

Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias

F. González Bernáldez

Departamento Interuniversitario de Ecología, Universidades Complutense y Autónoma, 28049 Madrid, España

Conceptos

Si bien el concepto de diversidad, tal como se usa en Ecología se refiere a la riqueza de especies y a su equidistribución (33), pronto se sintió la necesidad de considerar juntamente, la dimensión temporal y la de textura espacial o tipo de grano (12, 34, 40). Así Margalef (34) advierte la necesidad de corregir las expresiones de diversidad, D , como H , trasladadas aquéllas desde las teorías de los mensajes, con la idea de persistencia,

$$H = D - 1 / \sum b_i t_i$$

donde b_i y t_i se refieren respectivamente a la biomasa relativa de las especies ($\sum b_i = 1$) y a los tiempos específicos de residencia (definidos como vidas medias). En la misma línea de relacionar la idea de diversidad con la de organización de ecosistemas se insiste en los aspectos de diversidad de pautas, motivos o grano (12, 40, 41), tendiéndose a la consideración dinámica de la diversidad en forma de espectros espacio-temporales (12, 34).

En la práctica de la conservación se tiende a dar una importancia casi única al componente de riqueza (número de especies). Pero, los aspectos temporales de persistencia y de segregaciones o estructuras espaciales son enormemente importantes. También lo son, en los procesos de evolución del paisaje, los fenómenos de diversidad de hábitats, muy relacionados con la diversidad beta e íntimamente ligados a la gestión y acción agrícola-ganadera.

La diversidad como valor y como posible objetivo de la gestión

La diversidad biológica ha despertado interés creciente en la gestión del medio, especialmente por las siguientes razones: a) La intensificación de la agricultura (y otros usos del suelo)

llevan a un empobrecimiento creciente de la diversidad (8). Precisamente, entre las primeras aplicaciones de la diversidad biológica estuvo la evaluación e inducción de la contaminación (38). b) La calidad del patrimonio natural se evalúa frecuentemente por medio de criterios de diversidad entre otros (50). c) La estética, o calidad emocional del paisaje natural, tiene en la diversidad, en sentido amplio, uno de sus ingredientes universales más importantes (4). Tal característica refleja probablemente un mecanismo adaptativo en la potencialidad que confiere (5).

Se suele considerar, sin embargo, que la diversidad por sí sola es un criterio insuficiente para la conservación y la gestión racional del territorio, tanto cuando se refiere a especies como a hábitats, y debe completarse con otros puntos de vista, como los siguientes: d) La ponderación de hábitats según un criterio de representatividad (2, 23, 50). De hecho, en este criterio se puede ver otro tipo de aplicación de la diversidad, relacionado con la equidistribución de hábitats y la evitación económica de su redundancia. e) La ponderación por razones de amenaza, vulnerabilidad, etc., de especies y de hábitats (14, 50). Se trata también de una precaución tendente a maximizar la diversidad general.

Estos criterios complementarios reposan, a su vez, en la filosofía de la diversidad que va pasando a ser uno de los puntales de la ética ecológica o ambiental (15, 24).

Desde el punto de vista de la gestión y de la evaluación de las políticas agrícolas, la aplicación de los criterios de diversidad tropieza con el problema de la imposibilidad práctica del censo de todos los organismos presentes. Con frecuencia se acude a la consideración de las biocenosis más accesibles (aves, fanerógamas, mariposas), lo que produce un sesgo a favor de los organismos conspicuos, generalmente fotófilos. En algunas aplicaciones de la ecología al urbanismo se ha supuesto que el grado de conservación del medio se

refleja en la presencia o ausencia de especies vulnerables características, siendo posible establecer listas de comunidades indicadoras del gradual reemplazo de los grandes animales, especialmente los depredadores y sustitución por comunidades antropodependientes (19).

Aparte del sesgo a favor de las formas más conspicuas (que tiene su explicación en la historia evolutiva de nuestra especie) se presenta el problema del desconocimiento taxonómico de muchos grupos. Esto ocurre con los invertebrados, incluso en Europa, y sobre todo con los organismos procariotas, tradicionalmente marginados por los conservadores de la naturaleza (1). Por ello, la protección de hábitats de forma representativa, es también una forma de optimizar la conservación de organismos de *status* taxonómicos poco conocidos (2, 50).

Así, la aplicación del principio de la diversidad a la conservación reviste fundamentalmente la forma de la representatividad de hábitats (riqueza y equidistribución), lo que plantea como nueva cuestión la definición y clasificación de éstos (35).

La reorientación de las políticas agrícolas

Por sus efectos en grandes extensiones, la agricultura es un factor primordial en la modificación del paisaje y de la diversidad biológica. Así, la intensificación de la agricultura europea ha llevado a importantes transformaciones ecológicas en los últimos años (8), del mismo modo que la expansión de los diferentes tipos de aprovechamiento está produciendo enormes transformaciones del medio tropical húmedo y otros territorios.

Pero en el caso europeo, se ha planteado recientemente una reflexión y un cambio de política que merecen una breve introducción. La marcha hacia el Mercado Unico que supone la creación de la CEE, representó un importante impacto ecológico en parte del territorio de Europa. Por razones geoestratégicas y deseo de asegurar el autoabastecimiento en productos básicos la Comunidad garantizó los precios agrícolas. Con ello se buscaba evitar la postergación de la agricultura respecto a sectores de actividad más favorecidos y, eventualmente, su desaparición del espacio europeo. Como es ampliamente conocido, esas subvenciones y garantías llevaron, sin embargo, a una fortísima intensificación agrícola y a una superproducción. Esta última obliga a una nueva subvención (además de la ya destinada a la producción) para la exportación de los cuantiosos excedentes. La exportación subvencionada tiene inconvenientes éticos evidentes (perjuicio de países que dependen del sector para sus intercambios fundamentales): recesiones en Argentina, Uruguay, Australia, Nueva Zelanda, etc., o incluso para amortizar asfixiantes deudas con el exterior.

Pero nos atañe aquí más la fuerte perturbación de las circunstancias ecológicas que acompañan a esa intensificación subvencionada: destrucción de la textura del paisaje agrario, desaparición de hábitats, contaminación de suelos, aguas superficiales y subterráneas, eutrofización, e incluso polución atmosférica con compuestos de nitrógeno, reducción de la biodiversidad por el abundante empleo de variados biocidas, etc. Es decir, las cuantiosas aportaciones del contribuyente subvencionador son causa de graves problemas. Para remediarlos se pretende en estos momentos una reorientación de

la Política Agraria Común (PAC) por medio de diferentes acciones, entre las que destacan:

a) La disminución de la superficie cultivada mediante el abandono retribuido (hasta con 40.000 pts/Ha) de una fracción de la superficie arable (*set-aside*).

b) La extensificación de la agricultura, disminuyendo su carácter agresivo y propiciando la vuelta a usos más semejantes a los tradicionales, con menor dispendio de energía y productos químicos.

c) La coordinación entre las políticas de agricultura y de medio ambiente.

Es de notar que, cuando estas medidas se plantean, subsisten todavía en Europa, especialmente en el Sur y muy concretamente en el área mediterránea, sistemas tradicionales de uso de gran originalidad, escaso efecto contaminante y notable compatibilidad con una biodiversidad y calidad paisajística elevadas.

Entre esos usos, caracterizados por complejos sistemas de usos basados en conocimientos empíricos muy antiguos, destacan las varias formas de la dehesa, las agriculturas de montaña, la trashumancia y en general de los sistemas agrosilvopastorales que han persistido en las áreas marginales o desfavorecidas.

La biodiversidad y los sistemas tradicionales de uso del suelo

Son características de esos sistemas tradicionales de uso y de los paisajes culturales que les acompañan, las siguientes:

1. Baja productividad (en comparación con las variantes modernas intensivas), pero bajos costes energéticos. Alta complejidad ecológica y compatibilidad con una biodiversidad elevada.

2. Perturbaciones más espaciadas. Coexistencia de etapas de sucesión en fases diferentes, como consecuencia del cultivo itinerante, barbechos, o largos periodos de reposo. Alta diversidad beta.

3. Mallas, mosaicos y sectores heterogéneos con diferente madurez. Paisajes intersticiales de distintos tipos que también promueven alta diversidad beta.

4. Antigüedad de ajustes, redes tróficas complejas, pautas migratorias, simbiontes, micorrizas, etc. Pero al mismo tiempo, reservas de biocenosis de muy diverso origen adaptadas a la colonización de áreas característicamente perturbadas.

5. Menos aportaciones externas de materia y energía. Menores exportaciones y menor distorsión de ciclos biogeoquímicos naturales.

6. Persistencia, largo tiempo de residencia de la materia y energía. Tendencia a la incorporación de vegetales leñosos, organismos de escasa precocidad pero resistentes a las fluctuaciones.

7. Mecanismos amortiguadores de fluctuaciones: coexistencia de estratos vegetales diversos, control microclimático, desplazamientos, micromigraciones que aprovechan la heterogeneidad (altos/bajos, solana/umbría), trashumancia.

Los mencionados sistemas de uso del suelo, hoy considerados arcaicos, ofrecen sin embargo una fuente de inspiración para el diseño de nuevas soluciones agrícolas más adecuadas a la satisfacción de nuevas demandas sociales. Una

primera medida sería fomentar el estudio de esos sistemas, muy complejos, y evitar su desaparición, víctimas de la competencia de usos más intensivos y fuertemente subvencionados.

Hay que subrayar cuanto antes que no se trataría de perpetuar o restaurar los contextos sociales anteriormente asociados a algunos usos tradicionales. Se trata más bien, en conjunción con las políticas agrarias ya mencionadas, de diseñar usos racionales para los que los sistemas tradicionales proporcionan soluciones baratas e interesantes.

Por otro lado, no conviene exagerar la conexión entre modos de usos del suelo y contextos sociales. El sistema de dehesa que algunos ven forzosamente inserto en la tradición social injusta de Andalucía y Extremadura de principios de siglo, se presentó en contextos muy diferentes en otras regiones. Frecuentemente tuvo el carácter verdadero de dehesa (*defessa*, territorio defendido, exceptuado del uso común por los grandes rebaños, a favor de los pueblos y sus ganados). Se trata más bien de una particular tecnología de uso del suelo, a veces acompañada de la extensión artificial y la frutalización de *Quercus ilex* y otras especies, asociada a muy variados contextos. Por ejemplo, se extiende a los pinares de *Pinus sylvestris* como ocurre, por ejemplo, en ciertas áreas de Soria (vaca pinariega).

Además de las razones indicadas, los sistemas tradicionales de uso del suelo representan un *statu quo* con alta diversidad y complejidad ecológica, difícil de manipular sin perturbación.

Es muy conocido que la diversidad se intenta relacionar con otras propiedades de los sistemas ecológicos. Se ha insistido en los descensos de diversidad a causa de fluctuaciones no internalizadas por el sistema y en la alta diversidad de sistemas estables (34). Pero, al mismo tiempo, se sabe que ciertas perturbaciones contribuyen al aumento de la diversidad beta, como, por ejemplo, la actividad erosivo-modeladora de los ríos en el bosque amazónico (48) y otras perturbaciones de muchos sistemas naturales.

Como veremos seguidamente, ambos tipos de efectos contribuyen a la biodiversidad de algunos sistemas de uso del suelo.

Integración y adaptaciones complejas antiguas

Los sistemas agrosilvopastorales tradicionalmente contienen adaptaciones complejas, como las relacionadas con migraciones de aves. Así, las dehesas (y los olivares) reciben una avifauna invernante europea muy variada y abundante. Destacan especies insectívoras en sus áreas de cría, donde son populares componentes del paisaje: mosquero común, petirrojo, zorzales, curruca capirotada, etc., ausentes en los cultivos que substituyen a las citadas arboledas cuando son arrancadas (20).

La influencia de ajustes interespecíficos antiguos en la biodiversidad es visible en el empobrecimiento biológico producido por las plantaciones de árboles autóctonos (en la terminología preferida por los grupos de conservación de la naturaleza). Esos fenómenos se han observado de forma

convergente en varios países para diferentes especies (pinos en Australia, eucalipto en Europa, etc. (7, 26, 32) (Figs. 1, 2 y 3).

También ha sido objeto de investigación la influencia de la antigüedad del pastoreo en la alta diversidad de los pastizales mediterráneos (37), visible cuando se comparan antiguas áreas de pastoreo en la cuenca mediterránea con territorios climáticamente equivalentes de California o Australia. En el Centro de la Península Ibérica, donde el pastoreo es muy antiguo, las diversidades de comunidades tanto leñosas como herbáceas pueden ser muy elevadas, encontrándose cifras de hasta 5 bits en pastizales maduros oligotróficos (27, 40). La gran riqueza de especies, que tiende a incrementar en el proceso de sucesión, va acompañada de pautas o patrones de distribución espacial cambiantes que reflejan procesos de organización (12, 16, 40, 41). Tiene que ver con esa antigüedad del pastoreo la gran cantidad de leguminosas anuales adaptadas a ese uso y que desaparecen con su cese, como especies de *Trifolium* anuales propias de los pastos silíceos centrales. En los pastizales de los alrededores de Madrid hay unas 34 especies de trébol, especializadas en las diferentes variantes y detalles del paisaje silíceo granítico-arcósico y sus matices de uso ganadero. La mayoría desaparecen a la larga cuando se interrumpe el uso pastoral (por ejemplo al quedar las parcelas sin ganado, a la espera de la —generalmente— ansiada “recalificación urbana del terreno” (25, 27).

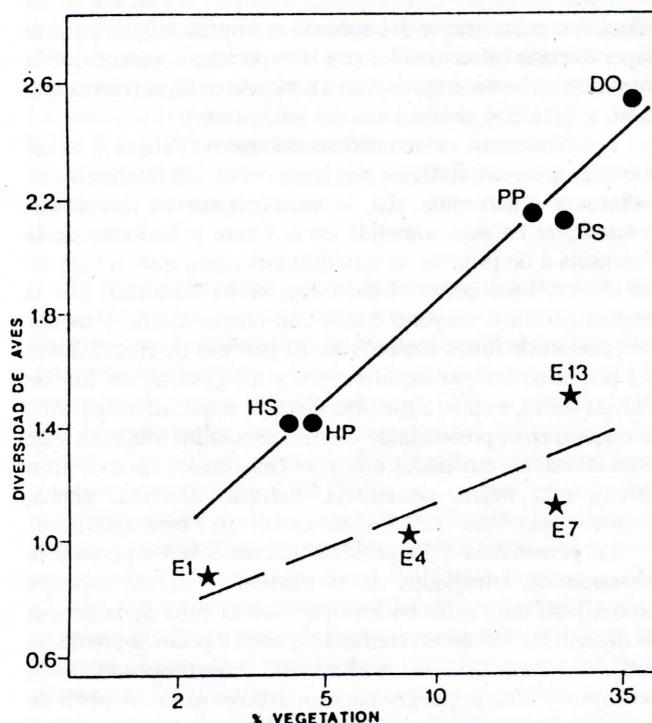


Fig. 1. Efecto de las plantaciones de eucaliptos sobre la diversidad de aves en Galicia. La diversidad se expresa en función de la cobertura vegetal. La recta superior se refiere a dos brezales-tojares, dos pinares y un bosque caducifolio; la inferior corresponde a eucaliptales. Según Bongiorno (7), modificado.

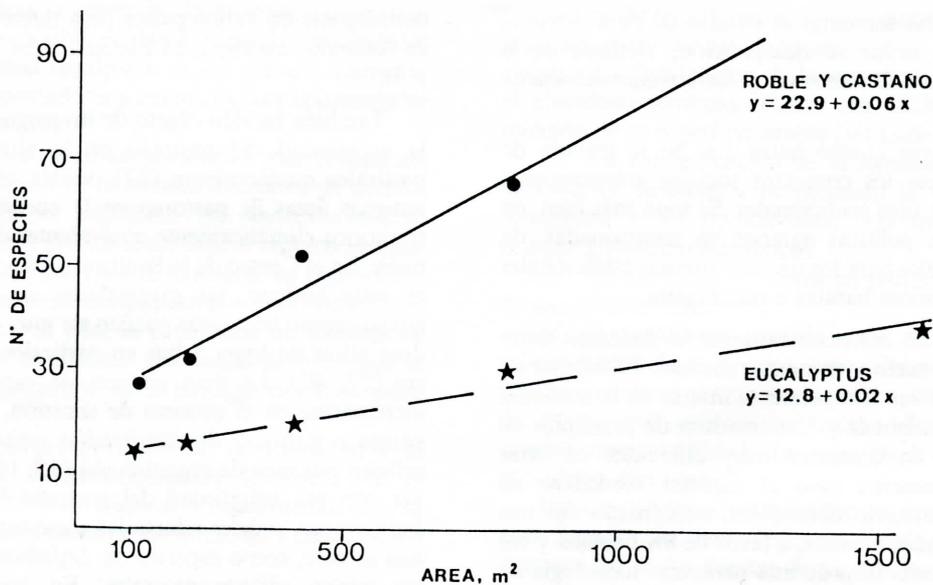


Fig. 2. Comparación de la riqueza de especies del sotobosque en robledales y castaños de la cornisa cantábrica española con la de plantaciones de *Eucalyptus globulus* en el mismo área (26).

Es muy conocida la historia de la extinción en Inglaterra del magnífico licénido *Maculinea arion*, a pesar de la cuidadosa protección dispensada a la última colonia que quedaba en el país. Llevados precisamente por su celo, los agentes de conservación de la naturaleza prohibieron el pastoreo en ese área, lo que favoreció la proliferación de una vegetación alta, motivando el abandono del lugar por *Myrmica sabuleti*. Esta especie requiere insolación y su relación con las orugas del licénido es imprescindible para su supervivencia (aleccionados por la experiencia, parece que la administración ha emprendido ahora una exitosa reintroducción, si bien con poblaciones no autóctonas).

Las biocenosis características del uso de dehesa y olivar son muy antiguas. Reflejan una larga evolución interactiva de culturas y organismos. Así, la encina, *Quercus ilex* subsp. *rotundifolia* ha sido sometida en el Oeste y Sudoeste de la Península a un proceso de semidomesticación que, si bien no ha ido tan lejos como el del olivo, se ha traducido por la mejora genética: mayores frutos con menos tanino y menor proporción de flores masculinas. El proceso de frutalización del primitivo bosque mediterráneo y, en general, del Sur de Europa (olivo, encina, algarrobo, castaño, nogal, alfónsigo, etc.) se traduce en la presencia de estratos arbolados longevos y de especialistas de cavidades arbóreas (mochuelo, cábaro, lirón careto, rata negra, comadreja, carraca, abubilla, gineta, *Coluber hippocrepis*, etc.) incluso en olivares bien atendidos.

La persistencia y longevidad de esos árboles permite la presencia de artrópodos de la madera —incluso especies saproxílicas muy raras en Europa— en el caso de la dehesa de quercíneas. No deben confundirse estas especies saproxílicas con las plagas de la madera, no constituyendo —en principio— ningún peligro para los árboles sanos. A pesar de esto, una preocupación fundamentalmente estético-cultural ha llevado a que la total eliminación de los árboles viejos y caídos sea práctica normal. Por ello, muchos insectos saproxílicos, especialmente bupéstridos, cetónidos, cerambícidos, elatéridos, dípteros sírfidos, himenópteros, etc., están en peligro de extinción en Europa (10). La coexistencia en el mismo espacio de grandes árboles y espacios abiertos, típica

de la dehesa, permite la presencia de especies característicamente forestales (agateador, pinzón, totovía, mosquitero, trepador, páridos, etc.) y las de terrenos desarbolados (collalbas, lavandera boyera, perdiz, cogujada, etc., y, en invierno, alondras, bisbitas, etc.). El mismo fenómeno se presenta en otros grupos de animales. Así, junto a una variada fauna de lepidópteros forestales (*Cathocala* spp., numerosos geométridos y hasta ropalóceros de la encina *Quercus quercus*, *Nordmannia esculi*) se presenta otra muy variada, propia de las formaciones herbáceas. En la Casa de Campo de Madrid (2.500 Ha), tradicionalmente aprovechadas en forma de dehesa, se han detectado 75 especies de ropalóceros. Esa cifra es muy llamativa si tenemos en cuenta que se trata de un área de poco relieve y que en todo el Reino Unido hay menos de 60 especies de esos insectos.

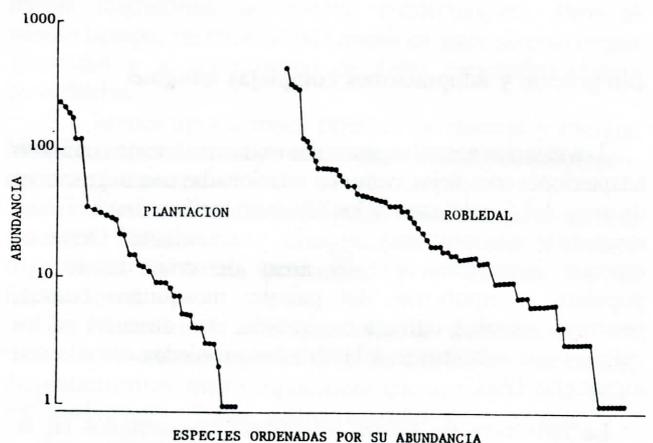


Fig. 3. Diagramas de abundancia y rango de especies de plantas del sotobosque de robledales autóctonos y plantaciones de coníferas en Irlanda. Según Magurran (32), modificado.

Paisajes intersticiales

Como se ha comentado ya, una característica de los paisajes de los sistemas tradicionales de uso es el mosaico de sectores contrastados, con abundantes fronteras. Algunos de estos contrastes se deben a la presencia de enclaves dentro de superficies más amplias, como los sotos, los prados “entrepanados” (denominación salmantina de los prados enclavados en extensiones cerealistas) y los ribazos y setos de las lindes. Sobre estos últimos, muy difundidos en Europa, existe abundante bibliografía (6, 9, 43). Además de los efectos microclimáticos y antierosivos que se les atribuyen, los setos son fuentes importantes de biodiversidad en el medio agrícola. Los setos sufren un proceso de sucesión biológica con aumento de sus especies leñosas. En Inglaterra se ha estimado que un seto con 5 especies leñosas por cada 30 pies corresponde a una antigüedad de 500 años y de 1000 para el caso de 10 especies. El seto representa un importante ecotono que aumenta la diversidad. En el Jura suizo (6), las regiones pobres en setos poseen una avifauna de sólo 9 nidificantes, con dominancia neta de la alondra (60%). Por el contrario, las regiones con abundantes setos tienen más del doble de nidificantes y, la más abundante, la tarabilla norteña, participa sólo con el 25%.

Tabla 1. Pautas o motivos de heterogeneidad del pasto de las dehesas como resultado de la influencia de la encina. Monte de El Pardo, Madrid (18).

Especies favorecidas por la proximidad del árbol		Especies que evitan la influencia del árbol	
<i>Geranium molle</i>	-0,730	<i>Trifolium suffocatum</i>	0,956
<i>Stellaria media</i>	-0,728	<i>Tuberaria guttata</i>	0,948
<i>Bromus madritensis</i>	-0,602	<i>Vulpia ciliata</i>	0,946
<i>Centaurea melitensis</i>	-0,596	<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,832
<i>Carduus tenuiflorus</i>	-0,536	<i>Aphanes microcarpa</i>	0,779
<i>Hordeum murinum</i>	-0,502	<i>Veronica verna</i>	0,778

Las cifras son las contribuciones a un componente principal obtenido en el análisis de una matriz de correlación. Dicho componente está estrechamente correlacionado con la distancia a los árboles.

En las amplias llanuras cerealistas de la meseta Norte española, donde los setos faltan, la diversidad del paisaje y de hábitats está a cargo de los ribazos, los sotos fluviales, lindes no cultivadas y —sobre todo— de los prados intersticiales: “entrepanados”, “mangadas”, “longares”, “rodiles”, etc. Enclavados en los campos de cereales cada vez menos biodiversos, son esenciales como hábitat de insectos (acrídidos, por ejemplo) que son muy importantes para el régimen alimenticio de aves que, en su etapa juvenil, tienen una dieta insectívora (perdiz, sisón, ortega, ganga, avutarda). Son territorios de alimentación y permanencia de la liebre, aguilucho cenizo, alcaraván, cernícalo, estornino, cigüeña, lavanderas, etc., y en invierno de avefrías, chorlitos, etc. La flora es enormemente diversa, comprendiendo desde especies acidófilas —características de aguas subterráneas poco

mineralizadas en los substratos silíceos— hasta variantes francamente halófilas.

Esa red de prados no labrados, por estar en depresiones algo húmedas, tuvo un papel ganadero importante. Pero la intensificación por la puesta en riego de grandes superficies, ha llevado a un dramático descenso del nivel del agua subterránea (del orden de casi 2 m anuales) provocando la desaparición tras labranza de un 75% de esos prados, por ejemplo, en la zona detrítica terciaria del Sur de la Cuenca del Duero (Los Arenales), con el consiguiente empobrecimiento del paisaje y de la biodiversidad. A ese efecto simplificador se reúne una concentración parcelaria u ordenación rural llevada a cabo sin criterios ecológicos, paisajísticos o —al menos— elementales medidas de protección de abrigos de fauna cinegética (3, 21, 45).

Mallas y paisajes celulares: aprovechamiento de la diversidad beta en los sistemas tradicionales de uso

En los sistemas de dehesa y otros similares, los árboles actúan como formadores de una heterogeneidad celular o en malla, cuyas causas son microclimáticas, biogeoquímicas y etológicas (el árbol modifica la distribución de las pautas de distribución animal: insectos, grandes herbívoros). El resultado es la presencia de patrones de heterogeneidad vegetal que contribuye al incremento de la diversidad beta (Tabla 1). Las plantas se segregan formando “corros” de diferente fenología a causa de la influencia de las encinas (que se extienden a más del doble del diámetro de éstas, constituyendo una malla relativamente regular de unos 40-100 árboles/Ha). El contenido de N total, pH y suma de cationes de cambio de los suelos sobre materiales silíceos pasa de 0,08, 6,1 y 3,1 a 0,12, 6,6 y 6,5 respectivamente en las inmediaciones del árbol (18, 42). Esto pone de manifiesto una notable influencia de aporte mineral, tan importante en suelos oligotrofos.

El aprovechamiento de la heterogeneidad ha sido una constante de los sistemas tradicionales para amortiguar las fluctuaciones características de la estacionalidad y erraticidad del clima mediterráneo. El efecto tampón conseguido por la presencia de varios estratos vegetales (25) se complementa con la explotación de la heterogeneidad topográfica: los “altos” o “cerrillos”, áreas de afloramiento rocosos con buen y precoz avenamiento y los “bajos” o “baenes”, depresiones muy húmedas en invierno pero que prolongan el pastoreo en verano. Las micromigraciones entre ambos territorios permite amortiguar el contrastado clima del Oeste Peninsular (22, 25, 46). En territorios graníticos, donde los “baenes” deben su origen al afloramiento de flujos de agua subterránea en las fracturas (Tabla 2), el respeto de la complementariedad de la alternancia “cerrillo/baén” es esencial en la gestión, división y enajenación de fincas. De modo semejante se utiliza la complementariedad “solana/umbría” en territorios donde el substrato no facilita la presencia de flujos importantes de agua subterránea, como las pizarras y limolitas de Sierra Morena. Otros aprovechamientos de la diversidad beta como las diversas formas de trashumancia horizontales y verticales son muy conocidos (47).

Tabla 2. Pautas de distribución del pasto condicionadas por el efecto “cerrillo/baén” que permite el pastoreo estacional amortiguador de la oscilación climática mediterránea. Adamellita leucocrática*, 900 m de altitud, Galapagar (Madrid).

“Cerrillo” (área de recarga bienavenada)	Intermedio	“Baén” (depresión con descarga por fracturas)
<i>Poa bulbosa</i>	<i>Agrostis castellana</i>	<i>Trifol. fragiferum</i>
<i>Trif. glomeratum</i>	<i>Trif. striatum</i>	<i>Mentha pulegium</i>
<i>Trif. arvense</i>	<i>Trif. dubium</i>	<i>Bellis perennis</i>
<i>Trif. campestre</i>	<i>Trif. subterraneum</i>	<i>Senecio jacobaea</i>
<i>Trif. gemellum</i>	<i>Plantago lanceolata</i>	<i>Trif. repens</i>
<i>Trif. lagopus</i>	<i>Moenchia erecta</i>	(variante ácida)
<i>Trif. cherleri</i>	<i>Festuca costei</i>	<i>Juncus squarrosus</i>
<i>Tuberaria guttata</i>	<i>Festuca ampla</i>	subsp. <i>elmanii</i>
<i>Vulpia muralis</i>	<i>Cerast. semidecandrum</i>	<i>Trif. strictum</i>
<i>Bromus tectorum</i>	<i>Carex divisa</i>	(variante alcalina)
<i>Hypochaer. glabra</i>	<i>Brassica barrelieri</i>	<i>Trif. resupinatum</i>
<i>Aphanes microcarpa</i>	<i>Ornithopus perpusilus</i>	<i>Trif. michelianum</i>
<i>Leontodon tarax.</i>	<i>Hypochaer. radicata</i>	<i>Festuca arundinacea</i>
<i>Aira caryophylllea</i>	<i>Crepis taraxacifolia</i>	subsp. <i>fenas</i>

La variante ácida del “baén” corresponde a flujos cortos de agua subterráneas, mientras que la alcalina corresponde a la surgencia de aguas envejecidas, de circulación relativamente profunda (no se presentan en posiciones elevadas, dominantes de los paisajes de rocas granitoides* aquí considerados).

Para otros efectos, los sistemas tradicionales silvopastorales tendían a impedir la formación de heterogeneidad, como la que deriva de la desigual frecuentación del ganado en sus divagaciones. Se tendía a evitar la formación de “correos” de plantas nitrófilas e implantables mediante un reparto uniforme de la presión del ganado (pastores, localización estratégica de bebederos, puntos de distribución de sal, puertas de entrada, abrigos de árboles y matorral, etc.) (Tabla 3). Hoy día, el uso de piensos compuestos y la menor atención a ese fenómeno, ha llevado a fuertes heterogeneidades de ese tipo.

Las perturbaciones del sistema como fuentes de biodiversidad

Parte de la diversidad del paisaje mediterráneo es debida a la actividad humana. Esta no ha sido siempre destructora, sino —con frecuencia— transformadora. Por ejemplo, la “frutalización” del bosque mediterráneo ha revestido diferentes formas, como la más conocida del olivar, pero también es notable la difusión de la encina y, especialmente en las áreas de dehesa, de la encina de fruto dulce, con poco tanino. Se trata de una de las formas más características de balanicultura, a la que ya se refiere Plinio y que es visible hoy en los artificiales límites en lindes de fincas entre *Quercus ilex rotundifolia*, *Qu. pyrenaica*, *Qu. faginea*, etc., o en la casi universal presencia de polen de quercíneas caducifolias bajo los encinares (44).

Las labores aratorias primitivas se diferenciaban por su carácter itinerante, afectando a fracciones pequeñas y cambiantes del territorio durante espacios cortos de tiempo. Se establecían largos períodos de sucesión (barbechos plurianuales) dando lugar a un vasto mosaico de facies de madurez diferente y una diversidad beta elevada. Se conservan vestigios de esas prácticas en muchos territorios

tropicales (*shifting cultivation* o agricultura itinerante) y también los “artigueos” de los Pirineos (en francés *ecobuage* y de los brezales-tojales oceánicos (País Vasco, Galicia, León, Zamora, Huelva), también ligados al fuego, y en los barbechos de varias “hierbas” o años de los suelos pobres del Oeste Peninsular. Estas labores se hacían a veces para controlar el matorral o para mantener animales de caza (11, 39, 40).

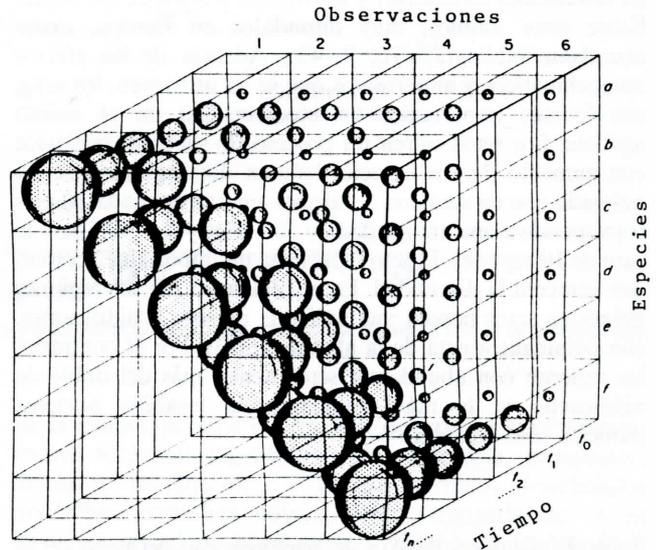


Fig. 4. Representación teórica de la tendencia de cambio en la distribución espacial de especies en una serie de observaciones, por ejemplo: parcelas permanentes durante la sucesión. El radio de las esferas representa la abundancia de los individuos de las diferentes especies en cada parcela de observación. Para mayor claridad se supone que el número de especies y el número total de individuos no cambia en el tiempo. Según Pineda *et al.* (41).

Las teselas en distintas etapas de sucesión a partir de áreas abandonadas como las que ha empezado a promover la CEE con su política de cese retribuido de las labores (8, 27, 28) son una fuente de diversidad en comunidades animales y vegetales. Fueron precisamente las prácticas de *set-aside* en los Estados Unidos las que dieron lugar históricamente al interés por los estudios de sucesión (*old field succession*) que contribuyeron a desarrollar el tema central de la Ecología. En el área mediterránea, la antigüedad de los procesos de artigueo y agricultura itinerante ha dado lugar a la adaptación pirofítica del matorral mediterráneo y a la constitución de una reserva numerosa de especies adaptadas a diferentes fases de la sucesión, de forma que se han podido detectar varios principios generales y regularidades en las sucesiones tras perturbación (11, 40, 41).

Así, se observa el aumento de especies con nichos restringidos a expensas de los generalistas a medida que la sucesión avanza (12, 41). Por ello, la amplitud del nicho espacial de las plantas, considerando éste como la ocupación de sectores edáficos, geomorfológicos o parcelas de muestreo, disminuye en el curso de la sucesión (Tablas 4 y 5, Fig. 4). El índice de entropía de las parcelas de muestreo condicionadas por las especies, $H(P/E)$, derivado del teorema de la entropía total, o el índice de amplitud de nicho (40)

$$A = H(P/E)/\log_2 n^\circ \text{ de parcelas}$$

estandarizado para evitar la influencia del número de parcelas o unidades de muestreo, muestran una continua disminución en el proceso de sucesión a partir de campos abandonados (Tablas 4 y 5) (12, 41, 49).

Tabla 3. Facies de permanencia intensa del ganado debida a pautas de desplazamiento o a "querencias" ("majadales", "mosquiles", "cucaderos", etc.). Dehesa de Colmenar Viejo (Madrid), 850 m, gneis.

Frecuentac. moderada ("Majadal aplicado, lamido")	Intensa ("Majadal sucio")	Muy intensa ("Desollados")
<i>Erodium botryx</i>	<i>Capsella bursa pastoris</i>	<i>Urtica urens</i>
<i>Poa bulbosa</i>	<i>Trifolium scabrum</i>	<i>Malva spp.</i>
<i>Hypoch. glabra</i>	<i>Trifolium retusum</i>	<i>Silybum marianum</i>
<i>Trifolium tomentosum</i>	<i>Geranium molle</i>	<i>Onopord. illyricum</i>
<i>Trifolium suffocatum</i>	<i>Hordeum murinum</i>	<i>Senecio vulgaris</i>
<i>Trifolium subterraneum</i>	<i>Erod. moschatum</i>	<i>Centaurea meliitensis</i>
<i>Veronica verna</i>	<i>Sisymbrium runcinatum</i>	(y áreas descubiertas y erosionadas)
<i>Parentucelia latifolia</i> (y formas enanas de varias especies)	<i>Sisym. officinale</i>	con <i>Plantago</i> <i>coronopus</i> y <i>Spergularia rubra</i>)
	<i>Lepidium heterophila</i>	
	<i>Diplotax. catholica</i>	
	<i>Anacyclus clavatus</i>	

Ese fenómeno corresponde a la localización cada vez más específica en hábitats o sectores característicos, por ejemplo en los sectores geomorfológicos de las laderas. Otros estudios han puesto de manifiesto cambios en los *patterns* o pautas espaciales, que pasan de ser muy finos a más gruesos y contrastados, sobre todo en las partes inferiores de las laderas de dehesas (12, 16). En la Fig. 4 se simboliza el aumento de organización espacial durante la sucesión contrastando con la aleatoriedad de las etapas iniciales donde dominan los generalistas (41).

La teoría de la convergencia hacia una climax (34) indica que en el ambiente mediterráneo, la máxima diversidad se encontraría a mitad de camino entre la hipotética situación climática y la simplificación que supone la agricultura industrial-intensiva. Las perturbaciones muy antiguas, internalizadas por el sistema, tienen el mismo efecto que las perturbaciones naturales en medios no tocados por el hombre (por ejemplo: la erosión fluvial en el bosque tropical húmedo) promoviendo la diversidad beta (48).

En los experimentos citados del Centro de España, se ha observado también que en las primeras etapas de la sucesión dominadas por terófitos se presentan aceleraciones y deceleraciones del proceso según las circunstancias meteorológicas. Mediante un modelo predictor se ha podido separar la tendencia de la sucesión del "ruido" producido por las fluctuaciones climáticas. Los períodos lluviosos aceleran el proceso y las sequías lo retrasan, llegando a invertirlo parcialmente. Por ello, el modelo predictor contiene variables meteorológicas, como la lluvia durante el otoño anterior y la lluvia total durante la estación de crecimiento (39).

En resumen, se podría decir que los sistemas tradicionales de uso del suelo llevan consigo mayor biodiversidad que la agricultura intensificada por dos tipos de efectos:

a) Mayor estabilidad: menores aportaciones de biocidas, fertilizantes, laboreo menos continuo e intenso. Estas circunstancias llevan a una diversidad alfa mayor que la de la agricultura intensiva.

b) Perturbaciones rejuvenecedoras discontinuas. Labores discontinuas y localizadas, uso muy antiguo de incendios controlados, largos reposos intermedios, evolución e inmigración de biota adaptada a diferentes etapas de la sucesión, complejo mosaico de usos. El resultado es un comportamiento peculiar de la diversidad beta (en ocasiones hipotéticamente mayor que la de los mismos territorios no perturbados).

Tabla 4. Variación de los valores de entropía de laderas labradas en fechas diferentes y abandonadas. Los valores se determinan dividiendo las laderas en sectores geomorfológicos: superior (exportación), medio (transporte) e inferior (acumulación) (40).

	Tiempo tras la roturación, años			
	1	2	4	Más de 20
Número de especies	25	33	34	49
H (E.S)	4,12	4,72	5,62	6,04
H (E)	2,76	3,52	4,42	4,94
H (S/E)	1,36	1,20	1,20	1,10
A = H(S/E)/log ₂ n° de sectores	0,86	0,76	0,76	0,69

Tabla 5. Variación de los valores de la entropía de las laderas labradas en diferentes fechas y abandonadas. Esos valores se calculan dividiendo las laderas de arriba abajo en parcelas contiguas de 2 x 3 m (40).

	Tiempo tras la roturación, años			
	1	2	4	Más de 20
Número de especies	25	33	34	49
H (E.P)	5,87	6,61	6,73	8,03
H (E)	2,76	3,52	4,42	4,94
H (P/E)	3,10	3,09	2,32	3,10
A = H (P/E)/log ₂ n° de parcelas	0,81	0,77	0,77	0,74

Las nuevas políticas agrarias. Conservación y biodiversidad

La política de extensificación de la CEE podría materializarse en diseños inspirados en los modelos tradicionales que coexisten con altas diversidades y especies vulnerables. Ya antes de empezar a aplicarse los nuevos criterios de la PAC se habían llevado a cabo interesantes iniciativas para la promoción de la biodiversidad en el medio agrario. Así, la Countryside Commission y otras instituciones británicas habían recomendado la no pulverización con insecticidas de las lindes de los campos, en bandas de unos 3 m, consiguiendo que el beneficio por el aumento de animales cinegéticos (sobre todo la perdiz pardilla) cubriese ampliamente la disminución de la cosecha de cereal (un 10%). Otras recomendaciones incluyen el mantenimiento en barbecho de bordes y lindes, haciendo posible la sobrevivencia de especies arvenses en peligro y la fauna característica de esos espacios.

También pueden mantenerse bandas de plantas no agresivas como malas hierbas que permiten mayor diversidad de insectos y de insectívoros (también de los juveniles de la perdiz y del faisán) o tiras de césped pastado. Esas normas comprenden la protección de los setos ya mencionados. En el

Centro de España, no caracterizado por el uso de setos, excepto en localidades montañosas, tiene interés el mantenimiento de la vegetación de ribazos y lindes, matorrales, setos y prados intersticiales ya mencionados (3, 21, 29, 30, 45).

En todas las opciones recomendadas se procura acentuar los efectos de mosaico y frontera. También es útil disponer de esa forma los espacios afectados por el "set-aside".

Por último, es necesario que la "ordenación rural", "concentración parcelaria" y operaciones semejantes incluyan en los equipos responsables expertos de la reconstrucción del paisaje, de los refugios animales, bebederos y de los detalles que promueven la diversidad biológica. Esta práctica de cuidado del paisaje permite conservar elementos tales como bosquetes, charcos, setos, sotos, lindes, ribazos, majanos, matorrales, vaguadas, etc., sin disminuir apreciablemente la

producción y con las ventajas ya mencionadas. En las áreas de pastoreo, la utilidad de muchos de esos elementos para el beneficio del ganado es evidente (por ejemplo refugio microclimático), mientras que en los campos de labor, el efecto más apreciado en el medio rural suele ser el cinegético. En el caso español, por desgracia, la concentración parcelaria u ordenación rural (en el texto francés "*remembrement rural*") ni siquiera fue incluida en la transposición de la directiva de la CEE a nuestro derecho (Decreto de Evaluación de Impacto Ambiental vigente desde 1988 en España).

No es descabellado que en conexión con la política de extensificación, la biodiversidad sirviese de criterio de retribución, estableciéndose al efecto los procedimientos de evaluación y retribución adecuados.

Referencias

- (1) Atlas, R. M., 1984. Diversity of microbial Communities. Adv. in Microbial Ecol., 7: 1-47.
- (2) Bernáldez, F. G. & Montes, C., 1989. Conservación de especies = conservación de ecosistemas: El caso de los humedales. Options Méditerranéennes. Série. Séminaires, 3: 249-252.
- (3) Bernáldez, F. G., Rey Benayas, J. M., Levassor, C. & Peco, B., 1989. The landscape ecology of uncultivated lowlands in Central Spain. Landscape Ecology, 3 (1): 3-19.
- (4) Bernáldez, F. G. & Gallardo, D., 1989. Environmental challenge and environmental preference. J. of Environm. Management, 28: 53-70.
- (5) Bernáldez, F. G., 1990. A hunter-gatherer's approach to landscape. Biología y Sociedad en la Conducta Humana. Cursos de Humanidades de la Universidad Autónoma, Madrid.
- (6) Biber, O. & Biber, J. P., 1980. L'avifaune des haies sur le plateau de Diesse (Jura). Nos Oiseaux, 35: 269-284.
- (7) Bongiorno, S. F., 1982. Land use and summer birds populations in southwestern Galicia, Spain. Ibis, 142 (1): 2-9.
- (8) CEE, 1988. L'agriculture européenne: Enjeux et options a l'horizon 2000. Document ERC/88/INF/4.
- (9) Council of Europe, 1987. La haie. Strasbourg.
- (10) Council of Europe, 1989. Saproxilyc invertebrates and their conservation. Strasbourg.
- (11) De Miguel, J. M. 1989. Estructura de un sistema silvopastoral de dehesa. Tesis doctoral. Departamento de Ecología. Universidad Complutense, Madrid.
- (12) De Pablo, C. L., Peco, B., Galiano, E. F. & Pineda, F. D., 1982. Space-time variability in Mediterranean pastures analyzed with diversity parameters. Vegetatio, 50: 113-125.
- (13) Departamento de Ecología. U.A.M., 1988. La Dehesa de Colmenar. Ayuntamiento de Colmenar Viejo (Informe no publicado).
- (14) Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 21 sept. 1988. Proposición de Directiva del Consejo relativa a la protección de los hábitats naturales y semi-naturales así como a la fauna y la flora silvestres. 88/C 2247/03.
- (15) FAST.RES (Forecasting and Assessment in Science and Technology. Resources), 1987. Symposium on Biological Diversity. Dublin.
- (16) Galiano, E. F., 1985. The use of conditional probability spectra in the detection of segregates between plant species. Oikos, 46: 132-138.
- (17) Gómez Bustillo, M. R. & Fernández Rubio, F., 1974. Mariposas de la Península Ibérica, Vol. 1. ICONA, Madrid.
- (18) González Bernáldez, F., Morey, M. & Velasco, F., 1969. Influences of Quercus ilex on the herb layer in El Pardo woodland. Bol. Soc. Esp. Hist. Nat., 67: 265-284.
- (19) González Bernáldez, F. (coordinador), Ramos, A., Gómez Orea, D., Garzón Soriano, C., Pineda, F. D., Alonso, S. G., Dichtl, L. & Puigdefábregas, C., 1973. Estudios Ecológicos para COPLACO (Comisión para la Planificación del Area Metropolitana). Ministerio de la Vivienda, Madrid.
- (20) González Bernáldez, F., 1981. Ecología y Paisaje. Blume, Madrid.
- (21) González Bernáldez, F., Pérez, C. & Sterling, A., 1985. Areas of Evaporative Discharges from aquifers. J. Environm. Manag., 21: 321-330.
- (22) González Bernáldez, F., Herrera, P., Levassor, C., Peco, B. & Sastre, A., 1987. Las aguas subterráneas en el paisaje. Investigación y Ciencia, 127: 8-17.
- (23) González Bernáldez, F., 1988. Los espacios protegidos y protegibles: Los términos de una polémica. Col. Franco-Español de Espacios Naturales. Casa de Velázquez/MOPU. Madrid. 45-59.
- (24) González Bernáldez, F., 1989. Ecología humana y educación ambiental. Primeras Jornadas Regionales de Educación Ambiental. Comunidad Autónoma de la Región Murciana. Agencia para el Medio Ambiente y la Naturaleza, Murcia.
- (25) González Bernáldez, F., 1989. Rural Communities to Metropolitan Complexes: Evolution of cultural ecosystem landscapes in Central Spain. In: MaB: Landscape Ecology: Study of Mediterranean Grazed Ecosystems. Symposium, XVI International Grassland Congress, Nice, Comité Français MAB-University of California-Berkeley and Davies-USDA, Science and Education, 62-77.
- (26) González Bernáldez, F., Ruiz, M. & Levassor, C., 1989. Effets des plantations d'Eucalyptus dans le Nord de l'Espagne. Commission des Communautés Européennes. Direction Générale XI, Bruxelles.
- (27) González Bernáldez, F., 1990. Ecological Consequences of Land Abandonment in Central Spain. In: Seminar on Land Abandonment. J. Baudry, Edit. Options Méditerranéennes (en prensa).
- (28) González Bernáldez, F., 1990. La política agrícola de la CEE y el fomento de la fauna cinegética. Trofeo, 241: 16-20.
- (29) González Bernáldez, F., 1990. Reflexiones político-ecológicas sobre la conservación de la cubierta vegetal. Ecología (ICONA) Fuera de Serie, 1: 439-445.
- (30) González Bernáldez, F., 1990. Water and landscape in Madrid: Possibilities and limitations. Landscape and Urban Planning, 16: 69-79.
- (31) Guerrero, R., & Mas, J., 1988. Ecología de los microorganismos

- de los sistemas lacustres españoles. En: R. Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Bases científicas de la Conservación de los Humedales Españoles. Madrid.
- (32) Magurran, A. E., 1988. Ecological Diversity and its Measurement. Princenton University Press. Trad. Verda (1989). La Diversidad Ecológica y su mensuración, Barcelona.
- (33) Margalef, R., 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect. Acad. Arts and Sciences*, 44: 211-255.
- (34) Margalef, R., 1980. Ecología. Omega, Barcelona.
- (35) Margulis, Ch. (ed.), 1989. Biological Conservation n.º 50 (Núm. Monog. conmemorativo del 50 vol. de la revista dedicado a las iniciativas australianas en el campo de la conservación).
- (36) Nature Conservancy Council and Countryside Commission, 1989. Management Options for Expanded Field Margins. London.
- (37) Naveh, Z. & Whittaker, R. H., 1979. Structural and floristic diversity of shrubland and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. *Vegetatio*, 41: 171-190.
- (38) Nieto, M., 1960. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Madrid.
- (39) Peco, B., Olmeda, C., Casado, M. A., Levassor, C. & Pineda, F. D., 1988. Differentiation entre les effets des oscillations météorologiques et le processus successional dans un pâturage méditerranéen. In: Castri, F. di *et al.* (eds.): Time Scales and water stress. *Mediterran. Ecosystems*. I.U.B.S., Paris, 441-445.
- (40) Pineda, F. D., Nicolás, J. P., Ruiz, M., Peco, B. & Bernáldez, F. G., 1981. Succession, diversité et amplitude de niche dans les pâturages du Centre de la Peninsule Iberique. *Vegetatio*, 47: 267-277.
- (41) Pineda, F. D., De Pablo, C. L., Casado, M. A. & De Miguel, J., 1988. Ecological structures recognized by means of entropy analysis. Assessment of differences between entropy values. *J. theor. Biol.*, 135: 283-293.
- (42) Poelche, H. A., Puerto Martín, A. & Gómez Gutiérrez, J. M., 1979. Variaciones de la influencia del arbolado en la composición de las comunidades de pastizal. *Pastos*, 11: 34-46.
- (43) Pollard, E., Hooper, M. D. & Moore, N. W., 1975. *Hedges*. Collins, London.
- (44) Reille, M., Triat-Laval, H. & Vernet, J. L., 1980. Les témoignages de structures de végétation méditerranéenne durant le passé contemporain de l'activité de l'homme. *Naturalia Monspelienis*. Actes Coll. Fond. Emberger, 79-87.
- (45) Rey Benayas, J. M., Martínez, A. & Ruiz, J. P., 1989. Aspectos ecológicos y socioculturales de la explotación de las aguas subterráneas al Sur del Duero. Conf. Sobreexplotación de acuíferos. Almería, 441-458.
- (46) Ruiz, J. P. & González Bernáldez, F., 1983. Landscape Perception by its traditional Users: The ideal Landscape of Madrid Livestock Raisers. *Landscape Planning*, 9: 279-297.
- (47) Ruiz, M. & Ruiz, J. P., 1986. Ecological history of trashumance in Spain. *Biological Conservation*, 37: 73-86.
- (48) Salo, J., Kalliola, R., Håkkinen, I., Mákinen, Y., Niemela, P., Puhakka, M. & Cody, Ph., 1986. River dynamics and the diversity of Amazon Lowland Forest. *Nature*, 322: 254-258.
- (49) Sterling, A., Peco, B., Casado, C., Galiano, E. F. & Pineda, F. D., 1984. Microtopography and floristic variation in ecological succession of grasslands. *Oikos*, 42: 334-342.
- (50) Usher, M. P., (ed.), 1986. *Wildlife Conservation Evaluation*. Chapman and Hall, London.
- (51) Way, J. M. & Greig-Smith, P. W., 1986. *Field Margins*. British Crop Protection Council Monograph., n.º 35.

F.D. Pineda, M.A. Casado, J.M. de Miguel y J. Montalvo

DIVERSIDAD BIOLÓGICA BIOLOGICAL DIVERSITY

*Symposium internacional celebrado en Madrid
en Noviembre y Diciembre de 1989, promovido por
la Fundación Ramón Areces, ADENA-WWF y SCOPE*

ADENA-WWF, Madrid



SCOPE, París



Fundación Ramón Areces
Madrid 1991

Editorial Centro de Estudios Ramón Areces, S.A.

DIVERSIDAD BIOLÓGICA BIOLOGICAL DIVERSITY

La diversidad biológica es el resultado de los procesos evolutivos y de las interacciones entre los organismos y su entorno. Este número de la revista incluye los resultados de un estudio sobre la diversidad biológica en España.



© F.D. Pineda
M.A. Casado
J.M. de Miguel
J. Montalvo

EDITORIAL CENTRO DE ESTUDIOS RAMON ARECES, S.A.
Ferrocarril, 24 - 28045 MADRID

ISBN: 84-8004-021-1
Depósito legal: M-16.012-1991

Impreso por: CAMPILLO NEVADO, S.A.
Antoñita Jiménez, 34 - 28019 MADRID

Impreso en España / Printed in Spain

