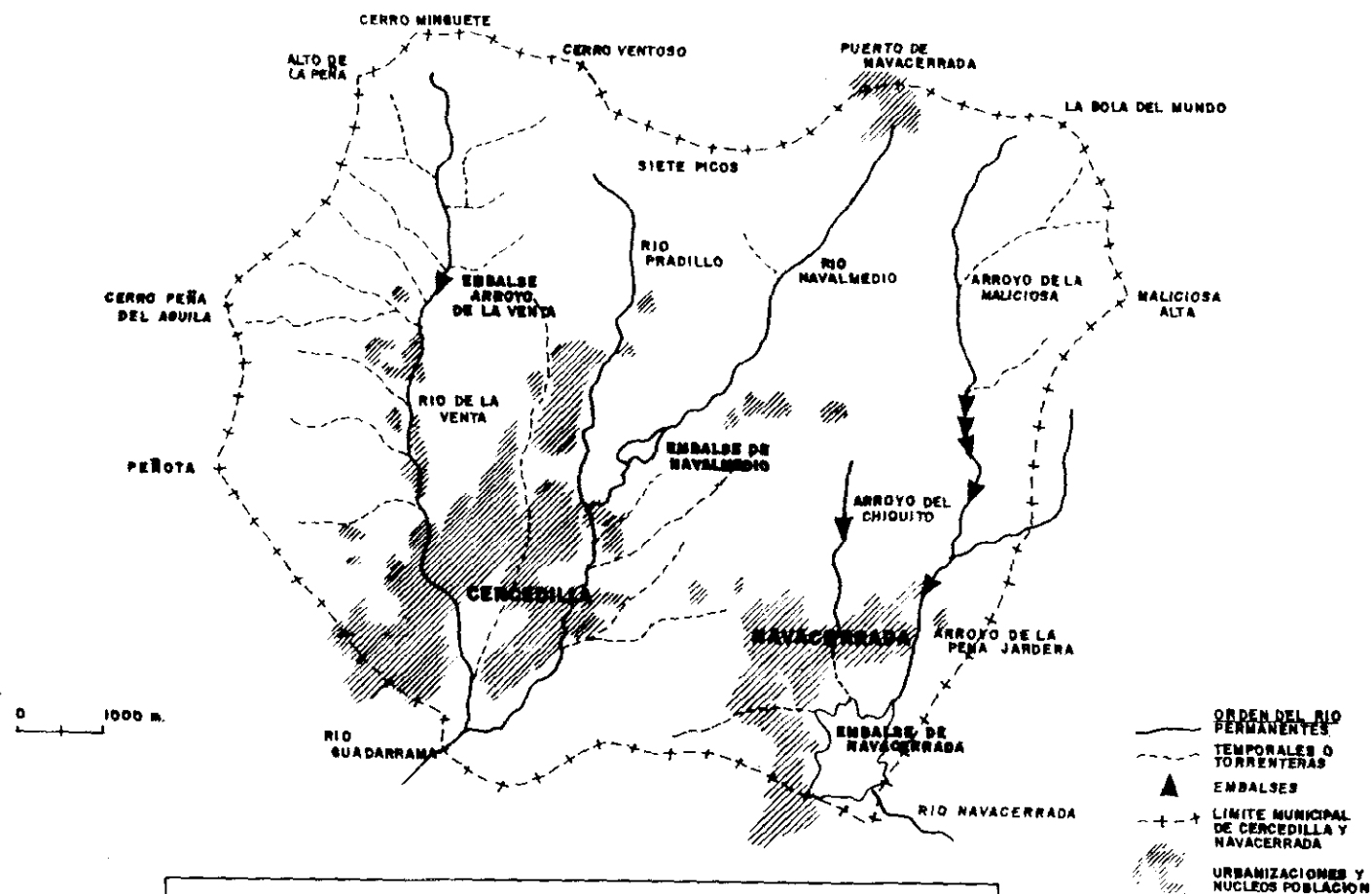
El área de estudio comprende los Montes de Cercedilla y Navacerrada, situados en la vertiente sur de la zona centro-occidental de la Sierra de Guadarrama (Cordillera Central española). Limita al Oeste con la Sierra de Quintanar, al Noreste con la Sierra de la Cuerda Larga, al Este con la Sierra de los Porrones y al Sur con la Sierra del Castillo (Mapa 1). Comprende los montes denominados de La Helechosa, Pinar y Agregados, Pinar Baldío y Pinar de la Barranca, de la propiedad y término de los Ayuntamientos de Cercedilla y Navacerrada, según Catálogo de la Comunidad de Madrid. Presenta cuatro valles abiertos de Norte a Sur: el Valle de la Fuenfria, el Hueco de Siete Picos, el Valle de Navalmedio y el Valle de la Barranca. Surcan la zona dos sistemas fluviales bien diferenciados: la cuenca alta del Río Guadarrama y el nacimiento de arroyos del Río Manzanares (el arroyo Maliciosa y el Chiquito) que desembocan en el Embalse de Navacerrada. Tres arroyos al unirse forman el Río Guadarrama: el arroyo de la Venta, el río Pardillo y el río Navalmedio (Mapa 2).

La geomorfología y vegetación de la Sierra han hecho de esta zona un territorio de explotación tradicional silvopastoral y centro de esparcimiento y recreo para los habitantes de las ciudades cercanas, siendo éste uno de los principales usos que se ha incrementado en los últimos años. La explotación maderera, actividad especialmente importante en las zonas más altas, se compatibiliza en ocasiones con el recreo. Las zonas bajas y los claros del pinar, están ocupados por pastizales aprovechados por ganado vacuno y, en menor cantidad, ovino, caballar y caprino, siendo éste último muy escaso.



Mapa 1. Localización geográfica de la zona de estudio. Escala aprox. 1: 940.000





El sistema de explotación ganadera empleado es de semiestabulación con pequeños recorridos transterminantes. Su alimentación se complementa con piensos en el invierno, cuando los rebaños se encuentran en la cotas más bajas. La superficie destinada al pastoreo ha disminuido tanto por el abandono de la actividad ganadera, con la consiguiente invasión del matorral, como por la repoblación con pinos y construcción de embalses en las zonas más productivas del pastizal. La explotación por el ganado se concentra de este modo en puntos específicos del territorio, pudiéndose apreciar una cierta pérdida de calidad de los pastos por nitrificación y perturbación mecánica —pisoteo— (González-Bernáldez *et al.*, 1991).

En cuanto a la madera, el pino albar (*Pinus sylvestris*^(*)) adquiere un buen desarrollo en la zona, siendo explotado según los planes de ordenación vigentes. En la antigüedad, tanto el matorral como el rebollo (*Quercus pyrenaica*) se utilizaban para leña. En la actualidad, este aprovechamiento ha caído en desuso y sólo se desbroza para aumentar la superficie de pasto o para favorecer la repoblación.

II.1.2 Configuración actual de la Sierra

La tectónica de fracturación y la acción de los procesos erosivos han dado lugar a las unidades básicas del relieve que forman la morfoestructura primaria de la Sierra, consolidados al reactivarse los relieves y formar la Cordillera Central española. Los procesos del modelado actual han generado los elementos morfológicos y formaciones superficiales que constituyen la base del asentamiento edáfico, botánico y humano.

De acuerdo con Pedraza (1989) el relieve ha pasado por una serie de sucesivas elevaciones, producto de tensiones tectónicas, y posteriores denudaciones y sedimentaciones diferenciales debidas a la actividad de los agentes erosivos. El origen de los materiales se remonta al periodo Carbonífero, en el que la Orogenia Hercínica provocó el levantamiento del zócalo formando cordilleras. En este periodo las elevadas presiones y temperaturas forman una bolsa de magma a varios kilómetros de profundidad. Durante el Secundario, el relieve es erosionado convirtiéndose en una penillanura con inclinación Este; posteriormente es cubierta por el mar en este mismo periodo, acumulándose sedimentos calcáreos en el fondo. Durante el Terciario el movimiento Alpino provoca que la bolsa de magma ascienda, llegando a emerger y formando los materiales metamórficos e igneos que configuran en la actualidad el Cordillera Central. En el Mioceno, cuando el zócalo se fractura, se elevan dos bloques paralelos limitados por profundas fallas externas e internas que dejan

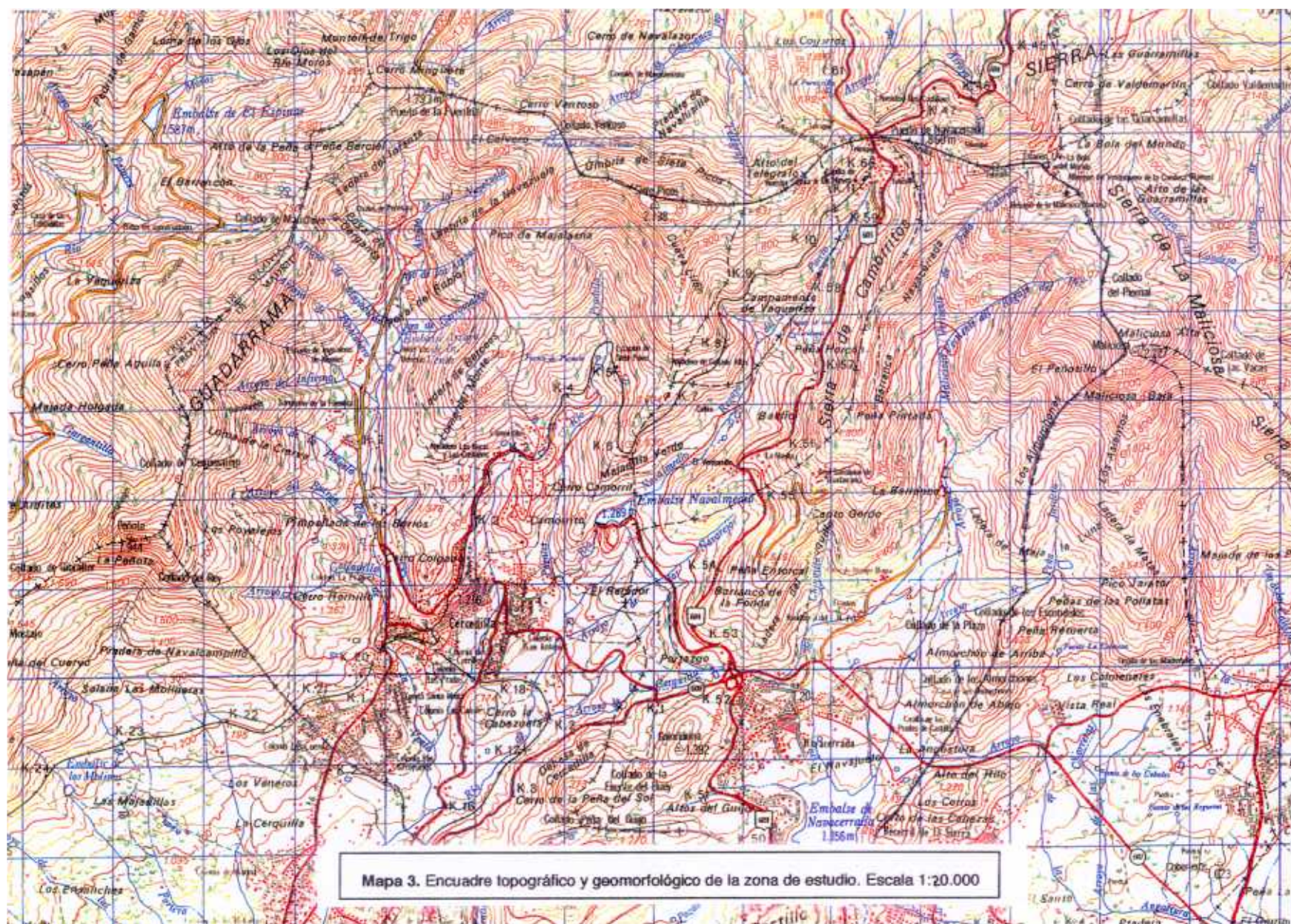
(*) Los autores de las especies vegetales que se nombran en el texto se recogen en el Anexo 1.

entre ellas bloques hundidos. El periodo erosivo posterior llevó en la sedimentación de sus productos a configurar un depósito horizontal en las zonas más bajas. Esta sedimentación llevada a cabo de forma selectiva, se refleja en la actualidad en los tipos de facies existentes en de la depresión del río Tajo, constituidas por materiales de distinto tamaño. Durante este periodo erosivo se rebajan las cumbres y colmatan las depresiones a ambos lados de la Sierra. Durante el Plioceno se produce otro leve levantamiento que rejuveneció el relieve, plegando zonas de la penillanura y los depósitos acumulados en las depresiones adyacentes. El último periodo erosivo rebaja de nuevo el paisaje dándole la configuración actual y provocando un retroceso de las laderas de la Sierra que han adquirido así un aspecto más escarpado, dejando en las zonas bajas llanuras en las que se encaja la red fluvial.

Las rocas que forman el sustrato de la Sierra y que condicionan tanto el relieve como el sustrato físico del suelo, son todas de naturaleza cristalina, de gran resistencia: granitos y gneises. En su modelado final tienen gran importancia la fisuración de la roca, que facilita su alteración química y mecánica, la resistencia selectiva a la erosión de sus materiales y el tipo de procesos a que son sometidos. Son rocas compactas, coherentes y muy poco permeables por porosidad, difícilmente movilizables por erosión pluvial y fluvial. La aparición de fisuras —diaclasas y fallas— las hace más permeables y facilita su alteración química; los fenómenos de crioclastia facilitan su movilización —meteorización mecánica—. Todo ello lleva a la disgregación de la roca y a la movilización de las zonas arenizadas mediante procesos gravitacionales sobre los cantos y bloques desagregados por la acción crioclástica. Estos procesos se localizan preferentemente en las zonas altas de las laderas, donde la roca presenta áreas desprovistas de vegetación y se forman los canchales característicos de la zona.

El relieve actual se organiza según dos unidades básicas: el horst de la Sierra de la Cuerda Larga-Siete Picos y el de Montón de Trigo-La Peñota, con sus piedemontes correspondientes (Mapa 3). Los demás elementos del relieve se articulan en éstos en posición ortogonal o casi ortogonal.

El horst de la Sierra de la Cuerda Larga-Siete Picos culmina en una superficie —cumbres— de altura superior a 2.000 m, de carácter alomado. Otras alineaciones parten de esta principal, descendiendo en graderío, y por su configuración de bloques elevados y hundidos alternantes, dan lugar a cuerdas y valles. Tanto en el bloque central como en los subsidiarios aparecen escarpes notables que forman laderas articuladas a distintas alturas. El horst de Montón de Trigo-Peñota es más sencillo ya que sólo presenta laderas con pequeños contrafuertes y gargantas en su flanco oriental. También aquí tiene la cumbre aspecto alomado debido a los cerros y collados que se suceden, siendo más continua y articulándose directamente las cimas y piedemontes.



El piedemonte presenta dos sectores: uno oriental y otro occidental, quedando separados por los relieves de los cerros de la Golondrina y Jarahonda (Mapa 3). El piedemonte oriental tiene carácter de depresión autónoma formando las Navas de Navacerrada que, al quedar encerradas entre las estribaciones de su entorno, su única comunicación son los corredores y gargantas. El piedemonte occidental tiene también carácter de depresión al ser continuación del Valle de la Fuenfría. Este hecho hace que su trazado sea más complejo apareciendo una serie de cerros residuales y depresiones tipo nava.

En cuanto a los procesos de modelado actuales, pueden resumirse en: torrenciales-fluviales, que definen gargantas, fondos de valles, rellenos aluviales, navas y múltiples cuencas de recepción, y nival-periglacial-gravitacionales que generan derrubios, canchales, coluviones y suelos estructurados según Pedraza (Pedraza *et al.*, 1991). Ambos procesos asociados a los pluviales generan fenómenos de arroyada. Con muy poca frecuencia se da lugar a procesos glaciares.

Por tratarse de una zona de relieve muy enérgico —con pendientes fuertes en la mayor parte del terreno— y dado el régimen climático actual, los dos procesos erosivos dominantes en la zona son el de arroyada en las laderas y el arrastre fluvial en los canales. La arroyada se asocia con los fenómenos nivales de deshielo y actúa en las zonas superiores de la ladera propagándose hacia zonas inferiores con notables incisiones en reguero. Son muy destacados estos fenómenos en la Cabecera del río Navacerrada —ladera sur-occidental de la Maliciosa-Bola del Mundo— y, en menor proporción, en la ladera sur de Siete Picos. Otro fenómeno a destacar es el de los arrastres fluviales, equilibrado y regulado de forma natural por la cobertura vegetal, y las zonas de encharcamiento bajas —navas—.

El resultado de estos agentes sobre el relieve de la Sierra ha dado lugar a un modelado en el que pueden distinguirse las siguientes formaciones:

1.- Pedimento o rampa basal: es la superficie de erosión en la base de las laderas, labrada en rocas duras de suave pendiente y que en la zona de contacto con las laderas forma una rampa en la que se tallan los valles; en esta superficie se localizan los depósitos marinos de origen secundario que forman afloramientos aislados rodeados de sustratos predominantemente silíceos condicionando cambios muy interesantes en la vegetación. En las zonas más planas, es posible encontrar pequeñas áreas cerradas y deprimidas donde el agua de lluvia y de nivación se acumula por ser el sustrato impermeable, después de haber recorrido las fisuras y percolando por los productos de la erosión de las rocas. Estas áreas suelen recibir el nombre de nava, manteniendo una vegetación típicamente freatófita. En las zonas más bajas del relieve con algo de pendiente se

acumulan los productos de la erosión de las zonas superiores apareciendo una vegetación esclerófila condicionada por el clima y el sustrato más permeable.

2.- Fondos de valle: formados por depósitos aluviales de distinto tamaño que configuran suelos profundos y fértiles. La cercanía del nivel freático y el clima tamponado consecuente con el encajonamiento de los ríos, permite el crecimiento de especies vegetales freatófitas, higrofitas y mesofíticas. Estas zonas han sido explotadas tradicionalmente como praderas de siega y cultivos de regadío.

3.- Laderas y vertientes: se extienden desde los 1.000 m en su base a los 2.000 m de las cumbres. Presentan una variación desde los fondos de valle, estando cubiertas por materiales de espesor variable que condicionan el desarrollo del suelo y el asentamiento de una vegetación característica. Con la altitud cambia la vegetación dependiendo de la profundidad del suelo, precipitación y humedad edáfica, la disminución de la temperatura a medida que se asciende, mayor duración de la nieve, efecto del viento, etc. También en estas estructuras, en las localizaciones planas con sustrato impermeable, pueden formarse navas.

4.- Crestas: corresponden a las zonas más elevadas, situadas en algunos casos por encima de los 2.000 m. Los suelos son muy delgados o prácticamente inexistentes, aflorando en algunas zonas la roca madre. Son terrenos planos o de suave pendiente con clima de alta montaña. La vegetación presenta formas adaptadas para soportar la xerofilia de estas zonas donde el agua, a pesar de la abundante lluvia, se pierde por escorrentía y donde existe además una mayor evaporación; ésta es consecuente con la elevada insolación recibida dada la escasa inclinación del terreno y el menor espesor de la atmósfera.

Los productos de la erosión de los componentes litológicos de la Sierra —granitos y gneis— son arenas que se acumulan en la base de las laderas siendo de menor tamaño a medida que se alejan de su lugar de origen. Forman depósitos detríticos de cuarcitas mezcladas con limos rojos, lo que da lugar a un sustrato ácido y pobre sobre el que la vegetación y las condiciones climáticas cooperan en la formación de los suelos. Son más frecuentes los suelos formados a partir de los productos de erosión de los gneises, ya que contienen una mayor proporción de elementos finos que los del granito. Al ser la composición mineralógica de las rocas muy similar, los suelos tienen una composición química muy parecida, no siendo el sustrato una fuente de variación en los suelos del territorio.

Los suelos del área de estudio pertenecen a dos grandes tipos: tierras pardas y suelos ranker (Kubiëna, 1953), siendo más abundantes los primeros, con distintas variantes dependiendo de las condiciones mesoclimáticas y geomorfológicas. Con la altitud aparece una sucesión de tierras pardas

desde las zonas inferiores de la Sierra a los suelos ranker de las superiores, teniendo este factor una influencia clara en la menor diferenciación del perfil del suelo y en el aumento en importancia del horizonte A. Disminuye con la altitud la compacidad del suelo (Montalvo, 1992), ya que en las zonas bajas es mayor la abundancia de la materia orgánica, fracción mineral y cantidad de agua retenida en el suelo. El aumento de la precipitación y la menor temperatura que caracterizan las posiciones elevadas respecto a las más bajas, son las responsables del lavado de sales del complejo cambiante del agua y de la falta de desarrollo del perfil edáfico.

La secuencia altitudinal de los tipos de suelos puede esquematizarse en la forma (Izco, 1984)

céspedes de montaña	Ranker mulliforme
----- 2.100 m aprox.	
pinos y piñales	Ranker pardo
----- 1.700 m	
melojares	Tierras pardas subhúmedas
----- 1.200 m	
encinares	tierras pardas meridionales

II.2. CLIMA Y VARIACIONES MESOCLIMATICAS

El clima y el suelo son condicionantes del tipo de comunidad biológica que es capaz de desarrollarse en una zona determinada. Dentro del marco impuesto por el clima, las variaciones mesoclimáticas pueden explicar la distribución de la vegetación a niveles locales.

El clima de la zona contemplada es relativamente homogéneo, pudiendo observarse dos gradientes mesoclimáticos: uno de dirección SE-NW en relación principalmente con la humedad, que marca una polaridad mediterráneo-oceánica, y otro altitudinal de disminución de la temperatura y aumento de la precipitación con la altitud.

Desde un punto de vista macroclimático, la zona tiene un clima de carácter mediterráneo continental. Según la clasificación de Thornthwaite (Folhh, 1968) se encuadra dentro de un tipo 'mediterráneo templado húmedo' y según Emberger (Emberger, 1955) dentro de un clima 'mediterráneo húmedo con una variante térmica invernal muy fría en las zonas altas y subhúmedo fresco en las más bajas' (Allué, 1966; De Nicolás *et al.*, 1979; Di Castri, 1981). Fitoclimáticamente, corresponde al piso 'supramediterráneo-oromediterráneo' (Rivas Martínez, 1982), apareciendo diferenciaciones climáticas locales asociadas fundamentalmente a la altitud. La precipitación media

anual fluctúa entre 800-1.000 mm con 1.500 mm anuales en la cumbre y entre 500-800 mm en el piedemonte, siendo la mayor parte en forma de nieve en los meses invernales, con un mayor número de meses de permanencia —de noviembre a abril— en las cotas superiores. Aquí también es mayor el número de meses con probabilidad de heladas y el periodo de sequía menos prolongado. La temperatura media anual oscila entre 7-10°C, observándose frecuentemente fenómenos de inversión térmica en los días anticiclónicos de invierno, en los que las faldas de la Sierra presentan mayores temperaturas que las zonas del valle. En el régimen normal mediterráneo, temperatura y precipitación tienen sus máximos desfasados, sumando sus efectos sobre la falta de humedad del suelo al coincidir el periodo de déficit pluviométrico con el de máxima temperatura, y por tanto, de mayor evapotranspiración.

En cuanto a las temperaturas, las medias son suaves con ligeras variaciones estacionales —2,7-21,7 °C—, los meses más fríos corresponden a Diciembre, Enero y Febrero, y los más cálidos a Julio, Agosto y Septiembre, con verano e invierno claramente definidos. Un otoño corto de únicamente dos meses —Octubre y Noviembre—, y una primavera algo más prolongada: Marzo, Abril y Mayo. El régimen de precipitaciones es bastante regular con una notable disminución en la época estival —Julio, Agosto y parte de Septiembre—, que sin llegar a carecer de lluvias, presenta déficit hídrico —verano muy seco—. Los máximos de precipitación corresponden a los meses de Noviembre, Enero y Abril-Mayo, siendo patente la influencia de los vientos del Oeste en el aumento de estas precipitaciones primaverales, a pesar de que los vientos dominantes a lo largo del año son los de componente Norte. Asociado al incremento del factor de altitud se observa la disminución de la temperatura y el aumento de las precipitaciones. A este gradiente climático altitudinal se superpone el ya mencionado de oceaneidad-mediterraneidad —de oeste a este— caracterizado por un aumento de la continentalidad desde el extremo más occidental al más oriental, aumentando en este mismo sentido la severidad de las condiciones mesoclimáticas.

La característica más notable de este clima y que condiciona más el desarrollo de la vegetación es la alternancia estacional de un invierno húmedo y frío y un verano seco coincidiendo con los mayores valores de temperatura. La coincidencia del valor máximo de temperatura y el mínimo de precipitación hace que las especies deban adaptarse a condiciones de falta de humedad en el suelo.

II.3. VEGETACION Y USOS DEL SUELO

El ámbito territorial del presente estudio ha sido objeto de investigaciones anteriores con diferentes objetivos naturalísticos y ambientales (Casado, 1991; Mollá, 1992). En uno de estos trabajos se pone de manifiesto algo aceptado desde antiguo (Buén y del Cos, 1883): el interés de la

utilización de las especies arbustivas de matorral como material para el estudio de la caracterización ambiental del territorio y, como consecuencia, de los cambios ecológicos asociados a los usos del suelo (De Pablo, 1987; Pineda *et al.*, 1989; Backéus, 1992). En este sentido se ha utilizado también en este estudio, considerando la evolución de las comunidades vegetales leñosas con la dinámica del ecosistema y como respuesta a perturbaciones relacionadas con la explotación de los recursos, y localización de actividades.

El estudio de la evolución del matorral ha sido posible gracias a un trabajo previo realizado en la misma zona con este tipo de comunidades vegetales, en el año 1973 (VVAA, 1974; Díaz Pineda, 1975), así como al registro de la actividades y usos llevados a cabo entre aquel año y el del presente trabajo (1990). Con esta información se trata de identificar e interpretar la variación de las formaciones vegetales estudiadas.

La distribución general de la vegetación en la zona muestra una clara relación con la altitud, que puede observarse fácilmente en las laderas. Se distinguen con relativa facilidad cinco franjas. Esta zonación es en cierta forma análoga a la que presenta el continente europeo desde del borde de la cuenca mediterránea hacia territorios más septentrionales: bosque esclerófilo, bosque caducifolio, bosque aciculifolio, matorral de montaña y céspedes alpinoides. La distribución de las comunidades de especies leñosas arbustivas encontradas en el muestreo de 1973 y 1975 (Capítulo VI) se representan en las Figuras 1 y 2.

Los pisos o cinturones altitudinales de vegetación que pueden distinguirse en la zona de acuerdo con Rivas Martínez (Rivas-Martínez, 1982), son los siguientes:

Piso supramediterráneo, descrito con temperatura media anual de 8 a 12°C, media de las mínimas del mes mas frío de -4 a -1°C, media del mes más frío 4°C y heladas de octubre a mayo. En él se localiza el bosque marcescente de melojo —*Quercus pyrenaica*—. En los tramos inferiores hay encinas —*Quercus rotundifolia*— con melojo y quejigo —*Quercus faginea*—.

Piso oromediterráneo, considerado con temperatura media anual de 4 a 8°C, temperatura media de las mínimas del mes más frío de -7 a -4°C y la media de las máximas del mes más frío de 0 a 2°C. Tiene su límite superior entre los 1.600 y 1.700 m de altitud. La vegetación natural de este piso es un matorral denso con o sin pino albar que en las zonas altas puede estar sustituido por piornales —*Cytisus oromediterraneus*—, cambrionales —*Adenocarpus hispanicus*— y enebrales rastreros —*Juniperus communis ssp. nana*—.

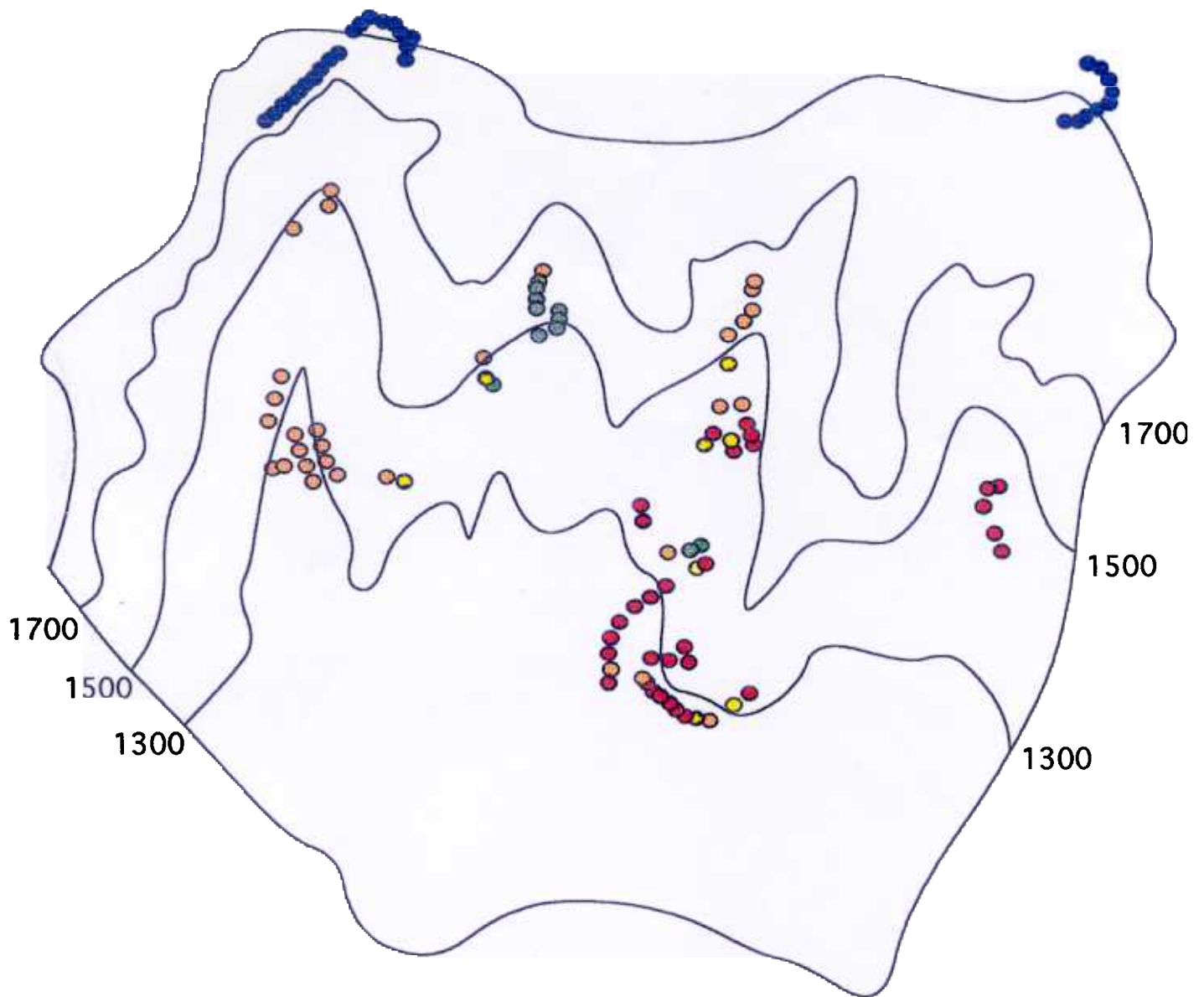


Figura 1. Distribución espacial de las principales comunidades de matorral presentes en las parcelas de muestreo de 1973, obtenidas por análisis de clasificación (Capítulo VI)

- Jarales
- ⊙ Melojares
- Piornales
- Matorral espinoso
- ⊙ Retamares

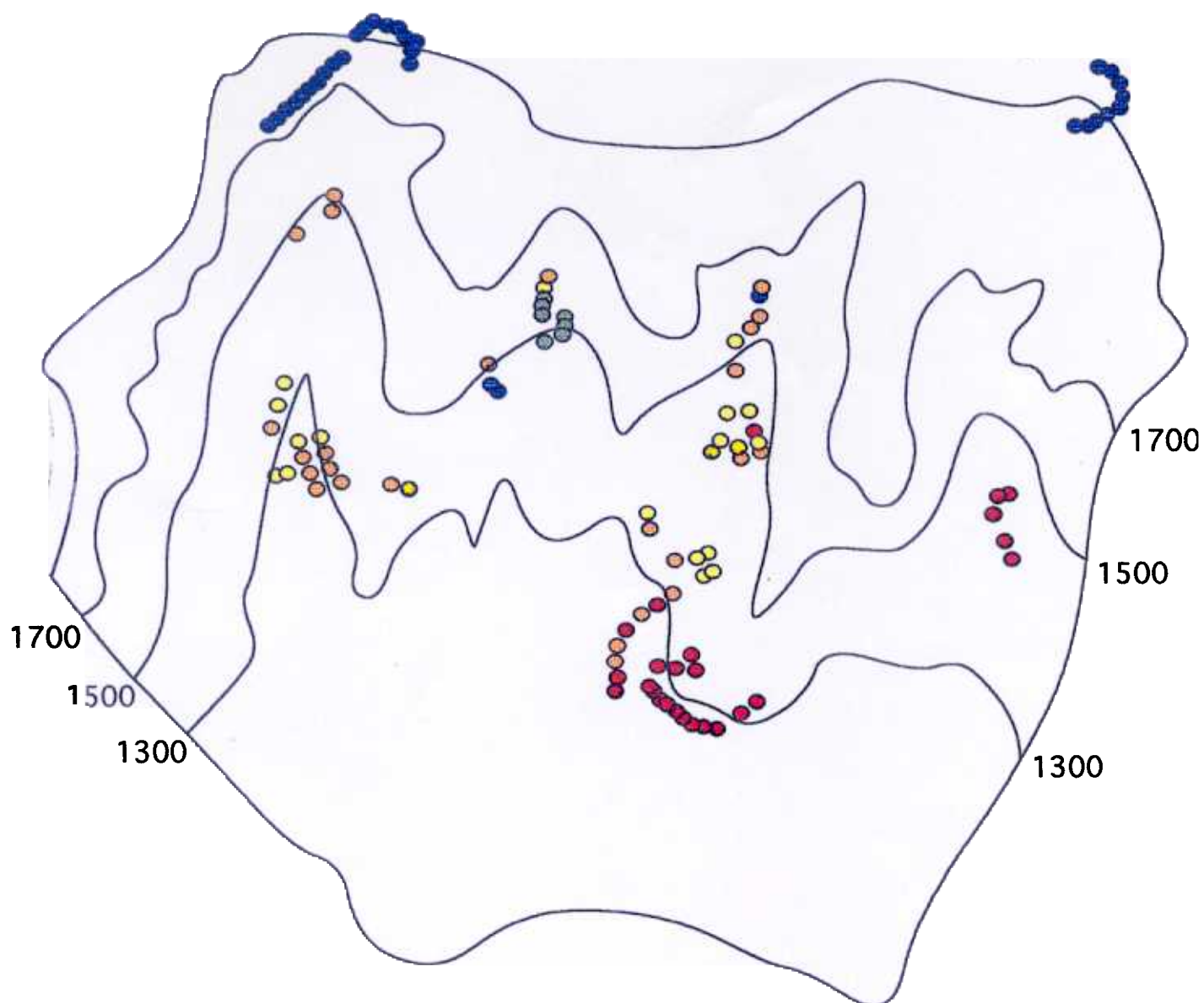


Figura 2. Distribución espacial de las principales comunidades de matorral presentes en las parcelas de muestreo de 1990, obtenidas por análisis de clasificación (Capítulo VI)

- Jarales
- Melojares
- Piornales
- Matorral espinoso
- Retamares

Piso crio-oromediterráneo, definido con una temperatura media anual inferior a 4°C, temperatura media de las mínimas del mes más frío menor de -6°C y la media de las máximas del mes más frío de -3 a -1°C. Se sitúa en altitudes mayores a 1.700 m, donde las condiciones climáticas extremas impiden el desarrollo de una vegetación arbórea o arbustiva continua. En función del relieve, de la nivación y persistencia de la nieve, se desarrollan pastizales en los sitios húmedos. Esta vegetación está representada esencialmente por céspedes de Festuca ovina ssp. indigesta, alternando con comunidades arbustivas de enebro rastrero y piorno.

Cuadro 1: Caracterización de las unidades climáticas sintéticas de la zona de estudio de acuerdo con la terminología clásica fitosociológica. Según Rivas Martínez (1982).

	t° (°C)					Precipitación media anual (mm)
	media anual	media de las mínimas del mes más frío	media del mes más frío	máximas del mes más frío	Heladas posibles (meses)	
Supramediterráneo	8 a 12	-4 a -1	4	3 a 9	de X a V	600-1000
Oromediterráneo	4 a 8	-7 a -4	0 a 2	1 a 3	de IX a VI	1.000-1.500
Crio-oromediterráneo	2 a 4	-9 a -6	< -3	-3 a -1	de I a XII	1.300-2000

El piso supramediterráneo (Rivas Martínez, 1982) se desarrolla sobre suelos bien conservados presentando comunidades fruticasas de piornales o sobre suelos más degradados, donde crece los jarales de estepa —Cistus laurifolius—. En función del suelo y de la altitud, se distinguen varias comunidades: piornal con cambroño —Adenocarpus hispanicus— sobre suelos profundos; en el horizonte superior el piornal de Cytisus oromediterraneus con Genista cinerea también sobre suelos profundos con menor temperatura, y en el horizonte inferior, algo más seco y cálido, el piornal de retamas negras Cytisus scoparius.

El piso oromediterráneo guadarrámico del enebro enano (Rivas Martínez, 1982) se sitúa inmediatamente por encima, constituido por Juniperus communis ssp. nana y Cytisus oromediterraneus formando pinares con enebro rastreo o piornales con enebro rastrero. Por último, el piso crio-oromediterráneo ocupa altitudes mayores a 2.100 m, donde las condiciones climáticas —bajas temperaturas, escaso aprovechamiento del agua de lluvia, la acción de la nieve y del viento— hace que la vegetación sólo se desarrolle en islas donde es posible la formación de una pequeña capa de suelo.

Aquí la vegetación está constituida por hemicriptófitos y caméfitos de porte almohadillado, pudiendo aparecer formaciones no extensas de piornal con enebro rastrero alternando con céspedes y cervunales.

Como se ha comentado, junto a la altitud se detecta en la zona la acción de otro factor ambiental mesoclimático resumible en un gradiente de carácter mediterráneo-oceánico que cruza la zona en dirección suoreste-noreste. La oceaneidad en este caso viene definida por la menor aridez estival, persistencia de nieblas, menor insolación, etc, reflejo de la amortiguación de las diferencias climáticas que se da a medida que se avanza hacia el Oeste. En relación con éste, la zona basal del territorio está constituida a su vez por un sector relativamente más árido en el tercio oriental, donde se localizan jarales de jara pringosa Cistus ladanifer, y otro más húmedo hacia el oeste, ocupado por robledales, praderas de siega y matorral mesofítico. Las cotas superiores aparecen pobladas por una franja continua de pinar con sotobosque mesofítico donde los matorrales de Adenocarpus hispanicus y Erica arborea —fenotipo almohadillado de montaña— se sitúan hacia el tercio más occidental correspondiendo a un ambiente relativamente más húmedo en contraste con la zona central y oriental que reflejarían condiciones de una menor humedad.

En la mayor parte del territorio, la tala del bosque de roble ha llevado a la aparición de matorrales heliófilos, donde predominan Cistus laurifolius y Genista cinerea, especialmente si el suelo ha sufrido erosión. La vegetación predominante en las situaciones de mayor aridez relativa está constituida por un matorral procedente de la destrucción del bosque mixto de enebro —Juniperus oxycedrus— y encina —Quercus rotundifolia—, ahora presentes sólo como matas de pequeño porte. Este matorral lo componen Lavandula stoechas ssp. pedunculata, Cistus ladanifer, Thymus mastichina, Thymus zygis, Helicrysum stoechas, Daphne gnidium y Cistus laurifolius principalmente. En situaciones menos xerofíticas, está constituido por Genista cinerea, Cistus laurifolius, Ononis spinosa, Cytisus scoparius, Thymus mastichina y Helianthemum apenninum. En el extremo más occidental del territorio, la zona basal se caracteriza por una cierta mayor influencia oceánica, con presencia de Genista florida, Adenocarpus hispanicus, Rosa spp., Erica arborea y Quercus pyrenaica.

La existencia de suelos aluviales profundos en sitios de la zona basal con humedad abundante, ha hecho que la utilización histórica de estos lugares haya consistido en su explotación como cultivos intensivos y praderas de siega, éstas últimas más generalizadas en los últimos tiempos. La vegetación arbórea ha quedado reducida a los bosques de galería que siguen los cursos de los arroyos y estructuras que cruzan las praderas a modo de setos entre parcelas. La vegetación leñosa está aquí constituida por Fraxinus angustifolia, Salix cinerea, Rhamnus catharticus, Rhamnus frangula, Crataegus monogyna, Lonicera periclymenum, Rubus spp, Rosa spp y Quercus pyrenaica. El bosque natural de roble se encuentra relegado a la zona de Camorritos (ver Mapa 3) y como sotobosque del pinar que sube hacia el Hueco de Siete Picos, hasta unos 1.650 m de altitud.

El pinar de Pinus sylvestris ha sido favorecido por el hombre para su aprovechamiento económico implantándolo por debajo de su límite natural, en el ámbito del robledal, y ocupando gran parte de su piso de vegetación, especialmente por debajo de los 1.400 m. El sotobosque que le acompaña está compuesto por Genista florida, Cytisus scoparius, Rosa spp., Rubus spp. y Quercus pyrenaica. En las zonas altas, desde los 1.600 m, el pinar añade a su sotobosque especies adaptadas a temperaturas más bajas como Genista cinerea, mientras que Genista florida, presente en la zona basal, se hace progresivamente menos frecuente. Son cada vez más abundantes las matas almohadilladas de Cytisus oromediterraneus —en cotas más altas del pinar basal aparecía en formas menos almohadilladas— y Juniperus communis ssp. nana. El periodo vegetativo más corto a esta altitud y la limpieza del matorral da paso a comunidades herbáceas formadas por Nardus stricta, Gagea quadarramica, Festuca rubra, Arenaria montana, Teesdalia nunicaulis, Arnoseris minima, Ranunculus gregarius, Deschampsia flexuosa y Luzula lactea, como especies más abundantes.

Por encima del límite del pinar, hacia los 1.900 m, el matorral está constituido casi exclusivamente por almohadillas de piorno con enebro rastrero, Cytisus oromediterraneus y Juniperus communis ssp. nana, y alternando con éste, los céspedes de cumbres.

El 25% del territorio presenta hoy un grado de cubierta arbórea superior al 70% y el 15% no llega al 10% de cobertura, distribuyéndose entre el 7 y el 12%. Aproximadamente el 40% de el territorio carece de formación arbórea.

Las descripciones histórico-forestales contenidas en las Relaciones de Felipe II y el Catastro de Ensenada proporcionan una idea sobre el estado y tipo de vegetación que cubría la zona centro de la Península en los siglos XIV y XVIII respectivamente (García-Abril, 1984). En estos siglos, sólo en la Sierra y algunos enclaves pertenecientes a la Corona o a la Nobleza existían verdaderas masas forestales: la mayor parte habían sido sustituidas por baldíos o abandonadas después de cultivadas o pastadas. Como principales agentes de esta deforestación se señalan el fuego, el desmonte, el

sobrepastoreo y la agricultura, y en concreto, más que las actividades explotadoras, su "defectuosa ubicación" (Barrientos 1977), donde al mayor deterioro ambiental se une una escasa productividad. La acción de los agentes atmosféricos sobre la superficie alterada tiene un efecto erosivo mucho mayor. El fuego, utilizado antiguamente para favorecer el tapiz herbáceo, puede empobrecer los suelos y alterar su estructura; sobre la biocenosis provoca la eliminación de los componentes florísticos más sensibles, sustituyéndose el bosque de especies frondosas por otro compuesto con especies arbóreas resistentes a las condiciones de pobreza en nutrientes y escasez de agua, fundamentalmente (García-Abril, 1984). El pastoreo con tipos distintos de ganado provoca la explotación de estratos altitudinales diversos de la vegetación. Cuando es escaso el alimento —situación a la que se llega por sobrepastoreo fundamentalmente (Tomaselli, 1976)—, el ganado come los brotes tiernos de tallos y hojas, impidiendo esto también la regeneración del bosque; la excesiva carga ganadera provoca así mismo, la pérdida de calidad y cantidad del pasto, siendo sustituidas las mejores forrajeras por otras especies menos palatables, ruderales y espinosas (González-Bernáldez et al., 1991). Esto último tiene también como consecuencia que el ganado se desplace hacia otros lugares, aumentando de este modo el número de espacios degradados.

En la actualidad algunas de estas actividades —fuego y deforestación— son menos frecuentes que en épocas anteriores, estando afectada una mayor extensión del territorio por el abandono de terrenos pastados o cultivados. Junto a ésta se han efectuado actividades nuevas como son la repoblaciones y tratamiento selvícolas y el recreo.

La agricultura reducida a parcelas de cereales y pequeños huertos regados en las laderas por desviación de arroyos o situados en los fondos aluviales, en la proximidades de los ríos, ha desaparecido prácticamente. La producción de carbones y leñas —usando el roble rebollo o melojo y los matorrales— fue anteriormente una práctica importante hoy en desuso. El aprovechamiento del pino silvestre es actualmente el uso agrario dominante en el territorio.

La situación de la masa arbolada en la actualidad muestra un tercio de los árboles con enfermedades o sufrientes de algún tipo de ataque; esto es consecuencia de la falta de los necesarios tratamientos culturales en estos montes (López Lillo, 1992), sobre los que ha faltado una continuidad en su seguimiento y, en no pocas ocasiones, ha existido un enfrentamiento de competencias entre la Administración Central y Municipal primero y entre ésta última y la Autonómica más tarde. Plagas como el muérdago (*Viscum spp.*) y la procesionaria (*Taumatocoea pityocampa*, Schiff) son en la actualidad poco abundantes, concentrándose en los pinares de las zonas bajas donde se mezcla el pino con el roble. Se ha encontrado una menor regeneración natural del pino entre la revisión de la ordenación hecha en 1979 y los estudios realizados en 1991. Esta disminución no parece tener un origen endógeno, ya que las plagas son menos extensas en la actualidad, por lo

que habría que buscar su causa en la sequía de los últimos años y en la mayor incidencia en extensión y profundidad del recreo (García Abril et al., 1991).

La producción maderera se ha convertido en la actualidad en una actividad secundaria, en favor del recreo y la conservación. A pesar de esto, las áreas repobladas con el fin de promover la conservación del suelo y el incremento de la superficie arbolada, han sufrido también en estos últimos años una reducción de su extensión tanto por la falta de los tratamientos selvícolas adecuados como por la instalación de servicios municipales o por su privatización para ser posteriormente urbanizados (López Lillo, 1991).

El aprovechamiento de los pastos presenta en la actualidad fundamentalmente tres modalidades: pastoreo a diente por ganado en semilibertad —vacas 'cerriles', escasas ovejas y cabras, algunos caballos—, consumo por frisonas de leche y siega para ensilado en situaciones aluviocolumviales en praderas generalmente privadas. Ha desaparecido prácticamente el antiguo pastoreo con ovejas transhumantes que aprovechaban los pastos de verano y eran mayoritarias. También ha desaparecido casi por completo el pastoreo con cabras, que desbrozaban las localizaciones 'sucias' invadidas por las zarzas y matorral, manteniendo en cierto equilibrio de las bardas de roble con el pasto. Este equilibrio evitaba que el excesivo recubrimiento de roble disminuyese la extensión de los pastos a causa de la manta de hojarasca, y perjudicase su calidad por la sombra; pero su presencia contribuye a la mejora del suelo y la fertilidad, así como su defensa frente a la erosión y creando un microclima de protección del ganado.

A pesar de la desaparición de algunas de esas modalidades de explotación ganadera, todas ellas han contribuido a condicionar las características ecológicas presentes hoy en el territorio. En general se detecta una gran reducción de la superficie dedicada a pastos a causa de la extensión de las repoblaciones con pino. Otra pérdida es inducida por la matorralización por diferentes especies —zarzamoras, rosales, jaras, retamas— que también han sobrepasado el nivel de densidad de equilibrio a causa del escaso uso que el ganado hace de diferentes localidades que apenas frecuenta, lo que crea un círculo vicioso propio del pastoreo de régimen libre. Ese ensuciamiento y embastecimiento de los pastos por pérdida de las mejores forrajeras, contrasta con el excesivo pastoreo que sufren otras áreas objeto de la querencia espontánea del ganado. En esos lugares la cubierta vegetal degenera a una facies de nitrófilas y de especies impalatables. Un componente importante de la disminución de la superficie realmente pastada es la influencia del numeroso público que frecuenta la Sierra y cuya presencia es incompatible con el temperamento asustadizo de las vacas 'cerriles'. Así éstas han modificado sus desplazamientos, evitando algunos de los territorios antes más productivos pero frecuentados especialmente en verano, como las zona de los campamentos. Por último se han perdido los mejores pastos debido a la expansión de la construcción y a los embalses que, como

ocurre notoriamente con el de Navacerrada, ha invadido los territorios más importantes de dehesa de esta localidad.

De las 160.000 Ha de espacio de ocio que presenta la Comunidad de Madrid para una población de 5 millones en la zona norte de la capital, es la Sierra la que soporta una mayor intensidad recreativa (de Frutos, 1991). Esta es la actividad más importante en la actualidad, habiendo interferido incluso en el rendimiento de las demás actividades de estos montes, especialmente en la ganadería y en la explotación forestal. El Puerto de Navacerrada es la única estación de esquí dentro de la Comunidad de Madrid, lo que hace que a las consecuencias erosivas y contaminantes propias de las instalaciones y uso de la estación, se una la enorme afluencia de público que soporta. Si exceptuamos esta zona, la carga recreativa de la Sierra se reparte entre el Valle de la Fuenfría, Camorritos y Navalmedio en Cercedilla y el Valle de la Barranca y la Presa de los Almonchones en Navacerrada. Dentro de estas áreas, son más frecuentadas las zonas con mejor accesibilidad e *infraestructura ofreciendo un recreo cómodo al grupo mayoritario de usuarios que optan por un recreo pasivo: se localiza en las praderas en donde se realizan actividades recreativas —zonas de merenderos, acampada y baño en donde esto es posible—* (de Frutos, 1991). El estado actual de las zonas de recreo es, en general, de degradación: el 5% de la superficie destinada a este fin presenta una degradación baja y el 60% muy alta. En la actualidad, se han arbitrado medidas para controlar y rebajar esta alta afluencia de público a la Sierra, dificultando el acceso especialmente a las zonas más frágiles y evitando la instalación o uso de *infraestructura peligrosa —como barbacoas—* y atrayente, así como reduciendo la acampada a zonas puntuales que impida la dispersión de los usuarios.

El fuego, utilizado en la antigüedad para aumentar la extensión de los pastos y cultivo, en la actualidad es un evento que de forma natural, fortuita o intencionada, actúa como agente destructor de los bosques. Puede decirse que desde finales de los años sesenta, se ha reducido mucho la extensión y frecuencia de los incendios en esta zona, siendo en la actualidad fenómenos locales que se sofocan con rapidez y que tienen por tanto una incidencia pequeña (García Abril *et al.*, 1991).

Por último, las repoblaciones forestales, limpiezas y tratamiento selvícolas se utilizan para establecer y mantener una masa arbolada de características concretas, de acuerdo con las propiedades del medio y los objetivos de la explotación. La implantación y tratamientos culturales van encaminados a que sean compatibles las utilidades que se dan de modo general en estos montes: producción de madera, pastos, leña, protección del suelo y recreo. La técnica empleada en la repoblación depende de las características del terreno —topografía, litología, geomorfología, etc.— y de la facilidad para la introducción de maquinaria. Con anterioridad a la implantación de la especie, se desbroza del matorral existente y se prepara el suelo para asegurar el arraigo de aquella. Este desbroce dota de ventaja selectiva a la especie a implantar. Se ha usado como técnica el fuego pero

evitando quemar zonas extensas ya que, además del impacto paisajístico que supone, el suelo desprovisto de vegetación y con sus propiedades físicas alteradas, es más vulnerable a la erosión. La preparación del suelo se hace también por subsolado que rompe los horizontes sin alterar el perfil del suelo suponiendo una mayor alteración el volteo del horizonte superior. En el caso de plantaciones en pendiente, el aterrazamiento no se lleva a cabo cuando ésta es menor del 35%. Métodos menos desestabilizadores son la siembra en casillas o a hoyos que suponen alteraciones locales o puntuales del suelo. De estos dos métodos de repoblación parece más seguro para el arraigo de las plantas la implantación de individuos que la siembra, especialmente en lugares de escasa insolación o donde la semilla puede ser comida por el ganado. Una vez implantada la especie o especies, los tratamientos selvícolas se dirigen a mantener el estado y tipo de masa que se haya previsto.

III. MUESTREO Y METODOS GENERALES

III.1. MUESTREO

Las comunidades vegetales responden con su distribución diferencial en el espacio a un conjunto de factores del medio cuya complejidad impide una interpretación fácil. Es necesaria una prospección mediante muestreo. En este estudio, el método utilizado para el muestreo y análisis posterior de los datos de la vegetación ha estado condicionado por el empleado en el trabajo previo ya mencionado, punto de referencia inicial para la comparación realizada. En aquel se eligió un *muestreo estratificado para el análisis cuantitativo de la vegetación*, estableciendo áreas homogéneas a una determinada escala, donde las desviaciones de los datos pueden considerarse como insignificantes. En estas áreas, los factores físicos predominantes son constantes, permitiendo describir el conjunto y siendo posible establecer comparaciones entre ellas o bien de una misma unidad en épocas diferentes.

Con este mismo método de muestreo es posible también alcanzar los objetivos planteados en este segundo estudio. Los datos obtenidos permiten estimar la composición de la cobertura vegetal arbustiva del área y correlacionar las variaciones encontradas en la composición de las comunidades en el espacio y en el tiempo con los factores ambientales, la dinámica propia de la vegetación y el uso dado al territorio.

Aún cuando en el estudio de 1975 se realizaron dos tipos de muestreo —uno sistemático y otro estratificado— en éste sólo se ha repetido el segundo. La mayor eficacia de la información aportada por este método frente al muestreo sistemático (Díaz Pineda, 1975), el menor esfuerzo y tiempos requeridos, han condicionado la elección.

III.1.1. Datos iniciales: muestreo de 1973

El muestreo estratificado es un sistema mixto entre el selectivo y el sistemático, particularmente adecuado cuando el área de estudio presenta variedad de situaciones ambientales. Mediante recorridos de campo y observación de fotografías aéreas se delimitan sectores o unidades que se presumen ambientalmente homogéneas, seleccionando situaciones que corresponden a tipos fisonómicos diferentes. En cada una de estas unidades se establecen parcelas de análisis, de forma que aparecen representadas lo mejor posible situaciones homogéneas del matorral (fisonomía uniforme).

Con ayuda de la fotografía aérea —en blanco y negro a escala 1:10.000 para todo el área y en falso color a escala 1:10.000 y 1:15.000 para el tercio más occidental— pudieron seleccionarse en el primer estudio los tipos fisonómicos incluyendo los menos frecuentes, lo que hubiera sido prácticamente imposible de considerar en un procedimiento aleatorio. Así se evitó también que los tipos muy frecuentes de vegetación poseyeran un número muy elevado de parcelas.

Los tipos de vegetación seleccionados como representativas del territorio y donde se situaron las parcelas de muestreo son:

- formaciones de jaral
- formaciones de matorral mesofítico (bajo cobertura de pinar o fuera de ella)
- pinales de montaña (bajo cobertura de pinar y en altitudes superiores a su límite de crecimiento)

En cada uno de estos sitios se situaron parcelas de muestreo donde se midieron las abundancias de las especies y datos abióticos. Las parcelas eran de 10 x 10 m, y en ellas se diferenciaron tres pasillos paralelos de 1 x 10 m cada uno, separados 3,6 m. La abundancia de las especies se estimó para cada metro cuadrado de los pasillos. Para ello se midió la proyección de los individuos de una misma especie sobre el terreno con un segmento de 1 metro que era deslizado perpendicularmente a lo largo de tres cintas que discurrían de lado a lado de la parcela describiendo aquellos pasillos. La cobertura lineal de cada especie se obtuvo sumando la longitud total de las proyecciones de los individuos. Al medir la cobertura de la parcela mediante pasillos suficientemente anchos, quedaban representadas las especies de pequeño tamaño o distribución escasa pero representativas de los tipos fisonómicos de la vegetación. Este método de medida de la cobertura ha sido experimentado como suficientemente fino como para detectar pequeños cambios en la variación de la vegetación (Stampfley, 1991).

Se realizaron mediciones de cuatro variables fisiográficas: pendiente —en %—, altitud —en m sobre el nivel del mar—, orientación —en grados de declinación respecto a un eje de dirección SW-NE— y oceaneidad-mediterraneidad —estimada como la distancia en Hm de cada parcela a una línea arbitraria de dirección SW-NE marcada en el extremo SE del territorio, Los Almonchones, que marca su posición a lo largo de un gradiente mesoclimático NW-SE—. La orientación se determinó con brújula en la forma descrita debido a la dirección predominante de las cuerdas y divisorias —NE-SW— que marcan condiciones de insolación muy diferentes a las laderas de orientación SE de las NW.

III.1.2. Recogida de datos en 1990

Como en 1975, se seleccionaron ahora un total de 108 parcelas representativas de los tipos fisonómicos principales descritos en el área, donde se recogieron datos cuantitativos de 28 especies leñosas de matorral. En 1973 el número de especies presente fué de 25.

La caracterización fisiográfica —orientación, pendiente y altitud— y la comunidad caracterizada por las especies de las parcelas medidas en el primer muestreo, permitieron su localización posterior, haciéndolas coincidir en este segundo. Las especies comunes a ambos son 25 sin considerar Pinus sylvestris y teniendo en cuenta que Pteridium aquilinum sólo fue medido en 1973 ya que el primer muestreo se hizo durante el verano y en cambio el segundo durante el invierno, época en que esta no puede ser medida como las restantes. En el segundo muestreo se encontraron tres especies que no habían sido detectadas en 1975: Lonicera etrusca, Artostaphylos uva-ursi y Armeria caespitosa. Dentro de cada uno de los pasillos que delimitaban las parcelas de muestreo se estimaron otras variables —altura del matorral, presencia de tocones o bardas de roble, signos de perturbaciones, etc.—.

III.2. TRATAMIENTOS NUMERICOS

El análisis de los datos se realizó a través de técnicas monovariantes y multivariantes, y mediante el cálculo de índices como el de diversidad biológica, riqueza y cobertura de especies. Las técnicas monovariantes utilizadas fueron: test de asociación, χ^2 (Sokal y Rohlf, 1979), correlación, r , de Pearson y la comparación de medias, t , de Student (Legendre y Legendre, 1979; Sokal y Rohlf, 1979; Pielou, 1977). Las técnicas multivariantes (Orloci, 1967; Legendre y Legendre, 1979; González-Bernáldez, 1981; Gauch, 1982) consistieron en análisis de ordenación (Austin, 1977; Hill y

Gauch, 1980), análisis de clasificación (Legendre y Legendre, 1979) y de regresión (Fisher, 1936; Snedecor, 1980).

La información recogida en el muestreo se organizó en dos matrices —una para cada año de muestreo— de 108 observaciones —parcelas de muestreo— y 27 variables (29 en 1990) —cobertura de cada especie en cada parcela calculada como la suma de la cobertura de los tres pasillos—. Las matrices se analizaron por separado cuando se buscaba comparar la variación de las especies aisladas entre un año y otro de muestreo⁽¹⁾. Cuando interesó conocer la variabilidad interna de ambos inventarios en el mismo marco de referencia o de cada uno de ellos por separado pero considerando todas las variables, se aplicaron análisis multivariantes.

Las técnicas monovariantes se han aplicado para detectar diferencias significativas en la presencia y abundancia de las especies entre los dos años de muestreo. Mediante histogramas de frecuencias absolutas se representó el número de parcelas en las que cada especie estuvo presente y su cobertura para cada año. El test de χ^2 permitió comparar los valores de presencia de las especies. Se compararon también los valores medios de cobertura de cada especie en los dos años, estimando si las diferencias son significativas, mediante test t. Con los análisis de correlación se buscó la significación de la relación en la variación conjunta de las variables analizadas.

Las técnicas multivariantes se aplicaron a las matrices de cada año por separado y a la matriz de los dos años unidos. Con estas técnicas se buscó una simplificación de la información recogida con el muestreo que destacara la estructura interna de los datos. Esto se hizo prescindiendo de la información redundante y resaltando aquellas variables que informan mejor acerca de la variabilidad intrínseca de los datos. Este tipo de análisis conlleva una pérdida de detalle consecuente con la síntesis realizada (González Bernaldez *et al.*, 1968; Ruiz, 1980).

Los análisis de ordenación (Goodal, 1954; Austin, 1977; Legendre y Legendre, 1979; Hill y Gauch, 1980; Whittaker, 1982) permiten sintetizar la información contenida en la matriz de datos analizada en unos pocos ejes o tendencias principales de variación. Estos ejes, combinación de las variables originales, pueden ser interpretados como preferencias de las especies dentro de gradientes ambientales. Son técnicas que condensan gran cantidad de información ya que reconocen asociaciones entre variables (especies) lo que permite asignarlas a un espacio ecológico caracterizado por los factores del medio. Se utilizaron dos análisis de ordenación: el análisis de correspondencias (Cordier, 1965; Benzecri, 1970; Lebart *et al.*, 1971) y el análisis de componentes

(1) En ningún análisis se consideró la cobertura de *Pinus sylvestris* más que como una caracterización de la parcela junto con las variables fisiográficas.

principales (Hotelling, 1933; Harman, 1976), cuyas diferencias radican principalmente en la matriz de similitud calculada y en el procedimiento de cálculo utilizado para la obtención de los nuevos ejes.

Se utilizan en este estudio los mismos tipos de análisis que en el primero realizado en este mismo área. Las investigaciones realizadas sobre éstos han permitido conocer sus limitaciones (van Groenwod, 1965, 1992). Sin embargo su aplicación eficaz en numerosos trabajos y la necesaria comparación de resultados ha determinado que se aplique en este nuevo estudio.

El análisis de clasificación (Legendre y Legendre, 1979) sintetiza la variabilidad de los datos analizados en grupos netos de observaciones (parcelas) que son interpretables según niveles jerárquicos de similitud. Su aplicación en estudios de Ecología puede consultarse en Legendre y Legendre (1979), Whittaker (1980), González-Bernáldez (1981) y más recientes en Belbin (1987). Se trata de un método para establecer los grupos de muestras que presentan mayor similitud interna en función de algunas variables asociadas significativamente como variables indicadoras. Los diferentes tipos de análisis de clasificación se diferencian en el índice de similitud y el criterio o algoritmo de agrupación utilizados. Según éste último, pueden diferenciarse técnicas divisivas y aglomerativas. En la técnica divisiva, la agrupación de los objetos se efectúa dividiendo el conjunto inicial en subgrupos que tienen cada vez mayor similitud interna. El método aglomerativo parte de los elementos y los va combinando, formando progresivamente grupos cada vez más numerosos con similitud interna decreciente. En el presente estudio el tipo de análisis de clasificación utilizado emplea una estrategia mixta. Se obtiene en primer lugar por procedimiento divisivo, grupos de elementos —clases estables— que en la partición reiterada de la matriz original en grupos tienen a agruparse dentro de la misma clase. Sobre estos grupos estables de elementos se aplica un algoritmo aglomerativo, el índice de Ward, con el que se calcula la distancia entre estos grupos ponderada por su tamaño (Ward, 1963). A partir de los valores de este índice se agregan las clases en grupos progresivamente mayores a medida que disminuye el nivel de similitud entre ellas.

El análisis de regresión (Fisher, 1936; Mills, 1955) se emplea en la descripción cuantitativa del hábitat de las especies. Este método proporciona la estimación de la abundancia de una especie en función de factores del medio mediante una ecuación. La abundancia de cada especie constituye la variable dependiente —Y— y los factores del medio las independiente —X—; en las ecuaciones ajustadas éstas últimas vienen afectadas por un coeficiente que indica su contribución en la variable dependiente. Los valores observados tienen una varianza o diferencia respecto al valor de su media. El porcentaje de varianza de los datos originales que es recogida por la ecuación de regresión viene dado por el valor del coeficiente de determinación múltiple, R^2 .

Para el análisis de la estructura espacial y como parámetro macroscópico del ecosistema se utiliza el cálculo de la diversidad, mediante la aplicación a la matriz de datos del teorema de la entropía total (ver capítulo V) (Margalef, 1974; Pielou, 1975, 1977; Pineda et al., 1981b). La diversidad es expresión de la organización del ecosistema y medida de las posibilidades de interacción de las especies componentes (Pineda et al., 1981 b). El concepto de diversidad ha sido desarrollado entre otros por Shannon y Weaver (1949), Simpson (1949) y Brillouin (1962), y estudiado posteriormente por Whittaker (1960), MacArthur (1965) y Pielou (1969, 1975), (Margalef, 1974; Pielou, 1975, 1977; Pineda et al., 1981b).

IV. RESPUESTA DE LAS ESPECIES A LA GESTION SILVOPASTORAL

IV.1. INTRODUCCION

Durante el periodo transcurrido entre los dos momentos comparados en este trabajo (ver Apartado III), la zona de estudio ha estado sometida a dos tipos de procesos: la sucesión ecológica y la influencia de la gestión silvopastoral. Esta supone la explotación de unas áreas y no de otras. La sucesión es especialmente observable como un proceso de respuesta a la primera. Encontrar relaciones de tipo causa-efecto de algunas actividades de explotación a través de cambios observables en la abundancia o distribución de las plantas, permitirá valorar esta influencia externa, conocer la evolución natural y establecer algunas bases ecológicas que optimicen la explotación de los recursos.

El seguimiento de las alteraciones del ecosistema frente a las perturbaciones, permite describir su funcionamiento, lo que por otras vías —estudio de los flujos de entradas y salidas— sería más difícil dada su complejidad (Margalef, 1968). Se utilizan estos conocimientos también para resolver los problemas prácticos que plantea el biotopo explotación-conservación. La planificación física, que tiene como objetivo la distribución óptima de los usos y actividades en el territorio, se apoya también en este tipo de conocimientos, en los que el territorio es considerado como un sistema y la alteración de sus elementos —en su estructura o funcionamiento— como perturbaciones que hay que valorar. Este conocimiento parece imprescindible en la planificación de los recursos y preservación de los valores ambientales —componentes y procesos—. Sin conocer las piezas —especies y comunidades— o elementos que configuran el sistema biológico, su evolución en el tiempo, interconexiones y relaciones con los elementos del exterior, sería más difícil acertar con una designación de usos que compatibilice la explotación y la conservación.

La dinámica del ecosistema, lleva asociada con frecuencia el reemplazamiento de unas poblaciones por otras en el mismo espacio, hasta alcanzar una relativa constancia o estabilidad (Tansley, 1935; Odum, 1972; Margalef, 1986). Esta puede entenderse como el mantenimiento de las propiedades o su escasa variación temporal (Berryman, 1986). Una de estas propiedades es la constancia en la composición florística (Chesson y Case, 1986). Este cambio en los componentes es lento por lo que no es fácilmente observable en ocasiones en el periodo de tiempo abarcado por un trabajo de investigación. Por esto, en algunos casos, se analiza una aproximación estática a la sucesión (Drury y Nisbert, 1973), en la que se comparan localidades con distinto tiempo sucesional.

Estas se forman a partir de la creación de espacios libres sin colonizar en tiempos sucesivos. Se estudian así por ejemplo, tras la retirada de un glaciar (Habeck, 1968) —aunque ésta ofrece una aproximación estática y dinámica a la vez— o bien territorios vecinos de similares características, abandonados en tiempos sucesivos después de su explotación o de una perturbación intensa (Casado *et al.*, 1985; Hughes y Fahey, 1991); en otros casos, se estudia la sucesión siguiendo un modelo o aproximación dinámica —evolución de un mismo sitio durante largos periodos de tiempo— (algunos de los más recientes: Montalvo, 1992; Sykes y Maarel, 1992).

Salvo en las estapas pioneras —invasión de un espacio vacío—, el proceso de sustitución de unas especies por otras puede ser muy lento (Drury y Nisbert, 1973; Pineda *et al.* 1981.a). Así, en un ecosistema como el matorral puede detectarse variaciones en el porcentaje de composición de las especies más que sustituciones netas de unas poblaciones por otras (Habeck, 1968; Mac Mahon, 1980). Estas variaciones parecen responder a diferentes causas: a mecanismos desarrollados por las mismas especies —inhibición, facilitación y competencia (Connell y Slatyer, 1977)—, a la composición inicial de la comunidad (Gibson y Brown, 1985) o son resultado del comportamiento diferencial de las especies y de la interacción de éstas con los factores ambientales (Picket *et al.*, 1987).

El dinamismo de las especies con la sucesión responde a condicionantes naturales extrínsecos —físicos, químicos, etc— e intrínsecos —factores de interacción entre las especies y dentro de ellas—, así como a cambios ambientales lejos del control de los ecosistemas (Margalef, 1986). Puede distinguirse así, en la dinámica de los ecosistemas, dos componentes o factores motrices (Tansley, 1922; Margalef, 1986; Mac Mahon 1980): un componente autógeno, resultante de la acción de los propios organismos, y otro alógeno causado por factores extrínsecos a las especies.

Los factores intrínsecos que se estudian, como posibles determinantes de la dinámica de las especies, han sido algunas características morfológico-funcionales y adaptativas de éstas, y en particular aquellas que "a priori" se consideraron que podrían tener mayor relación con su comportamiento dinámico. Estas han sido utilizadas por otros autores para caracterizar fomas vitales y de crecimiento de las especies, así como para relacionar la distribución de las especies con la variabilidad ambiental y geomorfológica del territorio (Abril *et al.*, 1981; Montalvo *et al.*, 1991). En este trabajo se estudian algunas de éstas características buscando sus relaciones con el comportamiento dinámico de las especies.

Respecto a las causas o factores extrínsecos, se consideran las actividades de aprovechamiento que se han dado en el área en el periodo de tiempo transcurrido entre el momento del primer muestro y el de este segundo. La otra fuente de variación extrínseca, la ambiental, se considera nula por compararse situaciones de características similares en ambos momentos. Además

a la heterogeneidad ambiental y biocenótica del territorio se superpone una gestión también heterogénea, lo que permite delimitar zonas o teselas de características distintas. En ellas puede diferenciarse la tendencia natural —propia de zonas no explotadas— de la modificación inducida por las actividades de explotación. Las perturbaciones originadas como consecuencia de las actividades silvopastorales pueden bien desviar el curso de este proceso previsible o, si es lo suficientemente intensa, desencadenar un nuevo proceso dinámico.

IV.2. TRATAMIENTO DE DATOS Y TECNICAS NUMERICAS

El resultado de los muestreos realizados en zona de estudio en 1973 y 1990, se muestran en los Anexos 2 y 3 respectivamente. Las especies encontradas en el segundo muestreo incluyen todas las del primero y tres especies nuevas: Lonicera estrusca, Armeria caespitosa y Arctostaphylos uva-ursi ya presentes en el momento del primer muestreo, pero no con la suficiente abundancia como para ser detectadas por el método de registro empleado.

El valor de cobertura que tiene una especie en cada parcela o unidad de análisis, es una medida de su abundancia (Greign-Smith, 1957); si consideramos todo el territorio, la abundancia de cada especie será la cobertura suma que tiene en el conjunto de parcelas muestreadas (108 en nuestro caso). A este nivel general la diferencia de cobertura de cada especie entre el primer y el segundo muestreo estimada por el test de t, indica el aumento o disminución de su abundancia. Se ha comparado también el número de parcelas ocupadas por cada especie en cada año, mediante el test de χ^2 . En este caso se analizó la asociación entre el número de parcelas en las que cada especie estuvo presente o ausente en uno y otro año. También se ha utilizado el coeficiente de correlación de Pearson entre la variación de la abundancia de cada especie en las parcelas de uno y otro año. Con ello se pretende comprobar si las plantas siguen o no un mismo patrón de distribución de sus abundancias en el espacio recogido por el muestreo. En éste último análisis, se han considerado como variables distintas los valores de abundancia de la misma especie en las parcelas de un año y en otro. Se comparan los dos conjuntos de parcelas, que coinciden en las mismas localizaciones espaciales; podría encontrarse una variación espacial similar en la abundancia de una misma especie en uno y otro año (r mayor que 0), una variación con valores opuestos (r menor que 0) o la ausencia de relación entre la variación espacial de las variables de uno y otro año (r igual a 0). Los coeficientes de correlación mayores corresponderán a aquellas especies que tienen una distribución más similar en uno y otro muestreo.

Los cambios detectados por los métodos anteriores en la abundancia y distribución de las especies, son una medida cuantitativa de la variación de éstas en el periodo de tiempo estudiado.

Para observar desplazamientos en la localización espacial de cada especie se han analizado por separado las parcelas ocupadas y desocupadas por cada una en el primer muestreo. Con ayuda de un test t puede determinarse la capacidad colonizadora de la especie. Las especies no colonizadoras no presentan en el segundo muestreo una abundancia media significativamente mayor que cero en las parcelas anteriormente no ocupadas. Si cobertura media es significativamente mayor que cero, mostrará una especie colonizadora.

De igual manera se ha comparado la abundancia media de cada especie en las parcelas ya ocupadas en 1973 con la que contienen éstas mismas parcelas en 1990. Un aumento significativo de la cobertura media mostraría una especie 'afianzadora', que tiende a extenderse haciéndose más abundante en las localizaciones ya ocupadas. Si la abundancia ha disminuido la especie se ha considerado como 'migradora', tendiendo a ser menos conspicua en las localizaciones ya ocupadas con anterioridad. Si la diferencia no es significativa, aún cuando la cobertura haya aumentado o disminuido, se han caracterizado las especies por vía negativa (no afianzadora-no migradora).

Un análisis de este tipo complementa el presentado más arriba y permite diferenciar cambios que suponen movimientos en el espacio (nuevas parcelas o abandono de las ya ocupadas) de cambios de abundancia en los mismos lugares.

Las especies se han clasificado pues, según su comportamiento dinámico, en una de las clases definidas. El origen de la dinámica de éstas especies se examina considerando los dos posibles factores condicionantes de la dinámica poblacional: autógenos y alógenos. Entre los primeros, se investigan algunas características morfológico-funcionales y adaptativas de las especies. Como factor extrínseco se ha considerado la influencia de la gestión silvopastoral.

Para determinar qué propiedades tienen en común las especies con un mismo tipo de dinámica, cada se ha caracterizado por un conjunto de cualidades estructurales, funcionales y adaptativas. Las primeras hacen referencia a la forma de ocupación del espacio, interpretándose aspectos tales como la capacidad de captar luz y de dar sombra a otras plantas, la posesión de elementos de protección frente a los herbívoros, etc.. Pertenecen a este grupo el porte de la planta, algunas características de las hojas y del tallo. Las características funcionales se refieren a la capacidad potencial de reproducción: número de flores, número de semillas por flor y por planta, tipo de fruto y capacidad de ser comida alguna parte de la planta por herbívoros. Las características adaptativas hacen referencia al biotopo, lo que da idea de los requerimientos de la planta —humedad, madurez y nitrificación del suelo—, resistencia y capacidad de crear un determinado ambiente.

Se construyó una matriz formada por las especies comunes a ambos muestreos y las características estudiadas, y mediante análisis de frecuencias y de correspondencias se buscó la

relación entre especies y características, e indirectamente, entre el tipo de dinámica y las propiedades de las especies.

El estudio de la influencia de la gestión sobre la dinámica de las especies se realizó calculando la diferencia del porcentaje de especies de cada tipo dinámico en las parcelas en el momento del muestreo inicial y final. Para atribuir o no la causa del incremento o disminución de estos porcentajes a la gestión silvopastoral se consideraron por separado las parcelas que habían sido explotadas o sufrido algún tipo de actividad y aquellas que no han sufrido actividad alguna desde el primer muestreo. Dentro de éstas últimas, se consideraron algunas parcelas que fueron explotadas con anterioridad al primer muestreo y que luego se abandonaron. Corresponden en su mayoría a melojares y matorrales espinosos, mientras que las que nunca se habían explotado, eran en su mayor parte piornales, donde las características ambientales impiden el desarrollo de una vegetación leñosa exuberante y no aprovechable silvopastoralmente.

Se puede utilizar esta agrupación de parcelas también para conocer la influencia de la gestión silvopastoral sobre la abundancia de las especies aisladas, calculándose la diferencia de cobertura de cada especie entre 1973 y 1990 mediante test de t. Se obtuvieron de este modo grupos de especies favorecidas —aumento significativo de su cobertura—, desfavorecidas —disminución de la abundancia— e indiferentes tanto a la explotación (perturbadas) como a su ausencia (no perturbadas). Pudo determinarse la influencia de la gestión mediante la comparación de los lugares no explotados, donde la única fuerza de cambio es la dinámica del ecosistema, con aquellos que han sufrido algún tipo de manejo.

IV.3. RESULTADOS

IV.3.1 Cambios observados en la presencia-ausencia y abundancia de las especies

Las Figuras 3 y 4 representan respectivamente el número de parcelas ocupadas y la cobertura media de las especies estudiadas en ambos muestreos, así como la diferencia de estos valores entre uno y otro año.

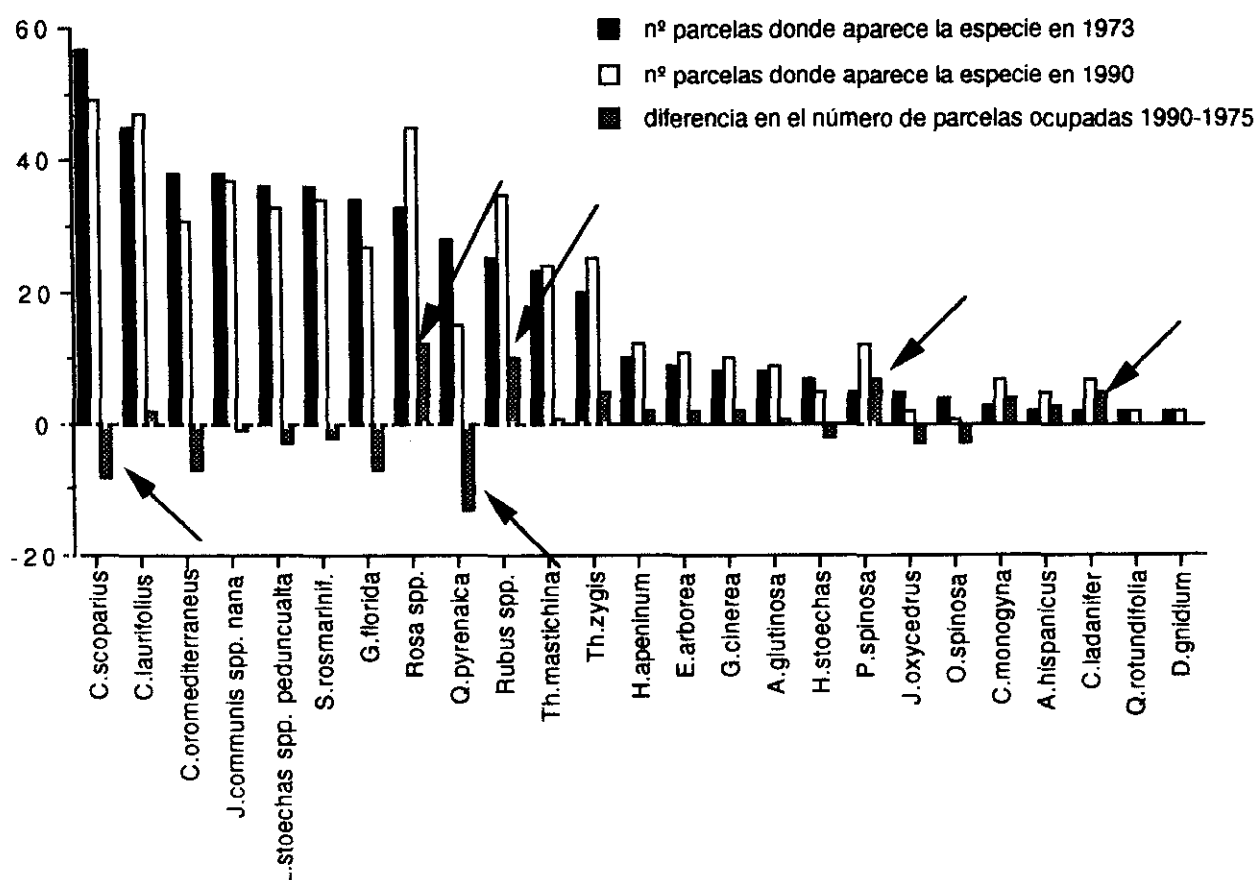


Figura 3. Diagrama de barras que representa el número de parcelas en las que se encuentran de las 25 especies comunes al muestreo de 1973 y 1990, así como la diferencia de este número entre ambos años. Con una flecha, se señalan aquellas especies con diferencias significativas en el número de parcelas, estimadas mediante test de χ^2 para el nivel de significación del 95%.

Tres especies, todas ellas espinosas —Rubus spp., Rosa spp. y Prunus spinosa—, muestran un aumento significativo en su abundancia y presencia; el caso opuesto, lo constituye Quercus pyrenaica, menos conspicuo en el segundo muestreo que en el primero y que ocupan menos parcelas que antes. La habitual eliminación del roble melojo en este área puede explicar la disminución de su abundancia y presencia. El aumento de las especies de características espinosas podría responder al cambio del tipo de explotación ganadera, que ha pasado de basarse en el pastoreo rotativo a otro de semiestabulación, más intensivo. La disminución del ganado caprino y las perturbaciones del suelo asociadas a la corta y arrastre del pino, podrían haber favorecido también la extensión de estos matorrales.

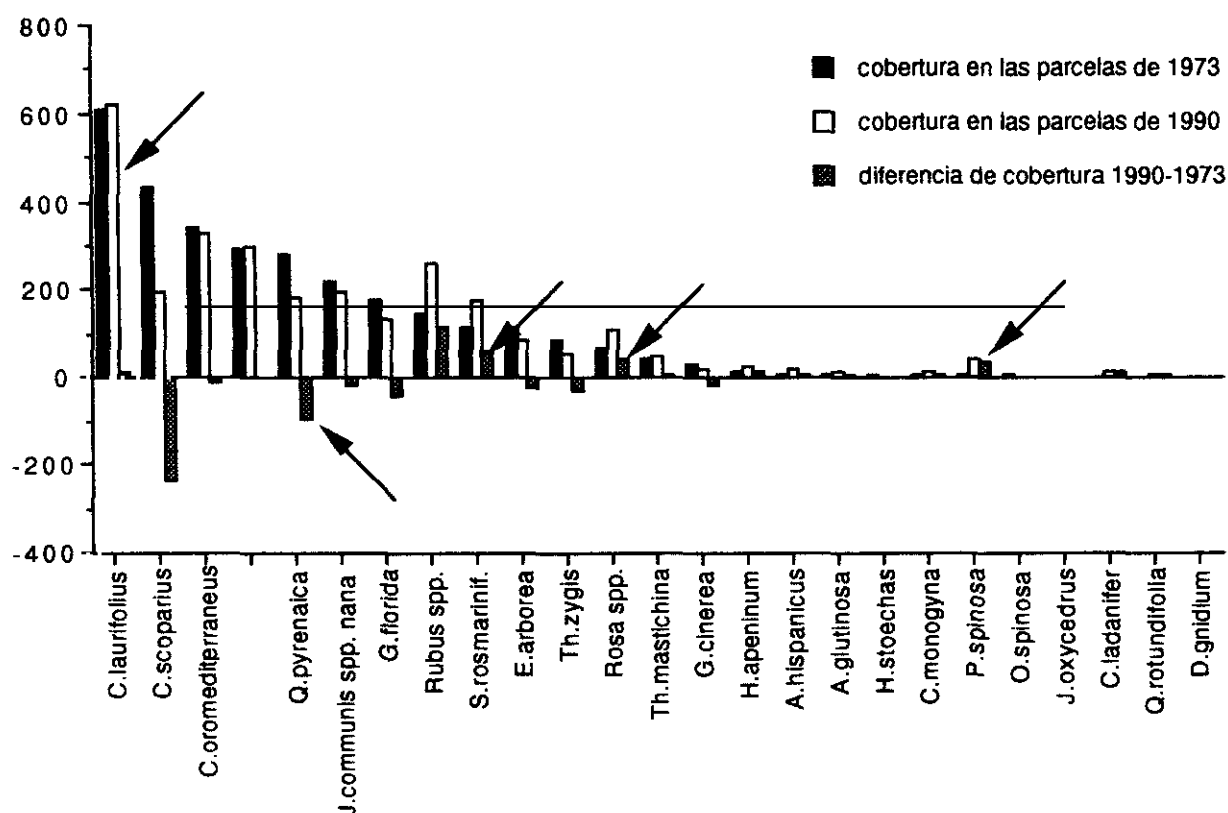


Figura 4. Diagrama de barras que representa la cobertura total de las 25 especies comunes al muestreo de 1973 y 1990, así como la diferencia de este valor entre ambos años. Con una flecha, se señalan aquellas especies con diferencias significativas su valor de cobertura total, estimadas mediante *t* de Student para el nivel de significación del 90%.

Cytisus scoparius es ahora menos abundante que hace quince años, aunque no se ha detectado una disminución de su presencia —número de parcelas—. Al tratarse de una especie acompañante del melojar, podría estar afectada por su misma dinámica. También es posible que al formar parte de los zarzales y rosaledas de la Sierra, el aumento de las otras especies componentes de esta asociación, haya condicionado su disminución por competición.

Por último Cistus ladanifer está en un mayor número de parcelas en el segundo muestreo que en el primero, pero no es mayor su abundancia. Se trata de una especie muy poco extendida en el territorio. Ocupa 2 parcelas en 1973 y 7 en 1990. No llega a estar presente ni el 10% de las parcelas. El pequeño aumento del número de parcelas, no paralelo al de su abundancia, indica que coloniza nuevas áreas con una abundancia pequeña.

En la Tabla 1 se muestran las variaciones significativas —aumento o disminución— de la cobertura de las especies considerando por separado las parcelas gestionadas silvopastoralmente de

las no gestionadas. Las especies con incremento significativo de abundancia o presencia —Rubus spp., Rosa spp., Prunus spinosa y Cistus ladanifer— son favorecidas por la gestión silvopastoral e indiferentes, salvo en el caso de Prunus spinosa, a su ausencia. En cambio las especies que muestran disminución en su abundancia —Quercus pyrenaica y Cytisus scoparius—, son desfavorecidas en ambas agrupaciones de parcelas. La primera conclusión que puede hacerse a la vista de estos resultados es que las especies con incremento de abundancia, han sido favorecidas por la explotación. Son especies capaces de permanecer en ambientes perturbados y mantenerse en cuando los lugares dejan de ser manejados —son abandonados después de la explotación—. Las especies cuya abundancia disminuye son desfavorecidas tanto por la explotación como por su ausencia. Este comportamiento puede deberse a que estas especies —Quercus pyrenaica y Cytisus scoparius— son eliminadas de su ámbito con la implantación del pinar, lo que conduce a una disminución de su abundancia y dificulta posteriormente su recuperación.

En cuanto a la influencia de la gestión sobre las otras especies, son favorecidas por la explotación algunas de las que forman el jaral —Cistus ladanifer, Santolina rosmarinifolia y Artemisia glutinosa—; otras, en cambio, lo son por la ausencia de ésta —Cistus laurifolius y Lavandula stoechas ssp. pedunculata—; el resto son indiferentes al tipo de gestión —Helianthemum apeninun, Thymus mastichina y Thymus zygis—. Cistus ladanifer, favorecida por las actividades de explotación, desaparece al cesar éstas, y es precisamente la ausencia de manejo lo que favorece a Cistus laurifolius y Lavandula stoechas ssp. pedunculata; esto podría interpretarse como una confirmación de la hipótesis de que existe una estrategia diferencial en las especies del jaral: unas colonizarían aprovechando las alteraciones producidas por la explotación y otras estabilizarían el jaral cuando cesan las actividades, disminuyendo su abundancia si se reanuda el manejo. Santolina rosmarinifolia y Artemisia glutinosa son especies propias de suelos removidos, la primera particularmente nitrófila. Muestran que su extensión está condicionada a la presencia de ganado y la remoción del suelo propio de otras actividades de explotación. Pertenecerían al primer grupo de especies. Cistus laurifolius y Lavandula stoechas ssp. pedunculata pertenecerían al segundo grupo.

Las especies de características espinosas —Rosa spp., Rubus spp., Crataegus monogyna y Prunus spinosa— son favorecidas por las actividades explotadoras y la ausencia o el cese de éstas no les afecta, al menos en el periodo de tiempo abarcado por este estudio. Son especies que invaden nuevas zonas favorecidas por la perturbación que lleva asociada todo tipo de gestión silvopastoral, manteniéndose en esos lugares sin que el cese de las actividades logre controlar su extensión espacial. Las especies del piornal —Erica arborea, Juniperus communis ssp. nana y Cytisus oromediterraneus— son en conjunto indiferentes a la gestión silvopastoral, posiblemente porque tienen un aprovechamiento muy escaso y han sido muy poco explotadas. Algunas especies del encinar —Quercus rotundifolia, Ononis spinosa, Daphne gnidium— sólo existen en las parcelas

explotadas suponiendo esto que son eliminadas por perturbación y que no suelen instalarse en los terrenos que han sido perturbados. Por último, de las especies del melojar, Genista cinerea y Genista florida, son desfavorecidas por el manejo o su ausencia. Genista cinera muestra un aumento significativo de cobertura en las parcelas con explotación: es una especie de melojar que se recupera una vez cesada la explotación, probablemente como sotobosque del pinar.

Tabla 1. Influencia de la gestión silvopastoral sobre la abundancia de las especies. Se compara la abundancia de cada especie en las parcelas con explotación y sin ella. Son favorecidas las especies con aumento significativo de cobertura; desfavorecidas, las que tienen disminución significativa; e indiferentes las que no muestran alteración significativa de su cobertura. Se han subrayado las especies que, a nivel de todo el territorio, muestran diferencias significativas en su abundancia —cobertura— y/o presencia —número de parcelas—.

	especies favorecidas	especies desfavorecidas	especies indiferentes	parcelas que no aparecen en esta agrupación
Parcelas perturbadas	<u>Rosa spp.</u> , <u>Rubus spp.</u> , <u>Prunus spp.</u> , <u>Cistus</u> <u>ladanifer</u> , <u>Santolina</u> <u>rosmarinifolia</u> , <u>Artemisia glutinosa</u> y <u>Crataegus monogyna</u>	<u>Cistus laurifolius</u> , <u>Lavandula stoechas</u> <u>ssp. pedunculata</u> , <u>Quercus pyrenaica</u> , <u>Genista cinerea</u> , <u>Cytisus scoparius</u> <u>Quercus rotundifolia</u>	<u>Helianthemum</u> <u>apenninum</u> , <u>Tymus</u> <u>mastichina</u> , <u>Erica</u> <u>arborea</u> , <u>Juniperus</u> <u>communis ssp. nana</u> , <u>Genista florida</u> , <u>Thymus zygis</u> , <u>Helicrysum stoechas</u> , <u>Daphne gnidium</u> , <u>Adenocarpus</u> <u>hispanicus</u> , <u>Juniperus</u> <u>oxycedrus</u> y <u>Ononis</u> <u>spinosa</u>	
Parcelas no perturbadas	<u>Prunus spinosa</u> , <u>Cistus laurifolius</u> , <u>Lavandula stoechas</u> <u>ssp. pedunculata</u> y <u>Genista cinerea</u>	<u>Quercus pyrenaica</u> , <u>Cytisus scoparius</u> , <u>Genista florida</u> , <u>Artemisia glutinosa</u> , <u>Helicrysum stoechas</u> y <u>Ononis spinosa</u>	<u>Rosa spp.</u> , <u>Rubus spp.</u> , <u>Helianthemum</u> <u>apenninum</u> , <u>Santolina</u> <u>rosmarinifolia</u> , <u>Thymus</u> <u>mastichina</u> , <u>Erica</u> <u>arborea</u> , <u>Juniperus</u> <u>communis ssp. nana</u> , <u>Thymus zygis</u> , <u>Crataegus monogyna</u> , <u>Quercus rotundifolia</u> y <u>Cytisus</u> <u>oromediterraneus</u>	<u>Cistus</u> <u>ladanifer</u> , <u>Daphne</u> <u>gnidium</u> , <u>Adenocarpus</u> <u>hispanicus</u> , <u>Juniperus</u> <u>oxycedrus</u>

El coeficiente de correlación calculado para la variación de una misma especie entre las parcelas del primer y segundo muestreo es medida de la igualdad con que se distribuyen sus abundancias en

uno y otro año. Valores altos muestran que la especie tiene una distribución en el territorio muy similar a la existente cuando se hizo el primer muestreo. La Tabla 2 muestra el valor de este coeficiente para cada especie, la diferencia de su cobertura considerando todas las parcelas y las dos agrupaciones realizadas dependiendo del tipo de gestión a que son sometidas.

Tabla 2. Caracterización de las especies comunes a los dos muestreos realizados en el área por el coeficiente de correlación, calculado para cada una entre las parcelas del primer y segundo muestreo. Se indica la diferencia de cobertura de cada especie entre los dos muestreos, considerando todas las parcelas y las dos agrupaciones de éstas según el tipo de gestión al que son sometidas —perturbadas y no perturbadas—. En negrita se muestran los valores significativos para el nivel del 90%.

	coeficiente de correlación	significación	diferencia cobertura (90-75)	diferencia cobertura parcelas no explotadas	diferencia cobertura parcelas explotadas
<i>Cistus ladanifer</i>	0,18	0,0630	13,8	0	26,6
<i>Cistus laurifolius</i>	0,52	0,0001	18,1	290,5	-534,9
<i>L.stoechas ssp. pedunculata</i>	0,59	0,0001	5,3	140,2	120,0
<i>Thymus zygis</i>	0,46	0,0001	-30,2	-12,4	-46,7
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	0,33	0,0005	62,2	-0,7	120,5
<i>Artemisia glutinosa</i>	-0,02	0,8195	6,4	-7,3	19,1
<i>Cytisus oromediterraneus</i>	0,74	0,0001	-12,8	-82,7	52,1
<i>Thymus mastichina</i>	0,40	0,0001	8,6	11,1	6,3
<i>Daphne gnidium</i>	0,12	0,2066	-0,1	0	0,2
<i>Helianthemum apenninum</i>	0,30	0,0014	13,6	4,2	22,3
<i>Genista cinerea</i>	0,53	0,0001	-15,4	13,2	-41,8
<i>Cytisus scoparius</i>	0,36	0,0001	-136,1	-300,7	-176,1
<i>Genista florida</i>	0,49	0,0001	-42,0	-109,8	21,0
<i>Adenocarpus hispanicus</i>	0,13	0,1883	7,6	0	14,8
<i>Quercus pyrenaica</i>	0,90	0,0001	-97,0	-214,2	-81,1
<i>J. communis ssp. nana</i>	0,64	0,0001	-22,8	-148,0	0,5
<i>Erica arborea</i>	0,81	0,0001	-25,4	-22,8	-27,7
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0,15	0,1256	-2,5	0	-4,9
<i>Helicrysum stoechas</i>	-0,02	0,8408	-2,9	-8,3	2,2
<i>Ononis spinosa</i>	-0,02	0,8723	-3,4	-4,4	-2,5
<i>Rosa spp.</i>	0,40	0,0001	44,2	9,2	76,7
<i>Rubus spp</i>	0,30	0,0017	114,8	30,2	193,2
<i>Prunus spp</i>	0,13	0,1855	37,6	39,1	36,2
<i>Quercus rotundifolia</i>	0,06	0,5056	4,5	10,8	-1,3
<i>Crataegus monogyna</i>	-0,04	0,7012	8,1	77,8	17,8

El mayor valor de correlación es el que presenta Quercus pyrenaica, que muestra así tener una variabilidad muy similar en ambos años, con tendencia clara a la disminución de su abundancia, como sabemos por otros análisis. Esto unido a su escasa respuesta la gestión, hace suponer que se verá

eliminada del territorio. Las tres especies del piornal-enebral —Juniperus communis ssp. nana, Cytisus oromediterraneus y Erica arborea— tienen también valores altos de este coeficiente, indicando una distribución similar en una y otra época en el territorio, especialmente favorecida por la ausencia de explotación ya que la localización de esta comunidad corresponde en su mayor parte a parcelas que no han tenido aprovechamiento conocido o éste ha sido muy antiguo.

Las especies con menores valores de correlación coinciden con las de menor abundancia total en el territorio. Estos pequeños valores de correlación y su falta de significación son consecuencia de que en un número alto de parcelas de ambos muestreos los valores de cobertura son nulos.

El grupo de especies que en todo el territorio muestran cambios significativos en su abundancia o presencia, exceptuando a Quercus pyrenaica, tienen valores de correlación medios y bajos, siendo esto coherente con los resultados obtenidos anteriormente. No existe mucha relación entre el valor de este coeficiente y la variación de la abundancia de las especies entre ambos años (Tabla 3). Esto puede deberse a que el coeficiente de correlación sea más dependiente de la variación en la distribución de las especies que de sus abundancias.

Tabla 3. Relación entre la distribución de abundancias de las especies y la variación de su cobertura. Se muestran las ecuaciones de regresión ajustadas entre el coeficiente de correlación de las especies entre uno y otro muestreo (Y) y la diferencia de cobertura media de éstas(X), considerando todas las parcelas (a), las perturbadas (b) y las no manejadas (c). Se muestra una medida de la bondad de ajuste (R^2) y su significación.

Ecuación	R^2	p	Variable independiente
a) Todas las parcelas $Y = -19X + 61$	10	0,0870	X: diferencia de cobertura considerando todas las parcelas
b) Parcelas perturbadas $Y = 0,33X + 5,3E^{-4}$	6	0,2277	X: diferencia de cobertura en parcelas perturbación
c) Parcelas no perturbadas $Y = 0,33X + 6,2E^{-4}$	6	0,2331	X: diferencia de cobertura en parcelas sin perturbar

IV.3.2. Caracterización de las especies por su comportamiento espacial

La caracterización de las 25 especies comunes a los dos muestreos de acuerdo con la dinámica de éstas, se hizo describiendo el comportamiento que muestran en el período de tiempo transcurrido y determinando la influencia que sobre éste ha tenido la gestión del territorio. Esta

espaciales: uno de carácter estático y otro dinámico. Este último supone el desplazamiento de la especie hacia lugares donde previamente no estaba presente, mediante colonización de zonas nuevas; el otro comportamiento de carácter estático, supone la variación de la abundancia de la especie en las parcelas donde ya se encontraba en el primer muestreo. El aumento de su abundancia indica afianzamiento en sus posiciones y su disminución una migración de estos lugares.

Los estudios de la dinámica de comunidades han generado recientemente modelos que permiten su descripción; de entre éstos, los tres más recientes (Czáran y Bartha, 1992) son el de reacción-difusión, el de los vecinos (Thórhallsdóttir, 1990) y el de parcheado ambiental (Maurer, 1990). En ellos se hace referencia al movimiento de los individuos en relación con los eventos locales producidos por nacimientos, muertes y relaciones con otros organismos —reacción-difusión— o a la dirección espacial que toman las especies en su dinámica —parcheado ambiental y vecinos—. En este estudio se sigue la ocupación por las especies de zonas nuevas (vecinas o no) y el acrecentamiento de su abundancia en las ya ocupadas, buscando una explicación a este comportamiento en la dinámica sucesional y en la gestión llevada a cabo en el territorio.

Puede establecerse una clasificación de las especies según su dinámica o comportamiento en el doble aspecto aquí contemplado de colonización —ocupación de nuevas parcelas— y de arraigo o migración en las parcelas ya ocupadas. Teniendo en cuenta estos dos tipos de cambios, pueden caracterizarse seis tipos de especies por su dinámica, esquematizadas en el cuadro 2a.

Cuadro 2.a. Clases de la especies reconocidas por su comportamiento dinámico en el periodo de tiempo contemplado, según su capacidad colonizadora —ocupación de nuevas parcelas— y migradora-afianzadora —mantenimiento en las mismas parcelas u ocupación de otras nuevas—.

	afianzadora	no afianzadoras-no migradoras	migradoras
colonizadoras	sp. tipo I	sp. tipo III	sp. tipo V
no colonizadoras	sp. tipo II	sp. tipo IV	sp. tipo VI

Las especies tipo I son colonizadoras-afianzadoras, lo que significa que ocupan nuevas localizaciones, creciendo su abundancia en las previamente instaladas; las tipo II, no colonizadoras-afianzadoras, aún cuando también incrementan su presencia en las localidades ocupadas

previamente, no tienden a ocupar otras. Las especies tipo III son colonizadoras-no migradoras⁽²⁾, especies que se extienden por el territorio sin abandonar las zonas ya colonizadas donde no incrementan su abundancia. Las de tipo V, colonizadoras-migradoras, como las tipo III, ocupan nuevas áreas pero abandonan aquellas en las que ya estaban presentes. Por último, los tipos IV y VI tienen en común el ser no colonizadoras, siendo las segundas migradoras y no mostrando las primeras una diferencia significativa de su cobertura respecto a las parcelas donde ya estaban presentes. Las especies de los tipos IV y V, presentan coberturas menores en 1990 que en 1973, aunque con distinta significación. Por esto y por el escaso número de especies pertenecientes a cada uno de ellos, se han agrupado en un sólo tipo de especies no colonizadoras.

Para determinar en cada especie los dos comportamientos comentados, se separan para cada una de ellas, las parcelas en dos grupos: uno reúne aquellas donde la especie estaba presente en el primer muestreo —cobertura distinta de cero— y el otro las parcelas donde la especie no estaba presente —cobertura igual a cero—. Esta agrupación de parcelas se mantiene para los datos de 1990, comparándose la cobertura media de cada especie en los dos grupos de parcelas entre uno y otro año; el test t estima la significación de estas diferencias. Se ha considerado un nivel bajo de significación (90%). A un nivel superior (95%), son pocas las especies que muestran diferencias significativas en su abundancia media. Eligiéndolo se dejaría de considerar a las especies que han sufrido algún tipo de cambio pero pequeño. Si la cobertura media de una especie en las parcelas no ocupadas en el primer muestreo es ahora significativamente mayor que cero, es por que en el periodo de tiempo transcurrido se ha movido colonizando nuevas parcelas; en caso contrario —la cobertura de las parcelas no ocupadas en 1973 no es significativamente mayor que cero en 1990— la especie ocupa las mismas parcelas en ambos muestreos, no habiendo colonizado nuevas parcelas.

Este planteamiento lleva a considerar las parcelas de uno y otro muestreo como unidades de referencia permanentes (Pineda *et al.*, 1987). Aún cuando éstas coincidan en uno y otro año en las mismas localidades, idénticas características físicas, no se sigue aquí la evolución de la vegetación parcela a parcela sino de agrupaciones de éstas donde no estaba presente una especie en el primer muestreo y que en el segundo puede estar con una cobertura suficiente como para ser significativa su abundancia.

La variación de la abundancia de las especies en las parcelas ocupadas en el primer muestreo, puede ser de signo positivo —valor medio de cobertura de la especie significativamente mayor en el segundo— suponiendo esto su afianzamiento, o negativo —cobertura media en el segundo muestreo menor que en el primero— lo que supone una migración. Si la variación de la cobertura no es significativa, la abundancia de la especie es similar a la que tenía, por lo que se ha mantenido.

(2) Se omite la otra caracterización también negativa (no afianzadora) para simplificar la denominación, eligiendo aquella que describe mejor su dinámica.

Las posibilidades de combinación de los dos comportamientos que caracterizan la dinámica de las especies según este estudio, colonización o no colonización y migración, mantenimiento o afianzamiento, generan seis tipos dinámicos de especies (Cuadro 2a). Durante el tiempo abarcado por este estudio, las especies tienen comportamientos que son descritos adecuadamente por tres de estos tipos dinámicos. No existen los tipos I y II —ninguna especie ha aumentado su cobertura media en las parcelas ocupadas en el primer muestreo— y los tipos IV y VI se agrupan en uno sólo. Así, cada especie es clasificada en uno de los siguientes tipos dinámicos:

— especies tipo a: colonizadoras-no migradoras; son especies que se extienden hacia zonas no ocupadas y que no abandonan las ya colonizadas. Pertenecen a este grupo, las especies que hemos denominado espinosas —Rosa spp., Rubus spp. y Prunus spinosa—, las del jaral de esta zona —Cistus laurifolius, Cistus ladanifer, Lavandula stoechas ssp. pedunculata, Santolina rosmarinifolia, Thymus matichina y Helianthemum apenninum— y las características de los piornales del área más occidental del territorio —Juniperus communis ssp. nana, Erica arborea y Cytisus oromediterraneus—. Estas especies han sido las más favorecidas, ya que se mantienen estables en los lugares ocupados y se extienden espacialmente.

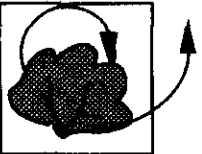
— especies tipo b: son no colonizadoras-migradoras. Se trata de especies que no colonizan nuevas localizaciones y que tienen en el segundo muestreo una abundancia menor a la que presentaban en el primero. Componen este grupo, especies escasamente extendidas en el área —ocupan pocas parcelas— y de abundancia constante en el tiempo. Estas especies podrían clasificarse como especies 'satélite' (Hanski, 1982) por su escasa representación en el área, tanto espacial como en abundancia, en contraposición a las demás, que serían especies 'core'. Pertenecen a este grupo Daphne gnidium, Adenocarpus hispanicus, Juniperus oxycedrus, Quercus ilex rotundifolia y una especie espinosa, más propia de zonas de pastos que de matorral Ononis spinosa. Algunas de estas especies son características del encinar de la región más oriental del territorio, de condiciones más xerofíticas, que en la actualidad ha visto disminuida su extensión —Quercus rotundifolia, Daphne gnidium, Ononis spinosa y Juniperus oxycedrus—. Adenocarpus hispanicus es propio de la región más occidental del territorio. La pequeña extensión de su hábitat puede determinar su escasa representación espacial, encontrándose entre las especies menos abundantes.

— especies tipo c: colonizadoras-migradoras, tienden a ocupar nuevas localizaciones pero abandonando aquellas colonizadas con anterioridad. Tienen este tipo de dinámica todas las especies características del melojar —Quercus pyrenaica, Genista cinerea, Cytisus scoparius y Genista florida—, otras propias de lugares clareados y soleados —Thymus zygis y

Helicrysum stoechas— o removidos —Artemisia glutinosa— y una de características espinosas —Crataegus monogyna—. Las especies del melojar pueden tener una explicación a su comportamiento en el hecho, ya comentado, de la eliminación del melojo que puede ocasionar la destrucción de su matorral acompañante. Las propiedades heliófilas de Thymus zygis y Helicrysum stoechas, pueden también favorecer su capacidad de colonizar lugares abiertos por las perturbaciones asociadas a la gestión y, con el tiempo, el desarrollo de la vegetación hace imposible su mantenimiento. Artemisia glutinosa y Crataegus monogyna estarían también asociadas a perturbaciones y movimiento del suelo propios de las actividades de aprovechamiento de los montes.

En nuestro caso, las especies clasificadas por su dinámica, se muestran en el Cuadro 2.b.

Cuadro 2.b. Esquemas representativos de los tres tipos dinámicos de especies en los que se clasifican éstas por su comportamiento entre los dos momentos comparados. Dentro de un recuadro se representa lo que ocurre en las parcelas ya ocupadas en el primer muestreo y con una flecha hacia fuera de éstos, su tendencia a ocupar otras nuevas localizaciones.

	especie tipo a	colonizadoras-no migradoras
	especie tipo b	no colonizadoras-migradoras
	especie tipo c	colonizadoras-migradoras

Las especies en términos absolutos son favorecidas en su abundancia o presencia —Rubus spp., Rosa spp., Prunus spinosa y Cistus ladanifer—, pertenecen al tipo colonizadoras-no migradoras, y las desfavorecidas —Quercus pyrenaica y Cytisus scoparius—, al de colonizadoras-migradoras. Estos dos tipos de especies tienen en común el ser colonizadoras, pudiendo pensarse que la dinámica del territorio en el tiempo transcurrido ha favorecido las especies que son capaces de

mantenerse en sus localizaciones y desfavorecido a las que migran abandonándolas. Entre las especies colonizadoras-migradoras, Quercus pyrenaica a pesar de su comportamiento colonizador, ocupa un número menor de parcelas en 1990 que en 1973: coloniza nuevas pero a una velocidad menor con la que migra de otras anteriormente ocupadas.

Las especies que no muestran diferencias significativas en su abundancia o en el número de parcelas ocupadas cuando se considera todo el territorio y que en cambio sí las muestran en este tipo de análisis de mayor detalle, reflejan tener un comportamiento no detectable a escala territorial pero que se manifiesta a escala local. Este análisis permite hacer una descripción más detallada de la dinámica de las especies, determinando mejor el carácter de los cambios y detectando algunas variaciones que no se aprecian a otra escala de menor detalle. Podremos distinguir así entre especies de dinámica a escala global —las espinosas, el melojo, retama negra y jara pringosa— y otras de dinámica a escala local. La dinámica del ecosistema no supone habitualmente la sustitución neta de unas comunidades por otras, sino que se realiza a través de pequeños cambios en las proporciones de las especies (Habek, 1968; Drury y Nisbert, 1973). El estudio de la influencia de la gestión sobre la dinámica de las especies se hace buscando regularidades en la respuesta éstas con un mismo comportamiento a las actividades de explotación. Se compara la variación del porcentaje de especies pertenecientes al mismo tipo dinámico que presentan las comunidades de uno y otro año. Para ello se calcula el porcentaje de la cobertura de cada parcela que es ocupada por las especies de un mismo tipo dinámico y este valor se toma como indicador de la importancia relativa de una dinámica concreta respecto a las demás en cada parcela. De la variación de este porcentaje con el tiempo y la comparación entre los lugares perturbados respecto a los no manejados, puede deducirse la incidencia de la gestión sobre tipos de dinámica concretos.

Para esto, las parcelas son agrupadas en perturbadas y sin explotación. Dentro de las parcelas sin explotación se consideran todas aquellas que no han tenido ningún tipo de actividad o aprovechamiento desde el inicio considerado (1973); éstas incluyen un grupo de parcelas abandonadas correspondientes a localizaciones que tuvieron aprovechamientos con anterioridad a esta fecha. Las parcelas explotadas son las que han tenido algún tipo de gestión silvopastoral a partir del primer muestreo con independencia de lo ocurrido con anterioridad a esta fecha.

El resultado de este análisis muestra que considerado todo el territorio, hay un incremento de la proporción de especies colonizadoras-mantenedoras y disminución de los otros dos grupos dinámicos de especies —no colonizadoras y colonizadoras-migradoras— (Tabla 4). Según esto se habría favorecido a las especies cuya dinámica es el mantenimiento en las localizaciones ocupadas y la colonización de otras nuevas.

Tabla 4. Comparación de los porcentajes medios de especies de cada tipo dinámico entre el primer muestreo y el segundo, a nivel de todo el territorio (a), y considerando por separado las parcelas perturbadas (b) y no perturbadas (c). Se muestran la diferencia de los valores medios de 1990 respecto a 1973 y su significación.

a) Parcelas de todo el territorio	media en 1973	media en 1990	diferencia 1973-1990	significación
% especies a	0,54	0,60	+0,06	0,0010
% especies b	0,17	0,10	-0,07	0,0001
% especies c	0,04	0,02	-0,02	0,1000
b) Parcelas perturbadas	media en 1973	media en 1990	diferencia 1973-1990	significación
% especies a	0,46	0,51	+0,05	0,150
% especies b	0,22	0,16	-0,06	0,010
% especies c	0,04	0,02	-0,02	0,295
c) Parcelas no perturbadas	media en 1973	media en 1990	diferencia 1973-1990	significación
% especies a	0,61	0,70	+0,09	0,010
% especies b	0,12	0,05	-0,07	0,001
% especies c	0,03	0,01	-0,02	0,182

Considerando por separado las agrupaciones de parcelas que han sido explotadas de las que no lo han sido, se ha determinado mediante el test de t que sólo las especies no colonizadoras muestran la misma disminución significativa de su importancia en ambas agrupaciones (Tabla 4 a y c); en cambio, los otros dos tipos de especies colonizadoras, se mantienen con igual porcentaje en las parcelas explotadas, aumentando en las perturbadas las no migradoras y manteniéndose las migradoras. Las especies colonizadoras resisten a las perturbaciones asociadas a las actividades de explotación —limpieza, repoblación, corta de pino, etc., que suponen la alteración del suelo y de la cobertura arbustiva—, porque a pesar de sufrir una incidencia negativa sobre su abundancia, pueden ocupar nuevas localizaciones, recuperando así con el tiempo una proporción similar a la inicial. En cambio, las especies no colonizadoras, no tienen esta capacidad, y por tanto su porcentaje sufre una disminución significativa. El diferente comportamiento de las especies colonizadoras en las parcelas no perturbadas puede deberse bien al tipo de colonización o a su diferente capacidad de mantenerse en los lugares colonizados cuando las demás especies se extienden al cesar las actividades explotadoras.

VI.3.3. Características de las especies: respuesta a la gestión silvopastoral

3.1. Análisis de los datos

Se pretende conocer la relación entre el comportamiento de las especies —dinámica— y sus propiedades de carácter morfológico-funcional y adaptativo. Estas pueden considerarse como soluciones de vida de las especies a las diferentes condiciones ambientales y actividades de gestión, y también como condicionantes intrínsecos de su dinámica. Este tipo de características se han estudiado en otros trabajos como respuestas de las especies a factores ambientales (Box, 1981; Shimida and Burgess, 1988; Floret *et al.*, 1990; Montalvo *et al.*, 1991), a perturbaciones de diferente índole (Noble y Statyer, 1980) y también como prueba de la convergencia en los caracteres adaptativos de las especies al clima, denunciado por la presencia de características similares en especies de un mismo clima que crecen en áreas geográficamente muy alejadas (Parson, 1976; Cody y Mooney, 1978; Cowling y Campbell, 1980; Pignatti, 1978). La relación entre las características ambientales y las propiedades morfológico-funcionales y adaptativas de las especies permite reconocer formas vitales y de crecimiento de las plantas en relación con las condiciones ambientales del lugar donde viven. En nuestro caso, entre las características que pueden estudiarse, se han seleccionado aquellas que podrían guardar mejor relación con los dos tipos de comportamientos considerados para caracterizar la dinámica de las especies; también se han considerado algunas otras indicadoras de las posibilidades de instalarse estas especies en determinados hábitats.

Para cada una de las veinticinco especies estudiadas, se anotó la presencia o ausencia de cuarenta y dos características morfológico-funcionales y adaptativas. De éstas, algunas se refieren a propiedades estructurales, como el porte de la planta, las características de las hojas y tallos; otras son funcionales-reproductivas, como el número de flores, frutos, y semillas por planta o flor; y las últimas son características del biotopo donde las especies se instalan preferentemente.

La distinción entre estos tipos de características es en cierto modo artificial, ya que están muy relacionadas entre sí: el porte de la planta, el tamaño de la hoja y su forma, aún siendo propiedades estructurales tienen repercusiones funcionales, como la resistencia a perturbaciones, su capacidad de competir favorablemente en un ambiente por su mayor captación de luz, etc. Por otra parte, las especies se instalan en aquellos lugares donde las condiciones ambientales son adecuadas para sus características. Las características consideradas se indican en la Anexo 4.

Puede elaborarse de esta forma una matriz de unos y ceros, cuyas filas representan a las 25 especies comunes a los dos muestreos y las columnas a las 42 características consideradas. Esta matriz se ha reestructurado y analizado mediante técnicas sucesivas en función de los tres objetivos contemplados: describir la relación entre el comportamiento de las especies y sus propiedades estructurales, funcionales y adaptativas; determinar la influencia que los condicionantes físicos del área y la gestión silvopastoral tienen en la distribución de estas características; describir cómo ha cambiado el aspecto general del territorio entre el primer y segundo año de muestreo.

Para el primero de los objetivos, las especies se han agrupado en los tres tipos dinámicos ya comentados (Capítulo IV.3.2), considerando las especies pertenecientes a cada grupo como repeticiones de un tipo de dinámica. El análisis de la frecuencia de las características en cada grupo —especies que presentan una característica concreta— permite definir qué propiedades son las comunes a las especies de un mismo grupo y las más discriminantes entre los diferentes tipos dinámicos. La matriz original de datos (25 especies x 42 características) además se ha analizado mediante el análisis de correspondencias para detectar tendencias de variación morfológico-funcionales y adaptativas en la dinámica de las especies.

La incidencia de la gestión silvopastoral y de los condicionantes físicos sobre la distribución de estas propiedades, se analiza sobre dos matrices de datos construidas a partir de la original y de las dos que recogen los resultados del muestreo del primer y segundo año. El producto de matrices (Pineda *et al.*, 1987) permite obtener otra para cada año que expresa la abundancia de cada característica en las parcelas de muestreo; se obtuvieron de este modo dos matrices de 108 parcelas por 42 caracteres con los datos de abundancia de estos últimos. Esta medida es relativa ya que tiene como valor mínimo 0 —la especie que presenta una característica concreta, tiene cobertura nula en la parcela— y máximo 3000 —cuando la especie tiene la cobertura máxima en la parcela, con el 100% de recubrimiento—. Aquellas características que hacen referencia a una propiedad de un elemento de la planta —forma de la hoja, por ejemplo— se han hecho relativas entre sí.

Con estos datos se ensayaron ajustes a ecuaciones de regresión entre la abundancia de cada propiedad estudiada y los parámetros abióticos medidos en las parcelas, buscando la relación de estas características con las variables ambientales. Por este método, además de determinar la respuesta de las especies a los factores físicos con soluciones de vida concretas, se puede deducir si las características morfológico-funcionales y adaptativas, responden a la variabilidad de los factores físicos o a otros tipos de mecanismos. La influencia de la gestión se determinó por la significación de la diferencia de abundancia media de cada característica entre las parcelas perturbadas y no manejadas, usándose el test de t. Este mismo método, aplicado a todas las parcelas sin distinguir grupos por el tipo de gestión, informa de la variación territorial de estas características.

Se ha estudiado pues, el incremento o disminución de la abundancia de cada característica y la relación de éstas con las variables ambientales y la gestión silvopastoral. Se compararon también los valores medios de las características morfológico-funcionales y adaptativas, destacando aquellas que han tenido aumento o disminución significativo en el tiempo. Por tanto se ha determinado cuál es el aspecto que presentan las comunidades en 1990 respecto al que presentaban en 1973.

Con esta misma finalidad, se aplicó el análisis de la entropía total a las matrices formadas por 108 parcelas y la abundancia de las 42 características de cada año, buscando detectar si ha habido cambios en la organización del ecosistema en relación con las características estudiadas.

3.3.1. Resultados

El análisis de la frecuencia de cada característica morfológico-funcional y adaptativa considerada para el conjunto de especies de una misma agrupación dinámica, muestra que son muy pocas las que diferencian a las especies de uno y otro tipo dinámico (Tabla 5). Sólo siete de las cuarenta y dos variables son discriminantes por su frecuencia dentro de cada grupo. Esta corresponde al número de especies que presentan un carácter en cada tipo concreto de especie. No obstante, algunas de las propiedades de las especies guardan relación con el tipo de dinámica. Así, la permanencia de las hojas en las plantas durante más de un período vegetativo y el crecimiento preferentemente horizontal son características que pueden explicar el mantenimiento de las especies colonizadoras-no migradoras en las parcelas ocupadas, frente a los otros dos tipos de especies —colonizadoras-migradoras y no colonizadoras— que presentan crecimiento espigado y hoja caduca. La capacidad colonizadora no está tan claramente caracterizada. Mientras un tipo de especies colonizadoras —colonizadoras-no migradoras— corresponden a plantas productoras de gran número de semillas por flor y por planta, el otro—colonizadoras-migradoras— se caracteriza por la ausencia de este carácter.

El diferente comportamiento de las especies puede responder también a causas distintas que las características morfológico-funcionales y adaptativas, como puede ser el tipo de gestión.

El resultado del análisis de correspondencias realizado sobre la matriz de 25 especies y 42 características morfológico-funcionales y adaptativas —Tabla 6—, resume el 47,1% de la variabilidad en los tres primeros ejes calculados. El eje I enfrenta a las especies en función de su tamaño o porte —arbusto o mata—; eje II y III en función de características de sus hojas, frutos y hábitats.

Tabla 5. Características que discriminan mejor las especies que tienen un mismo comportamiento dinámico. Se han seleccionado las que tienen frecuencias medias diferentes no debidas al azar (test de t, $p < 0,1$). Se muestran los valores de frecuencias que presentan cada una de estas características en cada grupo dinámico de especies.

	flores con más de 10 semillas	crecimiento espigado	crecimiento horizontal	hoja caduca	hoja perenne	plantas productoras de muchas semillas (semilladora)	flores con una semilla
especies a: colonizadoras-no migradoras	50	33	33	8,3	97	41,7	16,7
especies b: no colonizadoras	0	100	0	40	60	0	60
especies c: colonizadoras- migradoras	0	62	0	50	50	12,5	50

La disposición de las especies en el plano I-II (Figs. 5 y 6) permite detectar la tendencia de variación morfológico-funcional y adaptativa de los diferentes tipos de comportamiento. En la Figura 6 se han sustituido los nombres de las especies por el grupo al que pertenecen por su dinámica — Cuadro 2b— y se han situado sobre el mismo plano las características morfológico-funcionales y adaptativas. Puede observarse la localización centrada sobre los dos ejes de las especies tipo b —no colonizadoras-migradoras— que muestran así un comportamiento independiente de las características consideradas.

Tabla 6. Variabilidad morfológico-funcional y adaptativa de las especies en el territorio estudiado. Se muestran las propiedades morfológico-funcionales y adaptativas que caracterizan los extremos de los tres primeros ejes del análisis de correspondencias de las 25 especies encontrados en los dos años de muestreo. Se muestran las características que definen mejor los ejes calculados y el valor de su coeficiente de correlación con estos tres primero ejes.

EJE	Extremo positivo: característica y coeficiente de correlación	Extremo negativo: característica y coeficiente de correlación
I	Arbusto 0,39 Crecimiento espigado 0,28 Fruto seco indehiscente 0,22 Humedad alta 0,27	Mata 0,43 Hoja lineal 0,42 T. naturaleza intermedia 0,69 Crecimiento globoso 0,72 Mas dedos flores 0,67 Fruto seco indehiscente 0,67 Humedad baja 0,42 Semilantes 0,22 Nitrofila 0,29
EJE	Extremo positivo: característica y coeficiente de correlación	Extremo negativo: característica y coeficiente de correlación
II	Borde serrado 0,67 Hoja perenne 0,37 Fruto carnosos 0,54 Borde de bosque 0,67 Superficie glabra 0,27	Borde entero 0,37 Hoja caduca 0,38 Fruto seco dehiscente 0,29 Palatables 0,23 Hoja lanceolada 0,21 Superficie no glabra 0,20 Dos-cinco semillas por flor 0,24 Flores comidas 0,33
EJE	Extremo positivo: característica y coeficiente de correlación	Extremo negativo: característica y coeficiente de correlación
III	Borde hoja lobulado 0,56 Hoja grande 0,24 Superficie coriacea 0,61 Suelos conservados 0,53	Hoja lanceolada 0,24 Borde hoja entero 0,24 Superficie no glabra 0,27 Hoja mediana 0,11

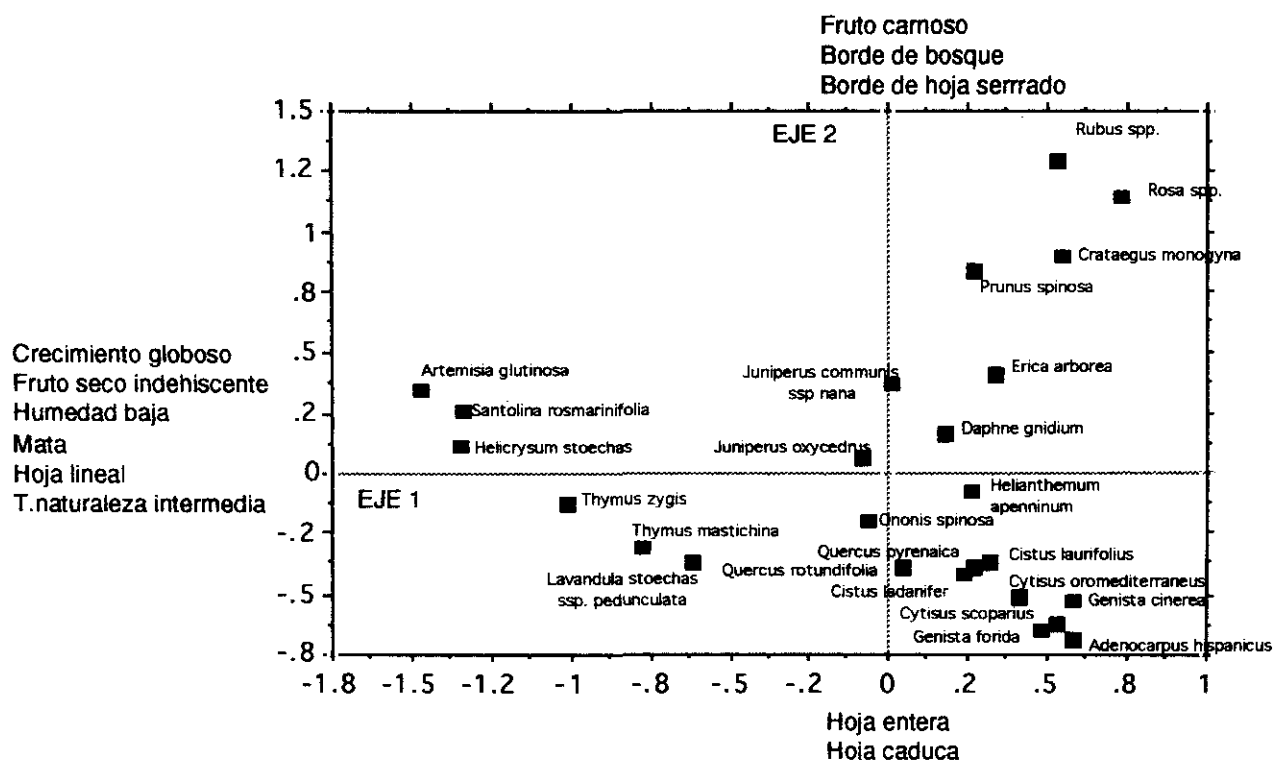


Figura 5. Variación morfológico-funcional y adaptativa de las especies. En el plano de ordenación, definido por los dos primeros ejes resultantes del análisis de correspondencias entre las 25 especies y las 42 características estudiadas de éstas, se sitúan las especies y las características que tienen valores mayores de correlación con los ejes.

En cuanto a las otras especies, todas las colonizadoras (A y C) —migradoras y no migradoras— se sitúan sobre los extremos del primer eje: las que tienen porte arbustivo hacia el extremo positivo y las matas hacia el negativo; estas últimas —especies de crecimiento globoso, tallo leñoso en la base y flexible en su extremo apical y con frutos secos indehiscientes— son todas colonizadoras, no existiendo una diferenciación clara entre migradoras y no migradoras. En el lado opuesto del eje I —extremo positivo— se agrupan los arbustos. En esta zona del plano coincidente con las coordenadas positivas del eje I, la tendencia de variación puede identificarse por la disposición de las especies en forma de arco (Fig. 5): desde el extremo positivo del eje I y negativo del II a la región negativa de ambos pasando por el origen de coordenadas; de uno a otro extremo, se disponen especies colonizadoras-migradoras primero y especie colonizadoras-no migradoras después, pasando por las no colonizadoras, que tienen una posición intermedia. Las propiedades que caracterizan los extremos de esta tendencia, marcan dos estilos dinámicos distintos de especies colonizadoras: desde las que tienen fruto seco dehiscente, son palatables y propias de suelos desaturados, con pocas semillas por flor y hoja caduca, a especies con fruto carnososo de dispersión frugívora,

Podemos concluir a la vista de estos resultados, que las matas de crecimiento globoso son todas colonizadoras, propias de etapas iniciales de la sucesión. Los arbustos muestran por el contrario, variedad de características en cuanto a la colonización, siendo propios de etapas iniciales aquellos que son especies colonizadoras-no migradoras con hoja perenne, crecimiento horizontal y gran producción de semillas, y de etapas más maduras las especies colonizadoras-migradoras de hoja caduca, crecimiento espigado y escasa producción de semillas, así como no colonizadoras de hoja perenne y crecimiento espigado.

El ajuste entre el valor de los factores físicos medidos en las parcelas y la abundancia de cada característica mediante ecuaciones lineales, se hace buscando describir la existencia de relaciones entre ellas, sin que interese precisar de qué tipo es ésta. El resultado es muy similar para los datos de ambos muestreos (Anexo 5), manteniéndose para ambos el signo de la pendiente y el valor de R^2 — el rango de variación de éste último es muy pequeño—: la distribución de las características de las especies en función de los factores que describen la variabilidad física del territorio, son muy similares en ambos muestreos. Los ajustes obtenidos considerando los datos de ambos muestreos permitieron describir esta distribución con independencia del tiempo. De estos factores, el que presenta valores de R^2 mayores de 25 es la altitud (Tabla 7). El tipo de relación entre la altitud y las características muestra que las especies de las zonas altas tienen hoja de tamaño mediano o grande, son de crecimiento horizontal, producen un número intermedio de semillas (de 2 a 5 por flor), tienen flores solitarias y crecen sobre suelos desaturados. En las zonas bajas, las especies tienen hojas grandes o medianas, de superficie glabra, su crecimiento es espigado o globoso, producen muchas semillas tanto por flor como por planta, y se instalan en hábitats de humedad alta y media con nitrificación de origen animal. Así, las especies de las zonas altas dan a la vegetación un aspecto cespedante, de poca variedad estructural, mientras que en las zonas bajas, hay una mayor variación en cuanto a la forma. Los demás factores físicos considerados en este estudio no guardan relación importante con la distribución de las propiedades de las especies.

La altitud se comporta por tanto como el factor ambiental que condiciona más la variación de las características morfológico-funcionales y adaptativas de las plantas. El crecimiento de las especies pegado al suelo en las zonas altas responde a la necesidad de aprovechar el calor reirradiado por la tierra, y el tamaño pequeño de la hoja favorece una transpiración menor al exponer al medio una superficie pequeña. Estas son formas de adaptación de las especies a un ambiente cada vez más frío como el que se encuentra a medida que aumenta la altitud. Con la altitud aumenta también la pluviosidad, pero la falta de un suelo desarrollado —las bajas temperaturas impiden su formación— y

las fuertes pendientes —producto de la crioturbación— impiden que la humedad percole y sea aprovechada por las plantas.

Tabla 7. Influencia de la altitud sobre la distribución de las características morfológico-funcionales y adaptativas de las especies. Se muestra el valor de R^2 de las ecuaciones lineales simples calculadas entre el valor de la altitud y la abundancia de las características estimadas como abundancia de especies que poseen cada una. Todas las ecuaciones son significativas para $p < 0.001$.

	R^2	signo de la pendiente de la recta
Hoja pequeña	42	-
Superficie no glabra	32	-
Crecimiento horizontal	61	+
Crecimiento espigado	31	-
Crecimiento globoso	26	-
De 2 a 5 semillas por flor	37	+
Semillantes	49	-
Humedad baja	30	-
Humedad media	58	-
Suelo desaturado	31	+

La influencia de la gestión silvopastoral sobre las características, se ha determinado comparando las proporciones medias de cada una —abundancia relativa de especies que presenta cada característica— entre las parcelas perturbadas y no manejadas. La variación de esta proporción entre el primer y segundo año de estudio permite comparar el aspecto que tiene la vegetación en uno y otro momento (Tabla 8).

Considerando todo el territorio, se favorecen las características de las especies de naturaleza espinosa y son desfavorecidas las de especies del malojar. En las parcelas perturbadas son desfavorecidas las características de especies del melojar y en cambio se favorece a un número elevado de propiedades que caracterizan al jaral y el piornal. La ausencia de explotación favorece a las características de varios tipos de comunidades: espinosa, melojar y jaral. La coincidencia de las características favorecidas en todo el territorio y en las parcelas perturbadas consideradas por separado de las no explotadas, muestra cómo la gestión silvopastoral del territorio ha determinado el cambio de aspecto de la vegetación respecto al primer estudio. Esta influencia no se reduce a los lugares que han sido explotados exclusivamente —consecuencias puntuales— sino que se manifiesta en todo el territorio.

Tabla 8. Cambio del aspecto de las comunidades entre el primer y segundo muestreo. Se muestran las características que han tenido una variación significativa —aumento o favorecidas y disminución o desfavorecidas— en su proporción media entre las parcelas del primer y segundo muestreo, considerando a) todas las parcelas, b) las perturbadas y c) las no manejadas.

Características favorecidas

a)	b)	c)
Mata Hoja con forma extendida Borde de hoja serrado Hoja perenne Crecimiento horizontal Muchas semillas por flor Fruto carnoso Suelo de borde de bosque	Mata Hoja con forma extendida Hoja con forma lineal Hoja de borde serrado Hoja perenne Fruto carnoso Crecimiento horizontal Crecimiento globoso Flores aisladas Fruto seco indehiscente T.naturaleza intermedia	Hoja grande Hoja con forma lanceolada Superficie glabra Tallo leñoso Suelo de borde de bosque

Características desfavorecidas

a)	b)	c)
Arbusto Borde de hoja entero Hoja caduca Crecimiento espigado Dos semillas por flor Fruto seco dehiscente	Arbusto Borde de hoja lobulado Borde de hoja entero Hoja caduca Tallo flexible Crecimiento espigado Dos-cinco semillas por flor Flor aislada Fruto seco dehiscente	Hoja pequeña Forma de hoja lineal Borde de hoja entero Crecimiento globoso Una semilla por flor Una flor por inflorescencia Nitrofilas Humedad baja Suelos conservados

El análisis de entropía (ver Capítulo V) aplicado a las matrices que recogen la abundancia de las 42 características en uno y otro año, muestra que las propiedades que han tenido un aumento en abundancia, presentan también mayor amplitud de nicho, siendo no sólo más abundantes sino que tienen también mayor extensión espacial (Tabla 8 a). Corresponden estas características a las especies del piornal y de naturaleza espinosa, que se extienden en el territorio mientras que las características de los melojares y de los jarales se hacen menos extensas respecto al primer muestreo.

Tabla 9. Características morfológico-funcionales y adaptativas de las especies que han tenido una variación positiva —aumento— o negativa —disminución— en la amplitud de su nicho. Se toma este valor como indicativo de la variación del aspecto presentado por las comunidades en 1973 y 1990.

Características que aumentan la amplitud de su nicho	Características que disminuyen la amplitud de su nicho
Forma de hoja extendida Hoja de borde serrado Crecimiento horizontal Dos-cinco semillas por flor Más de 10 semillas por flor Dos flores por inflorescencia Fruto carnoso Semillantes Suelos de borde de bosque Frutos comidos	Arbusto Hojas grandes Hojas pequeñas Hoja de forma lanceolada Borde de hoja lobulado Borde de hoja entero Superficie no glabra Superficie coriacea Superficie glabra Hoja caduca Tallo leñoso T. naturaleza intermedia Dos semillas por flor Una flor por inflorescencia Más de diez semillas por flor Fruto seco dehiscente Fruto seco indehiscente Palatables Nitrofilas Humedad baja Humedad intermedia Suelos bien conservados Suelos desaturados Comidas las flores

Todos los parámetros de la entropía (Tabla 10) han disminuido con el tiempo salvo la diversidad de caracteres, lo que apoya la conclusión hecha más arriba sobre la preeminencia de unas pocas características sobre las demás, sin que pueda decirse que ha habido un cambio en la distribución espacial de estas características entre uno y otro año.

Tabla 10. Organización morfológico-funcional y adaptativa de las especies del territorio en el estudio inicial y en el presente. Se muestran los valores de diversidad de las características morfológico-funcionales y adaptativas de las especies en el primer y segundo muestreo. Se recogen los parámetros de la entropía calculados para cada situación considerando la abundancia de las 42 características estudiadas (C) en las 108 parcelas (P) de cada año.

	H (C.P)	H(C)	H(P/C)	H(P)	H(C/P)	A amplitud	S solapamiento
año 1973	11,294	5,202	6,092	6,744	4,550	0,902	0,844
año 1990	11,217	5,214	6,004	6,737	4,480	0,889	0,831
diferencia (1990-1973)	-0,017	+0,012	-0,088	-0,007	-0,070	-0,013	-0,013

IV.4. CONCLUSIONES

1) Considerando todo el territorio, Quercus pyrenaica y Cytisus scoparius, reducen en el tiempo abarcado por este estudio su ámbito y abundancia, mientras que las especies espinosas —Rosa spp., Rubus spp. y Prunus spinosa— se extienden en ambos sentidos. Este último tipo de matorral se ha extendido favorecido por la gestión silvopastoral, aumentando su abundancia en las parcelas perturbadas respecto a las no perturbadas, y permaneciendo además en las localizaciones ocupadas una vez cesada la explotación; en cambio, las especies del melojar —Quercus pyrenaica y Cytisus scoparius— no sólo disminuyen su abundancia en los lugares perturbados sino que cuando en estos cesa la explotación, no hay una recuperación, sino que siguen mostrando disminución.

Entre las especies estudiadas, hay algunas cuyo comportamiento es detectable a nivel general —todo el territorio— y otras tienen una dinámica detectable a nivel local exclusivamente, manifestado respectivamente variaciones de la composición específica de la comunidad en todo el área y en localizaciones más concretas.

2) Las especies del jaral presentan dos estrategias dinámicas diferentes en las localizaciones perturbadas. Cistus ladanifer, Santolina rosmarinifolia y Artemisia glutinosa colonizan nuevas zonas favorecidas por la gestión silvopastoral, favorecidas por las alteraciones asociadas a las actividades de explotación. Cuando cesan las actividades, son otras las especies que se extienden —Cistus laurifolius y Lavandula stoechas ssp. pedunculata— estabilizando el jaral. En el caso de reanudarse las actividades, se favorecería de nuevo a las primeras. Las especies de características espinosas —Rosa spp., Rubus spp., Crataegus monogyna y Prunus spinosa— invaden zonas nuevas favorecidas

por la gestión silvopastoral y la ausencia posterior de actividades de explotación no les afecta. Las especies del piornal, probablemente debido a su escaso aprovechamiento, son indiferentes a la gestión. El melojo es una especie amenazada, ya que al igual que algunas especies del encinar — Quercus rotundifolia, Ononis spinosa y Daphne gnidium— disminuye su abundancia como consecuencia de la gestión y con el abandono de las actividades no conduce a su recuperación.

3) Las especies que son capaces de ocupar nuevas localizaciones por colonización a consecuencia de la gestión silvopastoral, recuperan en el periodo de tiempo estudiado —quince años— una abundancia relativa similar a la que tenían al principio de este estudio; las especies no colonizadoras, al no poder ocupar otros lugares, su abundancia relativa disminuye significativamente cuando sufren la acción de explotación, pero además no pueden ocupar otras localizaciones por lo que no recuperan su abundancia.

4) Las especies con diferente comportamiento dinámico tienen pocas características morfológico-funcionales y adaptativas que las diferencien. De los dos comportamientos que han servido para caracterizar la dinámica de estas especies, hay una mayor uniformidad en cuanto a las características que presentan las especies que son capaces de mantenerse en los lugares ocupados frente a las migradoras. En cuanto a la colonización de espacios nuevos, pueden diferenciarse dos estilos de especies colonizadoras: unas productoras de muchas semillas, con fruto carnoso, que son dispersadas por los animales, y otras de fruto seco productoras de escasas semillas. Este comportamiento diferencial en cuanto al mantenimiento de las especies, parece depender del porte que desarrollan al crecer, que bien les lleva a ocupar estratos bajos —matas— donde se instalan sin mucha dificultad o estratos altos y bajos —arbustos— donde pueden entrar en competencia con más facilidad y ser eliminadas, teniendo que emigrar.

Las matas de crecimiento globoso son especies colonizadoras de las etapas iniciales de la sucesión. Los arbustos diferencian estructural y morfológicamente sus especies dependiendo de que se trate de épocas tempranas de la sucesión —productoras de muchas semillas y crecimiento horizontal— o etapas avanzadas —crecimiento espigado—.

6) La altitud es la variable que mejor explica la variabilidad de las características morfológico-funcionales y adaptativas de las plantas de la zona. Con el valor de la altitud, crece la proporción de especies de hoja pequeña, de crecimiento horizontal, productoras de abundantes semillas y de flores aisladas. La variación de otros factores asociados a la altitud —menor temperatura, menor protección frente al viento y la nieve, etc.— parece condicionar que las especies de estos lugares tengan un aspecto cespedante, permaneciendo muy cercanas al suelo y exponiendo superficies pequeñas a la acción del ambiente.

7) En el tiempo transcurrido se han extendido espacialmente las especies con características espinosas y del piornal. La gestión silvopastoral ha incidido negativamente sobre las características propias de especies del melojar y su ausencia en un conjunto de características de comunidades como melojares, espinares y jarales.

V. ORGANIZACION ESPACIAL Y CAMBIOS TEMPORALES EN EL NICHOS ESPACIAL DE LAS ESPECIES

V.1. INTRODUCCION

La organización de las comunidades en un lugar y momento determinados, es consecuencia de las interacciones que las especies o grupos de éstas, mantienen entre sí y con el medio (Margalef, 1979; Pineda *et al.*, 1983). El resultado es la disposición de los organismos según un patrón que puede cambiar en el espacio y con el tiempo. El número de especies que cabe en un lugar y momento dados, puede guardar relación con la heterogeneidad ambiental existente (Pianka, 1967; Hatley y Mac Mahon, 1980; Pablo de *et al.*, 1982; Marañón, 1985). La mayor variedad de situaciones del lugar supone la posibilidad de supervivencia para un número mayor de especies con requerimientos ligeramente diferentes. Un sistema puede considerarse tanto más ordenado cuanto mayor sea la variedad y número de elementos que lo componen y menos aleatoria sea su distribución espacio-temporal (Pineda *et al.*, 1988).

El análisis cuantitativo de la organización —estructura— de una comunidad puede hacerse mediante diversos métodos. Entre los más utilizados se encuentran las curvas de abundancia-dominancia, los histogramas de frecuencias o funciones de distribución de los individuos (Whittaker, 1972, 1978; Kershaw, 1973; Pielou, 1977; Pineda *et al.*, 1988). Los métodos empleados en las últimas décadas utilizan los parámetros de la teoría de la información como descriptores de la organización de la comunidad (Godron, 1966; Margalef, 1974; Peet, 1974; Pielou, 1975; Alatalo y Alatalo, 1977; Pineda *et al.*, 1981b; Maarel, 1988; Margalef, 1990; Anderson y Shwegman, 1991). El número de especies puede no ser un descriptor suficiente para medir la organización de una comunidad: no refleja la distribución del conjunto de individuos en las clases que representan las especies (Margalef, 1991). Los índices de diversidad, hacen referencia tanto al número total de especies presentes como a su representación relativa, por lo que su análisis puede ser útil en la descripción de estructuras ecológicas (Pineda *et al.*, 1981a.).

De entre los índices de diversidad, el de Shannon-Weaver (Shannon y Weaver, 1949) se formula a partir de la teoría de la información como:

$$H' = - \sum p_i \log_2 p_i$$

siendo H' la incertidumbre que se tiene sobre la especie a la que pertenece un individuo seleccionado al azar y P_i la abundancia relativa de cada especie.

Si prescindimos de la variación temporal de la comunidad, su organización se expresa en el espacio mediante una estructura, determinada por el lugar que ocupa cada individuo y la especie a la que pertenece. Así, el valor de diversidad de una comunidad tiene dos componentes derivados de la doble clasificación de los individuos en hábitats y especies (Allan, 1975). La diversidad total (Pielou, 1977) se descompone de diversidad de especies de hábitats diferentes y diversidad de hábitats de especies distintas. La media ponderada de la diversidad de hábitats para el conjunto de las especies puede considerarse como la amplitud promedio del nicho espacial de las especies y el solapamiento promedio del nicho como la media ponderada de la diversidad de especies para el conjunto de hábitats (Pielou, 1975, 1977; Pineda *et al.*, 1981 b).

El desarrollo del término nicho espacial ecológico de las especies es paralelo al estudio de la estructura del ecosistema, descriptor de las interacciones existentes entre los organismos (Hutchinson, 1957). Las primeras definiciones de nicho ecológico son similares a lo que en la actualidad se denomina nicho espacial, (Grinnel, 1917, 1928). Otras formulaciones han prestado mayor atención al papel funcional de los organismos en las comunidades (Elton, 1927). A partir de Odum (Odum, 1959) se diferencian los conceptos de nicho —función que desempeña un organismo en el ecosistema— y hábitat o nicho espacial —dirección postal o posición que ocupa en el espacio—. Hutchinson (Hutchinson, 1957) realiza una aproximación geométrica al nicho: dentro del espacio definido por las condiciones del medio donde una especie sobrevive, si cada característica del ambiente se representa por un eje, el nicho es el hipervolumen que define el espacio ocupado por cada especie.

El nicho ecológico de una especie se concibe a partir de esta última formulación, como el espacio de probabilidad, función de un número determinado de factores, donde cabe esperar que la especie sea encontrada (Hutchinson, 1957; Margalef, 1974). El nicho espacial —hábitat— correspondería a un subespacio del nicho ecológico, delimitado por factores que determinan la localización espacial de la especie (Whittaker *et al.*, 1973; Shugart, 1980). El estudio de este subespacio puede restringirse a los factores físicos y químicos a los que responde la distribución espacial de la especie o tener en cuenta también las relaciones entre éstas. (Shimida y Wilson, 1985).

Los nichos pueden cambiar con el tiempo y, en cierta forma, de una localización espacial a otra, a medida que cambian las condiciones físicas y bióticas (Pianka, 1975). El estudio de la evolución del nicho espacial puede informar de regularidades en la organización de la comunidad cuando éstas

varían debido a la dinámica propia del ecosistema o a causa de las perturbaciones. Ambas circunstancias denuncian la organización de los ecosistemas y guardan relación con la extinción, aparición y cambio de abundancia de las especies en un territorio. Las relaciones interespecíficas y las condiciones impuestas por el ambiente, determinan pautas de cambio —restricción, ampliación en una o varias direcciones— en el nicho de las especies, por lo que el estudio de su variación tiene gran interés ecológico.

En este trabajo, se pretende identificar y caracterizar algunas de dichas pautas, analizando los cambios en el nicho espacial de especies representativas del matorral del área de estudio, observadas en dos momentos separados un periodo de quince años. El estudio se ha realizado a dos escalas de detalle, identificando variaciones promedio del nicho espacial del conjunto de las especies y de las especies consideradas por separado. Se han realizado dos aproximaciones: una basada en la teoría de la información (Pielou, 1972, 1975; Pineda *et al.*, 1981b, 1988) y otra en el concepto de Hutchinson (1957). Los resultados se discuten en el marco de las actividades de explotación o de su ausencia, que han caracterizado el manejo del territorio en el período de tiempo contemplado.

V.2. MUESTREO Y TECNICAS NUMERICAS

El estudio de la distribución espacial de las especies o de las comunidades y de sus nichos, se ha contado tradicionalmente con el problema de la coocurrencia de múltiples factores que actúan simultáneamente y cuya combinación varía de un lugar a otro. Dado que es la peculiar combinación de los factores la que determina la distribución de los organismos, la metodología utilizada debe incorporar un enfoque sistémico y multivariante que considere la interrelación de los factores contemplados. Se han utilizado aproximaciones multivariantes, calculando el valor de diversidad sobre resultados de análisis de ordenación (Ter Braak, 1963) o el cálculo de funciones discriminantes que permitan diferenciar las variables que definen mejor los nichos de las especies de una comunidad (Dueser y Shugart, 1979; Carnes y Slade, 1982); así mismo, los análisis de gradiente son una aproximación al nicho, ya que recogen índices de abundancia de las especies en localizaciones secuenciales dentro de rangos de las variables donde es posible encontrarlas (Austin, 1975, 1987; Westman, 1991).

El desarrollo comercial en los últimos años de sistemas de información geográfica, ha permitido digitalizar mapas de distribución de abundancias de especies, permitiendo su superposición detectar

áreas de coincidencia, con las que es posible aproximar funciones de respuesta de las especies a cambios graduales del medio (Westman, 1991).

Los análisis de entropía y de regresión múltiple empleados en este estudio, son herramientas matemáticas que se han manifestado potentes y adecuadas en trabajos con objetivos similares a los aquí contemplados (Crox, 1960; Drapper y Smith, 1966; Jarraton, 1969; Loucks, 1970; Alan, 1975; Díaz Pineda y González-Bernáldez, 1975; Hatley y Mac Mahon, 1980; Pineda *et al.* 1981a y b; Margalef y Gutierrez, 1983; Pineda *et al.*, 1988; De Pablo *et al.*, 1982; De Miguel, 1991). En este estudio se utilizan ambos métodos, ya que proporcionan una visión complementaria del cambio en la distribución espacial de las comunidades.

V.2.1. Parámetros de entropía

El cálculo de los parámetros de la entropía se ha basado en el teorema de la entropía total: $H(E.P) = H(E) + H(P/E) = H(P) + H(E/P)$ (Pielou, 1975, 1977; Margalef, 1974; Pineda *et al.*, 1981b). Los parámetros de esta ecuación, se calculan a partir de una matriz que representa la distribución de 'i' especies (filas) en 'j' parcelas (columnas). 'u_{ij}' es la abundancia de la especie 'i' encontrada en la parcela 'j'. La abundancia de una especie en el conjunto de parcelas sería:

$$\sum_{j=1} u_{ij} = u_{i.}$$

Igualmente,

$$\sum_{i=1} u_{ij} = u_{.j}$$

expresaría la abundancia de todas las especies encontradas en la parcela 'j'.

La matriz inicial de datos de la biocenosis tendría la forma siguiente:

u ₁₁ u ₁₂ u ₁₃	u _{1.}
u ₂₁ u ₂₂ u ₂₃	u _{2.}
.....	
u _{.1} u _{.2} u _{.3}	u _{ij}

La probabilidad de encontrar la especie 'i' en la parcela 'j' viene dada por 'p_{ij}'

$$p_{ij} = u_{ij} / \sum_{j=1} \sum_{i=1} u_{ij}$$

siendo,

$$p_{i.} = u_{i.} / \sum_{j=1} \sum_{i=1} u_{ij}$$

$$p_{.j} = u_{.j} / \sum_{j=1} \sum_{i=1} u_{ij}$$

$\sum_{j=1} \sum_{i=1} u_{ij}$ es el número total de individuos de todas las especies en todas las parcelas; ' $p_{i.}$ ' y ' $p_{.j}$ ' representan las probabilidades de encontrar la especie ' i ' en el conjunto de todas las parcelas y de encontrar un individuo de cualquier especie en una parcela ' j ' dada, respectivamente.

$H(E.P)$, $H(E)$, $H(P)$, $H(E/P)$, $H(P/E)$, se calculan, usando la expresión de Shannon-Weaver (Shanon y Weaver, 1949), en la forma:

$$H(E.P) = - \sum_{j=1} \sum_{i=1} p_{ij} \log_2 p_{ij}$$

$$H(E) = - \sum_{i=1} p_{i.} \log_2 p_{i.}$$

$$H(P) = - \sum_{j=1} p_{.j} \log_2 p_{.j}$$

$$H(E/P) = - \sum_{j=1} (\sum_{i=1} p_{ij} \log_2 p_{ij} / p_{.j})$$

$$H(P/E) = - \sum_{i=1} (\sum_{j=1} p_{ij} \log_2 p_{ij} / p_{i.})$$

Los parámetros anteriores informan de los siguientes aspectos de la estructura biocenótica espacial contenida en los datos: $H(E.P)$ —entropía especies-parcelas o entropía total— da idea de la incertidumbre sobre la presencia de una especie en una parcela determinada; $H(E)$ —entropía de las especies— representa la incertidumbre que se tiene sobre la especie a la que pertenece un individuo extraído al azar del conjunto de las parcelas; $H(P)$ —entropía de las parcelas— expresa la incertidumbre de la pertenencia de una especie a una determinada parcela. $H(P/E)$ —entropía de las parcelas condicionada a las especies— representa la media ponderada para todas las especies de la incertidumbre que se tiene sobre la parcela de donde procede un ejemplar de una especie determinada. Este parámetro puede considerarse como una medida del valor medio de la diversidad de hábitats para el conjunto de especies (Pielou, 1972, 1975; Pineda *et al.*, 1981b) y debidamente ponderado, da idea de la amplitud promedio del nicho de todas las especies; $H(E/P)$ —entropía de las especies condicionada a las parcelas— mide la incertidumbre sobre la especie a la que pertenece un individuo extraído al azar de una parcela determinada; este parámetro está condicionado por la distribución de cada especie en el conjunto de parcelas muestreadas y da idea del solapamiento promedio del nicho de las especies. Para poder comparar los valores de amplitud y solapamiento del nicho de las especies de dos zonas o en dos momentos diferentes, los valores deben ser

ponderados, ya que tanto $H(E/P)$ como $H(P/E)$ están muy influidos por el número de especies y parcelas considerados respectivamente en cada caso.

La amplitud promedio del nicho (A) se ha calculado como: $A = H(P/E) / \log_2 n^{\circ}$ de parcelas y el solapamiento (S) como: $S = H(E/P) / \log_2 n^{\circ}$ de especies (Pineda *et al.* 1981,b). Estas expresiones están altamente correlacionadas con los índices propuestos por Pielou (Pielou, 1975) que mide la amplitud (W), como $W = H(P/E)/H(P)$ y el solapamiento (L), como $L = H(E/P)/H(E)$. Las diferencias entre una y otra formulación, se refieren al tipo de ponderación propuesta. Siendo $H(P)_{\text{máx}} = \log_2 \text{número de parcelas}$ y $H(E)_{\text{máx}} = \log_2 \text{número de especies}$, el índice propuesto por Pielou pondera la distribución real de los individuos en las especies y en las parcelas; el índice propuesto por Pineda *et al.*, pondera la distribución de mayor equitatividad posible que pueden alcanzar las especies en el territorio.

La entropía de las parcelas condicionada a las especies — $H(P/E)$ — alcanza su valor mínimo, cero, cuando cada especie se encuentra presente sólo en una parcela, y máximo cuando todas las especies son igualmente abundantes en todas las parcelas. Esto lo convierte en un parámetro útil para detectar la heterogeneidad subyacente a la organización espacial de la vegetación, por ejemplo, para determinar qué sectores del territorio manifiestan la máxima segregación espacial de las especies (Pineda *et al.*, 1981, b), lo que correspondería al caso de que cada sector tuviera una única especie —valor A igual a 0—.

Así, la amplitud promedio del nicho puede calcularse para la distribución de las especies en todo el territorio o considerando sectores. En este estudio la sectorización corresponde a agrupaciones de parcelas ordenadas según rangos crecientes de los factores físicos que se han demostrado determinantes en la distribución de las especies. De igual manera se calcula la amplitud del nicho de cada especie considerada por separado.

Como se ha dicho, algunos de los parámetros de entropía — $H(E/P)$ y $H(P/E)$ — informan del tipo de organización espacial de la comunidad. Considerados como una medida de la heterogeneidad ambiental —desigualdad en la distribución espacial de las especies— su cálculo sobre sectorizaciones de diferente tamaño, permite detectar el 'grano' de variación en las condiciones del ambiente que las especies son capaces de detectar en su distribución. La comparación de los valores de estos parámetros calculados en momentos o sitios diferentes, informa del grado de organización relativa.

En este trabajo se comparan los valores de entropía calculados a partir de los valores de abundancia de las especies encontrados en el primer y segundo muestreo. Las diferencias no pueden ser consideradas más que como variaciones en el tipo de organización sin que pueda asegurarse que corresponden a estructuras ecológicas diferentes. Al tratar de comparar dos situaciones de una misma comunidad secuenciales en el tiempo, en la misma localización espacial, los parámetros de entropía comparados tienen un margen de variación pequeño, y por tanto, de error al valorar las diferencias.

V.2.2. Ecuaciones de regresión

Se ha expresado la abundancia de las especies en función de un número determinado de factores topográficos —nicho espacial—. Se ensayaron ajustes a modelos polinómicos mediante regresión. La función que estima la abundancia de cada especie, es la que mejor resume la dispersión de la nube de puntos (abundancia) en el espacio definido por los ejes que representan esos factores.

Para los cálculos de las funciones de regresión, los datos de cobertura de las especies de matorral estudiadas fueron estandarizados y transformados en valores de abundancia relativa ⁽³⁾. En estos cálculos se utilizaron cinco variables independientes: orientación, pendiente, altitud, posición noroccidental y cobertura de *Pinus sylvestris*. Esta última, si bien no constituye propiamente un factor físico, se ha considerado como tal debido al carácter microclimático que proporciona a cada punto de muestreo, como la radiación que llega al suelo, los aportes de hojarasca, etc., a los que las especies responden con su distribución. Como variable dependiente, se considera la cobertura de cada especie.

Se hicieron dos tipos de ajustes: a ecuaciones simples, teniendo en cuenta sólo una de las variables independientes, y a ecuaciones múltiples, considerando todas las variables independientes; tanto en uno como en otro caso, se aplicaron modelos polinómicos de primer y segundo grado. Para cada función de regresión ajustada, se calculó el porcentaje de la varianza de la variable dependiente —abundancia de la especie— que es asumida por la función (R^2), así como el valor del estadístico F que da idea de la significación del ajuste (Sokal y Roff, 1979; Snedecor, 1980). Las funciones de regresión múltiple, se estimaron también por pasos sucesivos —stepwise— (Drapper y Smith, 1966); este método supone que la selección de las variables que entran a formar

(3) $\%X_{ij} = (X_{ij} / X_{m\acute{a}x}) \times 100$ donde ' X_{ij} ' es la cobertura de la especie 'i' en la parcela 'j', y ' $X_{m\acute{a}x}$ ' el valor de la cobertura máxima encontrada para la especie 'i'.

parte de la ecuación, se hace progresivamente; en cada paso, se compara la varianza absorbida por cada variable independiente, seleccionándose aquella que proporciona mayor absorción. Se van introduciendo así las variables por orden de importancia, calculándose en cada paso los coeficientes de regresión de cada variable y el análisis de la varianza resultante.

Los análisis de regresión se han calculado sólo para seis especies, seleccionadas de las encontradas en el muestreo. La selección resulta del estudio previo de 1973, en el que estas especies destacaron por su poder indicador de los tipos de vegetación de la zona. Estas especies son: Cistus laurifolius, Cytisus scoparius, Genista florida, Quercus pyrenaica, Juniperus communis ssp. nana y Cytisus oromediterraneus.

V.2.3. Recogida de datos

La recopilación de los datos se realizó en el conjunto de las 108 parcelas (ver capítulo III). Dentro de cada pasillo, o unidad de muestreo de cada parcela, y para cada metro cuadrado del mismo, se anotaba la cobertura lineal de cada especie leñosa. En todas las parcelas se tomaron también medidas de las variables arriba mencionadas que fueron seleccionadas en un trabajo anterior (Díaz Pineda, 1975) en el que se demostró su influencia sobre la distribución de la vegetación en la zona. Con estos datos se ensayó el ajuste a ecuaciones de regresión para las seis especies seleccionadas.

Para el cálculo de los parámetros de la ecuación de entropía se consideraron todas las especies encontradas en los muestreos de 1973 y 1990. Se construyen por tanto dos matrices de 108 parcelas —columnas— por 25 y 28 especies —filas— para el muestreo de 1973 y 1990 respectivamente.

V.2.4. Representación gráfica del nicho espacial

Mediante la representación gráfica de las funciones de regresión, se modeliza el nicho espacial de las especies, buscando obtener una visión simplificada de los factores que condicionan su distribución en el área, y de cómo ha variado ésta con el tiempo. La representación se realiza con las ecuaciones ajustadas con los datos de cada muestreo, en un espacio tridimensional en el que cada dimensión está constituida por una de las variables independientes (factores abióticos medidos en las parcelas). El espacio formado inicialmente por las seis variables se reduce para su representación a

tres, considerando las que fueron seleccionadas en el primer estudio como más influyentes por su prioritario orden de entrada en las ecuaciones de regresión por pasos: pendiente, altitud y posición noroccidental. Al considerar un espacio definido por las mismas variables, las representaciones son comparables entre sí y entre los dos momentos considerados.

La figura obtenida al representar la ecuación, expresa la abundancia de cada especie en función de los factores seleccionados, e informa de la probabilidad de encontrar a la especie en cuestión de acuerdo con los valores de las variables independientes que configuran cada uno de los planos del cubo. Dichas probabilidades son obtenidas a partir de las funciones de regresión calculadas, que son las que explican mejor la distribución de la especie (Díaz Pineda y González-Bernaldez, 1975). Las dos variables independientes no representadas en el dibujo se mantienen en su valor medio encontrado.

V.3. RESULTADOS

V.3.1. Entropía y organización espacial de la comunidad

Los valores de los parámetros de entropía calculados para los dos años de estudio se presentan en la Tabla10. El cambio de valor de los parámetros de entropía desde el primer al segundo muestreo, da una idea preliminar de los cambios producidos en la organización de la comunidad de matorral en el período de tiempo contemplado. El estudio detallado de la variación de los parámetros de amplitud (A) y solapamiento de nicho (S) (Tabla11), muestra que aunque hay una disminución del primero ha aumentado el segundo: hay una tendencia a la ocupación preferente de determinados espacios por las especies pero con un aumento paralelo de la coocurrencia de unas y otras. Este resultado parece indicar la preferencia de un número amplio de especies por localizarse en unas parcelas concretas, una mayor especialización en la distribución espacial de las abundancias de las especies, y una mayor coincidencia de sus abundancias respecto a 1973 en esos sitios por los que manifiestan preferencia. Los resultados indican mayor predecibilidad de la distribución espacial de la vegetación: en el tiempo transcurrido, ha disminuido la incertidumbre de conocer la localización ambiental de una especie concreta pero ha aumentado la incertidumbre de conocer qué especie predomina en una localización concreta.

Dentro de las potencialidades de organización que ofrece el medio, la amplitud promedio del nicho se aleja con el tiempo de una situación de desorden —mínima especialización espacial— hacia

otra más ordenada. Puede expresarse gráficamente este cambio como el paso de una situación como la representada en la Figura 7.a) a otra similar a la Figura 7.b). La dinámica de la comunidad parece indicar una tendencia a una organización de mayor orden (Pineda *et al.*, 1988) —menor incertidumbre sobre la localización espacial de las especies— aunque la segregación de las especies coincide con su localización en parcelas mas pobladas.

Tabla 11. Organización espacial de los ecosistemas medida a través de los parámetros de la entropía, calculados sobre los datos de los muestreos de 1973 y 1990. En negrita se destacan los valores mayores de cada parámetro respecto a los dos años.

	1973	1990
H(E.P)	8,072	8,100
H(E/P)	3,542	3,713
H(P/E)	6,628	6,527
A	0,975	0,912
S	0,311	0,327
Nº especies	25	28

La sucesión lleva a un incremento tanto del número de especies especialistas como de la entropía total (Margalef, 1974; Pianka, 1975; Parrish y Bazzaz, 1979; Peco *et al.*, 1983; Begon *et al.*, 1987; Pineda *et al.*, 1988). En el periodo de tiempo estudiado, aumentan estos valores pero el cambio en la organización de la comunidad no se encamina hacia la máxima posible —mínima amplitud y solapamiento de nichos— como corresponde a la dinámica natural (Figura 7.c). Los resultados indican que las especies, probablemente debido a las alteraciones que suponen las actividades de explotación, tienden a refugiarse en algunos sectores del territorio. El alto solapamiento del nicho indicaría que no son las peculiares condiciones ambientales de estos sectores las que determinan esta organización —algo que esto supondría que todas las especies tienen los mismos requerimientos ambientales— sino causas extrínsecas derivadas del manejo a que se ha sometido en este tiempo la zona de estudio.

La disminución de los valores de amplitud promedio del nicho, adquiere implicaciones interesantes en la gestión. Bien por explotación o por abandono, se ha favorecido sin duda la distribución actual de las especies y ha promovido una mayor predecibilidad de su situación

ambiental. Esto puede aprovecharse para optimizar la gestión del territorio, especialmente para predecir estados futuros del sistema.

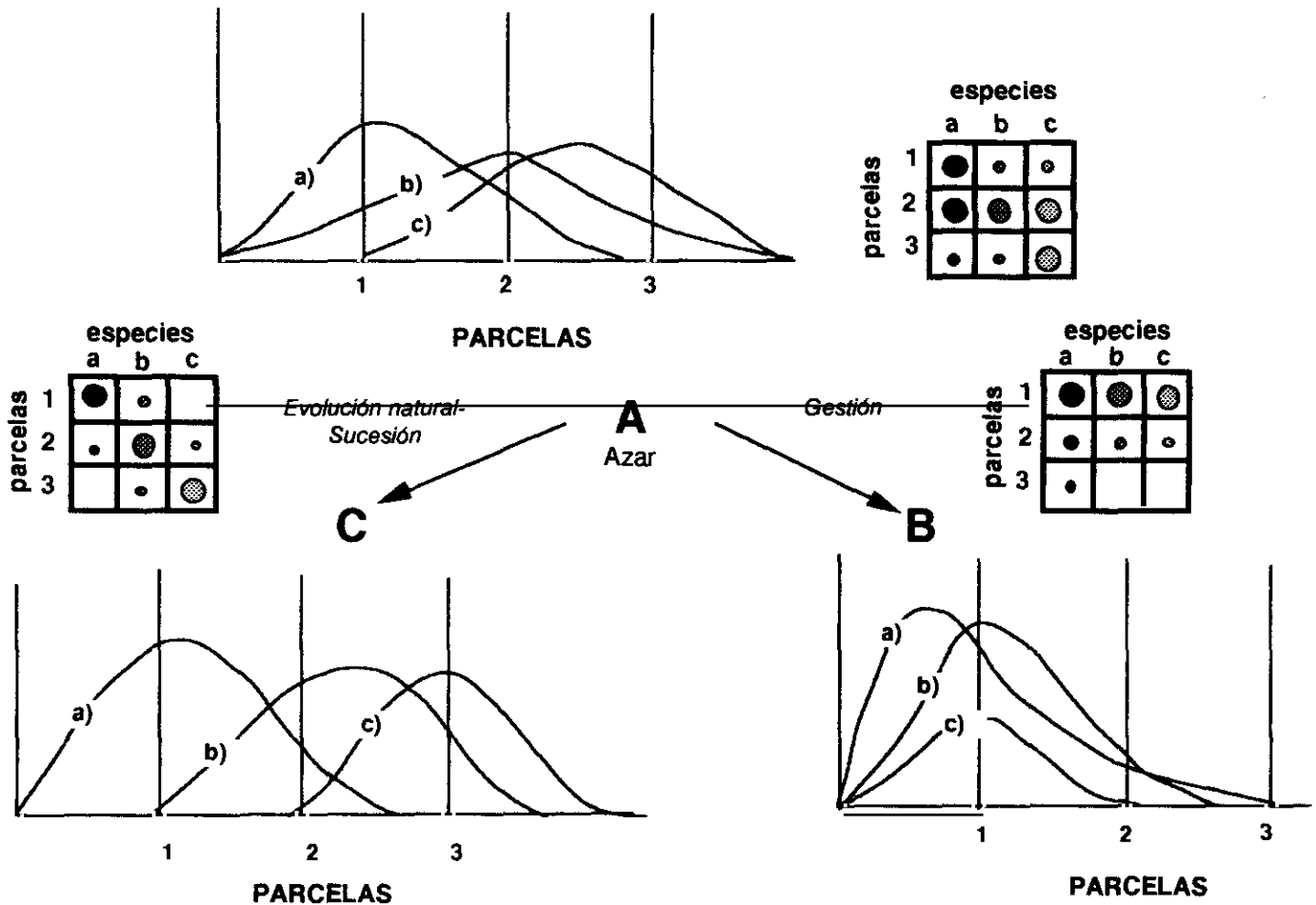


Figura 7. Esquema que modeliza la evolución de la estructura espacial de la comunidad en el periodo de tiempo analizado respecto a la que cabría esperar de una evolución natural. Partiendo de una situación, en la que las especies tienen una distribución contingente en el espacio, tanto la gestión silvopastoral como la dinámica sucesional consucen a un aumento del orden, aunque la estructura resultante es distinta: la ocupación mayoritaria de cada hábitat por una especie diferente a que conduce la sucesión y el reparto equitativo de todas en una misma localización ambiental detectada en situaciones de explotación.

Puede interesar detectar los factores ambientales que han influido preferentemente en la tendencia de cambio observada y la inducida por la gestión silvopastoral. Para ello, se han realizado dos tipos de análisis, que aportan una información más detallada:

— el cálculo de la amplitud promedio del nicho de las especies, considerando distintas sectorizaciones o agrupaciones secuenciales de parcelas; éstas se ordenan según los diferentes factores físicos considerados en este estudio como más influyentes en la distribución de las especies —altitud, pendiente y posición noroccidental—. Las matrices analizadas tienen en cada caso diferente número de columnas —sectores—. Sobre ellas se ha calculado el valor de A; de todas las sectorizaciones contempladas, aquella que muestre el valor más bajo de A, corresponderá a la de máxima segregación espacial de las especies (Pineda *et al.*, 1981b) y por tanto, el factor respecto del cual han sido segregadas más claramente. Este factor puede considerarse pues el principal determinante de la distribución. La comparación de los valores entre un año y otro (1973-1990) puede dar idea de la respuesta diferencial de las especies con el tiempo a los mismos rangos de variación de estos factores. Se busca de este modo la sectorización del territorio más heterogénea en cuanto a la distribución de las especies —localización selectiva en los sectores— y el número mínimo de sectores que las especies son capaces de detectar en su distribución.

— el cálculo de A para cada especie aislada, considerando el total de parcelas muestreadas en cada año de observación. Se relaciona la variación de este valor con la incidencia de la gestión silvopastoral sobre la abundancia de las especies.

Respecto del primer análisis, el territorio puede ser sectorizado según un número grande de agrupaciones de parcelas, dependiendo del rango de variación de los factores considerados. Se ha ensayado un método que permite restringir todas las posibilidades. En el caso contemplado podrían obtenerse, por combinaciones diferentes de las 108 parcelas, 5.778 diferentes particiones en dos grupos de 54 parcelas, 204.000 en tres grupos y 5.359.095 en cinco grupos. Dado que el número de grupos puede aumentar hasta que cada uno contenga sólo una parcela, el análisis de todas las posibilidades sería muy laborioso. El método empleado se ha basado en un análisis de clasificación de las parcelas con restricciones de contigüedad respecto al valor del factor ambiental considerado en cada caso. El cálculo de la amplitud promedio del nicho de las especies, se ha considerado como unidades de distribución de las especie, los sectores obtenidos al dividir el árbol de clasificación resultante del análisis a niveles de similitud crecientes — n° mayor de sectores con menor número de parcelas— ($H(S/E) / \lg 2n^{\circ}$ sectores de cada agrupación). En nuestro caso, las parcelas originales se han agrupado desde en 2 hasta en 21 grupos —sectores— correlativamente. Los valores de A,

calculados para cada sector o agrupación de parcelas, se representan frente al número de clases en la Figura 8.

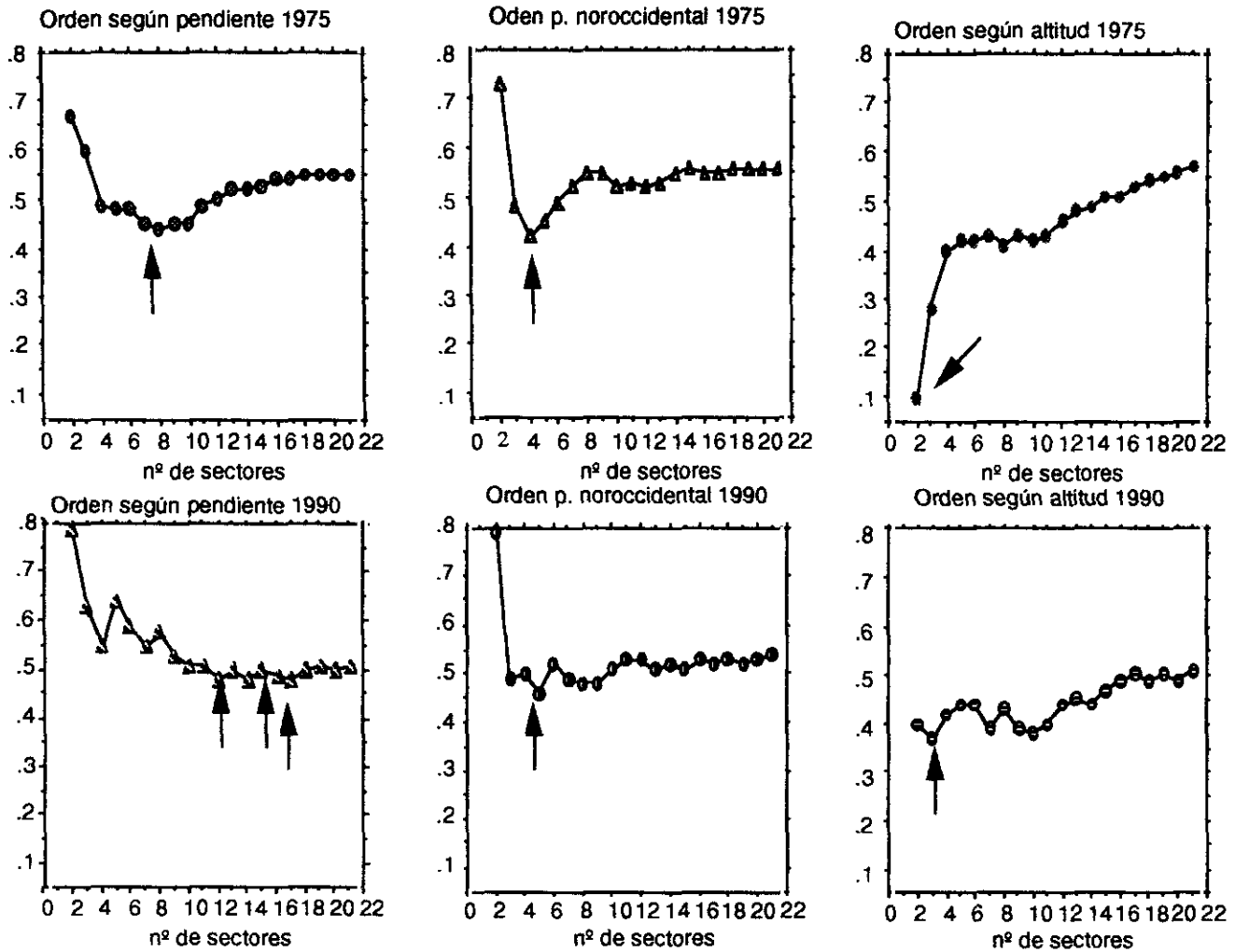


Figura 8. Valor de la amplitud promedio del nicho de las especies calculados para diferentes sectorizaciones o agrupaciones de parcelas ordenadas según los factores ambientales —pendiente, altitud posición noroccidental— para los datos del muestreo de 1975 y 1990.

Para los dos años analizados, la máxima segregación espacial —valores más bajos de A— se obtiene cuando se consideran las parcelas agrupadas según la variable altitud (ver valores indicados en la Tabla 12). Esta variable y la posición noroccidental definen sectores grandes —los valores mínimos de A corresponden a agrupaciones muy numerosas de parcelas—, configurando una distribución espacial a pequeña escala o de 'grano grueso'. La pendiente por el contrario, define

sectores menos extensos, dando lugar a una estructura espacial de 'grano medio' en 1973 y de 'grano fino' en 1990. Esto indica una diferente respuesta de las especies a factores con distribución en forma de gradiente, de otros que tienen una distribución a modo de teselas de pequeño tamaño. En el primer caso, parecen determinarse grandes unidades, dentro de las cuales las variaciones del factor en cuestión son pequeñas. En el segundo se tienen valores muy diferentes para puntos que pueden estar muy cercanos en el espacio.

Tabla 12. Amplitud promedio del nicho de las especies calculadas sobre diversas sectorizaciones del territorio buscando aquéllas en las que las especies se muestran más segregadas: valor mínimo de A. Se calcula el valor de A para agrupaciones de diferente tamaño de las parcelas ordenadas según cada uno de los factores físicos considerados. En negrita se destacan los valores mínimos encontrados para cada agrupación concreta.

	parcelas ordenadas según el valor de la pendiente		parcelas ordenadas según la altitud		parcelas ordenadas según la posición noroccidental	
	1973	1990	1973	1990	1973	1990
2 grupos	0,65	0,79	0,10	0,40	0,73	0,79
3 grupos	0,60	0,63	0,28	0,37	0,48	0,49
4 grupos	0,49	0,55	0,40	0,42	0,42	0,50
5 grupos	0,48	0,64	0,42	0,44	0,45	0,46
6 grupos	0,48	0,59	0,42	0,44	0,49	0,52
7 grupos	0,45	0,55	0,43	0,39	0,52	0,49
8 grupos	0,44	0,58	0,41	0,43	0,55	0,48
9 grupos	0,45	0,53	0,43	0,39	0,55	0,48
10 grupos	0,45	0,51	0,42	0,38	0,52	0,51
11 grupos	0,49	0,51	0,43	0,40	0,53	0,53
12 grupos	0,50	0,48	0,46	0,44	0,52	0,53
13 grupos	0,52	0,50	0,48	0,45	0,53	0,51
14 grupos	0,52	0,48	0,49	0,44	0,55	0,52
15 grupos	0,53	0,50	0,51	0,47	0,56	0,51
16 grupos	0,54	0,49	0,51	0,49	0,55	0,53
17 grupos	0,54	0,48	0,53	0,50	0,55	0,52
18 grupos	0,55	0,50	0,54	0,49	0,56	0,53
19 grupos	0,55	0,51	0,55	0,50	0,56	0,52
20 grupos	0,55	0,50	0,56	0,49	0,56	0,53
21 grupos	0,55	0,51	0,57	0,51	0,56	0,54

En las agrupaciones de parcelas de acuerdo con los tres factores considerados, ha disminuido algo el tamaño de los sectores que muestran la mayor segregación espacial de las especies entre 1973 y 1990 — los valores mínimos de A calculados en 1973 son menores que los calculados para 1990—. El territorio ha pasado pues de tener una estructura de grano grueso a otra de grano fino respecto a la acción de estos

tres factores. Así, aunque la distribución de las especies responda en la actualidad a una heterogeneidad más fina respecto a los factores aquí considerados, la segregación espacial de las especies es, no obstante, menor que en 1973.

El resultado indica que, por ejemplo en el caso de la altitud después de los últimos 15 años de gestión del territorio, la distribución de las especies en su conjunto sigue respondiendo preferentemente a factores relacionados con el gradiente altitudinal existente. No obstante la comparación de los valores mínimos de A obtenidos en los dos años, indican un cierto reajuste en la distribución altitudinal de las especies con el tiempo. Así, mientras que el valor mínimo de A en 1973 (0,10) se alcanza dividiendo el gradiente altitudinal en dos partes (de 1300 a 1650 m de altitud y de 1650 a 2250 m) en 1990 el valor mínimo (0,37) corresponde a una subdivisión del gradiente en tres partes (de 1300 a 1430 m, de 1430 a 1495 m y de 1495 a 2250 m). La mayor segregación espacial de las especies tiende, por tanto, a ajustarse a un patrón altitudinal, de grano algo más fino, según el cual, las especies ocuparían con mayor preferencia lugares de altitud más restringida que en el pasado. El cambio ha sido hacia una situación de mayor sectorización altitudinal en donde es posible reconocer tres tipos de comunidades altitudinales. En el tiempo anterior eran sólo dos, pero destacaban con mayor definición. Esta tendencia se observa también con las variables pendiente y posición noroccidental. El aumento de detalle en la segregación espacial podría responder tanto a la dinámica sucesional como a un tipo de gestión cada vez más especializada, que tendería a ajustar mejor las actividades de explotación a las diferentes potencialidades que ofrece el territorio bajo la acción de estos factores.

El cambio de los valores de A para cada especie considerada por separado en el total de parcelas muestreadas (108) para cada año de observación (Tabla 13) se relaciona con el efecto que la gestión silvopastoral tiene sobre su abundancia. Se considera que una especie es favorecida por la gestión silvopastoral cuando muestra un aumento significativo de su cobertura media en las parcelas con explotación respecto a las no intervenidas; por el contrario, es desfavorecida cuando en las parcelas donde se ha dado alguna actividad explotadora. La disminución de su abundancia es significativa respecto a las parcelas sin actividad. El resultado da idea del cambio espacial observado en el tiempo —generalización o especialización— en relación con la respuesta de cada especie a la gestión del territorio: la influencia de la gestión silvopastoral sobre la distribución de las especies.

La disminución de la amplitud del nicho de las especies no parece estar relacionada con cambios en su abundancia sino en su distribución. Así, de las 25 especies analizadas, 14 muestran una disminución de la amplitud de su nicho; de éstas, la mayoría —9— son indiferentes respecto de la gestión silvopastoral: no hay diferencia significativa de su abundancia en las parcelas con y sin

explotación. Las especies que tienen un incremento en su amplitud son tanto indiferentes como favorecidas por la explotación.

Tabla 13. Relación entre la diferencia en el valor de amplitud del nicho de las especies entre el primer y el segundo muestreo con el cambio en abundancia de las especies y la influencia de la gestión. Se muestra el valor de la amplitud calculado para cada año y el signo de la diferencia entre ambos valores: con el signo '+' se indican aquellas especies que han aumentado significativamente su cobertura; el signo '-' señala las especies con disminución significativa; '=' señala aquellas que no han tenido diferencias significativas en su cobertura en estas parcelas explotadas. En la última columna se utiliza esta misma nomenclatura para señalar si las especies tienen diferencia de abundancia significativa entre las parcelas con explotación y sin ella (nivel de significación, 90%).

	Amplitud de nicho		Influencia gestión	
	1973	1990	signo de la diferencia	Diferencia de cobertura
<i>Adenocarpus hispanicus</i>	0,1116	0,2576	+	=
<i>Artemisia glutinosa</i>	0,3982	0,3201	-	=
<i>Cistus ladaniifer</i>	0,0944	0,2722	+	=
<i>Cistus laurifolius</i>	0,7672	0,7688	+	-
<i>Crataegus monogyna</i>	0,2343	0,3782	+	+
<i>Cytisus oromediterraneus</i>	0,6925	0,6605	-	=
<i>Cytisus scoparius</i>	0,7704	0,7306	-	-
<i>Daphne gnidium</i>	0,1467	0,0903	-	=
<i>Erica arborea</i>	0,4136	0,4199	+	=
<i>Genista cinerea</i>	0,3376	0,3754	+	-
<i>Genista florida</i>	0,6793	0,5843	-	=
<i>Helianthemum apenninum</i>	0,3510	0,4673	+	=
<i>Helicrysum stoechas</i>	0,3588	0,3015	-	-
<i>J. communis ssp. nana</i>	0,6902	0,6888	-	=
<i>Juniperus oxycedrus</i>	0,2419	0,0914	-	=
<i>L. stoechas ssp. pedunculata</i>	0,6832	0,6809	-	-
<i>Ononis spinosa</i>	0,2436	0,0000	-	=
<i>Prunus spinosa</i>	0,2526	0,4517	+	+
<i>Quercus pyrenaica</i>	0,5560	0,4980	-	-
<i>Quercus rotundifolia</i>	0,1396	0,0606	-	=
<i>Rosa spp.</i>	0,6809	0,7162	+	+
<i>Rubus spp.</i>	0,5823	0,6440	+	+
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	0,6966	0,6518	-	+
<i>Thymus mastichina</i>	0,6047	0,5675	-	=
<i>Thymus zygis</i>	0,5149	0,5831	+	=

Todas las especies que muestran un incremento de su cobertura media en las parcelas intervenidas frente a las que no tienen explotación, coinciden con las que aumentan la amplitud de su nicho. Estas son todas de naturaleza espinosa: Crataegus monogyna, Prunus spinosa, Rubus spp y Rosa spp. En este caso, las actividades de explotación además de favorecer la abundancia de estas especies en el territorio, favorece también su reparto espacial más extenso.

V.3.2. Características y cambios temporales del nicho espacial

En este apartado se estudia la incidencia que algunos factores biológicos y abióticos tienen sobre la distribución de las especies en el territorio, a través de su modelización con ecuaciones ajustadas mediante análisis de regresión. La comparación entre las ecuaciones ajustadas con los datos de este estudio y las del trabajo previo realizado en 1973, así como de sus representaciones gráficas, permite detectar las diferencias en la respuesta de las especies a estos factores.

3.2.a. Relación con cada factor

Se ha estudiado la eficacia de los factores considerados en el estudio para caracterizar el territorio, su relación con la distribución de las especies y de éstas entre sí. Mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Pearson sobre los valores de los factores del medio entre sí, se analiza si son redundantes en la información que asumen del territorio; la correlación de los factores con la abundancia de las especies, muestra cuáles son determinantes de su distribución; por último, el cálculo de esta correlación entre las abundancias de las especies permite reconocer qué especies presentan una distribución similar en ambos años.

Las cinco variables consideradas en este estudio —orientación, pendiente, altitud, oceaneidad-mediterraneidad y cobertura de Pinus sylvestris— resultan ser independientes o de baja correlación en cuanto a la información que aportan sobre el territorio (Tabla 14, a). Los coeficientes de correlación entre las variables físicas y la cobertura de las seis especies seleccionadas (Tabla 14, b) son en algunos casos, relativamente elevados. Tienen por ejemplo, coeficientes negativos con la altitud Cistus laurifolius y Cytisus scoparius (-0,56 y -0,51 respectivamente) y positivos Cytisus

oromediterraneus (0,70). Juniperus communis ssp. nana presenta un coeficiente de valor intermedio, pero también positivo, con la altitud (0,38).

Tabla 14. Eficacia de los factores abióticos medidos en las parcelas para caracterizar el territorio y describir la distribución de las especies. Se muestra el valor de los coeficientes de correlación entre las variables físicas consideradas a) y entre estas variables y la abundancia de las especies b). En este segundo caso los coeficientes corresponden a los calculados con los datos del muestreo de 1990. En negrita se resaltan los mayores valores del coeficiente de correlación. (1)

a)	Orientación	Pendiente	Altitud	Posición noroccidental	Cobertura de <u>Pinus sylvestris</u>
Orientación	1				
Pendiente	0,37 **	1			
Altitud	0,16 *	0,13	1		
Posición noroccidental	0,08	0,34 **	0,11	1	
Cobertura de <u>P. sylvestris</u>	0,08	0,08	-0,11	0,10	1
b)					
<u>Cistus laurifolius</u>	-0,11 ***	-0,34 **	-0,5 **	-0,53 ***	-0,13 **
<u>Cytisus scoparius</u>	-0,21 **	-0,01 *	-0,51 **	0,10 *	-0,12
<u>Genista florida</u>	0,08 *	0,001 ***	-0,19	0,21 ***	0,16 ***
<u>Quercus pyrenaica</u>	0,20 **	0,03 **	-0,17	0,11	0,31 ***
<u>Juniperus communis</u> <u>ssp. nana</u>	0,51	0,10	0,38 *	0,00	0,06
<u>Cytisus</u> <u>oromediterraneus</u>	0,27 ***	0,26	0,70 ***	0,10 *	-0,21

(1) La significación indicada mediante asteriscos corresponde a $p < 0,001$ ***, $p < 0,01$ ** y $p < 0,1$ *

Juniperus communis ssp. nana —coeficiente de correlación alto con la orientación 0,51— tiene una distribución preferente en las laderas de orientación Este, dada la forma en que se ha medido esta variable. Cistus laurifolius se distribuye preferentemente dentro de las zonas bajas, hacia localizaciones orientales —coeficiente de correlación de -0,53 con la posición noroccidental— .

Así, dentro de los dos grandes hábitats que pueden distinguirse en el territorio—zonas de mayor y menor altitud—, Juniperus communis ssp. nana ocupa preferentemente en altitudes grandes laderas de orientación Este; en las zonas más bajas, Cytisus scoparius se localiza en regiones menos xerofíticas —occidentales— y Cistus laurifolius en las más secas y cálidas —orientales—.

Los coeficientes de correlación entre las abundancias de las especies de cada muestreo (Tabla 15) mantienen los mismos signos en uno y otro año, aunque el valor absoluto de cada coeficiente es comparativamente menor para 1990 respecto a 1973. Esta disminución responde a una menor asociación de la distribución de las especies aun cuando mantengan sus afinidades o una disminución de la abundancia de algunas especies. La amplitud y el solapamiento del nicho de una comunidad durante la sucesión disminuye conduciendo a una potencial menor competencia entre las especies (Abrams, 1980). En este territorio, con el tiempo se ha producido una disminución de la amplitud promedio del nicho pero también un aumento del solapamiento, lo que puede conducir a una situación de mayor competencia entre las especies, que podría manifestarse en una disminución de la abundancia de alguna de ellas. Esta puede ser la razón de que especies que eran igualmente abundantes en 1973 —valores de correlación altos y positivos (Tabla 15) ahora sigan ocupando las mismas situaciones pero con abundancias diferentes (ver capítulo IV) lo que hace disminuir los coeficientes.

Tabla 15. Relación entre la abundancia de las especies. Se muestran los coeficientes de correlación entre las abundancias de las especies medidas en las 108 parcelas de cada muestreo. En negrita se resaltan los valores mayores de estos coeficientes para cada año de muestreo. (*)

	<u>Cistus</u> <u>laurifolius</u>	<u>Cytisus</u> <u>scoparius</u>	<u>Genista</u> <u>florida</u>	<u>Quercus</u> <u>pyrenaica</u>	<u>Juniperus</u> <u>communis</u> <u>ssp. nana</u>	<u>Cytisus</u> <u>oromediterraneus</u>
1973						
<u>Cistus</u> <u>laurifolius</u>	1					
<u>Cytisus</u> <u>scoparius</u>	0,14	1				
<u>Genista</u> <u>florida</u>	-0,42 *	0,40 ***	1			
<u>Quercus</u> <u>pyrenaica</u>	-0,23 *	-0,09	0,29 *	1		
<u>Juniperus</u> <u>communis</u> <u>ssp. nana</u>	-0,20 *	-0,44 ***	-0,26	-0,23 *	1	
<u>Cytisus</u> <u>oromediterraneus</u>	-0,45 ***	-0,43 ***	-0,12	-0,21	0,56 ***	1
1990						
<u>Cistus</u> <u>laurifolius</u>	1					
<u>Cytisus</u> <u>scoparius</u>	0,28 *	1				
<u>Genista</u> <u>florida</u>	-0,08	0,24 *	1			
<u>Quercus</u> <u>pyrenaica</u>	-0,11	-0,11	0,01	1		
<u>Juniperus</u> <u>communis</u> <u>ssp. nana</u>	-0,22	-0,38 ***	-0,13	-0,12 *	1	
<u>Cytisus</u> <u>oromediterraneus</u>	-0,33 *	-0,36 ***	-0,19	-0,19 *	0,23 *	1

(*) La significación indicada mediante asteriscos corresponde a $p < 0,001$ ***, $p < 0,01$ ** y $p < 0,1$ *

En el segundo muestreo, las especies que mantienen coeficientes de correlación más altos y negativos, son las de situaciones de mayor altitud —Juniperus communis ssp. nana y Cytisus oromediterraneus— con las de zonas más bajas —Cistus laurifolius y Cytisus scoparius—, mostrando este resultado que en la actualidad sigue existiendo una segregación altitudinal de las especies: las especies de zonas altas están correlacionadas positivamente entre sí y negativamente con todas las demás, ocupando hábitats muy similares entre ellas y muy diferentes a los del resto de las especies. Algo parecido ocurre con la zona baja: las especies tienen correlación positiva entre ellas, pero no son tan excluyentes como las especies de las zonas altas. Así, aunque Cistus laurifolius no coincide con Genista florida ($r=-0,11$), Cytisus scoparius sí lo hace ($r=0,24$). Por su parte, Quercus pyrenaica sólo tiene correlación positiva, aunque muy baja (0,01), con Genista florida, habiendo perdido afinidad con otras especies como Cistus laurifolius y Juniperus communis ssp. nana, restringiendo su localización altitudinal a la zona intermedia del territorio.

A la vista de estos resultados puede decirse que existen en el área tres ambientes definidos: zonas bajas de jaral-retamar, el piornal-enebral de altura y los lugares intermedios entre ambos ocupados por Genista florida y Quercus pyrenaica.

3.2.b. Relaciones múltiples con los factores

Con el ajuste a ecuaciones de regresión se pretende expresar el nicho espacial de las especies mediante una función matemática. Esta función puede expresar la probabilidad de encontrar una especie dependiendo de los valores que tienen los factores considerados.

En primer lugar, se ensayó el ajuste de la abundancia de cada especie a cada una de las seis variables consideradas aisladamente —ecuaciones lineales simples—. Los bajos valores de R^2 (Tabla 16), indican que la dependencia lineal entre la abundancia de las especies y los factores medidos en las parcelas consideradas aisladamente es pequeña. El ajuste a ecuaciones de regresión múltiple —teniendo en cuenta todas las variables independientes— tanto de primer como de segundo grado (Tablas 17), mejora este resultado: para la mayor parte de las especies, el valor de R^2 es mayor cuando en las ecuaciones se tienen en cuenta todas las variables.

Tabla 16. Factores ambientales (X_i) que mejor explican las abundancias de las especies (Y). Se indican las variables que muestran en ecuaciones de regresión simple ajustes mayores(*). En todos los casos las ecuaciones son significativas para $p < 0,001$.

	Año	Variable X_i	R^2	Función
Cistus laurifolius	1973	posición noroccidental X_4	0,23	$Y = 3,2 - 0,05 X_4$
	1990	altitud X_3	0,31	$Y = 67,18 - 10,75 X_3$
Cytisus scoparius	1973	altitud X_3	0,09	$Y = 2,34 - 0,27 X_3$
	1990	altitud X_3	0,26	$Y = 57,31 - 8,63 X_3$
Genista florida	1973	pendiente X_2	0,17	$Y = -0,14 + 0,04 X_2$
	1990	posición noroccidental X_4	0,04	$Y = 5,33 + 0,35 X_4$
Quercus pyrenaica	1973	cobert. pino X_5	0,24	$Y = 0,17 + 9,0E^{-4} X_5$
	1990	cobert. pino X_5	0,09	$Y = 4,39 + 0,05 X_5$
Juniperus communis spp. nana	1973	altitud X_3	0,05	$Y = 0,47 + 0,19 X_3$
	1990	altitud X_3	0,15	$Y = 7,53 + 6,2 X_3$
Cytisus oromediterraneus	1973	orientación X_1	0,13	$Y = 1,08 + 0,01 X_1$
	1990	altitud X_3	0,49	$Y = -8,98 + 11,68 X_3$

(*) Las ecuaciones de las variables que no aparecen en esta tabla, se recogen en el Anexo 1.

Tabla 17. Relación de la abundancia de las especies con los factores físicos. Se muestran los valores de R^2 de las ecuaciones de regresión múltiple, de primer y segundo grado, calculadas con los datos de abundancia de las especies y las cinco variables consideradas como independientes(*). Todas las ecuaciones son significativas para $p < 0,001$.

	Año	R^2 ecuación de primer grado	R^2 ecuación de segundo grado
Cistus laurifolius	1973	0,49	0,72
	1990	0,57	0,65
Cytisus scoparius	1973	0,35	0,35
	1990	0,53	0,46
Genista florida	1973	0,22	0,22
	1990	0,12	0,23
Quercus pyrenaica	1973	0,37	0,37
	1990	0,17	0,32
Juniperus communis ssp. nana	1973	0,18	0,38
	1990	0,17	0,38
Cytisus oromediterraneus	1973	0,57	0,57
	1990	0,56	0,54

(*) Las ecuaciones se recogen en el Anexo 1.

Los ajustes lineales realizados a ecuaciones múltiples con los datos del segundo muestreo, muestran que para funciones del mismo tipo, la absorción de la variabilidad de los datos (R^2) es en algunos casos menor que en 1973. Cuando se trata de ecuaciones de segundo grado, los valores de R^2 calculados sobre los datos de 1990 son más parecidos a los de 1973. La disminución del de este valor de R^2 podría interpretarse como una 'relajación' de la dependencia que tienen las especies de los factores ambientales considerados, debido a que la distribución de las abundancias de las especies en la actualidad depende de factores no considerados en estas ecuaciones, como podrían ser los relacionados con el manejo. También podría ser esto consecuencia de la menor eficacia de estas ecuaciones para modelizar la realidad actual. Las perturbaciones del medio causadas por la gestión no se realizan por igual en todo el territorio, sino que crean un 'mosaico' formado por teselas que corresponden a situaciones ambientales diferentes, difícilmente representadas por una función polinómica como la ensayada.

Para determinar qué factores tienen mayor influencia sobre la distribución de las especies, se consideraron las variables que entran a formar parte de las ecuaciones de regresión múltiple en los tres primeros pasos (Tabla 18). En la mayoría de los casos, las tres primeras variables son altitud, posición noroccidental y cobertura de *Pinus sylvestris*. En este método progresivo de incorporación de variables, hay ecuaciones que alcanzan valores altos de R^2 (>50%) en los tres primeros pasos —las de *Cistus laurifolius*, *Cytisus scoparius* y *Cytisus oromediterraneus*—; otras, en cambio —las ecuaciones ajustadas con los datos de *Genista florida*, *Quercus pyrenaica* y *Juniperus communis ssp. nana*— no alcanzan estos valores aún cuando todas las variables son incluidas. Podemos decir en estos casos, que las variables seleccionadas para la definición del nicho de estas tres especies no lo representan en la actualidad adecuadamente.

Comparando el orden de entrada de las variables en las ecuaciones del primer y segundo muestreo (Tabla 18), se comprueba que la altitud s.n.m. sigue siendo la variable que mejor explica la distribución de las especies, y que la cobertura de *Pinus sylvestris* ha ganado en protagonismo, pasando a entrar en los tres primeros pasos de tres ecuaciones más que en el primer muestreo; se trata de un factor que ha ganado importancia sobre la distribución de las especies estudiadas. Es ésta la única variable, de las cinco consideradas para el ajuste de regresión, que ha aumentado significativamente su valor medio en el territorio —las otras cuatro son físicas—: la cobertura media de *Pinus sylvestris* en 1973 era de 524 m y 674 m en 1990; la diferencia, 149,8 m, es significativa para $p < 0,02$. Tanto la cobertura como la influencia de *Pinus sylvestris* sobre la distribución de las especies en la zona ha aumentado entre el primer y segundo estudio.

Tabla 18. Relación de las variables físicas con la abundancia de las especies. Se muestra el orden de entrada de las variables independientes en los tres primeros pasos de las ecuaciones de regresión múltiples calculadas sobre los datos del muestreo de 1973 y 1990, entre la abundancia de las especies y los cinco factores considerados en el estudio. Se indica la variable que se introduce y el coeficiente de correlación múltiple para los tres primeros pasos (6).

	Año	Paso 1		Paso 2		Paso 3	
		Variable X_j	R^2	Variable X_j	R^2	Variable X_j	R^2
<i>Cistus laurifolius</i>	1973	posición noroccidental	0,37	pendiente	0,41	altitud	0,49
	1990	altitud	0,31	posición noroccidental	0,53	cobertura de pino	0,55
<i>Cytisus scoparius</i>	1973	altitud	0,17	posición noroccidental	0,28	orientación	0,32
	1990	altitud	0,26	cobertura de pino	0,30	posición noroccidental	0,33
<i>Genista florida</i>	1973	pendiente	0,12	posición noroccidental	0,15	altitud	0,20
	1990	posición noroccidental	0,04	altitud	0,09	cobertura de pino	0,10
<i>Quercus pyrenaica</i>	1973	cobertura de pino	0,25	orientación	0,32	altitud	0,36
	1990	cobertura de pino	0,09	orientación	0,13	altitud	0,16
<i>Juniperus communis</i> spp. nana	1973	posición noroccidental	0,26	altitud	0,35	orientación	0,37
	1990	altitud	0,15	cobertura de pino	0,16	posición noroccidental	0,16
<i>Cytisus oromediterraneus</i>	1973	altitud	0,50	posición noroccidental	0,53	cobertura de pino	0,54
	1990	altitud	0,49	pendiente	0,52	cobertura de pino	0,55

(6) Las ecuaciones de cada paso se recogen en el Anexo 1.

Comparando el orden de entrada de las variables en las ecuaciones del primer y segundo muestreo (Tabla 18), se comprueba que la altitud s.n.m. sigue siendo la variable que mejor explica la distribución de las especies, y que la cobertura de *Pinus sylvestris* ha ganado en protagonismo, pasando a entrar en los tres primeros pasos de tres ecuaciones más que en el primer muestreo; se trata de un factor que ha ganado importancia sobre la distribución de las especies estudiadas. Es ésta la única variable, de las cinco consideradas para el ajuste de regresión, que ha aumentado significativamente su valor medio en el territorio —las otras cuatro son físicas—: la cobertura media de

Pinus sylvestris en 1973 era de 524 m y 674 m en 1990; la diferencia, 149,8 m, es significativa para $p < 0,02$. Tanto la cobertura como la influencia de Pinus sylvestris sobre la distribución de las especies en la zona ha aumentado entre el primer y segundo estudio.

Las conclusiones del estudio previo (Díaz-Pineda y González-Bernaldez, 1975), señalan que las ecuaciones lineales aún cuando proporcionan modelos sencillos para describir el hábitat de las especies, presentan un grado de ajuste no lo suficientemente alto a los datos observados. Las ecuaciones de segundo grado son modelos más detallados y de ajuste más satisfactorio. Las de grado mayor, aunque pueden mejorar el ajuste, constituyen formulaciones más complejas y difíciles de interpretar en detalle. En el presente estudio, la comparación se hace pues mediante ecuaciones de segundo grado.

Una visión sintética del nicho espacial de las especies, la ofrece la representación tridimensional de estas ecuaciones. Se lleva a cabo una proyección sobre tres planos del espacio, definido por los factores encontrados en el primer estudio como más determinantes de la distribución de las especies (Fig. 9.1-6). La comparación de las representaciones gráficas de los nichos espaciales de uno y otro año, permite conocer las diferencias de comportamiento ecológico de las especies en el periodo contemplado.

Puede decirse que en algunos casos, la representación gráfica del nicho de las especies es menos efectiva en este segundo estudio que en el primero, ya que los valores de probabilidad recogidos en los diagramas no alcanzan a veces su valor máximo —Cytisus scoparius, Genista florida y Quercus pyrenaica—. Esto puede deberse a una pérdida de la eficacia biológica (Pianka, 1978) de la especie en la situación actual comparada con la de 1973, debida al manejo realizado durante este tiempo (eliminación selectiva) o a la dinámica propia de la comunidad.

Figura 9.1. a.
A= 0,7672

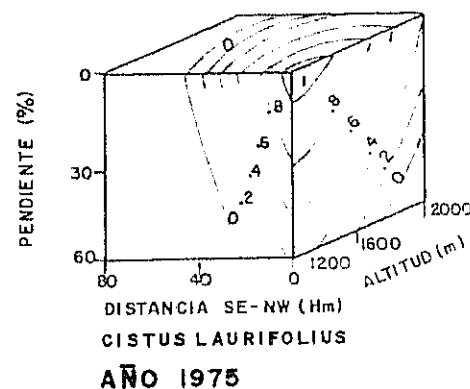


Figura 9.2. a.
A=0.6793

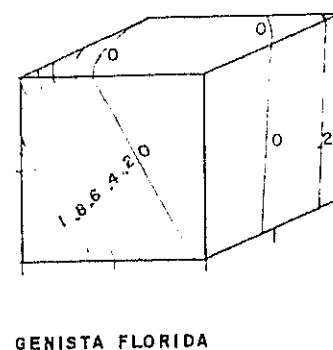


Figura 9.3. a.
A=0,3588

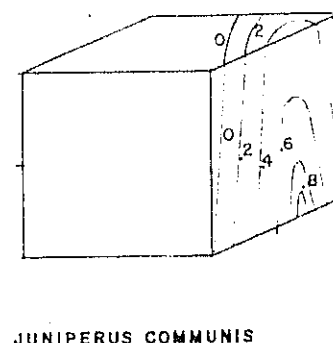


Figura 9.4. a.
A= 0,7704

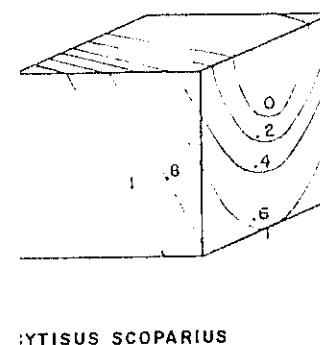


Figura 9.5. a.
A=0.5560

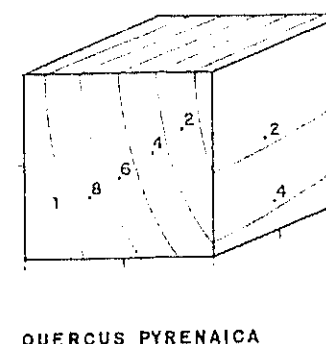


Figura 9.6. a.
A= 0,6925

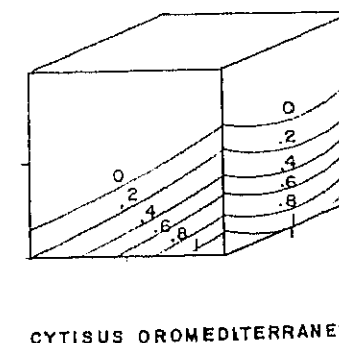


Figura 9.1. b.
A= 0,7688

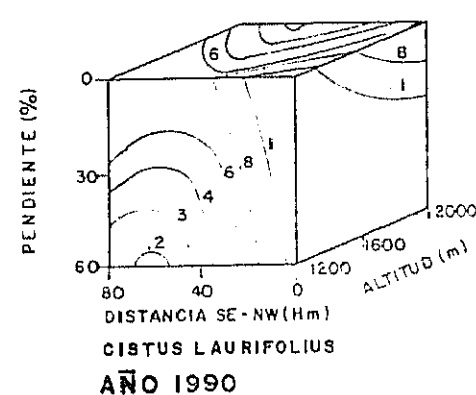


Figura 9.2. b.
A= 0.5843

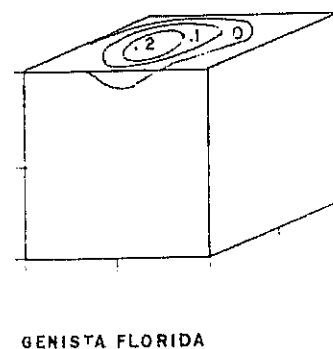


Figura 9.3. b.
A= 0,3015

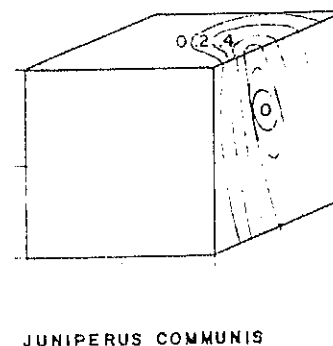


Figura 9.4. b.
A=0.7306

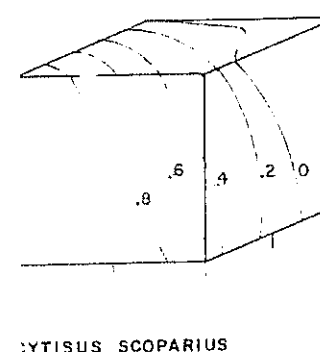


Figura 9.5. b.
A= 0,4980

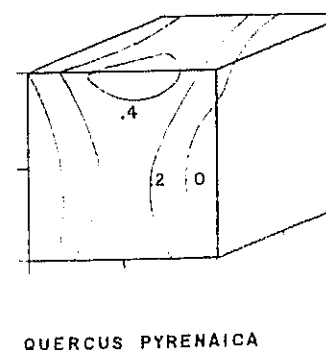
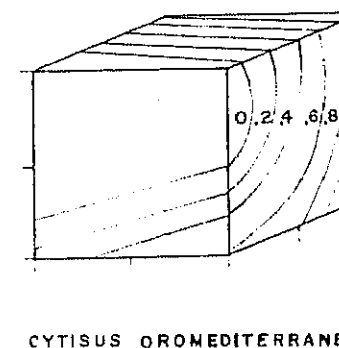


Figura 9.6. b.
A= 0,6605



Figuras 9.1-9.6 a y b. Representación tridimensional del nicho de las seis especies de abundancia recogidas en el muestreo de 1973 (a) y 1990 (b), en función de la pendiente (en %), la altitud (en m s.n.m.) y la posición noroccidental (distancia en Hm a un eje de dirección SE-NW). Los valores de cobertura se obtuvieron a través de la ecuación de la entropía total para cada muestreo.

representativas del matorral de la zona de estudio, realizadas con los datos de pendiente (en %), altitud (en m s.n.m.) y la posición noroccidental (distancia en Hm a un eje de dirección SE-NW). A es la medida de la amplitud de nicho medida a través de la ecuación de la entropía total para cada muestreo.

La representación del nicho de Cistus laurifolius y Juniperus communis ssp. nana es similar en uno y otro estudio. La primera especie —Cistus laurifolius— ha extendido su hábitat dentro de las situaciones de escasa altitud y posición noroccidental, pasando de ocupar pendientes pequeñas (Figura 9.1.a) a además ocupar pendientes mayores (Figura 9.1.b). De las especies estudiadas, ésta es la única que muestra según los parámetros de diversidad —apartado V.3.1—, un aumento en la amplitud de su nicho (Tabla 12) que pudiera corresponder a su extensión hacia pendientes mayores. Juniperus communis ssp. nana muestra en su representación gráfica una reducción de su nicho, concentrándose hacia zonas de valor intermedio de pendiente y altitud. Se trata de una especie fuertemente limitada por la oceaneidad, encontrándose exclusivamente, según el diagrama, en la región más oriental del territorio y abarcando en la actualidad no sólo posiciones con un rango de variación pequeño respecto de la altitud (Fig. 9.3. a , b).

Para Cytisus oromediterraneus se obtiene una representación propia de una especie de grandes altitudes y pendientes (cumbres de la Sierra) (Fig. 9.6.b) . Entre estas dos variables se da una compensación en cuanto a la probabilidad de encontrar esta especie: cuando el valor de la pendiente es pequeño puede encontrarse con cierta probabilidad la planta en altitudes grandes.

Cytisus scoparius presenta un diagrama similar al del primer muestreo, aunque éste no recoge el máximo valor de probabilidad de encontrar la especie. Es una especie de altitudes bajas, localizada hacia el extremo más occidental —húmedo—, aumentando la probabilidad de su presencia con los valores crecientes de pendiente (Fig. 9.4. a, b). Con la altitud presenta una respuesta monotonía en el segundo muestreo frente a la doble respuesta que presentaba en el primero.

Las especies restantes tienen en común la escasa efectividad de la representación de sus nichos espaciales. Genista florida ha sido eliminada de algunas zonas que ocupaba (Figs. 9.2 a, b), especialmente de las de mediana y alta pendiente y de mayor altitud. La disminución de la amplitud del nicho de esta especie es la mayor de las seis estudiadas —de 0,6793 en 1973 a 0,5843 en el segundo muestreo—, por lo que podría tratarse de una especie que está siendo relegada hacia localizaciones más concretas dentro del territorio. Quercus pyrenaica presenta también una reducción de la amplitud de su nicho, especialmente notable también en la altitud (Fig. 9.5. a, b). Su amplitud calculada en el primer muestreo es 0,5560 y 0,4980 en el segundo. Es precisamente en su cota superior donde el melojo es eliminado para la implantación del pinar. Genista florida constituye habitualmente el sotobosque de Quercus pyrenaica por lo que una de las posibles causas de la escasa definición de los nichos de estas dos especies, según los factores aquí considerados, la disminución de la variabilidad de los datos asumida por las ecuaciones de regresión y la disminución

de la amplitud de sus nichos, podría ser la eliminación por labores selvícolas, respondiendo más a la gestión silvopastoral selectiva del territorio que a la acción de los factores ambientales.

V.4. CONCLUSIONES

1) La evolución de las comunidades de matorral en el tiempo abarcado por este estudio ha determinado un aumento de su organización espacial. Esta ha consistido en una disminución de la incertidumbre en la localización espacial de las especies, pero con un aumento paralelo de la incertidumbre sobre la especie a la pertenece un individuo de una localización concreta. Ha aumentado la información sobre un aspecto del ecosistema y ha disminuido en otro.

La organización alcanzada no coincide con la que cabría esperar de la dinámica sucesional de la comunidad (incremento de la información sobre especies y hábitats). Esto hace suponer que es consecuencia de la gestión silvopastoral del territorio.

El incremento de información se refiere a la situación espacial preferente de las comunidades en el territorio (nivel de paisaje) lo que muestra que la componente paisajística ha tenido influencia en la gestión silvopastoral realizada en el territorio.

2) La distribución de las especies responde a variaciones detalladas de la pendiente del terreno y a otras de menor escala de la altitud y posición noroccidental. La variación vectorial de los dos últimos factores, a modo de gradiente, se superpone a una zonalidad de la distribución de las especies dependiendo de la pendiente del terreno. Entre el primer y segundo estudio, la especies presentan una menor segregación en cuanto a la sectorización del territorio en función de estos tres factores considerados —valores menores de la amplitud de nicho— y una disminución del 'grano' al que responden las especies en su distribución —sectores de menor tamaño—.

La disminución del grano en la distribución espacial de las especies, podría indicar una gestión más especializada, ajustada a las capacidades del territorio. Sin embargo, la dinámica detectada habitualmente en ausencia de explotación, es el paso de una estructura de grano fino a otra de grano grueso. La dirección contraria detectada en este estudio informa de una simplificación de la estructura posiblemente debido a la gestión. Algunas especies han tenido un aumento en la amplitud de su nicho —se han generalizado— y han sido favorecidas en su abundancia por la gestión. Rosa spp., Rubus spp., Prunus spinosa y Crataegus monogyna son especies en las que la gestión ha favorecido tanto su abundancia como su reparto más equitativo en el territorio.

En concreto, respecto a la altitud, se ha producido una reorganización de la distribución de las especies. En el primer estudio se diferenciaban dos sectores altitudinales, y en este segundo se definen tres de menor tamaño; sin embargo, la segregación de la vegetación en esta segunda sectorización no es tan clara como en la primera. Las especies han perdido especificidad en su distribución altitudinal. El aumento de la amplitud del nicho de algunas especies puede ser la causa de esta menor especialización, ya que se distribuyen dentro de un rango de valores de altitud mayor. La altitud sigue siendo la variable que mejor explica la separación del hábitat de las comunidades del área. Pueden distinguirse tres sectores altitudinales que son: zonas de menor altitud ocupadas por el jaral-retamar, zona alta con piornal-enebral y zona de altitudes intermedias ocupadas por el melojar.

VI. INCIDENCIA DE LA GESTION EN LAS COMUNIDADES DE MATORRAL

VI.1 INTRODUCCION

Las investigaciones sobre la dinámica de los componentes vivos de los sistemas naturales se apoyan en la existencia de una trama de relaciones entre los elementos y procesos que operan en los ecosistemas. No obstante, el conocimiento de estos procesos a nivel ecosistémico es complejo, siendo necesario analizarlos a mayor detalle —fisiológico, biocenótico o poblacional— (Waring y Schlesinger, 1985).

Se ha estudiado la evolución de comunidades como el pastizal o el brezal posterior a un tipo de perturbaciones concreta (Charley y West 1975; Moss, 1989). También se han establecido comparaciones entre los efectos de distintas perturbaciones sobre una misma comunidad (Beerling, 1991). Existen pocos estudios sobre la evolución de comunidades sometidas a perturbaciones, especialmente si se compara este número con el de trabajos existentes sobre especies aisladas (Belsky, 1992). Este tipo de estudios necesita de una experimentación multivariante, que se tenga en cuenta un número elevado de factores (Kreutzwiser y Wright, 1990). La novedad del presente trabajo radica en que se investiga la incidencia de un conjunto de actividades que constituyen la gestión silvopastoral de un área, sobre las especies de matorral y las características globales del ecosistema del que forman parte.

La composición florística de la vegetación responde a una compleja combinación de factores del medio —factores ambientales—. Si se analizaran aisladamente los cambios florísticos detectados en las porciones de territorio seleccionadas en el muestreo, se perdería su relación con el entorno y con lo que ocurre a poca distancia de ellas. Interesa por tanto insertar estos cambios dentro de las grandes tendencias generales que explican la variación florística del territorio. Por eso es conveniente detectar a qué factores o gradientes principales responden las comunidades en su distribución, con el fin de obtener una idea simplificada de su variabilidad. Dentro de esta tendencia general, se inserta el cambio florístico debido al uso del suelo que será valorado en relación con la gestión silvopastoral y explotación de los recursos del territorio. La caracterización de estos cambios se hace a través de diferentes parámetros macroscópicos del ecosistema. El mantenimiento de los valores que recogen estos parámetros son interesantes desde diversos puntos de vista. La conservación de la riqueza y abundancia de las especies —diversidad— tiene interés tanto desde un punto de vista utilitarista —bien universal, valor económico, cultural y emocional—,

como considerando criterios científicos y estéticos —culturales— y como actuales o potenciales recursos para el uso del hombre —consumibles o intangibles—.

Se conoce que la tendencia de la dinámica del ecosistema con el tiempo es aumentar los valores de diversidad, lo que supone la sustitución de unas especies por otras en el tiempo junto a un proceso de autoorganización del ecosistema (Odum, 1972; Margalef, 1974). Esta capacidad de autoorganización con el tiempo está limitada por la estabilidad ambiental y disminuye como respuesta a las perturbaciones. En este marco es en el que hay que entender las variaciones de este parámetro.

La variación de la diversidad ha sido descrita por numerosos autores. Algunos consideran que la estabilidad promueve una alta diversidad (May, 1973; Margalef, 1974; Pielou, 1975; Pianka, 1978) y otros que ciertos casos de gran variabilidad ambiental —por ejemplo, en los ríos tropicales con importante actividad erosiva en sus riberas— permiten también valores altos de diversidad (Hutchinson, 1961; Whitaker, 1972; Pielou, 1975; Salo *et al.*, 1986). En nuestra opinión, la diversidad, así como otros atributos del ecosistema —por ejemplo la composición florística— depende de las características ambientales de cada momento, y éstas del tipo y propiedades de la fuente de variación extrínseca que actúe sobre él. Son más coincidentes las conclusiones de las investigaciones de la influencia de la explotación sobre el ecosistema. Generalmente ésta supone una simplificación de su estructura, promoviendo la abundancia de especies útiles —aprovechables— en detrimento de otras. Esto no quiere decir que la actividad explotadora ejercida por el hombre ocasione siempre una disminución del número de especies. En los pastos abandonados, por ejemplo, el número de especies es menor que en los explotados, ya que al faltar la actividad esquilmante del ganado, llegan a dominar unas pocas especies (Willens, 1983; Anderson y Schwegman, 1991; Montalvo, 1992). En el caso de pastizales explotados por el ganado, la diversidad es mayor que en los no pastados y en los sobreexplotados, siendo la mayor la encontrada en los casos en que se combinan diferentes tipos de actividades explotadoras (Collins y Barber, 1985).

El cambio de los usos tradicionales por otros intensivos de mayor y más rápido rendimiento, ha provocado la extinción local de algunas especies. La vuelta al sistema de explotación tradicional probablemente potenciaría la recuperación de alguna de las especies desaparecidas (Pignatti, 1978; Gibson, 1986). De todo esto se deduce la importancia de una ordenación racional en la explotación de los recursos, distribuyendo temporalmente las perturbaciones (Abugov, 1982), de manera que se mantengan los valores de diversidad, evitando que las altas tasas de explotación provoquen el dominio de las especies fugitivas (Hutchinson, 1951) competitivamente inferiores pero que sobreviven colonizando lugares perturbados, o que las bajas tasas de explotación, permitan el dominio de especies competitivamente superiores, reduciendo igualmente el valor de la diversidad.

En el caso de los bosque, se ha encontrado que las actividades tienen una variada incidencia sobre la diversidad de sus componentes (Cancela da Fonseca, 1990) y que así como las alteraciones de la vegetación afectan a la distribución de los nutrientes, el tipo de explotación afecta a su disponibilidad, siendo necesario tener en cuenta el uso del territorio para evaluar la dinámica potencial futura del paisaje (Dale *et al.*, 1990).

VI.2. ANALISIS DE DATOS Y MEDIDA DE PARAMETROS ECOLOGICOS

Se pretende identificar los efectos que sobre las comunidades del área de estudio tienen la explotación de sus recursos. Se planteó este objetivo desde una doble perspectiva: cambios biocenóticos o florísticos y cambios en parámetros macroscópicos de las comunidades.

En primer lugar se analizaron las principales tendencias de variación de las comunidades de ambos muestreos mediante análisis en componentes principales para detectar si a nivel global, se habían producido cambios en los condicionantes ecológicos de la distribución de las especies. De ser así, las especies responderían de manera diferente a las condiciones ambientales globales existentes en el primer y segundo año de estudio. En segundo lugar, se definieron las comunidades vegetales arbustivas del territorio y se caracterizaron los cambios en cada comunidad característica de porciones del territorio correspondientes a las parcelas. Para ello se hizo una clasificación de las parcelas de ambos muestreos —análisis de clasificación— en unos pocos grupos —tipos de comunidades— caracterizados por las especies más abundantes de cada uno de ellos. Posteriormente se identificó la sustitución de unas comunidades por otras entre el primer y segundo año y la incidencia que la gestión silvopastoral habían tenido en estos cambios.

La variación de estas comunidades representadas por las parcelas de muestreo, se ha medido también por su distancia taxonómica entre las parcelas de uno y otro año. Mediante métodos multivariantes se detecta la incidencia de la gestión sobre el valor de la distancia taxonómica entre comunidades asociadas a actividades de gestión silvopastoral aisladas o grupos de estas.

La utilización de parámetros del ecosistema para medir la influencia de la actividad humana sobre la naturaleza, se ha realizado en trabajos anteriores que muestran cómo estos parámetros cambian a consecuencia de la alteración de las relaciones entre los componentes del ecosistema (Peco *et al.*, 1980; Díaz Pineda, 1985 a y b). La determinación del valor de estos parámetros, difícilmente puede hacerse sobre el conjunto total de organismos del ecosistema, calculándose para grupos taxonómicos de especial relevancia en el funcionamiento trófico y de fácil identificación —plantas herbáceas o leñosas, aves, artrópodos— (Casado, *et al.*, 1991).

Los parámetros macroscópicos de la comunidad considerados son: la riqueza biológica, diversidad de especies y cobertura de éstas en las parcelas de uno y otro año. Estos parámetros ayudan a detectar variaciones o influencias indirectas ejercidas sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas por actividades de gestión silvopastoral.

Los cálculos de diversidad, riqueza y cobertura se realizan sobre vectores que representan a la cobertura total de cada especie en cada una de las parcelas. Se tiene para cada año 108 parcelas con 25 especies —sólo se consideran las especies arbustivas comunes a ambos muestreos—. La riqueza de cada parcela es el número de especies que se encuentran presentes en cada año. La cobertura es la suma de la correspondiente a todas las especies presentes. Por último, la diversidad se calcula como:

$$H' = -\sum p_i \lg_2 p_i$$

siendo ' p_i ' la cobertura relativa de cada especie en cada parcela.

Se analizan matrices que consideran las actividades realizadas en el territorio y los cambios en la composición específica de las parcelas y en los parámetros macroscópicos. A través de análisis de correspondencias se asignan cambios en la composición de las comunidades y en el valor de los parámetros a actividades concretas de explotación o a grupos de éstas.

VI.3. RESULTADOS

VI.3.1. Tendencias principales de variación biocenótica

Se aplicó el análisis en componentes principales a la matriz de 216 parcelas (108 de cada muestreo) con los valores de cobertura de 25 especies leñosas. El resultado mostró la tendencia de variación de la vegetación en ambos años y permitió su comparación en uno y otro por el hecho de que las parcelas de ambos se sitúan en el mismo espacio multivariante. De este modo pudo hacerse la caracterización de la variabilidad global de la vegetación y determinar la diferencia de esta variabilidad con el tiempo. El resultado muestra que los tres primeros ejes del análisis recogen el 32,6% de la variabilidad de los datos, absorbiendo el primero un 13,1% y el segundo el 11,2%. En el plano definido por los dos primeros ejes de ordenación (Fig. 10) no puede hacerse una separación neta de las parcelas pertenecientes a uno y otro año, ya que aparecen mezcladas y generalmente cercanas las que corresponden a situaciones idénticas sobre el terreno.

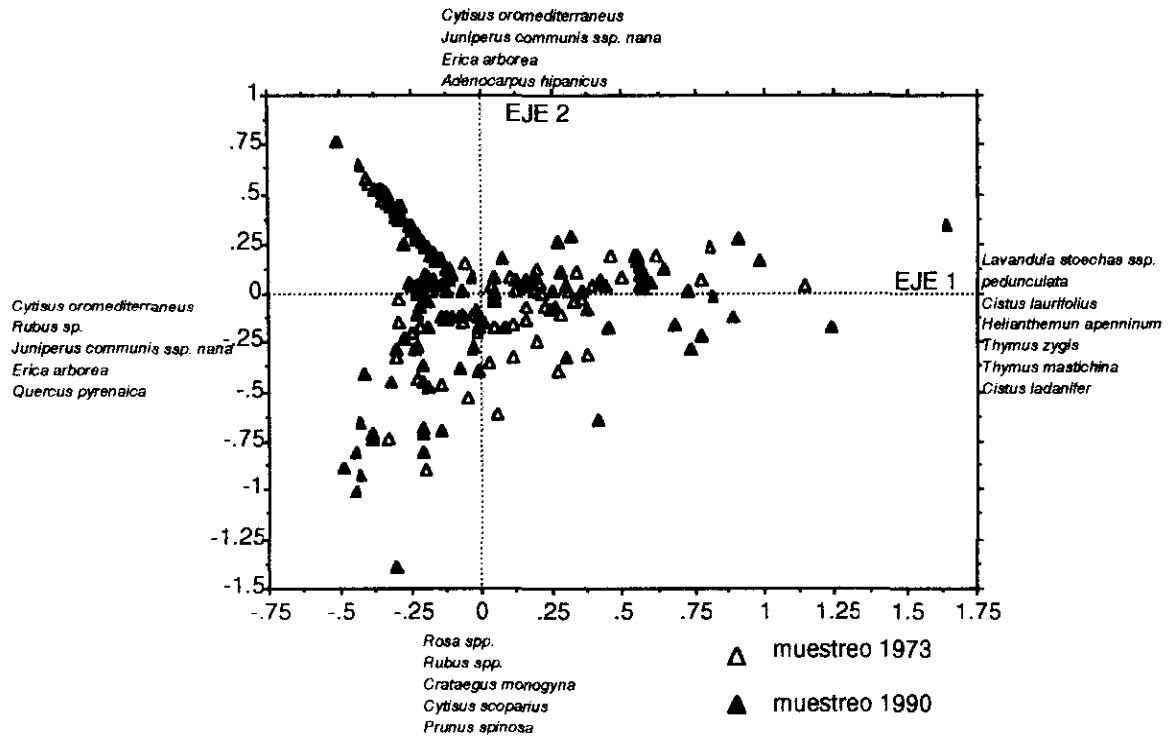


Figura 10. Variabilidad de la composición del matorral del territorio. Se representa el plano de ordenación formado por los dos primeros ejes del análisis en componentes principales efectuado sobre los datos de abundancia de las 25 especies en las 216 parcelas correspondientes a los dos muestreos comparados en este estudio.

Las especies que tienen contribuciones más altas al eje I permiten asociar el gradiente recogido por éste a variación principalmente mesoclimática, ya que separa comunidades de ambiente relativamente más térmico de las más atlánticas; el extremo negativo de este eje está caracterizado por *Cytisus oromediterraneus* (-0,37), *Rubus* spp (-0,29), *Juniperus communis* ssp. *nana* (-0,27), *Erica arborea* (-0,24) y *Quercus pyrenaica* (-0,21); el extremo positivo por *Lavandula stoechas* ssp. *pedunculata* (0,80), *Cistus laurifolius* (0,71), *Helianthemum apenninum* (0,55), *Thymus mastichina* (0,52), *Thymus zygis* (0,49) y *Cistus ladanifer* (0,39).

El segundo eje recoge una variación que se puede considerar asociada al grado de alteración del suelo, consecuencia de la gestión silvopastoral. Como puede verse en la Figura 10 este eje diferencia principalmente parcelas dentro de la región negativa del primero y que, por las especies que los caracterizan, corresponde al ambiente atlántico. Las especies que caracterizan los extremos de este segundo eje son: *Rosa* spp. (-0,72), *Rubus* spp. (-0,61), *Crataegus monogyna* (-0,53), *Cytisus scoparius* (-0,50) y *Prunus spinosa* (-0,36) el negativo y *Cytisus oromediterraneus* (0,54), *Juniperus communis* ssp. *nana* (0,48), *Erica arborea* (0,38) y *Adenocarpus hispanicus* (0,25) el positivo. Las especies propias de

suelos menos alterados y mejor drenados hacia el positivo. La alteración del suelo parece ser la variable que explica la separación de estas parcelas dentro del ambiente atlántico.

En efecto, por una parte aparecen especies de características espinosas, propias de suelos alterados, asociadas muy posiblemente a un mayor grado de humedad edáfica —esta humedad puede ser consecuencia tanto de la cercanía de la capa freática a la superficie del suelo como de la compactación de éste favorecedora del encharcamiento—, frente a especies propias de situaciones de mayor altitud —Cytisus oromediterraneus y Juniperus communis ssp. nana— donde es menor la explotación por los condicionantes edáficos y climáticos, y donde las fuertes pendientes y la ausencia de suelo no permiten la acumulación del agua. La relación entre las coordenadas de las parcelas de cada año en este eje y las actividades que han sido estimadas cercanas en el espacio, manifiesta que los usos asociados al extremo negativo de este eje —suelos alterados— son principalmente la limpieza o desbroce del matorral, mientras que los demás no están asociados a ningún extremo (Fig.11).

VI.3.2. Características de las comunidades de matorral

La caracterización y observación de los cambios relativos a la composición de las comunidades de matorral, se ha realizado multivariantemente mediante la clasificación de las parcelas de los dos muestreos consideradas conjuntamente en función de las especies que presentan. La cartografía detallada de las comunidades de matorral en cada año de estudio, se recoge en los Anexos 7 y 8. Se consideraron en el análisis todas las especies encontradas en más del 10% de las parcelas de alguno de los muestreos. No se incluyeron las menos abundantes: Cistus ladanifer, Artemisia glutinosa, Daphne gnidium, Genista cinerea, Adenocarpus hispanicus, Erica arborea, Juniperus oxycedrus, Helicrysum stoechas, Heliantemum apenninum, Ononis spinosa y Quercus rotundifolia, ya que dificultarían la obtención de grandes grupos de parcelas —comunidades del territorio— caracterizados por las especies más abundantes. A un nivel bajo de similitud —22%— pueden distinguirse cinco grupos de parcelas. Se ofrece así una visión simplificada de la realidad, adecuada para la explicación de la estructura espacial de la vegetación y de su evolución con el tiempo.

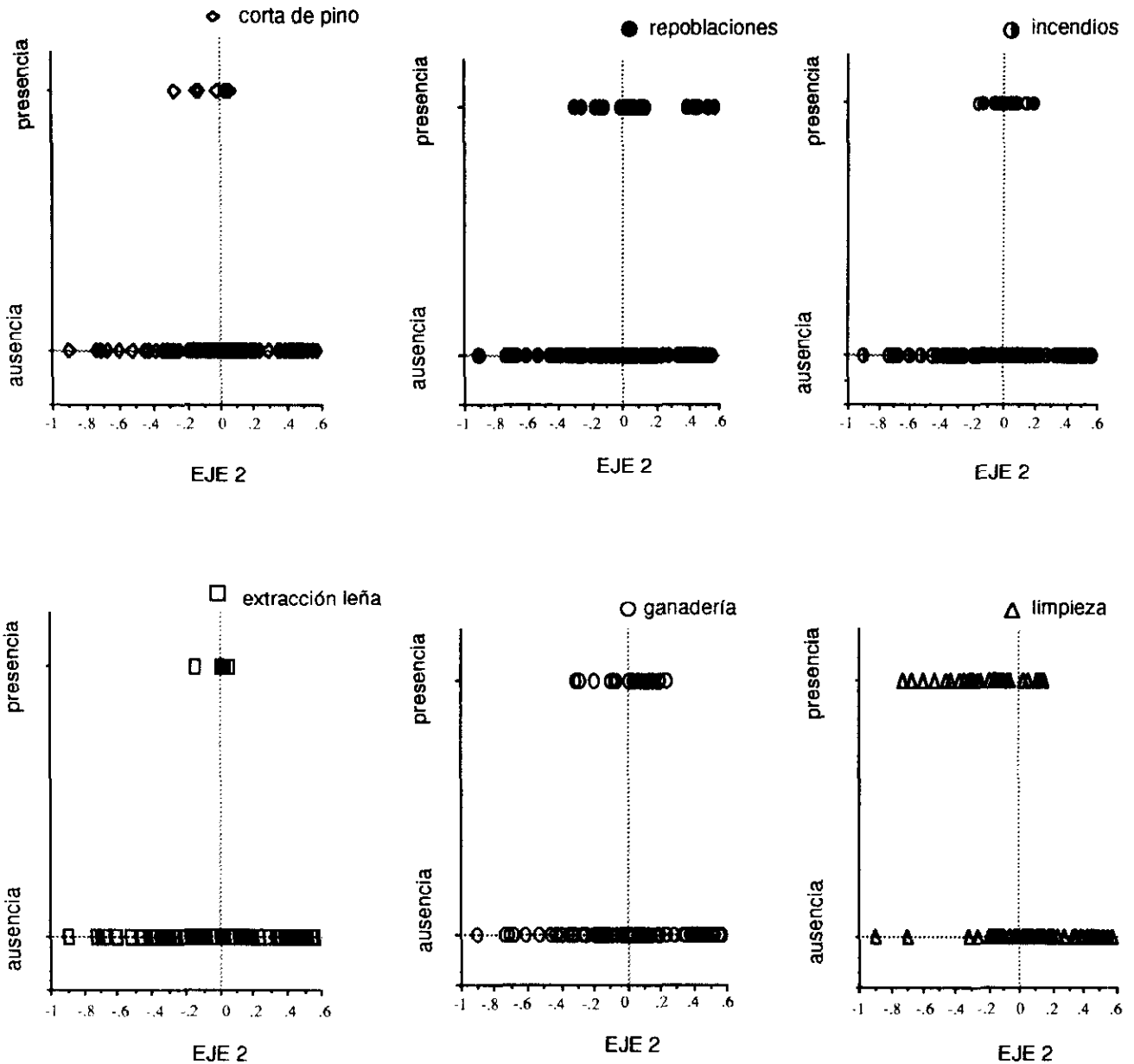


Figura 11. Influencia de la gestión silvopastoral sobre las condiciones edáficas de las parcelas. Se representan la presencia o ausencia de las actividades de explotación en las parcelas del territorio frente a la coordenada que tiene cada una en el eje II resultante del análisis de correspondencias de 25 especies por 216 parcelas de los dos muestreos comparados (variación desde suelos encharcados —extremo negativo— a suelos bien drenados —extremo positivo—).

En todos los grupos obtenidos se reúnen parcelas muestreadas en los dos años, lo que da idea de la inexistencia de un cambio drástico en la composición específica global de la comunidad durante el período de tiempo estudiado. Uno de los grupos está caracterizado por especies que tienen en común su

naturaleza espinosa —Rubus spp., Rosa spp. y Prunus spinosa—, otro —jarales— por especies de situaciones climáticas más mediterráneas; un tercero por retamas —Cytisus scoparius y Genista florida—, el cuarto por piornales —Cytisus oromediterraneus— característicos de situaciones de altitud y el último por presentar una alta cobertura de Quercus pyrenaica. Una descripción detallada de estos grupos puede ser la siguiente:

a.- *Comunidades espinosas*: Matorral en general de naturaleza espinosa formado por Rosa spp., Rubus spp. y Prunus spinosa. Esta combinación de especies coincide con la asociación propia de los zarzales y rosaledas oligotróficos de la Sierra —'Rubus ulmifolii-Rosetum corymbiferae' (Rivas Martínez, 1982)—. Se encuentran dentro de la clase que reúne a las comunidades arbustivas y espinosas que de forma natural se sitúan en los márgenes de los bosques, tanto caducifolios como perennifolios, pero que en la actualidad a causa de la deforestación han sido relegados a sus lindes, laderas abruptas y pastos y cultivos abandonados. Su óptimo coincide con los suelos mesotróficos del melojar, en tierras de buena humificación, o sobre suelos mal aireados por la presencia de una capa freática cercana a la superficie. Se trata de un tipo de comunidad indicadora en unas ocasiones de degradación y en otras de regeneración de la vegetación. Según algunos autores (Izco, 1984) su presencia es indicio del advenimiento del bosque ya que, además de la protección que ofrece frente a los herbívoros, sus características espinas refugian a las plantas más jóvenes del bosque hasta que adquieren un desarrollo suficiente para prosperar por sí solas.

b.- *Jarales*: La especie dominante en este caso es la jara de melojar o de estepa, Cistus laurifolius, acompañada frecuentemente por especies propias de ambientes termófilos como Lavandula stoechas ssp. pedunculata, Thymus zygis y Thymus mastichina. Se encuentra esta comunidad exclusivamente en altitudes bajas —1.200 a 1.400 m— en el tercio más oriental del territorio, situación de mayor influencia mediterránea. Se trata de un matorral que corresponde a la degradación del encinar. La jara estepa está frecuentemente hibridada con la jara pringosa —Cistus ladanifer— menos frecuente en el área. El aprovechamiento de esta comunidad en la actualidad es exclusivamente ganadero.

c.- *Melajar*: Caracterizado por la mayor abundancia de Quercus pyrenaica procedente de la regeneración natural. Las parcelas pertenecientes a esta comunidad se localizan casi exclusivamente en la ladera de Camorritos y la Umbría de Siete Picos. Está acompañado el melojo por un numeroso grupo de especies coincidentes con las características de las comunidades espinosa y retamoide. Se trata por lo general de una vegetación de suelos profundos, con abundante humedad donde se da una mayor diversidad de aprovechamientos: ganadero, corta de leña de roble, repoblación y explotación de pinos.

d.- *Piornales*: Comunidades caracterizadas por Cytisus oromediterraneus, Juniperus communis ssp. nana y Erica arborea, situadas por encima del pinar, hasta los 2.200 m. Tienen un aspecto cespitoso

denso con plantas muy ramificadas desde su base y escasa riqueza de especies; no suele evolucionar hacia comunidades más complejas. Cuando aparece en cotas inferiores dentro del pinar, se instala como matorral que sucede a su quema o tala. El aprovechamiento es casi nulo, dándose sólo uso ganadero pero de escasa productividad. Antigüamente se quemaba para favorecer el crecimiento e instalación de las especies herbáceas.

e.- *Retamar*: Se agrupan aquí las parcelas cuyas especies más características son Genista florida, Cytisus scoparius, Santolina rosmarinifolia y Thymus mastichina. Configuran un matorral típico de ambiente de melojar aclarado al que pueden sustituir o mantenerse cuando éste es sustituido por el pinar artificialmente. Se trata de un tipo de matorral asentado sobre suelos profundos y ricos, pudiendo llegar a formar melojares densos. Las parcelas pertenecientes a este tipo de comunidad se sitúan entre los 1.500 y 1.700 m de altitud, en el tramo más oriental del territorio y entre 1.200 y 1.300 m en el más occidental. Se trata de una comunidad que en su distribución espacial responde al segundo gradiente ambiental detectado —oceanidad-mediterraneidad—. Puede distinguirse un melojar alto y melojar bajo. Su distribución espacial corresponde a un conjunto de parcelas dispersas dentro del ámbito del melojar y del pinar en donde las actividades más frecuentes han sido las repoblaciones arbóreas y los desbroces.

VI.3.3. Identificación de los cambios biocenóticos en relación con la gestión silvopastoral

La similitud de la composición biocenótica de una misma parcela entre un año y otro, da idea de la intensidad del cambio florístico que ha sufrido en este tiempo. Esta similitud puede estimarse como la distancia taxonómica que hay entre ellas, considerando las coberturas de las especies en uno y otro año. La distancia se ha calcula como:

$$D = \sqrt{n \sum_{i,j=1} (X_{ij} - Y_{ij})^2}$$

donde 'X_{ij}' es la cobertura de la especie 'j' en la parcela 'i' del primer muestreo, 'Y_{ij}' es la cobertura de la especie 'j' en la parcela 'i' del segundo, siendo 'n' el número total de especies muestreadas.

Calculada así las distancias entre cada par de parcelas, se obtuvieron cuatro grupos de distancias como los más numerosos mediante histogramas de frecuencias acumuladas:

clase D₁ : distancia pequeña de 1,31 a 2,24

clase D₂ : distancia baja de 2,24 a 3,17

clase D₃ : distancia intermedia de 3,17 a 4,1

clase D₄ : distancia alta mayores de 4,1

La búsqueda de la relación entre la magnitud de estas distancias y las siete actividades de gestión consideradas —incendio, repoblación, limpieza, corta de leña de melojo, corta y saca del pinar, ganadería y ausencia de actividad— realizadas en la parcelas durante el periodo 1973-1990, se hizo mediante análisis en componentes principales de la matriz de coincidencias formada por las siete actividades y las cuatro distancias identificadas como medidas de intensidad o magnitud de cambio.

En la Figura 12 se representan los valores de distancias en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis. Respecto al eje I pueden distinguirse dos regiones: una coincidente con la parte positiva que corresponde a cambios pequeños —D₂ y D₁— y otra en la zona negativa, donde se sitúan los cambios mayores —D₃ y D₄—. La representación de las actividades de gestión en el mismo plano, sitúa en la región de cambios pequeños a la ausencia de actividad, las repoblaciones, corta de leña de melojo y corta y saca del pinar. En el área de cambios mayores se sitúan el incendio, ganadería y limpieza del matorral; son éstas últimas las actividades que parecen favorecer cambios más acusados en la composición florística de las comunidades. El eje II separa los cambios más pequeños —D₁— e intermedios altos —D₃— de los cambios mayores —D₄— e intermedios bajos —D₂—. Mientras que estos dos últimos aparecen asociados a un conjunto amplio y heterogéneo de actividades —ganadería, limpieza, corta de leña, repoblación y corta de pino— los dos primeros se asocian preferentemente a un sólo tipo concreto de actividad —ausencia de actividad en el caso de los cambios muy pequeños e incendios en los cambios intermedios altos—. El resultado de analizar conjuntamente los dos ejes del análisis diferenciando zonas o áreas en el plano de ordenación, pone de manifiesto un diferente 'determinismo' de las actividades sobre la severidad del cambio en las comunidades afectadas. Así, mientras que los incendios y la evolución natural de la comunidad en ausencia de explotación, conduce con mayor frecuencia a una severidad más predecible —muy baja o alta— el resto de actividades pueden desembocar en cambios de muy diferente severidad. La interpretación de este comportamiento podría justificarse por el diferente predominio de cada actividad en su interacción —coexistencia espacial— con otras actividades. Así, por ejemplo, los incendios parecen dirigir la comunidad hacia situaciones de cambios acusados de forma relativamente independiente de su relación con otras actividades realizadas en la misma zona. Por el contrario, la influencia de otras actividades sobre la composición del matorral, tales como el pastoreo, corta de pino y de leña de melojo y limpieza, no se entiende con claridad si no es considerando en cada caso los resultados sinérgicos o inhibidores de sus posibles combinaciones. Mientras que la combinación de algunas de estas actividades puede desembocar en los cambios más acusados —D₄— otras combinaciones conducirían, por el contrario, a cambios de mucha menor entidad —D₂—. En ambos casos, el cambio provocado en la comunidad no se entendería tanto por la naturaleza de la actividad como por su interacción con otras actividades de explotación.

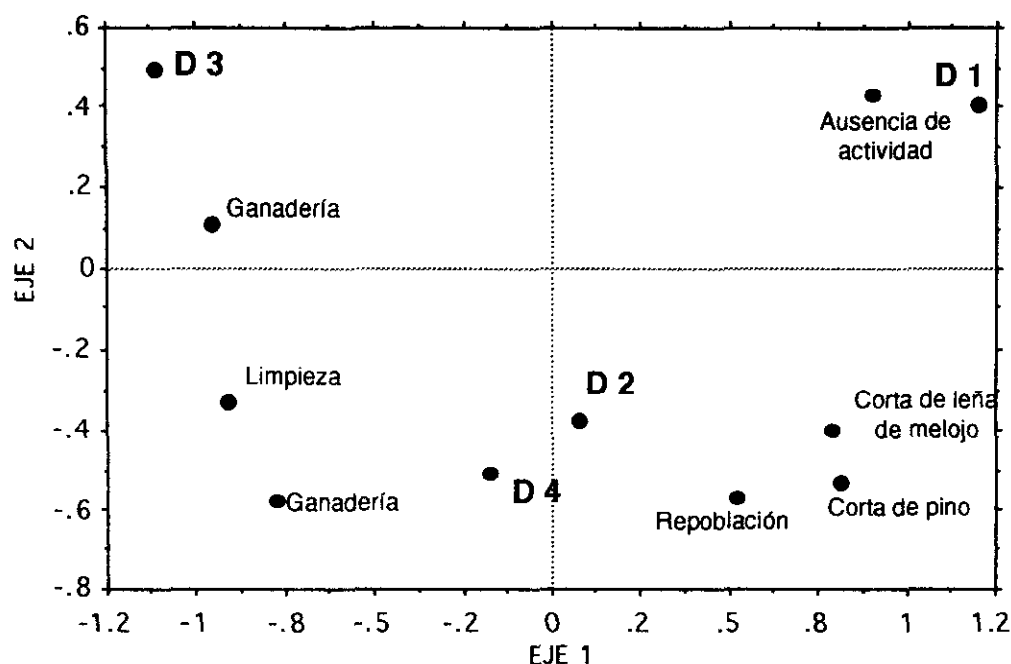
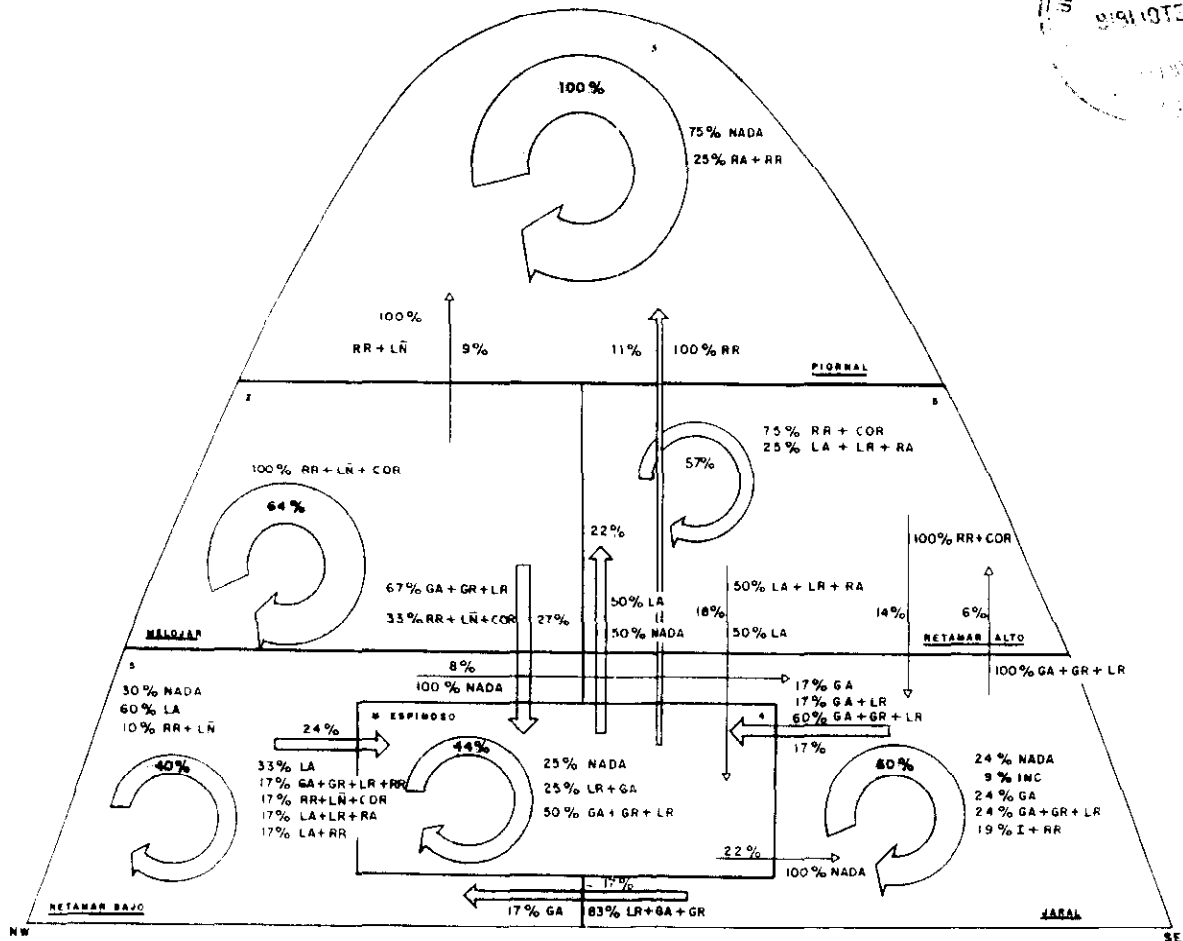


Figura 12. Cambio inducido por las distintas actividades de explotación que se dan en el área sobre la composición biocenótica de las parcelas (distancias taxonómicas). Se representa gráficamente del plano de ordenación formado por los dos primeros ejes resultado del análisis de correspondencias entre las distancias taxonómicas de las parcelas calculadas entre los dos años comparados, y el tipo de actividad realizada en ellas.

Dentro del marco de referencia impuesto por los condicionantes ambientales se relaciona también la incidencia de la gestión silvopastoral con el cambio de un tipo de comunidad a otra. La distribución de las comunidades de matorral en las parcelas según el muestreo de 1973 y 1990 se muestran en las Figuras 1 y 2. Si se traza una línea paralela al eje E-W que divida al mapa aproximadamente por la mitad, se tiene una representación esquemática de la localización de las comunidades según su altitud y mediterraneidad-oceaneidad (Fig. 13). En esta figura puede observarse la presencia de dos localizaciones para el retamar: una de altitudes bajas —menos de 1.300 m— en el extremo NW del territorio y otra en altitudes mayores —entre 1.500 y 1.800 m— en el extremo más oriental del mismo. Las flechas en la Figura 13 indican cambios en la composición específica de las comunidades, ocurridos en las parcelas desde 1973 a 1990. El grosor de las flechas es indicativo del porcentaje de parcelas que ha sufrido cada uno de los cambios de comunidades señalados por éstas. Junto a cada una se indica la cooperación que en cada cambio han tenido las actividades realizadas —calculándose el porcentaje de parcelas que sufren el cambio y que han sido sometidas a un tipo de actividad—.



NADA ausencia de actividad
 LA Limpieza antigua
 LR Limpieza reciente
 GA Ganadería antigua
 GR Ganadería reciente
 RA Repoblación antigua
 RR Repoblación reciente
 LEN Corta de leña de melojo
 COR Corta de pino

Figura 13. Representación esquemática de las comunidades de matorral según su localización altitudinal preferente y en el gradiente noroccidental. Las flechas dan idea de los pasos de una comunidad a otra en el periodo de tiempo contemplado —quince años—. El grosor de las flechas corresponde al porcentaje de parcelas de cada comunidad que sufre el cambio indicado, lo que indica la probabilidad de aumento, disminución o estabilización de las comunidades con el tiempo.

Según los cambios observados (Fig. 13) pueden distinguirse esquemáticamente tres tipos de comunidades:

- comunidades 'fuente': permanecen idénticas a sí mismas o dan lugar a otras comunidades diferentes como consecuencia de alguna actividad, pero rara vez surgen de otras comunidades.
- comunidades 'sumidero' o 'atractor': permanecen idénticas a sí mismas o se ven favorecidas por las actividades realizadas sobre otras comunidades. En ningún caso evolucionan hacia tipos de comunidades diferentes.
- comunidades 'versátiles': se mantienen, surgen de otras comunidades o evolucionan hacia ellas según el tipo de gestión silvopastoral realizada.

Mientras que las primeras serían las menos favorecidas por las distintas actividades de explotación o incluso podrían desaparecer, las segundas representan las más beneficiadas por todo tipo de actividad realizada.

El melojar aparece como una comunidad de tipo 'fuente' en la que la introducción del ganado provoca la intrusión de las especies espinosas. Las demás actividades que se dan en su ámbito —repoblaciones, extracción de leña y corta de pino— pueden dar lugar al piornal en un porcentaje pequeño —9%— y favorecer su permanencia en mayor medida —64%—. Como comunidad 'sumidero' se comporta el piornal, que es favorecido por actividades en el ámbito del melojar y del matorral espinoso, no evolucionando hacia comunidades diferentes. La ausencia de actividad es lo más característico de la permanencia de esta comunidad. Las comunidades 'versátiles' son cuatro: jarales, matorral espinoso, retamar de zona alta y baja. Estas se comportan como 'fuente' o como 'sumidero' dependiendo del tipo de actividad llevada a cabo. Su permanencia o desaparición manifiesta una mayor incertidumbre.

Cuando el jaral se desbroza o es explotado por el ganado, su composición florística se modifica hacia comunidades espinosas o retamoides, actuando entonces como comunidad 'fuente'. Esta misma comunidad se ve favorecida —jaral-sumidero— cuando cesan las actividades durante un periodo muy largo de tiempo —más de 15 años— o no ha habido actividad conocida desde aún antes, ya que se asocia este cambio a parcelas no manejadas. El matorral espinoso —espinoso-sumidero— se extiende favorecido por las actividades realizadas en cualquier otra comunidad a excepción del piornal. Se comporta como comunidad 'fuente' en ausencia de actividad o limpieza previa a 1973. La comunidad de características espinosas es un tipo de transición o cambio ya que se mantiene sólo cuando se da algún tipo de actividad y cuando ésta cesa, pasado el tiempo, se pierde esta comunidad recuperándose en ocasiones la comunidad original —jaral y matorral retamoide—. La comunidad de retamas —tanto de altitud como de zonas bajas— se ve favorecida exclusivamente por limpiezas y presencia de ganado en el jaral, al que vuelve a evolucionar en ausencia de explotación. Se comporta también como comunidad 'fuente' hacia la espinosa bajo actividades de explotación —corta de leña o extracción de pino—. Podría seguirse una cadena de comunidades unidas por las actividades que provocan el paso de unas a otras: desde el jaral limpiado y explotado por el ganado,

se pasa al retamar y desde éste sí se sigue con otras actividades al matorral espinoso, del que sólo es posible regenerar el jaral con el cese de actividades. Parece deseable establecer un modelo de sustitución de las comunidades que simulara y predijera la comunidad o comunidades favorecidas por diferentes combinaciones de usos. Este modelo podría basarse en simulaciones de Monte Carlo a partir de las probabilidades obtenidas en este estudio.

La búsqueda de esta relación se hizo mediante el análisis de una matriz de coincidencias entre actividades y cambios de comunidades. Los valores de la matriz analizada corresponden al número de parcelas que manifiestan un tipo de variación en la composición biocenótica de su comunidad para cada tipo de actividad.

Considerando que la situación inicial del estudio se remonta a 1973, aquellas actividades que fueron realizadas antes de esta fecha se separaron como variables diferentes en el análisis de las realizadas con posterioridad. Cuando la actividad se había realizado desde antiguo y periódicamente sin discontinuidad en todas las situaciones —caso de la corta de leña de rebollo y la explotación por corta del pino— no se hizo esta distinción. Los incendios, como actividades aisladas en el tiempo y que afectan a porciones de terreno muy pequeñas —sólo unas pocas parcelas—, no fueron diferenciadas en cuanto al tiempo en que ocurrieron. Las actividades consideradas en el análisis han sido en total diez⁽⁷⁾.

- limpieza antigua
- limpieza reciente
- ganadería antigua
- ganadería reciente
- incendios
- corta de leña de roble
- corta y saca del pinar
- ausencia de actividad
- repoblación antigua
- repoblación reciente

El cambio en la composición biocenótica de la comunidad de cada parcela de 1973 a 1990 se obtienen como el cambio de agrupación —análisis de clasificación—. Aún cuando teóricamente todos los cambios biocenóticos son posibles —cada comunidad puede permanecer idéntica a sí misma o cambiar a cualquiera de las otras comunidades— en realidad durante el tiempo abarcado por este estudio, se han dado únicamente 13 cambios de comunidades que son:

⁽⁷⁾ Las actividades realizadas previamente a 1973 —año del primer muestreo— se denominan con el calificativo de 'antiguas'.

de jaral a jaral
de jaral a matorral espinoso
de jaral a retamar
de melojar a melojar
de melojar a piornal
de melojar a matorral espinoso
de piornal a piornal
de matorral espinoso a jaral
de matorral espinoso a matorral espinoso
de matorral espinoso a piornal
de matorral espinoso a retamar
de retamar a piornal
de retamar a matorral espinoso
de retamar a retamar

El análisis aplicado a esta matriz fue el de correspondencias que permitió asociar cambios biocenóticos a aquellas actividades que los favorecen. De los cambios biocenóticos posibles, no se tuvieron en cuenta para el análisis uno de ellos —el cambio de matorral espinoso a retamar— ya que se daba en una proporción de parcelas muy pequeñas —menos del 1%—. La Figura 14 muestra el plano formado por los dos primeros ejes de este análisis que recogen el 60,42% de la variabilidad de los datos. En este plano pueden distinguirse tres zonas que agrupan actividades y cambios concretos de la composición específica de las comunidades. Muy cercana al centro de coordenadas queda situada la actividad de 'repoblación reciente', siendo esta la única que no es posible asociar a ningún tipo concreto de cambio en las comunidades. En el extremo positivo del primer eje se separan las actividades ganaderas —tanto antiguas como recientes—, la limpieza antigua y los incendios que ocasionan cambios parecidos en la composición de las comunidades. A este conjunto de actividades se asocia la permanencia del matorral espinoso, del jaral y los cambios del melojar a matorral espinoso y de jaral a retamar y matorral espinoso. La distribución espacial de este conjunto de actividades coincide básicamente con las formaciones de jaral y melojar. En esta comunidad, este conjunto de actividades tienen como consecuencia el mantenimiento de su composición específica o bien su evolución hacia la constitución de un matorral de características espinosas o leguminosas —retamar—. Cuando estas actividades se realizan en zonas de matorral con especies espinosas, potencian su permanencia y evolución hacia este tipo de matorral a partir de melojares.

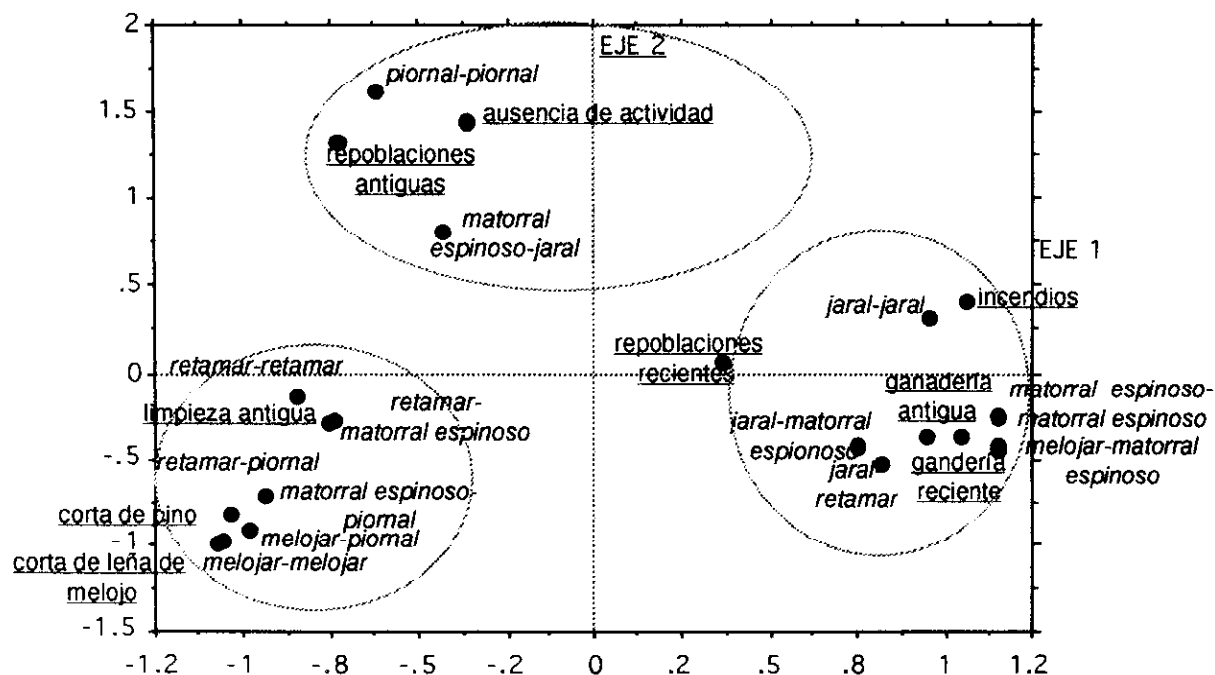


Figura 14. Actividades de gestión silvopastoral asociadas a cambios en las comunidades. Se representa el plano de ordenación formado por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias para la coocurrencia de actividades de gestión silvopastoral y los cambios de comunidades ocurridos en las parcelas.

En situación opuesta, en el extremo negativo del eje I y hacia la zona negativa del II, se localiza un conjunto de actividades —corta de pino, extracción de leña de meloj y limpieza antigua— que claramente favorecen la permanencia o instalación del piornal a partir de comunidades muy diversas —melojares y matorrales de características espinosas y retamoides—. El piornal favorecido por este conjunto de actividades es un tipo de matorral de zonas situadas a una gran altitud —en nuestro caso, por encima de los 1.700 m— que puede descender en su distribución altitudinal como matorral de sustitución del pinar —en la zona de transición, el sotobosque del pinar tiene una composición específica muy similar al piornal— (Izco, 1984). Las parcelas en que se produce este cambio hacia el piornal son en las que ha habido limpiezas antiguas, así como corta y saca de pino y extracción de leña de meloj. Esta última actividad parece condicionar la permanencia del melojar que se mantiene en la zona de Camorritos, especialmente cuando se da aislada o simultáneamente con la extracción de pino. La ausencia de actividad y las repoblaciones antiguas coinciden en su localización espacial y en la comunidad que las sustenta y que promueven.

Por último, en la zona negativa del eje I y hacia el extremo positivo del eje II, se agrupan las actividades de repoblación antigua abandonadas al menos desde 1973, y la falta de explotación. Ambas se dan preferentemente en el piornal y la ausencia de explotación en el jaral. Tanto en una comunidad como en

otra, se potencia la permanencia del piornal y el cambio de matorral espinoso a jaral, donde éste se recupera posiblemente debido a la falta de explotación.

VI.3.4. Incidencia de la gestión silvopastoral sobre la evolución de parámetros macroscópicos

La influencia de las actividades de explotación sobre las comunidades, puede dar lugar a muy diferentes tipos de cambios, tales como los relativos a su composición específica tratada anteriormente. Sin embargo, otro tipo de parámetros resultan más útiles cuando se pretende observar cambios relativos al sistema de relaciones ecológicas y no tanto a la naturaleza de los componentes individuales implicados. En este sentido, parámetros macroscópicos como diversidad, biomasa, riqueza, producción, tasa de renovación, etc., pueden ser utilizados como indicadores de las características más propiamente sistémicas de las comunidades. En este apartado se pretende, bajo una óptica multivariante, destacar la influencia que las actividades de gestión silvopastoral tienen sobre algunos parámetros ecológicos que han podido ser estimados mediante los muestreos realizados en 1973 y 1990: diversidad, riqueza y cobertura de las especies. La información de la que se dispone no permite tener en cuenta un mayor número de parámetros —tasa de renovación, producción, 'pattern' espacial—.

Para este estudio se elaboró una matriz conteniendo el número de parcelas que se ven afectadas con aumentos de valor, disminución o permanencia de cada uno de los tres parámetros considerados, cuando en ellas se realiza algún tipo de actividad de gestión. El análisis de correspondencias sobre esta matriz previamente estandarizada, permite destacar para cada actividad, el tipo de cambio en los parámetros más asociado a la misma y que mejor la discriminan. En la Figura 15 puede observarse el resultado de este análisis. Los dos primeros ejes recogen el 79,51% de la variabilidad de los datos. La disposición de las actividades en el plano permite asignarles los cambios en los parámetros de las comunidades. En el plano, pueden distinguirse tres situaciones distintas que evolucionan a partir de un punto inicial coincidente con el extremo positivo del eje II. Este viene caracterizado por la ausencia de actividad, que corresponde a la evolución natural del sistema ya que supone la no intervención humana y el aumento de la diversidad y riqueza. Junto a la ausencia de actividad se sitúan la corta de pino y la extracción de leña de melojo, lo que permite considerar estas actividades como poco perturbadoras. Este grupo de actividades representan la situación inicial de la influencia de la gestión silvopastoral sobre las comunidades. Los otros tres conjuntos de parámetros y actividades se sitúan alrededor de este primero, en el extremo de tres vectores, con una longitud que es proporcional a la incidencia de las actividades sobre la evolución natural del sistema. A partir de este punto caracterizado por los parámetros que se optimizan con la sucesión, los demás grupos de actividades se disponen centripetamente y más alejados cuanto mayor es el cambio provocado.

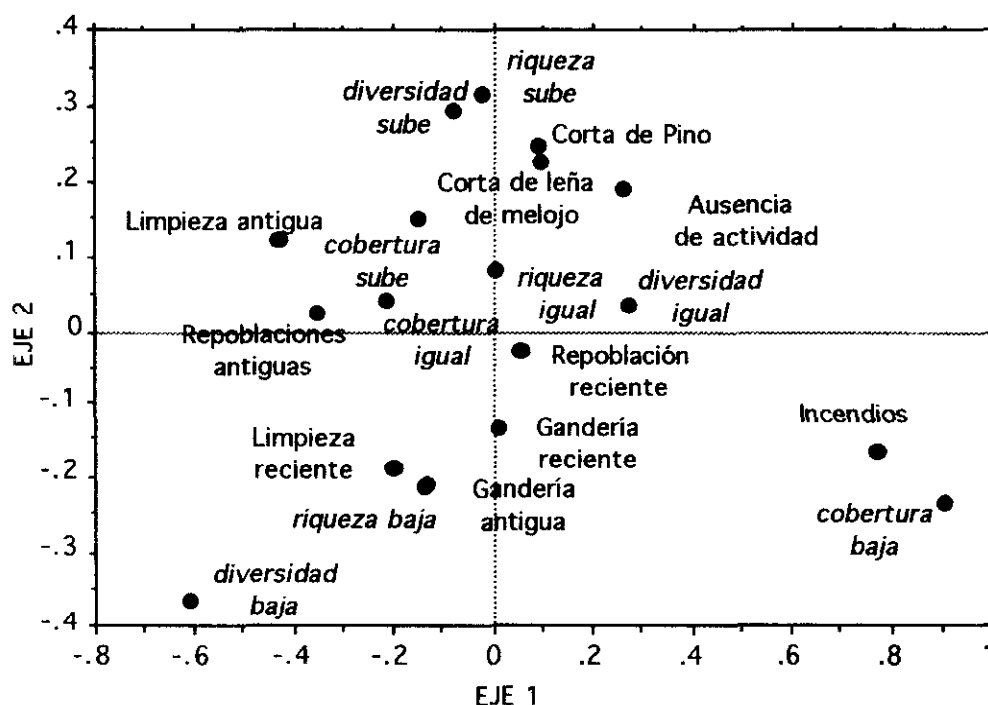


Figura 15. Cambios en los parámetros macroscópicos del ecosistema asociados a actividades de gestión silvopastoral. Se representa el plano de ordenación formado por los dos primeros ejes de análisis de correspondencias entre el cambio de los parámetros macroscópicos estudiados (diversidad, riqueza y cobertura total) y las actividades de gestión silvopastoral realizada

En el extremo de uno de los vectores, coincidente con el polo positivo del eje 1 y en la posición más alejada del punto inicial, se sitúan los incendios, que mantienen la diversidad de la comunidad provocando disminución de su cobertura. Esta combinación de características es posible ya que una vez quemada la comunidad existente, lo que supone la disminución de su cobertura, puede volver a instalarse la misma que había manteniéndose así la diversidad, u otra con similar diversidad. Aún cuando estos incendios, especialmente en las dos últimas décadas, han tenido una escasa extensión —son prácticamente puntuales— y duración, es posible relacionar los resultados con los encontrados por otros autores (Delarze, *et al.*, 1991; O' Leardy, 1990; Anderson y Schwegnenan, 1991) que encuentran un aumento en la riqueza y equitatividad de las especies después del incendio, debido al recubrimiento del espacio por gran variedad de especies herbáceas y leñosas, o por el rebrote de especies resistentes al fuego.

El siguiente vector, de menor longitud, apunta hacia el desarrollo de actividades ganaderas y de limpieza reciente, que provocan principalmente una disminución de la diversidad y riqueza o número de especies. Estas dos actividades actúan selectivamente sobre las especies: el ganado sobre las forrajeras y la limpieza sobre los matorrales de porte mayor para favorecer el crecimiento o asentamiento del pinar. Esta selectividad en las actividades, tiene su manifestación lógica en la eliminación de algunas especies y la disminución de su número y su distribución. No obstante, en el caso del ganado, la comparación de zonas similares pastadas y no pastadas, muestran disminución de la riqueza en ambas (Gibson y Brown, 1991).

Por último, muy cerca del punto de referencia inicial, se localizan la limpieza y repoblaciones antiguas, que se caracterizan por el aumento o mantenimiento de la cobertura e igualdad en el número de especies. Estas actividades, cuando se han realizado recientemente, tienen un efecto distinto sobre los parámetros: disminuye la riqueza y la diversidad con la limpieza y disminución de la riqueza en el caso de las repoblaciones recientes. El paso del tiempo determina que se establezca una nueva comunidad en la que pasado un tiempo —más de quince años en nuestro caso— los procesos de cambio se hacen más lentos, no detectables entre situaciones cercanas en el tiempo.

La posición centrada en los ejes de las repoblaciones recientes y cercana a la disminución de la riqueza en especies, hace suponer que esta actividad se ha realizado, al menos en los últimos quince años, con técnicas que han alterado poco la composición de la comunidad donde se asientan; en todo caso han provocado una disminución de la riqueza por la eliminación de las especies previa a la implantación del pino.

Las actividades de corta de pino y extracción de leña de melojo, no impiden la evolución natural de la comunidad, siendo las actividades menos perturbadoras. La ganadería y la limpieza hacen disminuir la riqueza en especies y la diversidad de las comunidades, siendo las actividades que afectan el mayor número de parámetros en forma negativa.

VI.4. CONCLUSIONES

1) En el periodo de tiempo —quince años— transcurrido entre el primer y segundo muestreo, las condiciones ambientales se han mantenido de modo que la tendencia general de variación de la vegetación es la misma para ambos años y las comunidades obtenidas por clasificación de las parcelas de muestreo coinciden.

2) El análisis de los cambios de unas comunidades por otras muestra que el piornal es la comunidad de mayor permanencia, no dando lugar a otros tipos de comunidades y aumentando por pequeñas aportaciones desde comunidades de melojar y de matorral espinoso. El matorral espinoso se mantiene por

las actividades explotadoras en todas las comunidades, exceptuando el piornal, y disminuye cuando cesan las actividades de explotación.

3) Las comunidades manifiestan diferentes tipos de intensidades de cambios en su composición florística, dependiendo de la actividad a que se vean sometidas: ausencia de actividad, leña, corta y repoblaciones —cambios pequeños— e incendios, ganadería y limpieza —cambios grandes—. Dependiendo de la interacción entre actividades, pueden distinguirse actividades 'deterministas' —incendios y ausencia de actividad— que ocasionan una intensidad grande de cambio en las comunidades independientemente de otras que puedan también darse y actividades 'inciertas' —corta y saca de pino, corta de leña de melojo, limpieza y ganadería— que pueden ocasionar cambios de distinta magnitud dependiendo de los efectos sinérgicos o inhibidores de unas actividades sobre otras.

4) Los incendios tienen incidencia principalmente sobre la cobertura de las especies pero no tanto sobre la diversidad de las comunidades afectadas, que se mantiene con la misma o con otra composición específica. La evolución del ecosistema después de una limpieza o repoblación supone la disminución de la diversidad, probablemente debido a la colonización masiva de especies pioneras. Con la sucesión se ponen en marcha los mecanismos de relaciones interespecíficas que provocan la eliminación de algunas especies. Este cambio se produce sin una alteración aparente de la cobertura por lo que sólo puede determinarse mediante el seguimiento del valor de la diversidad. Las actividades de corta de pino y extracción de leña de melojo no impiden la evolución natural de la comunidad, siendo las actividades menos perturbadoras. Las actividades ganaderas y de limpieza disminuyen la riqueza en especies de las comunidades aún cuando no se manifieste este cambio en otro tipo de parámetros.

VII. CONCLUSIONES

VII.1. CONCLUSIONES GENERALES

1) La gestión silvopastoral del territorio ha determinado un cambio en la organización espacial de la comunidades de plantas leñosas. Esto supone una menor incertidumbre sobre la localización espacial de las especies en el territorio. Paralelamente, se tiene una certidumbre menor sobre la especie a la que pertenecen los individuos de una localización concreta. Puede decirse que ha aumentado la información en un aspecto del ecosistema y ha disminuido en otro sentido.

El incremento en información se ha dado a nivel de paisaje, variando su organización hacia un orden más evidente. La gestión silvopastoral se manifiesta a nivel de paisaje no de situaciones espaciales de detalle; en la gestión, la componente paisajística ha tenido una gran influencia en la información a escala espacial. En el período transcurrido, las condiciones ambientales se han mantenido, de modo que la tendencia de variación espacial de la vegetación, es la misma para ambos años. Las comunidades descritas por clasificación de las parcelas de muestreo, coinciden igualmente en uno y otro año.

2) Las especies responden con su distribución a modificaciones concretas de la pendiente del terreno y por el contrario, a variaciones de menor escala de la altitud y posición noroccidental —sectores de mayor tamaño—. A la variación a modo de gradiente impuesta por estos dos últimos factores, se superpone una celularidad en la distribución de las especies dependiendo de la pendiente del terreno.

Las especies muestran una mayor segregación en su distribución espacial en cuanto a la altitud, seguida de la posición noroccidental y la pendiente —menores valores de amplitud promedio de nicho—. Entre el primer y segundo estudio, ha disminuido la especialización respecto a la sectorización del territorio realizada en función de estas tres variables —mayores valores de amplitud de nicho en los sectores de igual tamaño— y al 'grano' al que responden las especies en su distribución —sectores de menor tamaño—. Esta última disminución podría indicar una gestión más especializada, más ajustada a las capacidades del territorio. Sin embargo, la tendencia detectada en otras comunidades con el tiempo, es el paso de una estructura de grano fino a otra de grano grueso, denunciando la dirección contraria aquí detectada, una simplificación posiblemente provocada por la gestión silvopastoral.

3) La altitud sigue siendo, como se demostró en 1973, la variable que mejor explica la separación del hábitat de las comunidades. Pueden distinguirse tres áreas que son: zonas de menor altitud ocupada por el jaral-retamar; zona alta con piornal-enebral y zona de altitudes intermedias ocupadas por el melojar. Respecto a esta variable, se ha producido una reorganización de la distribución de las especies. Se ha pasado de diferenciarse dos a tres sectores altitudinales en el área en el tiempo transcurrido entre el primer y segundo estudio. Esta mayor segmentación no se corresponde con una mayor segregación espacial, sino que hay una disminución en la especialización altitudinal de las especies. Ello puede deberse a que la reorganización se está realizando y quedan aún 'huellas' de la situación espacial anterior, o a que aquellas especies que han aumentado la amplitud de su nicho, lo hayan hecho ocupando un rango mayor de variación de la altitud.

4) El diferente comportamiento de las especie no parece responder a las características morfológico-funcionales y adaptativas consideradas en el este estudio. Algunas de éstas propiedades en cambio, si caracterizan la permanencia de las especies en los lugares ya ocupados mejor que su capacidad colonizadora. Así se diferencian dos estilos dinámicos de especies colonizadoras: unas de fruto carnoso, productoras de muchas semillas posiblemente dispersadas por los animales, y otras de fruto seco, productoras de escasas semillas. El comportamiento diferencial en la migración —mantenimiento y migración— parece depender del porte que desarrollan al crecer, que bien les lleva a ocupar estratos bajos —matas— donde se instalan sin mucha dificultad o estratos altos y bajos —arbustos— que pueden entrar en competencia con más facilidad y ser eliminadas, teniendo que emigrar. Las especies subarborescentes de crecimiento globoso —matas— son colonizadoras de las etapas iniciales de la sucesión. Los arbustos diferencian estructural y morfológicamente sus especies dependiendo de que se trate de épocas tempranas de la sucesión —productoras de muchas semillas y crecimiento horizontal — o etapas avanzadas—crecimiento espigado —.

5) El análisis de los cambios de las comunidades muestra que el piornal es la comunidad de mayor permanencia, no dando lugar a otros tipos de comunidades e incrementándose por pequeñas aportaciones desde el melojar y el matorral espinoso. En la situación opuesta, el matorral espinoso se mantiene por la alteración de todas las comunidades exceptuando el piornal, y disminuye cuando cesan las actividades perturbadoras. A nivel de todo el territorio, el melojar —*Quercus pyrenaica*— y la retama negra —*Cytisus scoparius*— reducen su ámbito y abundancia, mientras que las especies espinosas —*Rosa* spp., *Rubus* spp. y *Prunus spinosa*— se extienden en ambos sentidos. Este último tipo de matorral se ha extendido favorecido por la gestión realizada, permaneciendo en la localizaciones ocupadas una vez han cesado las actividades; en cambio las especies del melojar —*Quercus pyrenaica* y *Cytisus scoparius*— no sólo disminuyen su abundancia en los lugares intervenidos culturalmente sino que cuando cesa la explotación, no hay una recuperación antes bien

siguen mostrando disminución. El melojo es una especie que tiende a la extinción en la zona, al igual que algunas especies del encinar —Quercus rotundifolia, Ononis spinosa y Daphne gnidium— ya que desaparecen como consecuencia de la gestión y no se recuperan con el abandono de las actividades.

Las especies del jaral muestran una estrategia diferencial con la gestión; por ejemplo, Cistus ladanifer, Santolina rosmarinifolia y Artemisia glutinosa colonizan zonas nuevas favorecidas por la gestión silvopastoral, a favor de las alteraciones que se producen; cuando cesan las actividades, son otras las especies favorecidas —Cistus laurifolius y Lavandula stoechas ssp. pedunculata— estabilizando el jaral; en el caso de reanudarse las actividades, volverían a ser favorecidas las primeras. Las especies de características espinosas —Rosa spp., Rubus spp., Crataegus monogyna y Prunus spinosa— invaden zonas nuevas favorecidas por la gestión, pero la ausencia de actividades de explotación no afecta su abundancia. Las especies del piornal, probablemente debido a su escaso aprovechamiento, se manifiestan indiferentes a la gestión.

6) Las comunidades manifiestan diferente tipo de intensidad de cambio en su composición florística dependiendo de la actividad a que se vean sometidas: corta de leña de melojo, corta de pino, ausencia de actividad y repoblaciones —cambios pequeños— e incendios, ganadería y limpieza —cambios grandes—. Dependiendo de la interacción entre actividades, podemos distinguir actividades 'deterministas' —incendios y ausencia de actividad— que ocasionan una intensidad grande y pequeña de cambio, respectivamente, en las comunidades independientemente de otras que puedan también darse; y actividades 'inciertas' —corta de pino, corta de leña de melojo, limpieza y ganadería— que pueden ocasionar cambios de distinta magnitud dependiendo de los efectos sinérgicos o inhibidores de unas actividades sobre otras.

En la medida de la información disponible sobre los incendios, éstos influyen principalmente sobre la cobertura de las especies y no tanto sobre la diversidad de las comunidades afectadas que se mantiene con la misma o con otra composición específica. La evolución del ecosistema después de una limpieza o repoblación supone la disminución de la diversidad, probablemente debido a la colonización masiva de especies pioneras. Algunas especies desaparecen a consecuencia de los mecanismos de sucesión posteriores a las perturbaciones. Este cambio se produce sin una alteración aparente de la cobertura de las especies, por lo que sólo puede determinarse mediante un estudio de la diversidad. Las actividades de corta de pino y extracción de leña de melojo no impiden la evolución natural de la comunidad, siendo las actividades menos perturbadoras. Las actividades ganaderas y de limpieza disminuyen la riqueza en especies y diversidad de las comunidades, aún cuando no se manifieste este cambio en otro tipo de parámetros.

VII.1. RECOMENDACIONES DE GESTION

1) El riesgo de extinción de las aquí denominadas comunidades 'fuente' es alto en caso de mantenerse la misma estrategia de gestión. Es lo ocurrido con el matorral de melojo, en el que la introducción del ganado y los desbroces han determinado la sustitución de gran parte de esta comunidad por otra espinosa. El mantenimiento de este matorral de melojo, deberá por tanto ir acompañado, de una disminución de estas actividades de explotación. La gestión realizada en el matorral para la extracción simultánea con la repoblación y la corta y saca de pinos, ha permitido el 'mantenimiento' de esta comunidad en el tiempo.

Respecto a la extensión de las comunidades espinosas, debería recomendarse una vigilancia de la misma, que considerara los costes y beneficios de su mayor distribución. Estos dependerán en gran medida del tipo de comunidad a la que sustituyan. En el caso concreto del piorno, éste ve favorecida su permanencia por la actividad de repoblación en localidades con matorrales espinosos. Y por la repoblación y extracción de leña en algunas localidades con matorral de melojo. Ambos tipos de localidades son colindantes con las de piorno, y en aquellas el piorno estabiliza su presencia por las actividades mencionadas.

La presencia de la comunidad espinosa como indicadora de alteraciones puede interpretarse como una situación poco recomendable, que podría evitarse mediante la utilización de técnicas forestales menos impactantes en el terreno. Es conveniente tener en cuenta que en la mitad de los matorrales espinosos analizados, la ausencia de actividades de explotación ha conducido a comunidades de retamares, en situaciones de cierta altitud (1.500-1.800 m) y a jarales en situaciones de altitudes menores (1.300-1.500 m). Sin embargo, en el resto de los casos, la ausencia de explotación ha mantenido la presencia de esta comunidad después de quince años.

2) Las variables que determinan de forma preferente la distribución de la vegetación en el área son la altitud, la posición noroccidental y el grado de alteración del sustrato. Las actividades de explotación deberían por tanto evitar su modificación, más concretamente de la última ya que en caso de ser afectada seriamente, ocasionaría cambios muy importantes en la estructura espacial de la vegetación.

3) En cuanto al cambio que ocasionan las actividades de gestión sobre la composición florística de las comunidades de matorral, la corta de leña de melojo, corta de pino, y la ausencia de actividad son las que determinan cambios más pequeños, mientras que la ganadería y

limpieza o desbroce del matorral son las que afectan en mayor medida a este cambio; los incendios y las repoblaciones se asocian a cambios intermedios. Para que la gestión mantenga una composición florística de las comunidades del matorral similar a la que se daría en ausencia de explotación, debería estar basada en actividades como la extracción de leña de melojo y corta y saca del pinar, evitándose o disminuyendo las actividades más impactantes como, la ganadería y la limpieza.

4) Las repoblaciones realizadas hace más de 15 años han determinado una evolución hacia el mismo tipo de matorral que el que existía donde estas repoblaciones se implantaron en su día. Sin embargo, las repoblaciones recientes no manifiestan este mismo comportamiento si bien esto podría ser debido a la falta de tiempo de evolución considerado en este estudio. Con los resultados de los que se dispone, las características y localización de las repoblaciones antiguas —en las mayores altitudes y realizadas con escasa maquinaria— se pueden considerar como más recomendables que las repoblaciones modernas.

5) El estudio de la influencia que las actividades de explotación tienen sobre parámetros globales —macroscópicos— de los ecosistemas como la cobertura, riqueza específica y diversidad, ha permitido destacar tipos de actividades cuyos efectos sobre estos parámetros difieren o se asemejan a los que resultarían de una evolución natural de los ecosistemas de matorral. Así algunas actividades de explotación resultan más recomendables que otras, como es el caso de la extracción de leña y de la corta de pino, cuya incidencia sobre los parámetros analizados se asemeja más a los que se derivarían de la ausencia de explotación, aumentando los valores de riqueza y diversidad. Por el contrario, los incendios, la ganadería y la limpieza reciente, ocasionan consecuencias contrarias a las mencionadas, afectando de forma diferente a los parámetros analizados según la actividad. Concretamente, los incendios tienden a disminuir la cobertura del matorral lo que podría tener consecuencias añadidas desfavorables a la explotación forestal —disminución de hojarasca aportada al suelo, formación de humus, etc.—, mientras que la ganadería y la limpieza reciente inciden negativamente sobre la riqueza y diversidad. Hay que hacer notar que lo que aquí se considera efecto negativo de la ganadería, podría estar motivado no tanto por su elevada densidad, que ha disminuído en los últimos años, sino por una distribución inadecuada de la carga ganadera que debería ser regulada.

IX. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Abril, M., Gracia, C.A., Sabaté, S., Sala, A. y Serrasolas, I. 1981. Evolució de l'estructura vertical en plantes mediterrànies deprés d'un incendi. Quarderns d' ecologia aplicada.
- Abugov, R. 1982. Species diversity and phasing of disturbance. Ecology, 63(2): 289-293.
- Alatalo, R. y Alatalo, R. 1977. Components of diversity: multivariate analysis with interaction. Ecology, 58: 900-906.
- Allan, J. D. 1975. Components of Diversity. Oecologia, 18: 359-367.
- Allué, J.L. 1966. Subregiones fitoclimáticas de España. Ministerio de Agricultura. I.F.I.E. Madrid. 205 pp.
- Anderson, R.C. y Schwegman, J. E. 1991. Twenty years of Vegetation change on a Southern Illionis Barren. Natural Areas Journal, 11(2): 100-107
- Austin, M.P. 1975. Role of Regression analysis in plant ecology. Proc. Ecol. Soc. Aust., 6: 63-75.
- Austin, M.P. 1977. Use the ordination and other multivariate descriptive methods to study succession. Vegetatio, 35: 165-175
- Austin, M.P. 1987. Models for the analysis of species response to environmental gradients. Vegetatio, 69: 35-45.
- Backéus, I. 1992. Distribution and vegetation dynamics of humid savannas in Africa and Asia. Journal of Vegetation Science, 3: 345-356.
- Barrientos, F. 1977. Los montes y el medio ambiente en España. Boletín Informático del Medio Ambiente. CIMA, Madrid.
- Becker, M., Bonneau, M. y Le Tacon, F. 1992. Long-term vegetation changes an 'Abies alba' forest: natural development compared with response to fertilization. Journal of Vegetation Science, 3: 467-474.
- Beerling, D.J. 1991. The effect of riparian land use on the occurrence and abundance of Japanese Knotweed 'Reynotria japonica' on selected Rivers in South Wales. Biological Conservation, 55: 329-337.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. 1987. Ecology: individuals, populations and communities. Ed. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 886 pp.
- Belbin, L. 1987. PATN: Pattern analysis Package. Reference Manual. CSIRO. Division of Wildlife and Rangelands. Reseach. Camberra.
- Belsky, A.J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. Journal of Vegetation Science, 3: 187-200
- Benayas, J. 1990. Paisaje y Educación ambiental. Evaluaciones de cambios de actitudes hacia el entorno. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Madris.

- Benzecri, J.P. 1970. L'analyse des données. L'analyse des correspondances. Dunot. Paris.
- Berryman, A.A. 1986 Forest insects. Principles and practices of population management. Plenum, Press, New York.
- Box, O.E. 1981. Predicting physiognomic vegetation types with climate variables. Vegetatio, 45: 127-139.
- Boyden, S. 1987. Western civilization in biological perspective. Patterns in Biohistory. Oxford Science Publication. Clarendon Press. Oxford.
- Brillouin, L. 1962. Science and information theory. Academic Press, New York.
- Brundtland, G.H. Pte. Comisión Mundial de medio Ambiente y Desarrollo. 1987. Nuestro futuro común. Alianza Editorial. Madrid. 460 pp.
- Buen y del Cos, O. de, 1883. Zona central de la Península Ibérica. Anales de la R.S.H.N., 12: 421-440.
- Cancela da Fonseca, J.P. 1991. Forest management: impact on soil microarthropods and soil microorganisms. Rev. Ecol. Biol. Sol., 27 (3): 269-283.
- Carnes, B.A. y Slade, N.A. 1982. Some comments on niche analysis in canonical space. Ecology, 63(4): 888-893.
- Casado, M.A., de Miguel, J.M., Montalbo, J. y Pineda, F.D. 1991. La diversidad biológica en España. ADENA. WWF. España. (in press).
- Casado, M.A., de Miguel, J.M., Sterling, A., Peco, B., Galiano, E.F. y Pineda, F.D. 1985. Production and spatial structure of Mediterranean pastures in different stages of ecological succession. Vegetatio, 64: 75-86.
- Casado, S. 1991. Pioneros de la conservación de la naturaleza en España. Quercus, 70: 32-38.
- Cody, S.L. y Mooney, H.A. 1978. Convergence versus nonconvergence in mediterranean-climate ecosystems. Ann. Rev. Ecol. Syst., 9: 265-321
- Collins, S.L. y Barber, S.C. 1985. Effects of disturbance on diversity in mixed-grass prairie. Vegetatio, 64: 87-94.
- Connell, J.H. y Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. The American Naturalist, 111: 1119-1144.
- Cook, C.W. 1960. The use of multiple regression and correlation in biological investigations. Ecology, 41, 556-560.
- Cordier, B. 1965. L'Analyse factorielle des correspondances. Thèse 3ème cycle. Rennes.
- Cowling, R.M. y Campbell, B.M. 1980. Convergence in vegetation structure in the mediterranean communities of California, Chile and South Africa. Vegetatio, 43: 191-197.
- Czárán T. y Bartha, S. 1992. Spatio temporal dynamic-models of plant populations and communities. Trends Ecol. Biol., 7(2): 38-42.
- Charley, J.L. y West, N.E. 1975. Plant-induced soil chemical patterns in some shrub-dominated semi-desert ecosystems of Utah. Journal of Ecology, 63: 945-964.

- Chesson, P.L. y Case, T.J. 1986. Overview: nonequilibrium community theories: chance, variability, history, and coexistence. In: Diamond, J.M., Case, T.J. (eds). Community ecology, 229-239. Harper & Row. New York.
- Dale, V.H., Mann, L.K., Ulson, R.J., Johnson, D.W. y Dearstone, K.C. 1990. The long-term influence of past land use on the Walker Branch forest. Landscape Ecology, 4(4): 211-224
- De Frutos Gómez, M. 1991. Análisis de la oferta de Espacios recreativos en la Sierra del Guadarrama. En: Directrices para una ordenación integral de los Montes de U. P. de la propiedad y término de los Ayuntamientos de Cercedilla y Navacerrada. Comunidad de Madrid. (No publicado).
- De Miguel Garcinuño, J.M. 1988. Estructura de un sistema silvopastoral de Dehesa. Vegetación, habitats y uso del territorio por el ganado. Tesis doctoral. Fac. Biología. Universidad Complutense de Madrid.
- De Miguel, J.M., Rodríguez, M.A. y Gómez-Sal, A. 1991. Detection of temporal behaviour patterns of free-ranging cattle by means of diversity spectra. Pirineos, 137: 51-64.
- De Nicolás, J.P., Casado, I.G. y San Juan, J.G. 1979. Climatología básica de la subregión de Madrid. COPLACO-M.O.P. Madrid.
- De Pablo, C.L., Peco, B., Galiano, E.F., de Nicolás, J.P. y Pineda, F.D. 1982 Space-time variability in mediterranean pastures analyzed with diversity parameters. Vegetatio, 50: 113-125.
- De Pablo, C.L., Hicar, A., Martín de Agar, P., Pineda, F.D., 1989. Indicadores vegetales en cartografía ecológica. II. Interés cartográfico de la variabilidad ecológica. Studia oecologica, 6: 144-163.
- De Pablo, C.T.L. 1987. Síntesis ecológico cartográfica de un territorio extenso: Ensayo metodológico sobre la variabilidad espacial de la provincia de Madrid. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.
- Delarze, R., Caldelari, D. y Hainard, P. 1991. Effects of fire on forest dynamics in southern Switzerland. Journal of Vegetation Science, 2: 55-60
- Di Castri, F. 1981. Mediterranean-type shrublands of the world. In: Di Castri, F., Goodal, D. W. y Specht, R. L. (eds.). Mediterranean-type shrublands: 1-32. Elsevier. Amsterdam.
- Díaz Pineda, F. 1975. Estudio numérico del matorral del área de Cercedilla y Navacerrada (Sierra de Guadarrama). Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. 320 pp.
- Díaz Pineda, F. 1985a. Biocenosis y ecosistemas: Inventario y análisis estructural. In: V. Belloch, et al., Evaluaciones del impacto ambiental. Dirección General del Medio Ambiente. M.O.P.U.
- Díaz Pineda, F. 1985b. Impactos ambientales sobre biocenosis y ecosistemas: In: V. Belloch, et al., Evaluaciones del impacto ambiental. Dirección General del Medio Ambiente. M.O.P.U.
- Díaz Pineda, F. y González-Bernáldez, F. 1975. Experiencia obtenida con modelos de regresión múltiple para la descripción del habitat de matorrales. Anal. Inst. Bot. Cavanilles, 32 (2): 1333-1349.

- Díaz Pineda, F. y Valenzuela Rubio, M. 1989. Los espacios naturales en áreas urbanas y periurbanas. Supervivencia de los Espacios naturales. Ministerio de Agricultura , Pesca y Alimentación. Madrid. 335-347.
- Draper, N.R. y Smith, H. 1966. Applied regression analysis. Wiley. N. York.
- Drury H.W. y Nisbet, I.C.T. 1973. Succession. The Arnold Arbor J., 54(3): 331-368.
- Dueser, R.D. y Shugart, H.H.Jr. 1979. Niche pattern in forest-floor small-mammal fauna. Ecology, 60(1): 108-118.
- Echechurri, H. y otros. 1983. Diez años después de Estocolmo. Desarrollo, medio ambiente y supervivencia. CIFCA. Madrid.
- Elton, C. 1927. Animal Ecology. Sidgwick & Jackson. London. 209 pp.
- Emberger, L. 1955. Une classification biogéographique des climats. Rev. Trav. Lab. Bot. Fac. Sci. Montpellier. 7: 3-43.
- Fisher, R.A. 1936. The use of multiple measurements in taxonomic problems. Ann. Eugen., 7: 179-199.
- Flohn, H. 1968. Clima y tiempo.
- Floret, C., Galan, M.J., LeFloc'h, E., Orshan, G. y Romane, F. 1990. Growth form and phenomorphology traits along a environmental gradient: tools for studying vegetation?. Journal of Vegetation Science, 1: 71-80.
- Fulton, M.R. 1991. Simulation modeling of the effects of site conditions and disturbance history on a boreal forest landscape. Journal of Vegetation Science, 2: 603-612.
- Galiano, E.F., Castro, I. y Sterling, A. 1987. A test for spatial pattern in vegetation using a Monte-Carlo simulation. Journal of Ecology, 75: 915-924.
- García Abril, A. 1984. Recuperación de tierras: los matorrales de Madrid. Tesis doctoral. E. T. S. Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- Gauch Jr, H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge. University Press.
- Gibson, C.W.D. 1986. Management history in relation to changes in the flora of different habitats on an Oxfordshire Estate, England. Biological conservation, 38: 217-232.
- Gibson, C.W.D. y Brown, V.K. 1985. Plant succession: theory and application. Progress in Physical Geography 9: 473-493.
- Gibson, C.W.D. y Brown, V.K. 1991. The effects of grazing in local colonization and extinction during early succession. Journal of Vegetation Science, 2: 291-300.
- Godron, M. 1966. Application de la théorie de l'information a l'étude de l'homogénéité et de la structure de la végétation. Oecol. Plant., 1: 187-197.
- González-Bernaldez, F y Levassor, C. 1991. Estudio de las comunidades herbáceas. En: Directrices para una ordenación integral de los Montes de U. P. de la propiedad y término de los Ayuntamientos de Cercedilla y Navacerrada. Comunidad de Madrid. (No publicado).
- González-Bernaldez, F. 1981. Ecología y paisaje. Ed. Blume. Madrid.

- González-Bernáldez, F., Montserrat Recoder, P. y Gil Criado, A. 1968. Elaboración automática de datos fitosociológicos. Bol. R.S.H.N., 6: 151-176.
- Goodall, D.W. 1954. Vegetational classification and vegetational continua. Angewan. Pflanzen. soz., 1: 168-182.
- Greign-Smith, P. 1957. Quantitative plant ecology. Blackwell. Oxford.
- Grinnel, J. 1917. The niche relationships of The California Thraster. Ausk., 21: 364-382.
- Grinnel, J. 1928. The presence and absence of animals. Univ. Calif. Chronicle, 30: 429-250.
- Habeck, J.R. 1968. Forest succession in the Glacier Park Cedar-Hemlock Forests. Ecology, 49(5): 872- 881.
- Hanski, I. 1982. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. Oikos, 387: 210-221.
- Harman, H.H. 1976. Modern Factor Analysis. Universidad Chicago Press. Chicago.
- Hatley, C.L. y Mac Mahon, J.A. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. Entomological Society of America, 9: 632-639.
- Hill, M.O. y Gauch, Jr. H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. Vegetatio, 42: 47-58.
- Hotelling, H. 1933. Analysis of a complex of statistical variables into Principal Components. J. Educ. Psychol. 24: 417-520.
- Hughes, J.W. y Fahey, T.J. 1991. Colonization dynamics of herbs and shrubs in a disturbed northern hardwood forest. Journal of Ecology, 79: 605-616.
- Hutchinson, G.E. 1951. Copepodology for the ornithologist. Ecology, 52: 571-577.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. on Quant. Biol., 22: 415-427.
- Hutchinson, G.E. 1961. The paradox of plankton. Am. Nat., 95: 137-145.
- Izco, J. 1984. Madrid verde. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Jarratón, G.A. 1969. Plant ecology: a unifying model. J. Ecol., 57: 245-250.
- Kershau, A.K. 1973. Quantitative and dynamic plant ecology. Arnold Publ., Londonn.
- Kreutzwiser, R.D. y Wright, C.S. 1990. Factors influencing Integrated forest management on private industrial forest land. Journal of Enviromental Managemet, 30: 31-46.
- Kubiëna, W.L. 1953. The soils of Europe. Illustrate diagnosis and systematics. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Lebart, L et Fenelon, J.P. 1971. Statistique et infomatique appliqueés. Dunod, Paris.
- Lee, R.B. y De Vou, I. 1968. Man the hunter. Aldim. New York
- Legendre, L. y Legendre, P. 1979. Ecologie numerique. Le traitement multiple des données ecologiques. Masson. Paris.
- López Lillo, A. 1992. Situación actual de la Sierra del Guadarrama. In: Amigos de la Sierra del Guadarrama. (ed.). La Sierra del Guadarrama.

- Loucks, O.L. 1970. Evolution of diversity efficiency and community stability. Amer. Zoologist, 10: 17-25.
- Maarel, E. van der, 1988. Species diversity in plant communities in relation to structure and dynamics. En: Vegetation Structure and Plant form. Durins, H.J., Werger, M.J.A. y Willens, H.J. eds. SPB. Academic Publishing by. The Hague
- Mac Mahon, J.A. 1980. Ecosystems over time: succession and other types of change. Forest: Fresh perspectives from ecosystems analysis. Proceeding of the 40th Annual Biology Colloquium (1979). Oregon St. University Press. Corvallis.
- Marañón Arana, T. 1985. Diversidad florística y heterogeneidad ambiental en una dehesa de Sierra Morena. Anales de Edafología y Agrobiología, 44 (7-8): 1183-1197.
- Margalef, R. 1968. Perspective in ecological theory. University Chicago Press.
- Margalef, R. 1974. Ecología. Ed. Omega. Barcelona. 236 pp.
- Margalef, R. 1979. The organization of space. Oikos, 33: 152-159.
- Margalef, R. 1986. Sucesión y evolución: su proyección biogeográfica. Paleontol. Evol., 20: 7-26.
- Margalef, R. 1991. Reflexiones sobre la diversidad y significado de su expresión cuantitativa. in: Pineda, F.D., Casado, M.A., de Miguel, J.M y Montalvo, J. (eds) Diversidad biológica/Biological diversity. Fundación Areces-SCOPE-WWF.
- Margalef, R. y Gutierrez, E. 1983. How to introduce connectance in the frame of an expression for diversity. The American Naturalist, 121(5): 601-607.
- Maurer, B.A. 1990 The relationship between distribution and abundance in a patchy environment. Oikos, 52(2): 181-189.
- May, R.M. 1973. Stability and complexity in model ecosystems. Princenton University Press. Princenton.
- McArthur, R.H. 1965. Patterns of species diversity. Biol. Rev., 40: 510-533.
- Mills, F.C. 1955. Statistical Methods. Holt. N. York.
- Mollá Ruiz-Gómez, M. 1992. El conocimiento naturalístico de la Sierra del Guadarrama. Ciencia, educación y recreo. En: Gómez Mendoza y Ortega Cantero, N. (eds). Naturalismos y geografía de España. Fundación Banco Exteriro. Colección investigaciones.
- Montalvo Rodríguez, Javier 1992. Estructura y función de pastizales mediterráneos. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Complutense de Madrid.
- Montalvo, J., Casado, M.A., Levassor, C. y Pineda, F.D. 1991. Adaptation of ecological systems: compositional patterns of species and morphological and functional traits. Journal of Vegetation Science, 2: 655-666
- Moss, R. 1989. Management of heather for game and livestock. Botanical Journal of the Linnean Society, 101(3): 301-306.
- Noble, I.R. y Slatyer, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. Vegetatio, 43: 5-21.

- O'Leary, J.F. 1990. Post-fire diversity patterns in two subassociations of Californian coastal sage scrub. Journal of Vegetation Science, 1: 173-180
- Odum, E.P. 1969. Fundamentals of Ecology. 3ª ed. Sanders, Philadelphia. 574 pp.
- Odum, E.P. 1972. Ecología. Ed. Interamericana. México. 639 pp.
- Orlaci, L. 1967. An agglomerative method for classification of plant communities. Journal of Ecology, 55: 193-206.
- Parmenter, R.R. y Mac Mahon, J.A. 1983. Factors determining the abundance and distribution of rodents in a shrub-steppe ecosystems: The role of shrubs. Oecologia, 59: 145-156.
- Parrish, J.A.D. y Bazzaz, F.A. 1979. Difference in pollination niche relationships, in early and late successional plant communities. Ecology, 60(3): 597-610.
- Parsons, D.J. 1976. Vegetation structure in the mediterranean scrub communities of California and Chile. Journal of Ecology, 64: 435-447.
- Peco, B., del Río, R. y Díaz-Pineda, F. 1980. Planteamiento de estudios de evaluación de impactos ambientales debidos a contaminación. Ingeniería Química: 115-119.
- Peco, B., Levassor, C. y Pineda, F.D. 1983. Diversité et structure spatiale de pâturages méditerranéens en cours de succession. Ecologia mediterranea, 9 (3-4): 223-234.
- Pedraza, J. 1989. El relieve del Sistema Central Español. En: Fernández Galino *et al.*, (eds). La Naturaleza de Madrid. Consejería de Agricultura y Ganadería. Comunidad Autónoma de Madrid.
- Pedraza, J., Villasanta, R., Centeno, J., Fernández, P. 1991. Geomorfología. In: Directrices para la ordenación integral de los Montes de U. P. de la propiedad y término de los Ayuntamientos de Cercedilla y Navacerrada. Comunidad de Madrid. (No publicado).
- Peet, R.K. 1974. The measurement of species diversity. Ann.Rev.Ecol.Syst, 5: 285-307.
- Pianka, E.R. 1967. On lizard species diversity: North American flatland deserts. Ecology, 48(3): 333-351.
- Pianka, E.R. 1975. Niche relations of desert lizards. En: Cody, L.M. y Diamond, J.P. (eds). Ecology and evolution of communities, 292-314. Harvard University Press. Cambridge.
- Pianka, E.R. 1978. Evolutionary Ecology. Harper and Row Publisher. New York. 365 pp.
- Picker, S.T.A., Collins, S.L. y Arnesto, J.J. 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. Vegetatio, 69: 109-114.
- Pielou, E.C. 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley, New York.
- Pielou, E.C. 1972. Niche width and niche overlap: a method for measuring them. Ecology, 53 (4): 687-692.
- Pielou, E.C. 1975. Ecological diversity. Wiley-Interscience, Publ., London, 115 pp.
- Pielou, E.C. 1977. Mathematical Ecology. John Wiley y Sons. Inc. U. S. A.
- Pignatti, S. 1978. Evolutionary trends in mediterranean flora and vegetation. Vegetatio, 37(3): 175-185.

- Pineda, F.D. , De las Heras, P. , Herrera, P., Serrano, J., Guillén, F.D. y Aranda, Y. 1989. Evaluación y seguimiento de las incidencias ambientales de la Central Nuclear de Trillo I. (Guadalajara). Informe técnico.
- Pineda, F.D., Casado, M.A., Peco, B., Olmeda, C.y Levassor, C. 1987. Temporal changes in therophytic communities across the boundary of disturbed-intact ecosystems. Vegetatio, 71: 33-39.
- Pineda, F.D., de Nicolás, J.P., Pou, A. y Galiano, E.F. 1981a. Ecological succession in oligotropic pastures of Central Spain. Vegetatio, 44: 165-176.
- Pineda, F.D., de Nicolás, J.P., Ruiz, M., Peco, B. y Bernáldez, F.G. 1981b. Succession, diversité et amplitude de niche dans les pâturages du Centre de la péninsule ibérique. Vegetatio ,47: 267-277.
- Pineda, F.D., de Pablo, C.L., Casado, M.A., de Miguel, J.M. 1988. Ecological structures recognized by means of entropy analysis: assessment of differences between entropy values. J. Theor. Biol., 135: 283-293.
- Rivas Martínez, S. 1982. Etages bioclimatiques, secteurs chorologiques et séries de végétation de l'Espagne méditerranéenne. Ecología mediterránea. 8: 275-288.
- Ruiz Perez, M. 1980. Características de la variación de pastizales semiáridos en zonas graníticas del Centro de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma. Madrid.
- Sainz Herraiz, C. 1992. El paisaje del Guadarrama. En: Amigos de la Sierra del Guadarrama. (ed.). La Sierra del Guadarrama.
- Salo, J., Kalliola, R., Häkkinen, I., Mälikinen, I., Niemelä, P., Puhakka, M. y Coley, P. D. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. Nature, 322: 254-258.
- Shannon, C. y Weaver, W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbana.
- Shimida, A. 1986. Mediterranean animal plants, richness and evolution of the annual flora of the Mediterranean basin. Rotem, 18: 57-69.
- Shimida, A. y Burgess, T.L. 1988. Plant growth-form strategies and vegetation type in arid environments. Durins, H.J., Werger, M.J.A. y Willens, H.J. (eds). Vegetation Structure and Plant form. SPB. Academic Publishing by. The Hague.
- Shimida, A. y Wilson, M.V. 1985. Biological determinants of species diversity. Journal of Biogeography, 12: 1-20.
- Shugart, H H. 1980. The ecological niche. In Mc Graw Hill.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. Nature, 163: 688.
- Snedecor, F. 1980. Métodos estadísticos. Compañía Editorial Continental. Méjico.
- Sokal, R. y Rohlf, F.J. 1979. Biometría. Principios y métodos estadísticos de la investigación biológica. Ed. Blume. Madrid. 832 pp.

- Stampfli, A. 1991. Accurate determination of vegetational change in meadows by successive point quadrat analysis. Vegetatio, 96: 185-149.
- Sykes, M.T. y Maarel, E. van der .1992. Spatial and temporal patterns of mobility in plant communities. Abstract Symposium of the Working Group for theoretical Vegetation Science. Toledo.
- Tansley, A.G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology, 16: 284-307.
- Ter Braak, C.J.F. 1963. Principal components biplots and alpha and beta diversity. Ecology, 64 (3), 454-462.
- Thorhallsdóttir, T.E. 1990. The dynamics of five grasses and white clover in a simulated mosaic sward. Journal of Ecology, 78: 90-923.
- Tomaselli, R. 1976. La dégradation du maquis méditerranéen. Notes techniques du MAB2. UNESCO. Paris.
- Usher, M.B. 1991. Biodiversity: A scientific challenge for resource managers in the 1990s. En: F.D. Pineda et al., (eds). Diversidad biológica/Biological diversity. Fund. Areces-SCOPE-WWF. Madrid.
- Van Groenewoud, H. 1992. The robustness of Correspondence, Detrended correspondence and TWINSpan analysis. Journal of Vegetation Science, 3: 239-246.
- Van Groenewoud, H. 1965. Ordination and classification of Swiss and Canadian coniferous forest by various biometric and other methods. Rev. Geobot. Int. Rübe, 36.
- VVAA. 1974. Estudios básicos para una ordenación integral. Montes de Cercedilla y Navacerrada. Monografía nº 1. Mº de Agricultura. Instituto Nacional de la Conservación de la Naturaleza.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. JASA, 58.
- Waring, R.H. y Schlesinger, W. H. 1985. Forest Ecosystems. Concepts and Management. Academic Press, INC. Harcourt Brace Jovanovich, Publishers.
- Westman, W.E. 1991. Measuring realized niche space: climatic response of Chaparral and Coastal sage scrub. Ecology, 72(5): 1678-1684.
- Whittaker, R.H. 1960. Evolution and measurement of species diversity. Taxon, 21(2/3): 213- 251.
- Whittaker, R.H. (ed.) 1978. Ordination of plant communities, Junk, La Haya.
- Whittaker, R.H., Levin, S.A. y Root, E.B. 1973. Niche, habitat and ecotone. The American Naturalist, 107(955): 321-338.
- Willens, J.H. 1983. Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. Vegetatio, 52: 171-180.

ANEXO 1

Nomenclatura de las especies de la zona según Flora Europea, Tutin et al., 1964-1980.

<i>Adenocarpus hispanicus</i>	(Lam.) D.C.
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	(L.) Sprengel
<i>Arenaria montana</i>	L.
<i>Armeria caespitosa</i>	Vicioso y Beltan
<i>Arnoseris minima</i>	(L.) Schweig. et Koe
<i>Artemisia glutinosa</i>	(Gay ex Besse) Batt
<i>Cistus ladanifer</i>	L.
<i>Cistus laurifolius</i>	L.
<i>Crataegus monogyna</i>	Jacq
<i>Cytisus oromediterraneus</i>	Rivas-Martínez, Díaz, Prieto, Loidi y Penas
<i>Cytisus scoparius</i>	(L.) Link
<i>Daphne gnidium</i>	L.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	L. Trin
<i>Erica arborea</i>	L.
<i>Festuca ovina</i> ssp. <i>indigesta</i>	St. Yves
<i>Festuca rubra</i>	L.
<i>Fraxinus angustifolia</i>	Vahl
<i>Gagea gadarramica</i>	(Terrac) Stroh
<i>Genista cinerea</i>	(Willd) D.C.
<i>Genista florida</i>	L.
<i>Helianthemum apenninum</i>	(L.) Miller
<i>Helicrysum stoechas</i>	(L.) Moench
<i>Juniperus oxycedrus</i>	L.
<i>Juniperus communis</i> ssp. <i>nana</i>	L.
<i>Lavandula stoechas</i> ssp. <i>pedunculata</i>	L. (Millaer) Samplez Rozeira
<i>Lonicera etrusca</i>	G. Santi
<i>Lonicera periclymenum</i>	L.
<i>Luzula lactea</i>	(Link) E.H.: F. Meyer.
<i>Nardus stricta</i>	L.
<i>Ononis spinosa</i>	L.
<i>Pinus sylvestris</i>	L.
<i>Pteridium aquilinum</i>	L.
<i>Quercus faginea</i>	Lam.
<i>Quercus pyrenaica</i>	Willd
<i>Quercus rotundifolia</i>	Lam.
<i>Ranunculus gregarius</i>	Brot
<i>Rhamnus cathartica</i>	L.
<i>Rhamnus frangula</i>	L.
<i>Salix cinerea</i>	L.
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	L.
<i>Teesdalia nuda</i>	(L.) R.Br.
<i>Thymus mastichina</i>	L.
<i>Thymus zygis</i>	L.

ANEXO 2

Resultados del muestreo del año 1975. En las columnas, el primer número corresponde al de la parcela de muestreo; los siguientes corresponden a: 2.- *Cistus ladanifer*, 3.- *Cistus laurifolius*, 4.- *Lavandula stoechas* ssp. *pedunculata*, 5.- *Thymus zygis*, 6.- *Santolina rosmarinifolia*, 7.- *Artemisia glutinosa*, 8.- *Cytisus promediterreneus*, 9.- *Thymus mastichina*, 10.- *Daphne genkwa*, 11.- *Holanthus laniflorus*, 12.- *Gomphocarpus*, 13.- *Cytisus scoparius*, 14.- *Gomphocarpus*, 15.- *Adenocarpus hispanicus*, 16.- *Quercus pyrenaica*, 17.- *Juniperus communis* ssp. *pana*, 18.- *Ficus alba*, 19.- *Juniperus oxycedrus*, 20.- *Holanthus laniflorus*, 21.- *Cornus agrostica*, 22.- *Buxus* ssp., 23.- *Buxus* ssp., 24.- *Prunus spinosa*, 25.- *Quercus robur*, 26.- *Crataegus monogyna*. (1)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
P1	0	30	180	775	400	60	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P2	0	250	445	525	305	0	0	0	0	0	105	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P3	0	55	170	475	150	60	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P4	0	1220	1110	25	360	30	0	0	0	0	0	0	100	0	0	10	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0
P5	0	1185	790	20	0	0	0	0	0	0	0	0	545	0	0	0	0	230	0	250	0	0	0	0	0	0
P6	0	1065	880	55	500	0	0	0	0	0	0	380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P7	0	1820	380	120	965	0	0	0	0	0	0	295	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0	0	0	0	0
P8	0	490	80	0	210	0	0	0	0	0	0	100	0	0	140	0	0	0	210	0	185	0	0	0	0	0
P9	0	180	690	140	555	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	120	0	0	0	0	0	0	0	0
P10	0	820	70	0	200	195	0	0	0	0	0	240	0	0	0	0	0	0	0	140	280	140	0	0	0	0
P11	0	1480	580	0	100	0	0	170	0	0	0	150	0	0	0	0	0	0	0	90	370	105	0	0	0	0
P12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2230	0	0	0	0	480	0	270	0	0	0
P13	0	55	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1740	0	0	0	0	5	0	125	0	0	0
P14	0	50	50	0	310	190	0	0	0	30	1100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	150	390	0	0	0	0
P15	0	1200	940	0	130	0	0	0	0	0	380	0	0	0	0	0	0	0	0	0	150	0	0	0	0	0
P16	0	1690	530	0	220	0	0	110	0	0	810	1110	0	0	0	30	0	0	0	0	70	30	10	0	0	0
P17	0	1470	0	0	0	0	0	30	0	0	0	680	0	0	0	0	0	0	0	0	0	70	0	0	0	0
P18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	145	210	0	3000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P19	0	0	0	0	0	0	380	0	0	0	0	20	1015	0	0	410	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P20	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	30	150	0	500	0	0	0	0	0	340	520	0	0	0	0
P21	0	0	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	210	0	1590	230	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P22	25	2570	1750	0	0	0	0	310	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P23	130	2770	2145	0	0	0	0	325	40	0	0	0	0	0	0	0	275	50	0	0	0	0	0	0	0	0
P24	0	2240	1885	0	0	0	0	370	0	0	0	0	0	0	0	0	480	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P25	0	1805	1855	0	0	0	0	140	0	0	0	0	0	0	0	350	35	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P26	0	1740	2220	0	0	0	0	365	50	0	0	0	0	0	0	220	25	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P27	0	1485	600	1520	30	0	0	0	0	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P28	0	910	50	1830	310	0	0	90	0	310	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	160	0	70	0	0	0
P29	0	2100	200	880	200	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P30	0	1440	520	920	295	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0
P31	0	2530	0	0	0	0	30	0	0	0	0	670	30	0	505	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P32	0	2050	0	0	0	0	0	0	0	0	0	330	0	0	0	350	0	0	0	0	0	50	170	0	0	0
P33	0	2770	0	95	0	0	0	0	0	0	0	210	0	0	0	320	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P34	0	1350	0	0	120	0	0	0	0	0	0	630	0	0	0	0	0	0	0	0	240	500	0	0	0	0
P35	0	1430	0	0	0	0	0	0	0	0	0	280	0	0	0	0	0	0	0	0	195	220	25	0	0	0
P36	0	1000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	520	0	0	0	0	0	0	0	0	285	0	0	0	0	0
P37	0	1090	0	0	0	0	425	0	0	0	0	230	50	0	0	300	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P38	0	2580	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1290	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P39	0	2810	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1345	50	0	55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1130	0	0	0	0	0	0	0	280	1650	0	0	0	0	0
P41	0	100	0	0	0	0	320	0	0	0	0	1745	435	0	50	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
P42	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	650	1215	0	105	0	0	0	0	0	205	500	0	0	0	0
P43	0	0	0	0	0	0	40	0	0	0	80	1755	240	0	30	80	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0
P44	0	0	0	0	0	0	210	0	0	0	0	70	600	0	0	580	0	0	0	0	150	160	0	0	0	0
P45	0	0	0	0	0	0	510	0	0	0	0	350	1350	0	0	830	0	0	0	0	40	430	0	0	0	0
P46	0	0	30	0	950	0	0	600	0	0	0	2050	1110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P47	0	0	0	0	50	0	0	40	0	0	0	1400	300	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P48	0	0	0	0	365	0	0	190	0	0	0	1590	110	0	10	0	0	0	0	0	40	0	0	0	0	0
P49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	260	1210	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320	1090	0	50	0	0	0	0	0	775	1750	0	0	0	0
P51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1200	0	0	0	0	0	0	0	50	995	0	0	0	0
P52	0	0	0	0	0	0	1400	0	0	0	0	0	0	0	0	1910	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P53	0	0	0	0	0	0	870	0	0	0	0	0	0	0	0	2180	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P54	0	0	0	0	0	0	905	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2220	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P55	0	0	0	0	0	0	730	0	0	0	0	0	0	0	0	1775	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P56	0	0	0	0	0	0	1500	0	0	0	0	0	0	0	0	770	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P57	0	0	0	0	0	0	1270	0	0	0	0	0	0	0	0	1340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P58	0	0	0	0	0	0	815	0	0	0	0	0	0	0	0	1100	75	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P59	0	0	0	0	0	0	2265	0	0	0	0	0	0	0	0	880	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P60	0	0	0	0	0	0	1900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P61	0	0	0	0	0	0	2340	0	0	0	0	0														

132

Anexo 4.

Características morfológico-estructurales y adaptativas consideradas para describir la dinámica de las especies.

A. Características estructurales

- A.1. Porte: se distinguen arbustos —caméfitos de 50 cm a 3 m de altura sin troncos bien definidos de naturaleza leñosa— y matas —nanocaméfitos, de 30 a 50 cm de altura y troncos no enteramente de naturaleza leñosa—.
- A.2. Hoja: se consideran varias propiedades referentes a la estructura de la hoja.
 - a. Tamaño medio, calculado como producto del eje mayor por el menor. Según esta propiedad, las hojas se clasifican en grandes —más de 25 cm²—, medianas —de 25 a 0,01 cm²— y pequeñas —menos de 0,01 cm² de superficie—.
 - b. Forma de la hoja, que puede ser extendida —tan larga como ancha—, lineal —alargada y estrecha— o lanceolada —más larga que ancha y acabada en punta—.
 - c. Borde. Se trata de una característica que hace referencia a la orla de la hoja, que puede ser serrada —dentada, con ángulos—, lobulada —con entrantes y salientes— o entera —sin división—.
 - d. Superficie: coriacea —consistencia recia, poco flexible—, glabra —con pelos— o sin ninguna de las estructuras comentadas —no glabra—.
 - e. Persistencia: hojas caducas —caen cada año—, o persistentes —permanecen más de un periodo vegetativo en la planta—.
- A.3. Tallo: se tienen en cuenta dos cualidades
 - a. Consistencia, que puede ser leñosa —tallo lignificado—, flexible —sin lignificación— o de naturaleza intermedia —leñoso en su base y flexible en el extremo más apical—.
 - b. Tipo de crecimiento: horizontal —tendencia a cubrir la superficie del suelo con los tallos y ramas—, espigado —preferentemente vertical— o globoso —forma esférica debido a la profusión de troncos y ramas en la base—.

B. Cualidades funcionales-reproductivas: características que guardan relación a la capacidad potencial de reproducción por parte de la plantas y de tener una extensión espacial en el territorio, cubriendo una zona mayor. Recoge propiedades referentes a las flores y frutos, la capacidad de producción de semillas por la planta y la cooperación que tienen los animales en la dispersión.

- B.1. Flores:
 - a. Número de flores que tiene las inflorescencias: flores aisladas —sólo 1 flor por inflorescencia—, en grupos de 2 a 10 o grupos de más de 10 flores.
 - b. Número de semillas por flor: una, de dos a cinco o más de diez semillas por flor.
- B.2. Fruto: pueden distinguirse hasta seis tipos de frutos, que hemos agrupado en secos y dehiscentes —se abren solos y no poseen una mesocarpio carnoso, agrupa a legumbres y bayas—, los secos indehiscentes, que no se abren solos —nuez y aquenio— y los frutos carnosos —drupas y bayas—.
- B.3. Semillantes: esta cualidad hace referencia a las plantas que producen gran número de semillas.
- B.4. Palatables: característica que indica la posibilidad de que algunas partes de las plantas sean comidas por el ganado; se considera una palatabilidad general (de toda la planta) y de los frutos y flores en particular.

C. Características del biotopo: agrupa algunas cualidades del tipo de biotopo donde se instalan las especies preferentemente.

- C.1. Humedad del suelo: se distingue entre niveles alto, medio y bajo.
- C.2. Calidad del suelo en cuanto a la presencia de elementos químicos de distinto origen, como nitrógeno de origen animal, suelos bien conservados —maduros— y suelos pobres o desaturados.
- C.3. Formación de orla de bosque: capacidad que tienen algunas especies de desarrollar un suelo fértil y profundo alrededor de los bosques, a los que protege de lo herbívoros.

ANEXO 5

Ecuaciones de regresión obtenidas con los datos del muestreo realizado en 1975 y 1990 ⁽¹⁾

Ecuaciones simples

Año 1975

AÑO 1990

Cistus laurifolius

Ecuación	F	R	R ²	signific.	Ecuación	F	R	R ²	signific.
$Y = 1,46 - 0,01X_1$	14,45	0,38	0,14	0,001	$Y = 36,51 - 0,08X_1$	1,34	0,11	0,01	0,250
$Y = 2,25 - 0,02X_2$	5,56	0,22	0,04	0,0202	$Y = 70,83 - 1,13X_2$	14,47	0,35	0,12	0,000
$Y = 2,45 - 0,32X_3$	11,56	0,31	0,10	0,001	$Y = 67,18 - 10,75X_3$	48,6	0,56	0,31	0,000
$Y = 3,2 - 0,05X_4$	31,66	0,48	0,23	0,0001	$Y = 79,54 - 1,17X_4$	40,81	0,53	0,28	0,000
$Y = 1,87 - 6,9E^{-4}X_5$	8,24	0,27	0,07	0,0049	$Y = 42,08 - 0,01X_5$	1,96	0,13	0,02	0,167

Cytisus scoparius

Ecuación	F	R	R ²	signific.	Ecuación	F	R	R ²	signific.
$Y = 1,51 - 0,01X_1$	10,25	0,3	0,09	0,0018	$Y = 31,89 - 0,14X_1$	5,05	0,21	0,05	0,266
$Y = 0,89 - 0,02X_2$	5,56	0,22	0,05	0,0202	$Y = 34,63 - 0,04X_2$	0,02	0,01	$2,4E^{-4}$	0,863
$Y = 2,34 - 0,27X_3$	10,55	0,3	0,09	0,0016	$Y = 57,31 - 8,63X_3$	37,97	0,51	0,26	0,000
$Y = 0,83 + 0,02X_4$	4,27	0,2	0,04	0,0411	$Y = 26,28 + 0,2X_4$	1,11	0,10	0,01	0,294
$Y = 1,58 - 8,7E^{-4}X_5$	0,16	0,04	$1,5E^{-3}$	0,6933	$Y = 37,21 - 0,1X_5$	1,66	0,13	0,02	0,197

Genista florida

Ecuación	F	R	R ²	signific.	Ecuación	F	R	R ²	signific.
$Y = 1,06 + 0,01X_1$	3,96	0,19	0,04	0,0493	$Y = 18,36 + 0,04X_1$	0,66	0,06	0,01	0,419
$Y = -0,14 + 0,04X_2$	22,16	0,42	0,17	0,0001	$Y = 17,4 + 0,02X_2$	0,01	0,01	$4,8E^{-5}$	0,943
$Y = 1,22 - 0,06X_3$	0,55	0,07	0,01	0,4802	$Y = 25,39 - 2,71X_3$	3,91	0,19	0,04	0,505
$Y = -0,17 + 0,03X_4$	20,31	0,4	0,16	0,0001	$Y = 5,33 + 0,35X_4$	4,91	0,21	0,04	0,269
$Y = 0,61 + 8,11E^{-4}X_5$	16,71	0,37	0,14	0,0001	$Y = 13,72 + 0,01X_5$	2,85	0,16	0,03	0,942

Quercus pyrenaica

Ecuación	F	R	R ²	signific.	Ecuación	F	R	R ²	signific.
$Y = 0,68 + 0,1X_1$	15,33	0,36	0,13	0,0002	$Y = 12,63 + 0,01X_1$	4,66	0,21	0,04	0,030
$Y = 0,03 + 0,02X_2$	7,31	0,25	0,06	0,008	$Y = 3,14 + 0,26X_2$	1,8	0,13	0,02	0,183
$Y = 0,8 - 0,05X_3$	0,57	0,07	0,01	0,4505	$Y = 17,49 - 2,17X_3$	3,12	0,17	0,03	0,080
$Y = 0,27 + 0,017X_4$	2,37	0,15	0,02	0,1264	$Y = 5,42 + 0,17X_4$	1,38	0,11	0,01	0,243
$Y = 0,17 + 9,04E^{-4}X_5$	32,6	0,48	0,24	0,0001	$Y = 4,39 + 0,01X_5$	10,98	0,31	0,09	0,001

J. communis ssp. nana

Ecuación	F	R	R ²	signific.	Ecuación	F	R	R ²	signific.
$Y = 1,04 + 3,6E^{-3}X_1$	2,03	0,14	0,02	0,1575	$Y = 25,07 + 0,03X_1$	0,33	0,06	$3,1E^{-3}$	0,565
$Y = 1,44 - 0,1X_2$	2,65	0,16	0,02	0,1064	$Y = 18,58 + 0,27X_2$	1,06	0,10	0,01	0,300
$Y = 0,47 + 0,18X_3$	6,07	0,23	0,06	0,0153	$Y = 7,53 + 6,2X_3$	18,59	0,39	0,15	0,000
$Y = 1,02 - 1,5E^{-4}X_4$	$4,2E^{-4}$	$2,0E^{-3}$	$4E^{-6}$	0,9637	$Y = 24,73 - 9,9E^{-4}X_4$	$3,1E^{-5}$	$5,3E^{-4}$	$2,9E^{-7}$	0,996
$Y = 0,9 - 2,4E^{-4}X_5$	1,51	0,12	0,01	0,222	$Y = 22,78 - 2,8E^{-3}X_5$	0,46	0,07	$4,5E^{-3}$	0,497

Cytisus oromediterraneus

Ecuación	F	R	R ²	signific.	Ecuación	F	R	R ²	signific.
$Y = 1,08 + 0,01X_1$	15,61	0,36	0,13	0,0001	$Y = 25,32 + 0,18X_1$	8,74	0,28	0,08	0,004
$Y = 1,27 - 0,01X_2$	0,71	0,06	0,01	0,4013	$Y = 1,45 + 0,74X_2$	7,62	0,26	0,07	0,000
$Y = 0,29 + 0,27X_3$	12,03	0,32	0,1	0,0008	$Y = -8,98 + 11,66X_3$	103,45	0,7	0,49	0,000
$Y = 0,43 + 0,02X_4$	4,8	0,21	0,04	0,0306	$Y = 16,39 + 0,19X_4$	1,09	0,1	0,01	0,300
$Y = 0,91 + 2,6E^{-4}X_5$	1,53	0,12	0,01	0,2184	$Y = 29,71 - 0,01X_5$	4,97	0,21	0,04	0,028

⁽¹⁾ Las variables físicas representadas mediante "X" corresponden a:X₁: orientación medida en grados de declinación respecto a un eje dirigido de NW a SE. Varía de -90 a +90.X₂: pendiente, medida en %. El intervalo de variación encontrado en la zona es de 0 a 60.X₃: altitud sobre el nivel del mar. El intervalo encontrado en el área va de 1.200 a 2.200 metros.X₄: posición noroccidental, medida en Hms, a lo largo de un gradiente de dirección SE-NW. Varía de 0 a 80.X₅: cobertura de *Pinus sylvestris*, medida en cms.

Ecuaciones múltiples de primer grado

Cistus laurifolius

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$76,60 - 0,04X_1 - 0,56X_2 - 4,94X_3 - 0,48X_4 - 0,00X_5$	19,8	0,70	0,49	< 0,01
1990	$118,5 + 0,06X_1 - 0,51X_2 - 10,06X_3 - 0,9X_4 - 0,01X_5$	27,49	0,78	0,57	0,0001

Cytisus scoparius

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$25,50 - 0,06X_1 - 0,01X_2 - 7,26X_3 + 0,51X_4 - 0,00X_5$	10,4	0,60	0,35	< 0,01
1990	$45,6 - 0,1X_1 + 0,2X_2 - 9,06X_3 + 0,33X_4 - 0,01X_5$	11,01	0,59	0,53	0,0001

Genista florida

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$3,60 + 0,05X_1 + 0,26X_2 - 3,81X_3 + 0,35X_4 + 0,00X_5$	5,9	0,47	0,22	< 0,01
1990	$16,89 + 0,7X_1 - 0,26X_2 - 3,01X_3 + 0,41X_4 + 4,39E-05X_5$	2,75	0,34	0,12	0,022

Quercus pyrenaica

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$10,90 + 0,14X_1 + 0,02X_2 - 2,06X_3 - 0,10X_4 + 0,01X_5$	12,0	0,61	0,37	< 0,01
1990	$7,02 + 0,1X_1 + 0,06X_2 - 2,36X_3 + 0,12X_4 + 0,01X_5$	4,05	0,41	0,17	0,0021

J. communis ssp. nana

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$-12,50 - 0,05X_1 - 0,13X_2 + 3,29X_3 + 0,36X_4 - 0,00X_5$	12,6	0,62	0,36	< 0,01
1990	$1,85 - 0,03X_1 + 0,22X_2 + 6,51X_3 - 0,15X_4 + 0,01X_5$	4,19	0,41	0,17	0,002

Cytisus oromediterraneus

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$-10,41 + 0,06X_1 - 0,15X_2 + 5,20X_3 + 0,27X_4 - 0,00X_5$	26,7	0,75	0,57	< 0,01
1990	$-12,06 + 0,06X_1 + 0,42X_2 + 1,74X_3 - 0,03X_4 - 0,01X_5$	25,9	0,75	0,56	0,0001

Ecuaciones múltiples de primer grado por pasos

Cistus laurifolius 1975

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = 55,5 - 0,64 X_4$	63,8	0,61	0,37
2	$Y = 84,0 - 0,77X_4 - 0,36X_2$	36,4	0,64	0,41
3	$Y = 79,1 - 0,49X_4 - 0,60X_2 - 5,29X_3$	32,9	0,69	0,49
4	$Y = 76,2 - 0,49X_4 - 0,55X_2 - 4,85X_3 - 0,04X_1$	25,0	0,69	0,49
5	$Y = 76,6 - 0,48X_4 - 0,56X_2 - 4,94X_3 - 0,04X_1 - 0,00X_5$	19,8	0,70	0,49

Cistus laurifolius 1990

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = 67,61 - 10,75 X_3$	48,6	0,56	0,31
2	$Y = 101,99 - 9,74X_3 - 1,04X_4$	59,95	0,73	0,53
3	$Y = 106,8 - 10,11X_3 - X_4 - 0,01X_5$	43,23	0,74	0,55
4	$Y = 114,78 - 0,41X_2 - 9,87X_3 - 0,91X_4 - 0,01X_5$	33,96	0,75	0,57
5	$Y = 118,54 - 0,06X_1 - 0,51X_2 - 10,06X_3 - 0,9X_4 - 0,01X_5$	27,49	0,78	0,57

Cytisus scoparius 1975

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = 35,3 - 5,10 X_3$	22,5	0,41	0,17
2	$Y = 27,1 - 7,44X_3 + 0,42X_4$	20,6	0,53	0,28
3	$Y = 23,5 - 6,82X_3 + 0,44X_4 - 0,06X_1$	19,4	0,56	0,32
4	$Y = 25,2 - 7,22X_3 + 0,51X_4 - 0,06X_1 - 0,00X_5$	13,1	0,58	0,34
5	$Y = 25,5 - 7,26X_3 + 0,51X_4 - 0,06X_1 - 0,00X_5 - 0,01X_2$	10,4	0,60	0,35

Cytisus scoparius 1990

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = 57,31 - 8,63X_3$	37,97	0,51	0,26
2	$Y = 63,98 - 8,99X_3 - 0,01X_5$	22,31	0,55	0,30
3	$Y = 52,73 - 9,36X_3 + 0,36X_4 - 0,01X_5$	17,2	0,58	0,33
4	$Y = 50,01 - 0,08X_1 - 9,02X_3 + 0,37X_4 - 0,01X_5$	13,67	0,59	0,53
5	$Y = 45,8 - 0,1X_1 + 0,2X_2 - 9,06X_3 + 0,33X_4 - 0,01X_5$	11,01	0,59	0,53

Genista florida 1975

Paso	Ecuación	F	R	F
1	$Y = -3,8 + 0,54X_2$	15,2	0,35	0,12
2	$Y = -9,4 + 0,47X_2 + 0,19X_4$	9,6	0,39	0,15
3	$Y = 0,2 + 0,32X_2 + 0,36X_4 - 3,36X_3$	8,8	0,45	0,20
4	$Y = 4,5 + 0,26X_2 + 0,36X_4 - 4,02X_3 + 0,08X_1$	7,2	0,47	0,22
5	$Y = 3,6 + 0,26X_2 + 0,35X_4 - 3,81X_3 + 0,05X_1 + 0,00X_5$	5,9	0,47	0,22

Genista florida 1990

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = 5,33 + 0,35X_4$	4,9	0,21	0,04
2	$Y = 12,43 - 3,06X_3 + 0,39X_4$	5,18	0,3	0,09
3	$Y = 9,64 - 2,87X_3 - 0,37X_4 - 4,48E^{-3}X_5$	3,98	0,32	0,10
4	$Y = 11,25 + 0,05X_1 - 3,06X_3 + 0,39X_4 + 4,15E^{-3}X_5$	3,19	0,33	0,11
5	$Y = 16,89 + 0,7X_1 - 0,28X_2 - 3,01X_3 + 0,41X_4 + 4,29E^{-3}X_5$	2,75	0,34	0,12

Quercus pyrenaica 1975

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = -1,0 + 0,01X_5$	36,9	0,50	0,25
2	$Y = 0,4 + 0,01X_5 + 0,11X_1$	24,7	0,56	0,32
3	$Y = 10,4 + 0,01X_5 + 0,14X_1 - 2,07X_3$	19,8	0,60	0,36
4	$Y = 11,7 + 0,01X_5 + 0,14X_1 - 2,16X_3 - 0,09X_4$	15,0	0,60	0,36
5	$Y = 10,9 + 0,01X_5 + 0,14X_1 - 2,06X_3 - 0,10X_4 + 0,02X_2$	12,0	0,61	0,37

Quercus pyrenaica 1990

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = 4,39 + 0,01X_5$	10,98	0,31	0,09
2	$Y = 5,74 + 0,06X_1 + 0,01X_5$	7,74	0,36	0,13
3	$Y = 12,01 + 0,11X_1 - 2,23X_3 + 0,01X_5$	6,47	0,40	0,16
4	$Y = 8,37 + 0,11X_1 - 2,39X_3 + 0,13X_4 + 0,01X_5$	5,1	0,41	0,17
5	$Y = 7,02 + 0,1X_1 + 0,06X_2 - 2,39X_3 - 0,12X_4 + 0,01X_5$	4,05	0,41	0,17

J. communis ssp. nana 1975

Paso	Ecuación	F	R	F
1	$Y = -8,2 + 0,47X_4$	36,5	0,51	0,26
2	$Y = -14,5 + 0,32X_4 + 3,41X_3$	28,3	0,59	0,35
3	$Y = -16,8 + 0,34X_4 + 3,82X_3 - 0,06X_1$	20,8	0,61	0,37
4	$Y = -12,5 + 0,36X_4 + 3,29X_3 - 0,05X_1 - 0,13X_2$	16,0	0,62	0,38
5	$Y = -12,5 + 0,36X_4 + 3,29X_3 - 0,05X_1 - 0,13X_2 - 0,00X_5$	12,6	0,62	0,38

J. communis ssp. nana 1990

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = 7,53 + 6,2X_3$	18,59	0,39	0,15
2	$Y = 3,71 + 6,41X_3 + 4,81E^{-3}X_5$	10,12	0,40	0,16
3	$Y = 7,07 + 6,52X_3 - 0,11X_4 + 0,01X_5$	6,84	0,41	0,16
4	$Y = 3,61 + 0,16X_2 + 6,41X_3 - 0,15X_4 + 4,62E^{-3}X_5$	5,22	0,41	0,17
5	$Y = 1,85 - 0,03X_1 + 0,22X_2 + 6,51X_3 - 0,15X_4 + 0,01X_5$	4,19	0,41	0,17

Cytisus oromediterraneus 1975

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = -15,8 + 7,42X_3$	107,5	0,71	0,50
2	$Y = -18,0 + 6,51X_3 + 0,16X_4$	58,2	0,72	0,53
3	$Y = -17,7 + 6,24X_3 + 0,22X_4 - 0,01X_5$	41,0	0,73	0,54
4	$Y = -15,8 + 6,85X_3 + 0,22X_4 - 0,00X_5 + 0,51X_1$	32,4	0,74	0,56
5	$Y = -10,4 + 5,20X_3 + 0,27X_4 - 0,00X_5 + 0,06X_1 - 0,15X_2$	28,7	0,75	0,57

Cytisus oromediterraneus 1990

Paso	Ecuación	F	R	R ²
1	$Y = -8,98 + 11,68X_3$	103,45	0,70	0,49
2	$Y = -22,43 + 0,40X_2 + 11,31X_3$	57,66	0,72	0,52
3	$Y = -18,28 + 0,53X_2 + 10,96X_3 - 0,01X_5$	41,86	0,74	0,55
4	$Y = -12,61 - 0,06X_1 + 0,41X_2 + 10,71X_3 - 0,01X_5$	32,74	0,75	0,56
5	$Y = -12,06 + 0,06X_1 + 0,42X_2 + 10,74X_3 - 0,03X_4 - 0,01X_5$	25,96	0,76	0,56

Ecuaciones múltiples de segundo grado

Cistus laurifolius

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$Y = 124,00 - 0,11X_1 - 1,36X_2 + 3,21X_3 - 2,84X_4 - 0,22X_2X_3 - 2,16X_3^2 + 0,46X_3X_4$	12,5	0,85	0,72	< 0,01
1990	$Y = 129,07 - 0,01X_1^2 - 0,004X_1X_2 + 0,007X_1X_3 - 0,01X_1X_4 - 2,11E^{-5}X_1X_5 - 0,47X_2 - 0,19X_2X_3 - 0,03X_2X_4 + 0,51E^{-3}X_2X_5 - 10,84X_3^2 + 0,21X_3X_4 - 0,76E^{-3}X_3X_5 - 0,264X_4^2 + 0,28E^{-3}X_4X_5 - 0,01X_5^2$	11,44	0,81	0,65	0,0001

Cytisus scoparius

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$Y = 25,00 + 0,06X_1 + 1,16X_2 - 29,10X_3 + 1,87X_4 + 0,11X_2X_3 + 3,46X_3^2 - 0,40X_3X_4$	13,4	0,85	0,73	< 0,01
1990	$Y = 7,05 - 0,03X_1 - 0,83E^{-4}X_1X_2 + 0,003X_1X_3 - 0,01X_1X_4 - 0,87E^{-4}X_1X_5 + 0,57X_2^2 - 0,16X_2X_3 - 0,01X_2X_4 + 0,34E^{-3}X_2X_5 + 0,36X_3 - 0,17X_3X_4 - 0,012X_3X_5 + 0,53X_4^2 - 0,33E^{-3}X_4X_5 + 0,01X_5^2$	5,18	0,68	0,46	0,000

Genista florida

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$Y = 9,11 + 0,24X_1 - 17,1X_3 + 1,29X_4 + 0,01X_2^2 + 0,06X_2X_3 + 0,78X_3^2 + 0,32X_3X_4$	6,5	0,75	0,56	< 0,01
1990	$Y = 9,22 + 0,10X_1^2 - 0,006X_1X_2 - 0,01X_1X_3 + 0,004X_1X_4 + 0,22E^{-4}X_1X_5 + 0,09X_2^2 - 0,07X_2X_3 - 0,002X_2X_4 - 2,25E^{-3}X_2X_5 + 0,51X_3^2 - 0,085X_3X_4 - 0,4E^{-3}X_3X_5 + 0,25X_4^2 + 0,50E^{-3}X_4X_5 - 0,003X_5^2$	1,799	0,48	0,23	0,0064

Quercus pyrenaica

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$Y = -73,2 - 0,06X_1 + 0,56X_2 + 44,11X_3 + 0,17X_4 + 0,01X_5 - 0,01X_1^2 - 0,01X_1X_5 - 0,08X_2X_3 + 0,02X_2X_4 - 3,25X_3^2$	0,56	0,74	0,55	< 0,01
1990	$Y = 6,18 - 0,07X_1 + 0,004X_1X_2 - 0,02X_1X_3 + 0,001X_1X_4 + 0,117E^{-3}X_1X_5 - 0,04X_2^2 + 0,007X_2X_3 + 0,003X_2X_4 + 0,14E^{-3}X_2X_5 + 1,12X_3 - 0,10X_3X_4 - 0,002X_3X_5 + 0,13X_4 + 0,390E^{-3}X_4X_5 - 0,003X_5^2$	2,83	0,57	0,32	0,0006

J. communis ssp. nana

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$Y = -16,7 + 0,06X_1 - 1,04X_2 + 22,01X_3 - 0,70X_4 + 0,01X_1X_2 + 0,02X_2^2 + 0,15X_2X_3 - 0,02X_2X_4 - 2,25X_3^2 + 0,02X_4^2$	12,6	0,84	0,70	< 0,01
1990	$Y = 54,22 + 0,02X_1 + 0,01X_1X_2 - 0,017X_1X_3 - 0,005X_1X_4 - 0,897E^{-4}X_1X_5 - 0,96X_2 + 0,25X_2^2 + 0,01X_2X_4 + 0,32E^{-3}X_2X_5 - 7,57X_3 - 0,17X_3X_4 - 0,004X_3X_5 - 0,87X_4 + 0,16E^{-4}X_4^2 - 0,02X_5^2$	3,74	0,61	0,38	0,000

Cytisus oromediterraneus

Año	Ecuación	F	R	R ²	signific.
1975	$Y = -9,20 + 0,36X_2 + 3,36X_3 - 0,11X_4 + 0,07X_5 + 0,03X_2^2 - 0,26X_2X_3 - 0,32X_3^2 + 0,25X_3X_4 - 0,02X_4^2$	15,5	0,88	0,77	< 0,01
1990	$Y = -16,05 + 0,26X_1 + 0,01X_1X_2 + 0,05X_1X_3 - 0,51E^{-3}X_1X_4 - 0,40E^{-4}X_1X_5 + 0,22X_2^2 + 0,01X_2X_3 + 0,01X_2X_4 - 0,18E^{-3}X_2X_5 + 5,46X_3^2 - 0,02X_3X_4 + 0,005X_3X_5 - 0,07X_4 + 0,16E^{-3}X_4X_5 - 0,002X_5^2$	11,19	0,80	0,54	0,0000

ANEXO 6

Variabilidad ambiental de las características morfológico-funcionales y adaptativas de las especies del matorral. Se indica el valor del coeficiente de R^2 y el signo de la pendiente de la ecuación de regresión ajustada entre la abundancia de cada propiedad y el valor de los factores abióticos medidos en las parcelas para cada año. Sólo se anotan aquellas variables con ecuaciones significativas y valores de R^2 mayores a 20.

	Altitud de 1973		Posición noroccidental de 1973		Altitud de 1990	
	R^2	signo	R^2	signo	R^2	signo
		pendiente		pendiente		pendiente
Hoja grande	21	-				
Hoja mediana	24	-				
Hoja pequeña	44	+			40	+
Hoja de forma lineal	30	+				
Borde hoja serrado						
Superficie hoja no glabra	40	-			27	-
Crecimiento horizontal	100	+			50	+
Crecimiento espigado	42	-			24	-
Crecimiento globoso	30	-	20	-	26	-
Dos-cinco semillas por flor	30	+			47	+
Más de semillas por flor	20	-			27	-
Flores solitarias					34	+
Fruto seco indehisciente	20	-			20	-
Fruto carnoso	30	+				
Palatables			20	+		
Semillantes	100	-			47	-
Nitrófilas	30	-				
Suelo conservados			30	+		
Humedad baja	40	-			24	-
Humedad media	100	-			52	-
Orla de bosque					22	-
Suelos desaturados	30	+			36	+

Anexo 7

Cartografía de la vegetación leñosa realizada en 1973

Anexo 8

Cartografía de la vegetación leñosa realizada en 1990

MONTES DE CERCEDELLA Y NAVACERRADA



1974

A horizontal timeline with markers at 0, 500, 1000, 1500, and 2000 hours. The timeline is divided into segments by vertical lines. The segments are labeled as follows: 0-500 (light blue), 500-1000 (dark blue), 1000-1500 (light blue), 1500-1800 (dark blue), and 1800-2000 (light blue). The labels '0', '500', '1000', '1500', and '2000' are placed above the timeline at their respective hour marks.

