

RESPUESTAS A DISTINTOS TIPOS DE MANEJO DE LA VEGETACIÓN HERBÁCEA ASOCIADA A PINARES DE PINO PIÑONERO (*Pinus pinea*)

J. M. GUERRA GARCÍA

LBM. Facultad de Biología, Universidad de Sevilla. Apartado 1095. 41080 Sevilla (España). Correo-e: jmguerra@cica.es

RESUMEN

Se estudió el efecto de distintas perturbaciones (desbroce, fuego y pastoreo) sobre la composición de la vegetación herbácea asociada a una zona forestal repoblada con *Pinus pinea* en el sur de España. Se establecieron 20 parcelas de 0,1 hectárea donde se registraron valores de cobertura del matorral y densidad de herbáceas. Un cierto nivel de roza incrementa la diversidad de los estratos herbáceo y arbustivo. Un desbroce excesivo supone una disminución en la riqueza de especies y en el número de especies endémicas. El pastoreo en la zona (caballos, toros u ovejas) no incrementó en ningún caso la diversidad de los pastos. Éstos son ricos en especies pero de escaso valor nutritivo. La singularidad taxonómica presentó valores bajos en todos los casos salvo en la zona afectada por el fuego, donde aumentó de forma importante para las herbáceas. Se proponen estrategias de gestión, conservación y aprovechamiento sostenible del pinar.

Palabras clave: Desbroce, pastoreo, fuego, biodiversidad, Sur de España.

INTRODUCCIÓN

La prolongada intervención humana sobre los ecosistemas de la Cuenca Mediterránea ha cambiado y degradado el paisaje vegetal hasta su estado actual. El desarrollo económico en los últimos años ha inducido cambios severos en nuestros bosques (Barbero *et al.*, 1990). Entre las causas principales de la regresión de la vegetación autóctona se encuentra el fuego, las talas incontroladas, los desbroces, el pastoreo, los cultivos de subsistencia en zonas de ínfima calidad agrícola (que desencadenan erosión y pueden indirectamente alterar el régimen hidrológico) y más recientemente las plantaciones de pinos y eucaliptos.

En España han sido frecuentes las áreas reforestadas con distintas especies arbóreas, especialmente coníferas del género *Pinus*. En 1939 comenzó el "Plan General de Repoblación Forestal de España" (ICONA, 1984) con el objetivo de repoblar seis

millones de hectáreas con pinos y eucaliptos en un plazo de 100 años. De éstas se han repoblado ya más de cuatro millones, en su mayoría con distintas especies de *Pinus* (*Pinus pinaster*, *P. sylvestris*, *P. halepensis*, *P. nigra*, *P. pinea*, *P. radiata*, *P. canariensis* y *P. uncinata*). *Pinus pinea* ha sido la especie más utilizada en las reforestaciones de Andalucía occidental, región donde se ha llevado a cabo el presente estudio. Actualmente, es habitual encontrar inmensas extensiones cubiertas por pinos donde antes había bosques de encinas (*Quercus rotundifolia*) o alcornoques (*Quercus suber*). A pesar de su extensión, son ecosistemas poco estudiados. En muchas ocasiones se someten a una explotación excesiva que puede tener consecuencias irreparables sobre su biodiversidad.

El fuego es una de las perturbaciones más importantes asociadas a los ecosistemas mediterráneos. Su efecto sobre la diversidad y la regeneración de la vegetación leñosa y herbácea ha sido muy estudiado (p.ej. Pérez-García *et al.*, 1991; Orellana y García-Novo, 1991; Alonso *et al.*, 1992; Roy y Sonié, 1992; Cabezudo *et al.*, 1995; Ojeda *et al.*, 1996a).

El efecto del pastoreo sobre la vegetación mediterránea también ha sido objeto de numerosos estudios (p.ej. Espigares y Peco, 1995; Fernández-Alés *et al.*, 1993; Leiva *et al.*, 1997). Los pastos mediterráneos son comunidades muy ricas en especies (Marañón, 1985). Su composición y la abundancia de las especies varía ampliamente en el espacio y el tiempo dependiendo de la fertilidad de los suelos, la fluctuación de las lluvias, las perturbaciones humanas y en gran medida la intensidad del pastoreo (Pineda *et al.*, 1981; Vacher, 1984; Ortega y Fernández-Alés, 1989).

El efecto del desbroce se contempla en algunos trabajos (Basanta y Sancho, 1980; Arroyo y Marañón, 1990; Ojeda *et al.*, 1996b) aunque se ha estudiado menos que los dos factores anteriores, fuego y pastoreo.

En cualquier caso, en la mayoría de los trabajos previos en los que se ha analizado el efecto de las perturbaciones se tratan éstas de forma aislada. Esto condiciona las posibilidades de comparación entre ellas, puesto que a los efectos de la perturbación hay que añadir las características ambientales naturales que pueden variar enormemente de unos lugares a otros.

El objetivo del presente estudio es comparar de una forma global el efecto de distintas perturbaciones (nivel de roza, fuego y ganado) sobre la vegetación asociada a un área repoblada con pino piñonero (*Pinus pinea*), con especial incidencia en el estrato herbáceo. Se pretende evaluar la situación de la zona contribuyendo a aumentar el conocimiento de estos ecosistemas tan manejados por el hombre. Asimismo, se proponen estrategias de gestión, conservación y aprovechamiento sostenible. Es

aconsejable una aproximación ecológica e integrada en la cual el manejo de estas áreas repobladas prevea su uso múltiple para su conservación, producción y esparcimiento, de acuerdo con las potencialidades ecológicas de cada zona y sus requerimientos socioeconómicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en 1998 en una zona repoblada con *Pinus pinea* comprendida entre los municipios de Puebla del Río y Aznalcázar pertenecientes a la provincia de Sevilla (suroeste de España, Fig.1). A lo largo del área de estudio con una longitud máxima de 12 kilómetros, se disponen tres áreas de pinar: el pinar de los Arrayanes, los pinares de La Puebla y los pinares de Aznalcázar.

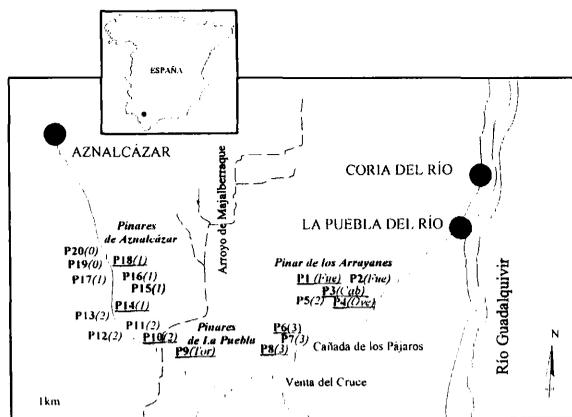


FIGURA 1

Mapa de localización de la zona de estudio. Se señalan los puntos de muestreo. Entre paréntesis se indica si la zona está pastada por ovejas (Ove), caballos (Cab) o toros (Tor). Para las parcelas que no están ocupadas por ganado el número entre paréntesis hace referencia al nivel de desbroce de la zona (0, áreas que no se desbrozan en los últimos 15 años; 1, áreas con desbroces ocasionales y de escasa intensidad; 2, parcelas desbrozadas cada 2 o 3 años; 3, áreas que son desbrozadas intensamente con periodicidad aproximadamente anual). En las parcelas subrayadas se han registrado valores de densidad de herbáceas

Study area. Plots are marked, indicating the area is grazed by sheep (Ove), horses (Cab) or cattle (Tor). For non-grazed plots numbers in brackets mean slashing levels. Herbaceous density values were measured in underlined plots

En el pinar de los Arrayanes se encuentran zonas quemadas recientemente (hace dos años) y otras destinadas al pastoreo. Algunas áreas son pastadas por ovejas y otras por caballos. Las zonas de pinares entre la Venta del Cruce y el Arroyo de Majalberaque corresponden a los Pinares de la Puebla, en su mayor parte cercados y ocupados por ganado vacuno. Los Pinares de Aznalcázar comienzan al terminar el cercado de los Pinares de la Puebla y se extienden hasta el municipio de Aznalcázar siendo interrumpidos en su último tramo por cultivos y eucaliptales. Los pinares de La Puebla y los de Aznalcázar no han sufrido ningún incendio importante, al menos en los últimos 30 años. En la actualidad los pinares se aprovechan para la obtención de madera y piñones, aunque muchas de las zonas son empleadas como cotos de caza. El desbroce se lleva a cabo para disminuir el riesgo de propagación de incendios y para favorecer la entrada de cazadores.

La zona está dominada por clima mediterráneo típico con una precipitación media anual de 580 mm, generalmente concentrada en otoño y primavera. El sustrato consiste en arenas y gravas del Cuaternario (IGME, 1977).

Muestreo de la vegetación

Se llevó a cabo un muestreo estratificado al azar con el fin de representar la máxima variabilidad de comunidades a lo largo del área de estudio. Se seleccionaron 20 puntos de muestreo delimitándose 20 parcelas de 50 x 20 metros (0,1 ha). (Fig.1).

En cada una de las parcelas se midió la cobertura vegetal del estrato arbustivo mediante el método de la intercepción (Canfield, 1941) en dos transectos paralelos de 50 metros localizados en los laterales largos de la parcela. Se registró la identidad de cada una de las especies cuya proyección ortogonal interceptaba los transectos así como la amplitud de sus intercepciones. Se obtuvo así una matriz florística de especies arbustivas por parcelas incluyéndose en las celdas los valores de cobertura de las especies en cada punto de muestreo.

Para el estudio de las especies herbáceas, se seleccionaron: una de las parcelas quemadas (P1), las tres parcelas con ganado (P3, P4 y P9) y seis parcelas representativas del distinto grado de intensidad del desbroce del matorral, según información local. En el mes de mayo de 1998, coincidiendo con el máximo de floración en la zona (obs.per.) se distribuyeron de forma regular 20 cuadros de 0,5 x 0,5 m, en ambos transectos de cada parcela de 0,1 ha. En cada cuadro se registró el número de individuos de cada especie herbácea presente. El registro se completó incluyendo aquellas especies que aunque no aparecieron en los cuadros fueron detectadas en la parcela de 0,1 hectárea y se les asignó un valor mínimo de densidad arbitrario de 0,01 individuos/0,25 m². Para la nomenclatura de las especies se siguió a Valdés *et al.* (1987).

Evaluación de la Biodiversidad

Tanto para las especies leñosas como para las herbáceas se cuantificó la riqueza de especies, el nivel de endemismo y la singularidad taxonómica, según método de Ojeda *et al.* (1995). Se consideraron especies endémicas en sentido amplio aquellas con distribución en las regiones corológicas ibérica o ibérica-norteafricana. Se calcularon los valores de singularidad taxonómica para cada parcela a partir del inverso del promedio de la diversidad infragenérica. Ésta se obtiene a partir del número de especies por género en Andalucía Occidental. Se han calculado los índices de diversidad de Shannon (H') (Shannon y Weaver, 1949) y de equitatividad de Pielou (E) (Pielou, 1969) a partir de los datos de cobertura de leñosas y de densidad de herbáceas encontradas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estudio del matorral

Los valores de cobertura de las 27 especies de matorral encontradas se incluyen en el Apéndice I. Con estos datos se llevó a cabo un análisis de correspondencias (DCA, Hill y Gauch, 1980). La ordenación de las 20 parcelas y las 27 especies de matorral encontradas se muestra en la Figura 2.

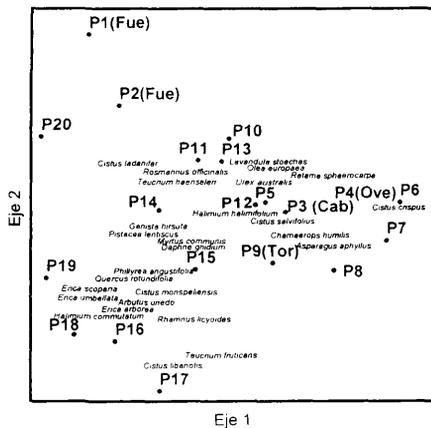


FIGURA 2

Representación gráfica del Análisis de Correspondencias (DCA, Hill y Gauch, 1980) elaborado a partir de los valores de cobertura de las especies leñosas de las parcelas estudiadas. El primer eje absorbió el 41% de la varianza

Correspondence Analysis (DCA, Hill y Gauch, 1980) obtained by using cover values of woody species. First axis explained 41% of the total variance

En el extremo positivo del eje 1 se sitúan las parcelas con mayor grado de desbroce, caracterizadas por la dominancia de *Cistus crispus*. Se trata de un matorral bajo (según la terminología de Tomaselli, 1981) que no supera los 50 centímetros de altura. En el extremo opuesto del gradiente se localizan especies más típicas de lugares relativamente conservados donde el desbroce es menos intenso. Una abundancia conjunta de *Erica arborea* y *Arbutus unedo* es, según algunos autores, reflejo de una escasa influencia humana perturbadora en el ecosistema (Quézel, 1981; Paraskevopoulos *et al.*, 1994).

El matorral de las zonas pastadas se aproxima al de las parcelas sometidas a mayor nivel de desbroce. Parece, por tanto, que el efecto de ramoneo que tienen los animales sobre las especies leñosas puede asemejarse, en cierto modo, al efecto del desbroce llevado a cabo por el hombre.

En las parcelas quemadas hay un predominio de *Cistus ladanifer*. Se ha comprobado experimentalmente que el fuego y/o los lavados prolongados son los factores que promueven la germinación de las semillas de muchas especies del género *Cistus*, especialmente de *Cistus ladanifer* (Pérez-García *et al.*, 1991). Tradicionalmente, se ha asociado a *Cistus ladanifer* con zonas que son perturbadas por el fuego repetidamente (Alonso *et al.*, 1992; Roy y Sonié, 1992). Si bien es cierto que en este estudio esta especie domina en las parcelas quemadas también está muy representado en las parcelas con menor nivel de roza, acompañado en este caso por *Quercus rotundifolia* y *Erica arborea* constituyendo formaciones de gran cobertura y altura. La aparición conjunta de *E. arborea* y *C. ladanifer* de gran altura se ha descrito en otros trabajos como un síntoma de alto grado de madurez del ecosistema (Basanta y Sancho, 1980). Posiblemente en estas parcelas la presencia hoy de un jaral muy denso y casi monoespecífico de *C. ladanifer* puede responder a fuegos que acontecieron en el pasado. (En estas zonas no se registran incendios desde hace al menos 30 años). A partir del banco de plántulas pudo haberse originando con el tiempo esta formación tan densa.

Estudio de la vegetación herbácea

Composición específica

Los valores de densidad (individuos/0,25 m²) de las distintas especies de plantas herbáceas obtenidos en el mes de mayo de 1998 se registran en el Apéndice 2.

Las parcelas con toros, caballos y ovejas, a pesar de tener un estrato arbustivo similar, difieren considerablemente en la composición de las especies herbáceas. *Agrostis pourretii*, *Corrigiola littoralis*, *Crepis capillaris*, *Cynara algarviensis*, *Eryngium tricuspdatum*, *Gastridium ventricosum*, *Juncus buffonius* y *Plantago*

coronopus aparecieron exclusivamente en las parcelas pastadas. La parcela de los caballos estuvo dominada por *Asphodelus ramosus* (que por su gran tamaño presenta valores relativamente bajos de densidad). La utilización de la densidad en estudios de vegetación, aunque presenta algunas ventajas, está limitada por el diferente tamaño de los individuos (Guo y Rundel, 1997). También fueron muy importantes en la parcela de los caballos *Galactites tomentosa* y *Plantago coronopus*. En otros trabajos se ha descrito un incremento muy importante de *Plantago lagopus* en áreas pastadas (Roldán y Fernández-Alés, 1991). También destacó *Trifolium glomeratum* en la parcela de los caballos, especie de trébol normalmente favorecida por el pastoreo (Roldán y Fernández-Alés, 1991).

En la parcela pastada por ovejas hubo una densidad de *Campanula lusitanica* mayor que en el resto de las parcelas. También se vieron muy favorecidas *Chamaemelum mixtum*, *Juncus buffonius*, *Rumex bucephaloporus* y *Spergularia rubra*.

Generalmente las especies que se ven favorecidas por el pastoreo son especies de crecimiento rastrero (Roldán y Fernández-Alés, 1991).

En la parcela quemada se registraron densidades altas de *Anagallis arvensis* y *Gladiolus communis*. Las observaciones sobre *Anagallis arvensis* coinciden con las de otros autores (Orellana y García-Novo, 1991) que describen a esta especie como una de las primeras colonizadoras después del fuego.

Calidad de los pastos

Se han desarrollado índices para evaluar la calidad de los pastos. Por ejemplo, el índice de valor pastoral (Daget y Poissonet, 1971) estima la calidad de un pasto a partir del valor forrajero de las especies presentes y su contribución a la biomasa total. El valor forrajero de cada especie se evalúa mediante el *índice de calidad específica*, que varía de 0 a 5 y depende de su tasa de crecimiento, valor nutritivo y palatabilidad. Aunque no se ha podido calcular el índice de valor pastoral (faltan datos de biomasa), sí se han tenido en cuenta los *índices de calidad específica* aptados por Vacher (1984) y Fernández-Alés *et al.* (1991) para las especies presentes en las comunidades estudiadas.

La mayor parte de las gramíneas encontradas son de baja calidad (p.ej. *Agrostis pourretii*, *Gastridium ventricosum* y *Chaetopogon fasciculatus*) con un valor de 1 en la escala de 0-5. Son muy escasas las gramíneas de elevada calidad (valor de 5) o de calidad media (valor 3). En la Figura 3 se incluye el porcentaje de gramíneas, leguminosas y compuestas calculado a partir del número de especies presentes en cada parcela de 0,1 hectárea. Se aprecia un bajo porcentaje de las leguminosas, que normalmente son muy valiosas por su calidad forrajera (valor 4). Las especies de trébol (*Trifolium*) aparecen en

bajas densidades y no se registraron especies de los géneros *Medicago* o *Melilotus*. La lengua de oveja (*Scorpiurus sulcatus*), de alta calidad pastoral, sólo se encontró en la parcela pastada por caballos.

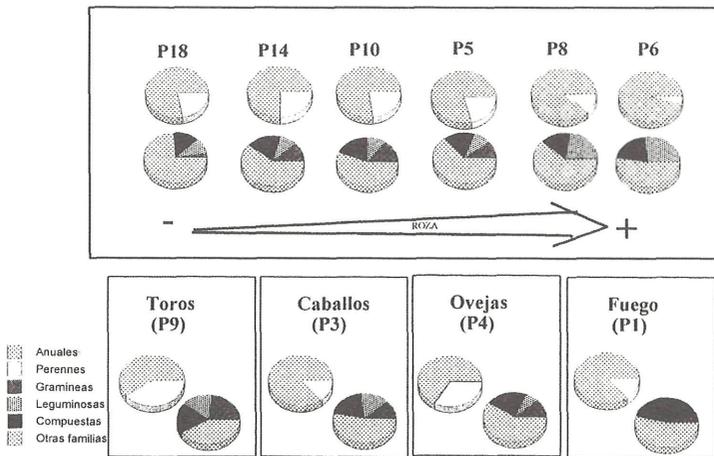


FIGURA 3

Representación del hábito de las herbáceas (anual/perenne) y del porcentaje de gramíneas, leguminosas y compuestas, calculado a partir del número de especies presentes en cada parcela de 0,1 hectárea

Herbaceous habit (annual, perennial) and percentage of poaceae, fabaceae and asteraceae species presented in each 0.1 ha plot

Hábito de las herbáceas

En general predominan las especies de hábito anual en todas las parcelas (Figura 4). Se han propuesto varias hipótesis que explican el predominio de las plantas con ciclo anual en la vegetación mediterránea (Raven, 1973; Pignatti, 1978; Naveh y Whittaker, 1979; Marañón, 1991), entre las que destaca el contraste estacional con sequía veraniega típico del clima mediterráneo, que favorece la forma de vida terofítica; la impredecibilidad de las lluvias y el impacto de las actividades del hombre y sus animales domésticos durante al menos 10000 años. En este sentido, el nivel de roza creciente parece actuar negativamente sobre las especies perennes favoreciendo a las anuales (Figura 3). En las parcelas pastadas, sin embargo, el porcentaje de especies perennes fue mucho mayor. En el caso de la parcela con caballos también fueron dominantes las perennes, aunque no en número de especies; *Asphodelus ramosus*, una liliácea asociada

tradicionalmente a sobrepastoreo, cubría la mayor parte de la superficie, pero debido a su gran tamaño se registraron valores relativamente bajos de densidad.

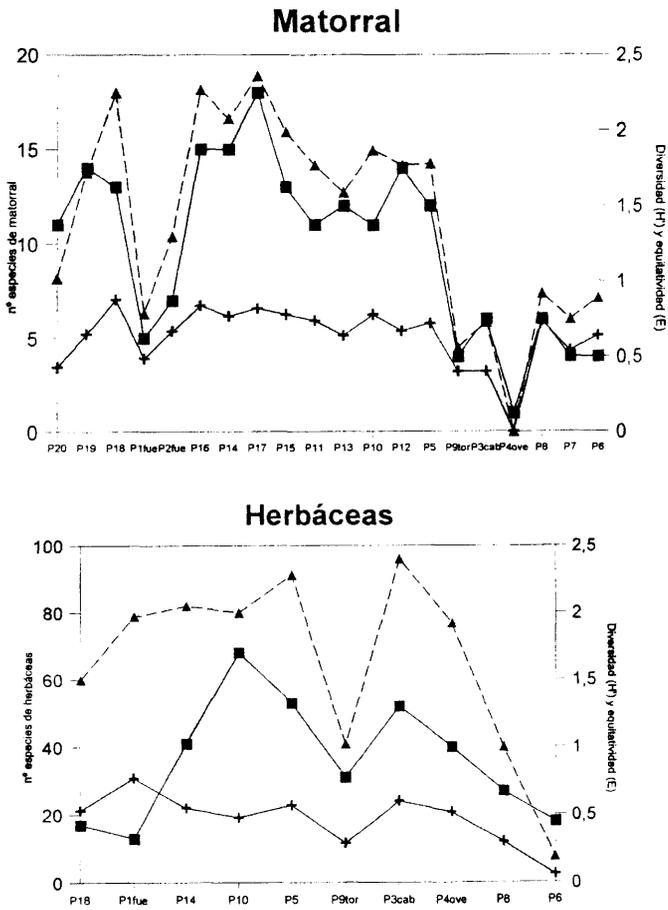


FIGURA 4

Representación de la riqueza específica (■), la diversidad de Shannon (Δ) y la equitatividad de Pielou (+) de las 20 parcelas muestreadas para el matorral (datos de cobertura) y de las 10 para las herbáceas (datos de densidad). Las parcelas se han ordenado según su posición en el eje 1 del DCA elaborado para las leñosas

Species richness (■), Shannon diversity (Δ) and Pielou index (+) of 20 plots where shrub was sampled (cover values) and 10 for herbaceous (density values). Plots are placed according to axis 1 of the shrub DCA

En las zonas pastadas se ven favorecidas las especies espinosas (fundamentalmente compuestas como los cardos *Cynara*, *Eryngium*, *Onopordum*, *Xanthium* y *Galactites*...) ya que son evitadas por los herbívoros. Muchas de estas compuestas son perennes lo que explica el elevado porcentaje de este hábito en zonas con ganado.

Variación espacial de la diversidad

En la Figura 4 se representan los valores de número de especies, diversidad de Shannon y equitatividad de Pielou para las especies leñosas y herbáceas de las parcelas estudiadas en la zona.

Se observa que al aumentar el nivel de desbroce tiende a disminuir el número de especies y la diversidad (H') para las leñosas. Si bien estos parámetros también descienden en las zonas más conservadas. Un cierto nivel de roza puede permitir la coexistencia de especies típicas de lugares relativamente bien conservados con otras especies más pioneras, de estadios más tempranos de la sucesión, resultando una diversidad mayor. En la Figura 4 se aprecia cómo en las parcelas quemadas hay un descenso brusco de la diversidad rompiéndose la tendencia general marcada por el gradiente de perturbación por desbroce.

El efecto del ganado sobre la diversidad de herbáceas depende de la intensidad del pastoreo, alcanzándose los valores más altos para niveles intermedios de perturbación (Puerto *et al.*, 1990). En estos niveles, el ganado, que actúa pisoteando y abonando, evita la dominancia, a la vez que crea heterogeneidades espaciales que favorecen la diversidad. Pero si la presión del ganado es muy alta la diversidad puede descender (Ouhammou *et al.*, 1996; Plantureux, 1996). Esta podría ser la causa de los valores registrados en la parcela pastada por toros, menores de lo esperado (Figura 4).

El efecto de la roza, que disminuye la cobertura y la altura del matorral favorece considerablemente a las herbáceas ya que éstas tienen acceso a un mayor número de espacios disponibles. En cualquier caso intensidades excesivamente altas en el grado de desbroce también perjudican a las herbáceas, disminuyendo el número de especies.

Componentes de la biodiversidad

En la Tabla 1 se incluyen los valores para los tres componentes de la biodiversidad estudiados: número de especies, singularidad taxonómica y nivel de endemismo para cada parcela.

TABLA 1

Componentes de biodiversidad: número total de especies, número de especies endémicas y singularidad taxonómica para el estrato leñoso (leñ.) y herbáceo (herb.) en 10 parcelas de 0,1 hectárea de pinares. Se incluye el tipo de perturbación de cada una de ellas. Para las parcelas desbrozadas se distinguen tres niveles: 1= rozas ocasionales y poco intensas, 2= rozas cada 2-3 años, 3= rozas anuales

Biodiversity components: species richness, number of endemic species and taxonomic singularity for the shrub and herbaceous understorey of 10 pine plantation plots. The kind of disturbance is included. Three slashing levels are considered

	Tipo de perturbación	Riqueza de especies		Endemismo		Singularidad taxonómica	
		leñ.	herb.	leñ.	herb.	leñ.	herb.
P1	<i>Fuego</i>	5	13	1	4	0.14	0.33
P3	<i>Caballos</i>	6	50	0	4	0.2	0.13
P4	<i>Ovejas</i>	0	38		4		0.12
P9	<i>Toros</i>	4	30	0	5	0.15	0.14
P14	<i>Desbroce(1)</i>	14	49	2	8	0.16	0.15
P18	<i>Desbroce(1)</i>	13	17	4	5	0.14	0.11
P5	<i>Desbroce(2)</i>	12	58	2	10	0.2	0.13
P10	<i>Desbroce(2)</i>	11	77	2	9	0.18	0.13
P6	<i>Desbroce(3)</i>	4	19	0	1	0.15	0.13
P8	<i>Desbroce(3)</i>	5	30	1	2	0.18	0.14

Para la vegetación arbustiva los valores más altos de riqueza específica y número de especies endémicas se registraron en zonas con desbroces ocasionales y de baja intensidad. En el caso de las herbáceas son las zonas con nivel de desbroce intermedio (2-3 años) las que tienen mayor número de especies y de endemismos. Los valores de singularidad taxonómica fueron bastante bajos en la mayoría de los casos siendo los del estrato herbáceo ligeramente inferiores a los del estrato arbustivo. El alto valor de la singularidad taxonómica del estrato herbáceo en la parcela quemada contrasta con el resto de valores. Parece que el fuego ha favorecido la regeneración de especies herbáceas pertenecientes a géneros poco diversificados.

Manejo sostenible del pinar

Teniendo en cuenta la heterogeneidad de la zona estudiada, debe llevarse a cabo una planificación de los múltiples usos, que permita, al mismo tiempo, mantener la vegetación autóctona en un estado de conservación aceptable. Para ello habría que regular los manejos más destructivos alternándolos con otros más conservadores, manteniendo enclaves suficientemente extensos como para asegurar una adecuada regeneración.

A partir de las observaciones de campo y los resultados de este trabajo se proponen distintos usos del pinar en función de la naturaleza del sotobosque:

Zonas de extensos jarales de Cistus ladanifer. Teniendo en cuenta que la jara pringosa es una excelente nectarífera y polinífera, podría estudiarse la posibilidad de situar colmenas en alguna de estas zonas, como se ha hecho ya en la zona del pinar de los Arrayanes junto a las parcelas quemadas.

Zonas de pasto. No parece recomendable eliminar totalmente el matorral para la creación de pastizales para el ganado ya que se trata de suelos muy pobres. Sin embargo, hay ciertos enclaves más bajos y húmedos (algunas áreas de las parcelas P5, P10 y P14) con un pasto más productivo y con mayor valor nutritivo. En cualquier caso la explotación por pastoreo intensivo debe ser marginal en estos pinares.

Zonas de recreo. Teniendo en cuenta que solamente una pequeña zona está habilitada para el ocio y el excursionismo sería interesante promover el incremento de estas áreas ya que son cada vez más frecuentes las "visitas camperas" de los vecinos de los pueblos cercanos. La creación de itinerarios señalizados con los nombres de las especies más habituales en algunas zonas contribuiría positivamente al respecto. Sirva como ejemplo la gestión en la "Cañada de los Pájaros", una reserva natural concertada localizada entre el pinar de los Arrayanes y la Venta del Cruce, donde tienen lugar importantes labores de recuperación de aves y de educación ambiental.

Zonas de investigación. Es aconsejable un seguimiento continuo y controlado de las zonas más conservadas con un estudio más detallado. Estas zonas podrían convertirse en lugares adecuados de estudios biológicos de determinadas especies interesantes, estudios sobre hología, ecología y conservación del monte mediterráneo, teniendo en cuenta el fácil acceso a la zona de estudio. Debe alcanzarse un equilibrio entre la gestión y la conservación de la biodiversidad en zonas situadas en estadios avanzados de la sucesión

Zonas de caza. Mantener algunas zonas como Cotos de Caza no parece afectar de modo negativo al monte. En la zona abundan los conejos, las liebres y las perdices.

Zonas de explotación forestal. El uso general del pinar seguirá siendo la extracción de madera y la obtención de piñones. Sin embargo, las tareas selvícolas, en especial la intensidad y frecuencia de los desbroces se deberán regular en función del mantenimiento de la biodiversidad y la compatibilidad con los otros usos del pinar.

Zonas de bosque autóctono. Se debería plantear la "reversión" de algunas zonas al bosque autóctono de encinas (*Quercus rotundifolia*) y alcornoques (*Quercus suber*) para promocionar el crecimiento de especies frondosas climáticas (Fernández-

Galiano, 1990). Se trata de una labor lenta a largo plazo pero precisamente su lentitud justifica la urgencia de plantearse un comienzo.

AGRADECIMIENTOS

A Juan Arroyo y Teodoro Marañón por sus comentarios sobre una versión preliminar del manuscrito. Las fases iniciales de este estudio se realizaron como parte de las actividades complementarias de la asignatura optativa "Geobotánica" de la Licenciatura de Biología de la Universidad de Sevilla, bajo la orientación del profesor Juan Arroyo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALONSO, I.; LUIS, E.; TÁRREGA, R., 1992. First phases of regeneration of *Cistus laurifolius* and *Cistus ladanifer* after burning an cutting in experimental plots. *Int. J. Wildland Fire*, **2(1)**, 7-14.
- ARROYO, J.; MARAÑÓN, T. 1990. Community ecology and distributional spectra of mediterranean shrublands and heathlands en Southern Spain. *J. Biogeogr.*, **17**, 163-176.
- BARBERO, M.; BONIN, G.; LISEL, R.; QUÉZEL, P., 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin. *Vegetatio*, **87**, 151-173.
- BASANTA, A.; SANCHO, F., 1980. Respuestas de la vegetación leñosa de Sierra Morena a distintos tipos de manejo. *Actas del coloquio hispano-francés sobre las áreas de montaña*, 143-153. Ministerio de Agricultura. Madrid (España).
- CABEZUDO, B.; PÉREZ LATORRE, A.; NIETO, J.M., 1995. Regeneración de un alcornocal incendiado en el sur de España (Istán. Málaga). *Acta Botánica Malacitana*, **20**, 143-151.
- CANFIELD, R., 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *J. Forestry* **39**, 338-394.
- DAGET, P. H.; POISSONET, J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. *Ann. Agron.*, **22 (1)**, 5-41.
- ESPIGARES, T.; PECO, B., 1995. Mediterranean annual pasture dynamics: impact of autumn drought. *J. Ecol.*, **83**, 135-142.
- FERNÁNDEZ-ALÉS, R.; LEIVA, M.J.; LAFFARGA, J., 1991. Los pastizales del Campo de Gibraltar (Cádiz). Floristical composition and quality. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, **87(1-4)**, 61-72.
- FERNÁNDEZ-ALÉS, R.; LAFFARGA, J.M.; ORTEGA, F., 1993. Strategies in Mediterranean grassland annuals in relation to stress and disturbance. *J. Veg. Sci.*, **4**, 313-322.
- FERNÁNDEZ-GALIANO, E., 1990. Pasado, presente y futuro de los bosques de la Península Ibérica. *Acta Botánica Malacitana*, **15**, 135-143.
- GUO, Q.; RUNDEL, P. W., 1997. Measuring dominance and diversity in ecological communities: choosing the right variables. *J. Veg. Sci.*, **8**, 405-408.
- HILL, M. O.; GAUCH, H.G., 1980. Detrended correspondences analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, **42**, 47-58.
- ICONA, 1984. *La conservación en España*. Documento de trabajo sobre recursos naturales renovables elaborado por el ICONA con motivo de la XVI Asamblea General de la UICN, pág. 228. ICONA, Madrid (España).

- IGME. 1977. *Mapa geológico de España 1: 50.000. Hoja Dos Hermanas-Almonte*. Servicio de Publicaciones Ministerio de Industria. Madrid (España).
- LEIVA, M. J.; CHAPIN, F.S.; FERNÁNDEZ-ALÉS, R., 1997. Differences in species composition and diversity among Mediterranean grasslands with different history - the case of California and Spain. *Ecography*, **20**, 97-106.
- MARAÑÓN, T., 1985. Diversidad florística y heterogeneidad ambiental en una dehesa de Sierra Morena. *Anal. Edafol. Agrobiol.*, **44**, 1183-1197
- MARAÑÓN, T., 1991. Diversidad en comunidades de pasto mediterráneo: modelos y mecanismos de coexistencia. *Ecología*, **5**, 149-157.
- NAVEH, Z.; WHITTAKER, R.H., 1979. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in Northern Israel and other mediterranean areas. *Vegetatio*, **41(3)**, 171-190.
- OJEDA, F.; ARROYO, J.; MARAÑÓN, T., 1995. Biodiversity components and conservation of mediterranean heathlands in Southern Spain. *Biological Conservation*, **72**, 61-72.
- OJEDA, F.; MARAÑÓN, T.; ARROYO, J., 1996a. Postfire regeneration of a mediterranean heathlands in Southern Spain. *Int. J. Wildland Fire*, **6(4)**, 191-198.
- OJEDA, F.; MARAÑÓN, T.; ARROYO, J., 1996b. Patterns of ecological, chorological and taxonomic diversity at both sides of the Strait of Gibraltar. *J. Veg. Sci.*, **7**, 63-72.
- ORELLANA, R.; GARCÍA-NOVO, F., 1991. Influencia del fuego en la diversidad de la vegetación y los bancos de semillas del suelo. En: *Diversidad Biológica-Biological diversity*, 227-230. Ed. PINEDA et al. Fundación Ramón Areces. Madrid (España).
- ORTEGA, F.; FERNÁNDEZ-ALÉS, R., 1989. Trends in floristic change in time in Mediterranean annual grassland of Southern Spain. En: *Diversidad Biológica-Biological diversity*, 227-230. Ed. PINEDA et al. Fundación Ramón Areces. Madrid (España).
- OUHAMMOU, A.; MULLER, S.; M'HIRIT., 1996. Impact des activités pastorales sur la biodiversité floristique dans une thuriféraire limitrophe du Parc national de Toubkal, Haut-Atlas de Marrakech, Maroc. *Acta bot. Gallica*, **143**, 393-401.
- PARASKEVOPOULOS, S.P.; IATROU, G.D.; PANTIS, J. D., 1994. Plant growth strategies in evergreen-sclerophyllous shrublands (Maquis) in central Greece. *Vegetatio*, **115**, 109-114.
- PÉREZ-GARCÍA, F.; CORRAL, R.; PITA, J. M., 1991. Ecofisiología de la germinación de cuatro especies del género *Cistus*. En: *Diversidad Biológica-Biological diversity*, 227-230. Ed. PINEDA et al. Fundación Ramón Areces. Madrid (España).
- PIELOU, E. C., 1969. *An introduction to mathematical Ecology*. Wiley. New York (EEUU).
- PIGNATTI, S., 1978. Evolutionary trends in Mediterranean flora and vegetation. *Vegetatio*, **37**, 175-185.
- PINEDA, F. D.; NICOLAS, J. P.; POU, A.; GALIANO, E. F., 1981. Ecological succession in oligotrophic pastures of central Spain. *Vegetatio*, **44**, 165-176.
- PLANTUREUX, S., 1996. Biodiversité, type de sol et intensité de l'exploitation de prairies permanentes de Plateau lorrain. *Acta bot. Gallica*, **143(4-5)**, 339-348.
- PUERTO, A.; RICO, M.; MATÍAS, M. D.; GARCÍA, J.A., 1990. Variation in structure and diversity in Mediterranean grasslands related to trophic status and grazing intensity. *J. Veg. Sci.*, **1**, 445-452.
- QUÉZEL, P., 1981. Floristic composition and phytosociological structure of sclerophyllous matorral around the Mediterranean. En: *Mediterranean-type shrublands*, 107-121. Ed. F. DI CASTRI, D. W. GOODALL, R.L.SPECHT. Elsevier. Amsterdam (Holanda)
- RAVEN, P. H., 1973. The evolution of Mediterranean Floras. En: *Mediterranean Ecosystems: origin and function*. Ed. F. DI CASTRI, H.F. MOONEY. Springer- Verlag. Nueva York (EEUU).

- ROLDÁN, I.; FERNÁNDEZ-ALÉS, R., 1991. Efecto del pastoreo sobre la diversidad de los pastos mediterráneos. En: *Diversidad Biológica-Biological diversity*, 227-230. Ed. PINEDA *et al.* Fundación Ramón Areces. Madrid (España).
- ROY, J.; SONIÉ, L., 1992. Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. *J. Appl. Ecol.*, **29**, 647-655.
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W., 1949. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press. Urbana (EEUU).
- TOMASELLI, R., 1981. Main physiognomic types and geographic distribution of shrub systems related to mediterranean climates. En: *Mediterranean-type shrublands*, 107-121. Eds. F. DI CASTRI., D.W. GOODALL; R.L.SPECHT. Elsevier. Amsterdam (Holanda).
- VACHER, J. M., 1984. *Analyse phito et agro-ecologique des dehesas pastorales de la Sierra Norte (Andalousie, Espagne)*. Ecotheque méditerranéene du CEPE/CNRS. 195 pp. Montpellier (Francia).
- VALDÉS, B.; TALAVERA, S.; FERNÁNDEZ-GALIANO (eds.), 1987. *Flora Vascular de Andalucía Occidental*, 3 vols.. Ketres. Barcelona (España).

Apéndice 1. Valores de cobertura (metros/100 metros de transecto) de las especies de matorral en cada parcela estudiada.

Values for vegetative cover (metres/100 metres of transect) of the species of shrub plot studied

	P1 (Fue)	P2 (Fue)	P3 (Cab)	P4 (Ove)	P5 (2)	P6 (3)	P7 (3)	P8 (3)	P9 (Tor)	P10 (2)	P11 (2)	P12 (2)	P13 (2)	P14 (1)	P15 (1)	P16 (1)	P17 (1)	P18 (1)	P19 (0)	P20 (0)
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5	0	0,4	11	0	0,7	3
<i>Asparagus aphyllus</i>	0	0	0	0	1	0,2	0	0,5	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chamaerops humilis</i>	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus crispus</i>	0,4	0	0,8	0	2,5	14	29,8	17	0	1,1	0,2	0,9	0	0,6	0,1	0	0,4	0	0	0
<i>Cistus ladanifer</i>	49,2	48	0	0	0	0	5,2	3	0	6,9	12	3,4	9,1	4,2	0,5	16,8	9,9	10,8	52,8	75
<i>Cistus libanotis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	6,8	0	0	0
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0	0	5,2	10,1	11	3,6	9	0	0
<i>Cistus salvifolius</i>	0	10,5	17,2	2,1	17	12,5	8,1	11	18	20,1	18,5	15,3	25,5	5	19,4	15,8	21,7	2,4	1	1,4
<i>Daphne gnidium</i>	0	0,3	0,2	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,2	0,4	0,8	0	0,4	1
<i>Erica arborea</i>	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	22	22,7	18,4	20	2
<i>Erica scoparia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Erica umbellata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,2	0	0
<i>Genista hirsuta</i>	0,9	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0,4	2,3	1,8	0,6	0	0,2	1	0,7	0,5	5,7	0,3
<i>Halimium commutatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	2,7	0,5	0
<i>Halimium halimifolium</i>	0	0	0	0	12	0	0	0	2	2,8	0,6	4,8	0	0	0	0,8	0,4	2,8	0,7	0,3
<i>Lavandula stoechas</i>	1	0	2,8	0	0	0	0	0	0	2,2	2,2	0,7	1,8	0,2	0,1	0	0	0	0	0
<i>Myrtus communis</i>	0	0,3	0,4	0	5,5	0	0	0	0	3,8	2,8	0	5	8	3,5	7	5,9	0	10,4	0
<i>Olea europaea</i>	0	0	0,2	0	0,5	0	0	0	0	4	0	0,9	3,1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phillyrea angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0,2	0,9	0,2	2,1	6,2	7	1,6	2,1	8,91	2
<i>Pistacea lentiscus</i>	0	6,5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	5,4	4,1	7,2	2,8	6,7	0,4	3
<i>Quercus rotundifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,6	0,2	0,2	2,2	1,9	29,6	8,3	4,5	27,6	11
<i>Retama sphaerocarpa</i>	0	0	0	0	0	0	0,7	0,5	0	1,6	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamnus licyoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	3,2	2,4	1,8	0	0	0
<i>Rosmarinus officinalis</i>	26	15	0	0	5,4	0,1	0	0,1	0	9,4	7,3	0,2	2,7	15,9	13	10,2	2,8	11,1	1,3	1,3
<i>Teucrium fruticans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,1	0	0,4	0
<i>Teucrium haenseleri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>Ulex australis</i>	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0,6	2,3	0,1	0	0	0	0	0	0	0

Apéndice 2 Valores de densidad (individuos/m²) de las especies herbáceas. Cuando la especie no fue registrada en ninguno de los 20 cuadros pero estuvo presente en la parcela de 0,1 ha se le asignó el valor de 0,01

Density values (plants/m²) of herbaceous species. When the species was not registered in any of the 20 quadrats but was present in the 0,1 ha plot, a value of 0,01 has been assigned

	P1(Fue)	P2 (Cab)	P4(Ove)	P5(2)	P6(3)	P8(3)	P9(Tor)	P10(2)	P14(1)	P18(1)
<i>Agrostis pourretii</i>	0	0.8	0.8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Agrostis tenerma</i>	0	0	0	0.28	0	0	0	0.01	0	0.01
<i>Aira caryophylla</i>	0	0	0	0	0	0	23	0	0.01	0
<i>Ammi visnaga (cf)</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
<i>Anacyclus radiatus</i>	0	0	0	0	0.1	0	0	0	0	0
<i>Anagallis arvensis</i>	3.2	0.4	0.01	0.01	0	0.6	0	0.05	0.6	0.01
<i>Andriala arenana</i>	0.01	0	0	5.4	0	0	0	0.01	4.4	0
<i>Andria integrifolia</i>	0	0	0	0	0	0	1.2	0.01	0	0
<i>Anemone palmata</i>	0	0	0	0.01	0	0	2.6	0.1	0.6	0
<i>Anthoxanthum aristatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
<i>Anthoxanthum ovatum</i>	0.2	0	0	0.01	0	0	1	5.4	0.6	0
<i>Aphanes marocanna</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0.01	0.01	0
<i>Ansarum simorhinum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Anstolochia paucinervis</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0.01	0
<i>Arthenatherum album</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
<i>Arum italicum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Asphodelus ramosus</i>	0	2.2	0	0	0	0	0.2	0	0	0
<i>Asterolinon linum-stellatum</i>	2.6	0	0	0.2	0	0	0	0	1.18	0
<i>Astragalus lusitanicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.2
<i>Avena barbata</i>	0	0.01	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0
<i>Avena sativa</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
<i>Bellis annua</i>	0	0	0.01	0	0.01	0	0	0	0.01	0
<i>Brachypodium distachyon</i>	0	0.4	0	0.01	0	0	0	1.5	0	0
<i>Brassica bartleri</i>	0	0	0	0.1	0	0	0	0.01	0	0.2
<i>Briza maxima</i>	0	0.01	0	0.2	0	0	0.01	2	0	0
<i>Briza minor</i>	0	0	0	0	0	0	11.4	0.01	0	0
<i>Bromus diandrus</i>	0	0	1.2	0	0	0	0	0.01	0.01	0
<i>Bromus matritensis</i>	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0
<i>Campanula lusitanica</i>	0	0.01	1.33	0.28	0	0	0.6	0.5	0.73	0
<i>Campanula rapunculoides</i>	0	0.6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cardus pinnoccephalus</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0.01	0	0
<i>Cerataurea melitensis</i>	0.2	0	0	0	0	0.01	0.01	0.01	0.2	0
<i>Centaurea enthræa</i>	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0
<i>Centaurea maritima</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0.6	0	0
<i>Centranthus calcitrapæ</i>	0	0	0	0.4	0	0	0.01	0.15	0.05	0
<i>Cerastium glomeratum</i>	0	0.01	0.01	0	0	0.01	0	0	0	0
<i>Chaetonychia cymosa</i>	1.4	0	0	0.1	0	0	0	4.4	0.8	5.2
<i>Chaetopogon fasciculatus</i>	0	1.6	0	0.01	0	0	119	25.6	10	0
<i>Chamaemelum mixtum</i>	0	0.8	9.4	0	0.01	17	0.01	0.01	0	0
<i>Coleostephus myconis</i>	0	0	0	0.4	115	43.2	0	0.01	0	0
<i>Cornigola littoralis</i>	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crassula tiliifolia</i>	0	0	0	0	0	0.01	0	0.01	0	0
<i>Crepis capillans</i>	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cynara algarbiense</i>	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyperus longus</i>	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cytinus hypocistis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
<i>Dipcadi serotinum</i>	0	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0	0
<i>Echium plantagineum</i>	0	0.01	0.01	0.01	0.01	0.8	0.01	0.01	0.01	0.01
<i>Elaeocelinum foetidum</i>	0.01	0	0	0.05	0	0.01	0.01	0	0.15	0
<i>Erodium malacoides</i>	0	0	0	0	0	0.4	0	0	0	0
<i>Erodium sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0
<i>Eryngium tricuspidatum</i>	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euphorbia exigua</i>	0	1.3	0	0.01	0	0	0.4	0.01	0.6	0.1
<i>Euphorbia pepus</i>	0	0	0	0.2	0	0.01	0	0	0	0
<i>Filago lutescens</i>	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filago pyramidata</i>	0.2	3.6	0	0	0	0	0	0.01	0.01	0
<i>Galactites tormentosa</i>	0	1.6	0	0	0	0.01	0	0.01	0	0
<i>Galium minutulum</i>	0	2	0	0	0	0	0	0.01	0.12	0.2
<i>Galium parisiense</i>	0	0.01	0.01	0	0	0	0	0	0.01	0
<i>Galium verrucosum</i>	0	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0
<i>Gamochoeta subfalcata</i>	0	0.01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gastidium ventricosum</i>	0	0.6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Geranium molle</i>	0	0	0	0	0	0.01	0	0	0	0
<i>Gladolus communis</i>	0.6	0.01	0	0	0	0	0.01	0.01	0.2	0.01

<i>Heliotropium europaeum</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helichrysum stoechas</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Holcus lanatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Holcus setiglumis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0
<i>Holcus setiglumis</i> x <i>H.lanatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Hordeum leponnum</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Hypericum perforatum</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypochaeris glabra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Hypochaeris radicata</i>	0	0,01	0	0	0	0	0,2	0	0,01	0
<i>Illecebrum verticillatum</i>	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Isotetes histrix</i>	0	0,2	0	0,05	0	0	0	0	0	0
<i>Jasione montana</i>	0	0,2	0,01	0,6	0	0	0	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i>	0	0,01	25	0	0	0	0	0	0	0
<i>Juncus captatus</i>	0	0	0,01	0,01	0	0	0	0,1	0,1	0
<i>Juncus pygmaeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Kickxia cirrhosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0,01	0
<i>Lamium amplexicaule</i>	0	0	0	0	0,01	0,4	0	0	0	0
<i>Lathyrus angulatus</i>	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lavatera cretica</i>	0	0	0	0	0	0,01	0	0,5	0	0
<i>Leontodon cf. salzmannii</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Leontodon longirostris</i>	0	6	0,01	0	0,01	0	0,01	0,01	0,01	0
<i>Leucogon trichophyllum</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Linana spartea</i>	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0	0,01	0	0
<i>Linum bienne</i>	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Linum sp</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Logfia arvensis</i>	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lotus parviflorus</i>	0	0	0	0,22	0	0	0	0,5	0,1	0
<i>Lotus subvillosus</i>	0	1	0	0,01	0,2	0,01	0,01	0	0	0
<i>Lythrum sp</i>	0	0,6	1	0	0,5	0,01	0	0,01	0,01	0
<i>Malcolmia lacera</i>	0	0,01	0,01	3	0	0	0	0,1	0,01	0,8
<i>Malva hispanica</i>	0	0	0	0	0,01	0	0,01	0,01	0,01	0
<i>Mentha pulegium</i>	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Muscari commosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Mysopates orontium</i>	0	0,2	0,6	0	0	0,01	0	1	0	0
<i>Ononis viscosa</i>	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
<i>Omithogalum orthophyllum</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Omithopus compressus</i>	0	0,01	0	0,8	0,2	0,4	0	0,5	0,01	0
<i>Omithopus pinnatus</i>	0	0	0,01	0	0	0	1,8	0,45	0	0
<i>Omithopus sativus</i>	0	0	0	0,8	0	0,01	1,8	0,3	0,2	0
<i>Oxalis pes-caprae</i>	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0
<i>Parentucella viscosa</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	3,4	0,2	0
<i>Paronychia argentea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paronychia echinulata</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0,01	0,01	0
<i>Plantago afra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Plantago bellardi</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0,01	0
<i>Plantago coronopus</i>	0	23,4	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plantago lagopus</i>	0	0,6	0,01	0,01	0	2,6	0	0,01	0	0
<i>Plantago serena</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0
<i>Pterocarpus dandrus</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0,01	3	1
<i>Ranunculus sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Ranunculus triobus</i>	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Raphanus raphanistrum</i>	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Reseda media</i>	0	0	0	0	0	0	0,01	0,2	0	0,01
<i>Rumex bucephaloporus</i>	0	0,01	3	0	0	0	0	0,01	0	0,01
<i>Ruta angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Sanguisorba hybrida</i>	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Scirpus holoschoenus</i>	0	0,4	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Scolymus maculatus</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Scorpiurus sulcatus</i>	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Selegnella denticulata</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Senecio lividus</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0,01	0	0
<i>Senecio vulgaris</i>	0	0	0	0,6	0	0	0	0,01	0	0
<i>Sherardia arvensis</i>	0	0,01	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Silene gallica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Silene scabriflora</i>	0,2	0,5	0	2,8	0	0	0,2	0,01	0,01	0
<i>Sonchus oleraceus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0,2
<i>Spergularia rubra</i>	0	0,2	4,4	0,43	0,6	0	0	0	0	0
<i>Stachys arvensis</i>	0	0	1,6	0,01	0	0	0	0,1	0	0
<i>Stellaria media</i>	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Thapsia villosa</i>	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0
<i>Toipis barbata</i>	1,4	1,8	2,6	0,1	0	0	0,01	0,01	0,01	0
<i>Toipis umbellata</i>	0,4	0	1,4	0,01	0	0	0	0,01	0,01	0
<i>Trifolium angustifolium</i>	0	0,2	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Trifolium arvense</i>	0	0,01	0	0	0,3	0	0,8	1,16	0	0,1

<i>Trifolium campestre</i>	0	4	0	0,15	0	0,28	0	0,3	0	0
<i>Trifolium glomeratum</i>	0	0,8	0,01	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Trifolium resupinatum</i>	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Trifolium tomentosum</i>	0	0	0,01	0	0,01	0,01	0	0	0	0
<i>Tuberaria guttata</i>	0,8	1,4	0,4	4,4	0,26	0,01	0	2,4	2,8	5
<i>Veronica arvensis</i>	0	0	0	0,01	0	0,75	0	0	0	0
<i>Vicia sativa</i>	0	0	0	0,01	0	0	0	0,01	0	0
<i>Vulpia myuros</i>	0	0	0	3,2	0	0	0	13,8	0	0
<i>Xanthium spinosum</i>	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0

EFFECTS OF DIFFERENT SYLVICULTURE PRACTICES ON HERBACEOUS UNDERSTOREY IN *Pinus pinea* PLANTATIONS OF SOUTHERN SPAIN

SUMMARY

The effect of several disturbances (slashing, fire and grazing) on herbaceous vegetation in the understorey of *Pinus pinea* plantations in Southern Spain was studied. Twenty plots of 0,1 hectares were located in the study area. Cover of woody plant species in the shrub layer and herbaceous density was measured in each plot. A moderate slashing level increased shrub and herbaceous understorey diversity. An intensive slashing reduced species richness and the number of endemic species. Grazing in the area (horses, cattle or sheep) did not increase herbaceous diversity. These pastures are rich in species but short of nutritive value. Taxonomic singularity was low except in burnt areas, specially for herbaceous species. Management and conservation strategies are proposed.

Key words: Slashing, grazing, fire, biodiversity, Southern Spain.