

Revisiones

Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal

Luis Balaguer

Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Biología de la Universidad Complutense de Madrid.

La restauración de la cubierta vegetal difícilmente recupera la comunidad original de referencia, lo que es una manifestación de la irreversibilidad de la pérdida de biodiversidad debida a los cambios antrópicos. Las herramientas que contamos para la recuperación son producir especies para la obra, conectar el espacio a restaurar con otros menos degradados, y utilizar el banco de semillas existente en el suelo. La restauración no asegura la reproducción exacta del proceso histórico sucesional que generó las comunidades vegetales actuales.

Introducción

El reto central de la restauración ecológica aparece nítidamente enunciado en los trabajos de los autores pioneros en esta disciplina: *The acid test of our understanding is not whether we can take ecosystems to bits on pieces of paper, however scientifically, but whether we can put them together in practice and make them work* (Bradshaw 1983; **Figura 1**).

¿Pueden reunirse y ensamblarse las piezas perdidas del ecosistema y que el resultado funcione? La respuesta, en la mayoría de los casos, es no. Al menos, no como funcionaba el ecosistema antes de que sufriera la perturbación que motivó la restauración. Sólo en escenarios que no se encuentren contaminados, en los que no se haya perdido el suelo original y estén funcionalmente conectados con fragmentos conservados que actúen como fuentes de propágulos y tras un tiempo considerable podría alcanzarse el éxito (Cairns 1995a). El porqué en la mayor parte de los escenarios no es viable la reunión exhaustiva de las piezas del ecosistema y su ensamblaje en un complejo con las características del referente natural se explica atendiendo a restricciones que limitan la restitución de la composición, el funcionamiento y, en ocasiones, los usos generadores del paisaje.

La rareza inherente de las comunidades vegetales

Maina y Howe (2000) sostienen que la abundancia de las especies en función del número de individuos se distribuye siguiendo una función log-normal en cualquier comunidad vegetal considerada (**Figura 2**). Este patrón refleja el elevado porcentaje de táxones que aparecen



Figura 1. En el Jardín Botánico Nacional de Cuba, se ha reproducido un fragmento de coahuilana, comunidad vegetal que se desarrolla sobre serpentinas. Para ello, no sólo los especímenes sino incluso el sustrato fue trasladado desde su lugar de origen hasta el Jardín, y aquí se recreó la comunidad.

representados con una abundancia o frecuencia muy baja, cualidad que recibe el nombre de *rareza inherente* de la comunidad (**Tabla 1**).

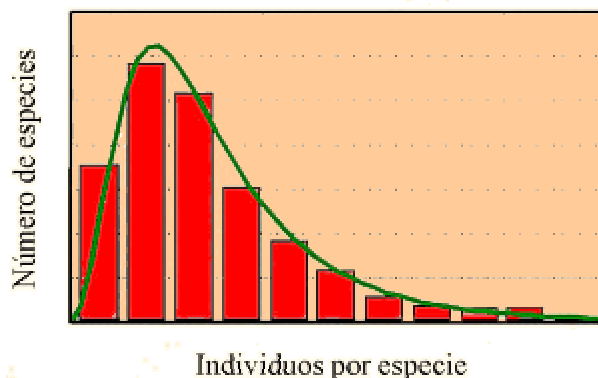


Figura 2. Una distribución sesgada de la abundancia de las especies vegetales es una característica fundamental de las comunidades vegetales. (Basado en Maina & Howe 2000).

La heterogeneidad ambiental en el seno de la comunidad incrementa el porcentaje de especies poco frecuentes. La heterogeneidad es sin duda uno de los problemas que dificultan el reconocimiento generalizado de este concepto en la colectividad científica (Looijen & van Andel 1999). A pesar de las posibles diferencias de criterio en la definición de los límites, la **Tabla 1** muestra que con independencia del significado sucesional y de si la persistencia está limitada por factores edáficos o climáticos, invariablemente el porcentaje de especies poco frecuentes es superior a un tercio del total, llegando a superar el 80%. Frente a este patrón, la conspicua dominancia de un reducido número de especies en las formaciones propias de ambientes extratropicales

eclipsa, en el paisaje, la riqueza real. Esta percepción puede conducir a una errónea interpretación de las comunidades como agregados de especies características y diferenciales, error especialmente grave en el marco de la restauración (**Figura 3**). La cuestión es: **¿pueden reponerse mediante siembra y plantación todas las especies integrantes de una comunidad vegetal?**

Tabla 1. Rareza inherente de algunas comunidades de la Península Ibérica y Canarias. Esta Tabla indica una muestra reducida y heterogénea de comunidades vegetales cuya rareza inherente se pone de manifiesto mediante el porcentaje de las especies que están presentes en menos de un 20 % de los inventarios realizados, así como el contraste entre el número de especies que integran la comunidad y el valor medio de las que aparecen cuando se levanta un inventario de la misma en el campo.

	Número total de especies	Media de especies por inventario	Especies en \leq 20% de los inventarios	Número de inventarios	Referencia
Comunidades azonales					
Sobre sustratos móviles					
En dunas costeras móviles <i>Medicago - Ammophyllum arundinaceae</i>	17	8	6 (35%)	14	Costa & Mansanet 1981
En pedreras de pizarras <i>Sesamoides - Silenium herminii</i>	28	11	11 (39%)	10	Izco & Ortiz 1987
Rupícolas					

silicícola <i>Saxifragetum willkommianae</i>	31	9	17 (55%)	9	Escudero & Pajarón 1996
calcícola <i>Craepido - Campanuletum legionensis</i>	46	18	19 (41%)	11	Fernández Areces et al. 1983
Riparias					
Aliseda <i>Galio - Alnetum glutinosae</i>	157	31	110 (70%)	17	Rivas-Martínez et al. 1986
Halófitas					
Juncal <i>Soncho - Juncetum maritimi</i>	169	19	139 (82%)	31	Biurrun 1999
Comunidades zonales					
Pioneras					
Terófitos <i>Poa - Arabidopsietum thalianae</i>	100	16	80 (80%)	24	Carretero & Boira 1982
Tardías					
Sabinar <i>Rhamno - Juniperetum lyciae</i>	27	9	10 (37%)	12	Rivas-Martínez 1980
Piornal <i>Junipero - Cytisetum subass. cytisetosum oromediterranei</i>	37	9	29 (78%)	14	Rivas-Martínez et al. 1987
Pinar <i>Pinetum canariensis subass. typicum</i>	38	8	28 (74%)	21	Salas et al. 1998
Pastizal <i>Sileno - Jasionetum centralis</i>	41	13	22 (54%)	22	Luceño & Vargas 1986
Coscojar <i>Rhamno - Quercetum</i>	46	14	26 (56%)	8	Casas et al. 1989

<i>cocciferae</i>					1989
Encinar <i>Bupleuro - Quercetum rotundifoliae</i>	72	24	45 (63%)	7	Casas et al. 1989
Hayedo <i>Carici -Fagetum sylvaticae</i>	76	25	42 (55%)	7	Rivas-Martínez et al. 1984
Quejigar <i>Spiraeo - Quercetum fagineae</i>	224	34	176 (79%)	23	García-Mijangos 1997



Figura 3. Plantación de encinas realizada con fines propios de la restauración pero empleando protocolos convencionales de repoblación (Montes de Toledo, España). La restauración del encinar no consiste sólo en la siembra o plantación de encinas.



Figura 4. Revegetación de los taludes de la autovía M-40 de Madrid (España) en la que los plantones emergen a través de *pinchazos* realizados en una manta orgánica. Este recubrimiento puede adquirirse con la mezcla de semillas incorporada o bien utilizarse como soporte para hidrosiembras.

Una prospección de la **oferta de planta autóctona** de siete viveros españoles especializados en producción de semillas y plantas para restauración (Bertoko Basoa, DGCONA, Proyecto Forestal Ibérico, Semillas Zulueta, Viveros Barbol, Viveros Valseco, Viveros Tortadès) reveló un total de 243 especies comercialmente disponibles, lo cual representa menos del 4% de la flora vascular de la España peninsular (aproximadamente 6.720 especies; Médail y Quézel 1997). La representación de los distintos grupos vegetales en la oferta comercial se encuentra absolutamente sesgada hacia plantas vivaces frente a anuales; hacia leñosas frente a herbáceas; hacia arbóreas frente a arbustos o matas; y hacia coníferas frente a frondosas. El esfuerzo en la producción de planta forestal no sólo se ha dirigido hacia la ampliación del número de especies, sino especialmente hacia el aumento del número de procedencias convenientemente identificadas y caracterizadas tal como recomienda la normativa vigente (O.O.M.M. 3079-80/89, Sistema OCDE 1994; R.D. 1356/98). A pesar de lo exiguo de la oferta, ésta se encuentra constituida en su mayor parte por especies arbóreas dominantes en vez de por especies pioneras o facilitadoras. Quizás las únicas especies que se producen por su capacidad de acelerar la sucesión sean las gramíneas, por su eficiencia para estabilizar el sustrato en taludes, y las leguminosas, por su actividad como fijadoras de nitrógeno atmosférico. Desafortunadamente, las especies seleccionadas frecuentemente se limitan al reducido número de las que forman parte de las mezclas de semillas, denominadas comerciales, enriquecidas con especies exóticas y que se recomiendan indiscriminadamente para cualquier escenario geográfico, edáfico o climático. A pesar de su bajo precio y de su alta eficiencia

y versatilidad, las especies introducidas pueden desplazar a especies nativas. Tal como se ha comprobado cuando la especie europea *Vulpia myuros* (L.) C. C. Gmelin es introducida en la restauración de taludes en California (Brown y Rice 2000).

Ante la certeza de que un elevado número de especies no llegará a formar parte de la oferta comercial, tan sólo cabe contemplar tres posibles **alternativas**: producción por encargo de especies concretas para cada obra, conexión del espacio a restaurar con otros menos degradados y optimización del uso del banco de semillas del suelo.

La producción de planta a partir de recolecciones de semillas o esquejes de rodales próximos al escenario de las actuaciones no persigue la obtención del total de las especies que potencialmente formarían parte de las comunidades a restaurar. Por otra parte, el uso de diásporas de especies infrecuentes o raras conservadas *ex situ* se limita a proyectos que pretenden reforzar poblaciones o reintroducir efectivos de una determinada especie amenazada o extinta, pero no se destinan a la restitución exhaustiva de la composición de las comunidades a restaurar.

Si la producción de planta en vivero no puede abarcar exhaustivamente la demanda, la estrategia podría basarse en facilitar su ingreso espontáneo al conectar el espacio restaurado con la matriz circundante. La viabilidad de esta propuesta se ve comprometida tanto por la proximidad a espacios conservados como, sobre todo, por la limitada capacidad de dispersión de los vegetales a lo largo de corredores (van Dorp et al. 1997). Aun cuando no existieran estos obstáculos o su efecto fuera insignificante, esta estrategia asume que la extinción local de una especie puede subsanarse facilitando la recolonización espontánea, lo cual puede no ser el caso. La integración de las diferentes especies en una comunidad vegetal natural es el resultado de un proceso histórico en el que el orden en el que cada especie se incorpora y las circunstancias ambientales en que este fenómeno se produce determinan la composición resultante. La comunidad puede cerrarse a la entrada de efectivos de especies que anteriormente formaron parte de ella como consecuencia de alteraciones en su estructura inducidos por el cambio de su composición florística (Lundberg et al. 2000).

Siendo la obtención de planta en vivero y la recolonización soluciones parciales, cabe plantear si preservar el banco de diásporas residente en los horizontes superficiales del suelo puede avalar la fidelidad de la restitución del cortejo florístico. En el caso de la rehabilitación de espacios afectados por obras civiles, tanto los organismos promotores como las empresas adjudicatarias están obligados a la ejecución de **programas de vigilancia ambiental** que contemplen la retirada de los centímetros superficiales del suelo, material al que se denomina tierra vegetal, y su acopio hasta su extendido en capas de una potencia fijada en el proyecto de obra (R.D. 1302/86; R.D. 1131/88; Ruza 1999). En taludes con aportes de tierra vegetal previos a las siembras, 45 años después se observa un grado de evolución varias décadas más avanzado que el de aquellos taludes no tratados (Wali 1999). Sin embargo, la inspiración agronómica de los protocolos actuales conduce a que el extendido de tierra vegetal se lleve a cabo con el fin de mejorar el resultado de las posteriores siembras, más que con el de devolver al territorio un banco de semillas difícilmente reproducible artificialmente (Ramos 1983; **Figura 4**). Desde el primer momento, las operaciones recomendadas para el manejo de la tierra vegetal contrastan con las que optimarían el rendimiento del banco de semillas. En la primera fase de decapamiento, se recomienda la retirada de los primeros 20-25 cm superficiales (MOPT 1992), pudiéndose encontrar en proyectos de obra valores de 30-40 cm. En clara oposición, los estudios sobre la estructura del banco de semillas identifican que hasta más de un 90% de las semillas viables se concentran en los primeros 2 cm superficiales (Tacey & Glossop 1980). Incluso se ha comprobado que si se recogen 30 cm en lugar de 10 cm, se reduce el reclutamiento de plántulas procedentes del banco de semillas a una tercera parte (Rokich et al. 2000). En cuanto a la fase de extendido, el Ministerio de Obras Públicas y Transportes recomendaba para la preparación del terreno para siembras un aporte de 20 cm de espesor (MOPT 1992). Actualmente, se tiende a utilizar como criterio de calidad la mayor potencia del recubrimiento de

tierra vegetal, llegando a recomendar más de 30 cm. Una mayor potencia aumenta además el riesgo de que las semillas u otros propágulos queden sepultados a mayor profundidad. La mayoría de los estudios sobre la capacidad de germinación de las semillas indican que, a pesar de la variación interespecífica y edáfica, la profundidad óptima para la germinación de semillas o desarrollo de brotes es igual o inferior a 2 cm, resultando inhibidas a profundidades superiores a los 10 cm (Andrade et al. 1997; Masilamani & Dharmalingam 1998; Akinola et al. 1999; Hossain et al. 1999; O'Dwyer 1999; Pandey & Khatoon 1999; Bello et al. 2000; Chachalis & Reddy 2000; Hamze & Jolls 2000; Quilichini & Debussche 2000; Torma & Hodi 2000).

Otros aspectos referentes al manejo de la tierra vegetal no son tan contestados por la literatura científica reciente (**Figura 5**). Se exige que si la tierra va a permanecer acopiada por un periodo superior a seis meses se deberá proceder a la siembra de mezclas de especies que incluyan leguminosas fijadoras de nitrógeno, e incluso se recomienda el abonado (M.O.P.T. 1992; Ruza 1999). Ambas medidas aumentan la competencia con las especies ruderales introducidas o favorecidas al incrementar la disponibilidad de nutrientes. Tampoco se limita el período que puede permanecer acopiada la tierra vegetal, cuando es sabido que un almacenaje superior a 1 año reduce en más del 50% su capacidad de germinación (Rokich et al. 2000).

Aún en el mejor de los casos, el potencial de los aportes de tierra vegetal se encuentra limitado por la representación sesgada de las distintas especies en el banco de diásporas. Hasta el 75% corresponden a ruderales y anuales, encontrándose las especies leñosas, especialmente las arbóreas, escasamente representadas (López-Mariño et al. 2000; Tekle & Bekele 2000).

En humedales la viabilidad de la restauración de la cubierta vegetal está condicionada por el estado de conservación de los sedimentos originales. La experiencia adquirida en la restauración de lagunas y marismas en el Parque Nacional de Doñana demuestra que los bancos de diásporas y formas de resistencia de antiguos fondos palustres permiten la restauración exitosa de marismas que fueron desecadas hace muchos años mediante plantaciones de eucaliptos (Cano-Manuel 2000; **Figura 6**). La vinculación del éxito de la restauración a la persistencia de fondos palustres bien conservados sugiere que en aquellos enclaves en los que nunca existieron tales fondos difícilmente se alcanzará un mosaico de comunidades maduras.



Figura 5. La recomendación es estructurar los acopios temporales de tierra vegetal en caballos paralelos, de geometría trapezoidal. Sin embargo, habitualmente sólo se respeta el que los acopios no superen los 2 m de altura para evitar la compactación de las capas inferiores.



Figura 6. Eliminación de plantaciones de eucaliptos para la restauración de marismas en el Parque Nacional de Doñana (España).

Restauración de la estructura y funcionamiento del ecosistema

El hecho de que la restauración de la cubierta vegetal difícilmente alcance la recuperación de la riqueza de especies, y aun lográndolo, restituya la abundancia relativa de las especies, es una manifestación de la

irreversibilidad de la pérdida de biodiversidad inherente al cambio antrópico. La desaparición de organismos autótrofos parece afectar con mayor frecuencia a procesos sobre los que se apoyan la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Knops et al. 1999). El impacto en el ecosistema causado por la extinción de una especie vegetal no es sólo debido a la pérdida de biodiversidad (Wilsey y Potvin 2000), sino que la magnitud e incluso la dirección de los efectos sobre la estructura y funcionamiento del ecosistema dependen de cuál sea la especie que se pierde (Symstad et al. 1998). Los efectos de la desaparición de una especie vegetal pueden comprometer la productividad y estabilidad del ecosistema en el caso de una especie clave, o pueden mitigarse si el proceso de restauración sustituye la especie extinguida por otra funcionalmente semejante. Aún en este último caso, el empobrecimiento en especies funcionalmente redundantes incrementa la sensibilidad del ecosistema frente a perturbaciones (Fonseca y Ganade 2001).

Paisajes vinculados a usos ancestrales

La desaparición de usos tradicionales debido a las nuevas prácticas de explotación y gestión del territorio ha supuesto en determinados casos un cambio cualitativo en la presión antrópica sobre las comunidades vegetales y el paisaje. El reconocimiento de esta relación causa-efecto entre uso y paisaje ha evidenciado la conveniencia de preservar algunos de estos usos tradicionales, dado que la pérdida irreversible de usos generadores de paisajes singulares conlleva la imposibilidad de restaurar las comunidades vegetales asociadas. Se trata de una limitación de la restauración de la cubierta vegetal que trasciende el ámbito local. Ecosistemas mediterráneos emblemáticos caracterizados por su diversidad biológica, como las dehesas, pueden ser difícilmente recuperables (Costa Tenorio et al. 1997; **Figura 7**). Si no es viable restituir su particular sistema de explotación, difícilmente podrá ser la dehesa el horizonte de la restauración. Esta limitación contrasta con el reconocimiento de las dehesas dominadas por quercíneas perennifolias como hábitat natural de interés comunitario cuya designación contempla el restablecimiento de estos hábitats (Directiva 92/43 CEE). En este contexto, la mayor dificultad para los responsables de cualquier propuesta de restauración es determinar en qué medida el mosaico de comunidades elegido como referente es en realidad el resultado de un proceso de sucesión espontánea o se trata de un etnoecosistema que se sustenta en el aprovechamiento que hace un sistema social de un sistema natural, ejemplo de lo cual son las mencionadas dehesas de fagáceas (Mesa 1996).



Figura 7. La definición de dehesa no está vinculada a ninguna especie arbórea concreta. La dehesa puede estar dominada por encinas, alcornoques, melojos, castaños, fresnos, o por laureles (*Laurus azorica* (Seub.) Franco) como ocurre en Fanal (Madeira).

Estos tres bloques de limitaciones se pueden resumir en una única: **la restauración de la cubierta vegetal puede favorecer un proceso de cicatrización, pero no reproducir *de novo* el proceso histórico que generó las comunidades vegetales actuales**, aun cuando organismos de la Administración española competentes en materia de reforestación hayan defendido que "*la reconstrucción requiere comúnmente la repetición del proceso constructor que siguió la Naturaleza*" (ICONA 1989). La reproducibilidad no sólo es inviable, sino incluso inasequible dada la imposibilidad

Estos tres bloques de limitaciones se pueden resumir en una única: **la restauración de la cubierta vegetal puede favorecer un proceso de cicatrización, pero no reproducir *de novo* el proceso histórico que generó las comunidades vegetales actuales**, aun cuando organismos de la Administración española competentes en materia de reforestación hayan defendido que "*la reconstrucción requiere comúnmente la repetición del proceso constructor que siguió la Naturaleza*" (ICONA 1989). La reproducibilidad no sólo es inviable, sino incluso inasequible dada la imposibilidad

de identificar patrones en las secuencias temporales. A escalas relevantes para el nivel de comunidad, la contingencia de los procesos ecológicos y de los organismos implicados alcanza niveles de complejidad tan elevados que las regularidades se limitan a generalizaciones vagas y confusas (Lawton 1999). La incorporación de modelos no lineales que integren la enorme sensibilidad de la dinámica de los ecosistemas a las condiciones iniciales no ha dado aún resultados aplicables (Hastings et al. 1993; Johst et al. 1999; Dhamala et al. 2001; Harrison et al. 2001).

A las limitaciones intrínsecas del proceso de restauración de la cubierta vegetal, se suman otras de índole práctico pero de efectos igualmente determinantes como la fragmentación de los escenarios en función de competencias administrativas, de reparto de tramos de obra, o de la propiedad de la tierra.

Cairns (1995b) plantea que la única alternativa a la tasa actual de destrucción de especies y hábitats consiste en la aplicación de una política de compensación de pérdidas netas (*no-net-loss policy*), de forma que la degradación accidental o deliberada de cada ecosistema sea corregida mediante su restauración o la de otro enclave ecológicamente equivalente. A juzgar por las limitaciones expuestas, difícilmente podrá la restauración constituir una alternativa frente a la preservación de los ecosistemas. En todo caso será una herramienta al servicio de la conservación.

Referencias

- Akinola, J. O., Iji, P. A., Bonidefaiye, S. O. y Olorunju, S. A. S. 1999. Studies on seed germination and seedling emergence in *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit cv. Peru. *Seed Science and Technology* 27: 123-129.
- Andrade., M. A., Pereira, D. D., Dornelas, G. V. y Santos, E. S. D. 1997. Influence of position and depth of sowing in the germination of seeds of *Caesalpinia leiostachya* Ducke. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi. Serie Botanica* 11: 43-53.
- Bello, I. A., Hatterman-Valenti, H. y Owen, M. D. K. 2000. Factors affecting germination and seed production of *Eriochloa villosa*. *Weed Science* 46: 749-754.
- Biurrun, I. 1999 Flora y vegetación de los ríos y humedales de Navarra. *Guineana* 5: 1-338.
- Bradshaw, A. D. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 20: 1-17.
- Brown, C. S. y Rice, K. J. 2000. The mark of zorro: effects of the exotic annual grass *Vulpia myuros* on California native perennial grasses. *Restoration Ecology* 8: 10-17.
- Cairns, J. 1995a. Eco-societal restoration: re-examining human society's relationship with natural systems. *Annals of Earth* 13: 18-21.
- Cairns, J. 1995b. *Rehabilitating damaged ecosystems.*: Lewis Publishers, Boca Ratón.
- Cano-Manuel, F. J. 2000. Experiencias de restauración en el Parque Nacional de Doñana. En *Restauración Ambiental en Espacios Naturales Singulares. Experiencias para Peñalara* (eds. J. A. Vielva, L. Navalón, y D. Prieto), pp. 89-96, Comunidad de Madrid, Madrid.
- Carretero, J. y Boira, H. 1982. Algunas comunidades arvenses sabulícolas de la provincia de Valencia (España). *Lazaroa* 4: 23-35.

Casas, I., Díaz, R., Echevarría, J. E. y Gavilán, R. 1989. Datos sobre la vegetación de Morata de Tajuña (Madrid, España). *Lazaroa* 11: 61-76.

Chachalis, D. y Reddy, K. N. 2000. Factors affecting *Campsis radicans* seed germination and seedling emergence. *Weed Science* 48: 212-216.

Costa, M. y Mansanet, J. 1981. Los ecosistemas dunares levantinos: la dehesa de la Albufera de Valencia. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 37: 277-299.

Costa Tenorio, M., Morla, C. y Sainz, H. 1997. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica.*: Editorial Planeta, Barcelona.

Dhamala, M., Lai, Y.-C. y Holt, R. D. 2001. How often are chaotic transients in spatially extended ecological systems? *Physics Letters A* 280: 297-302.

Escudero, A. y Pajarón, S. 1996. La vegetación rupícola del Moncayo silíceo. *Lazaroa* 16: 105-132.

Fernández Areces, M. P., Penas, A. y Díaz, T. E. 1983. Aportaciones al conocimiento de las comunidades vegetales de los paredones rocosos calizos de la Cordillera Cantábrica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 40: 213-235.

Fonseca, C. R. y Ganade, G. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89: 118-125.

García-Mijangos, I. 1997. Flora y vegetación de los Montes Obarenes (Burgos). *Guineana* 3: 1-458.

Hamze, S. I. y Jolls, C. L. 2000. Germination ecology of a federally threatened endemic thistle, *Cirsium pitcheri*, of the Great Lakes. *American Midland Naturalist* 143: 141-153.

Harrison, M. A., Lay, Y., -C y Holt, R. D. 2001. Dynamical mechanism for coexistence of dispersing species without trade-offs in spatially extended ecological systems. *Physical Review E* 63: 1-5.

Hastings, A., Hom, C. L., Ellner, S., Turchin, P. y Godfray, H. C. J. 1993. Chaos in ecology: Is mother nature a strange attractor? *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 1-33.

Hossain, M. A., Ishimine, Y., Akamine, H., Murayama, S., Uddin, S. M. M. y Kuniyoshi, K. 1999. Effect of burial depth on emergence of *Panicum repens*. *Weed Science* 47: 651-656.

ICONA. 1989. *Estimación de posibles impactos ambientales de las restauraciones de la cubierta vegetal.* Circular. Madrid: Instituto para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Izco, J. y Ortiz, S. 1987. La vegetación glerícola del Macizo de Peña Trevinca. *Lazaroa* 7: 55-65.

Johst, K., Doebeli, M. y Brandl, R. 1999. Evolution of complex dynamics in spatially structured populations. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 266: 1147-1154.

Knops, J. M. H., Tilman, D., Haddad, N. M., Naeem, S., Mitchell, C. E., Haarstad, J., Ritchie, M. E., Howe, K. M., Reich, P. B., Siemann, E. y Groth, J. 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters* 2: 286-293.

Lawton, J. H. 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos* 84: 177-192.

Looijen, R. C. y van Andel, J. 1999. Ecological communities: conceptual problems and definitions. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 2: 210-222.

López-Mariño, A., Luis-Calabuig, E., Fillat, F. y Bermudez, F. F. 2000. Floristic composition of established vegetation and the soil seed bank in pasture communities under different traditional management regimes. *Agriculture Ecosystems and Environment* 78: 273-282.

Luceño, M. y Vargas, P. 1986. *Sileno - Jasionetum centralis* Luceño y P. Vargas, nueva asociación para los pastos psicroxerófilos de Gredos. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 42: 461-464.

Lundberg, P., Ranta, E. y Kaitala, V. 2000. Species loss leads to community closure. *Ecology Letters* 3: 465-468.

Maina, G. G. y Howe, H. F. 2000. Inherent rarity in community restoration. *Conservation Biology* 14: 1335-1340.

Masilamani, P. y Dharmalingam, C. 1998. Effect of orientation of drupe placement and depth of sowing on germination and vigour of teak. *Advances in Plant Sciences* 11: 205-209.

Médail, F. y Quézel, P. 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127.

Mesa, S. 1996. *Estudio etnobotánico y agroecológico de la Comarca de la Sierra de Mágina (Jaén)*. Tesis Doctoral. Madrid: Departamento de Biología Vegetal I. Universidad Complutense de Madrid.

MOPT 1992. *Manual de plantaciones en el entorno de la carretera*.: Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Madrid.

O'Dwyer, C. 1999. Germination and sowing depth of Wallaby Grass *Austrodanthonia eriantha*: Techniques to maximise restoration efforts. *Victorian Naturalist Blackburn* 116: 202-209.

Pandey, A. K. y Khatoon, S. 1999. Effect of orientation of seed placement and depth of sowing on seedling emergence in *Sterculia urens* Roxb. *Indian Forester* 125: 720-724.

Quilichini, A. y Debussche, M. 2000. Seed dispersal and germination patterns in a rare Mediterranean island endemic (*Anchusa crispa* Viv., Boraginaceae). *Acta Oecologica* 21: 303-313.

Ramos, F. 1983. *Tratamiento funcional y paisajístico de taludes artificiales: trabajos de la cátedra de planificación*. Madrid: Fundación Conde del Valle de Salazar. E.T.S.I. de Montes, Universidad Politécnica de Madrid.

Rivas-Martínez, S. 1980. Estudio botánico de los ecosistemas de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa* 2: 3-190.

Rivas-Martínez, S., Belmonte, D., Cantó, P., Fernández-González, F., de la Fuente, V., Moreno, J. M., Sánchez-Mata, D. y Sancho, L. G. 1987. Piornales, enebrales y pinares oromediterráneos (*Pino - Cytisium oromediterranei*) en el Sistema Central. *Lazaroa* 7: 93-124.

Rivas-Martínez, S., de la Fuente, V. y Sánchez-Mata, D. 1986. Alisedas mediterráneo iberoatlánticas en la Península Ibérica. *Studia Botanica* 5: 9-38.

Rivas-Martínez, S., Díaz, T. E., Prieto, J. A. F., Loidi, J. y Penas, A. 1984. *La vegetación de la alta montaña cantábrica. Los Picos de Europa*. Ediciones Leonesas S. A., León.

Rokich, D. P., Dixon, K. W., Sivasithamparam, K. y Meney, K. A. 2000. Topsoil handling and storage effects on woodland restoration in Western Australia. *Restoration Ecology* 8: 196-208.

Ruza, F. 1999. *Manual para la redacción de informes de los programas de vigilancia ambiental y seguimiento ambiental en carreteras*. Dirección General de Carreteras. Ministerio de Fomento, Madrid.

Salas, M., del Arco, M. J. y Pérez de Paz, P. L. 1998. Contribución al estudio fitosociológico del pinar grancanario (Islas Canarias). *Lazaroa* 19: 99-118.

Symstad, A. J., Tilman, D., Willson, J. y Knops, J. M. H. 1998. Species loss and ecosystem functioning: effects of species identity and community composition. *Oikos* 81: 389-397.

Tacey, W. H. y Glossop, B. L. 1980. Assessment of topsoil handling techniques for restoration of sites mined for bauxite within the jarrah forest of Western Australia. *Journal of Applied Ecology* 17: 195-201.

Tekle, K. y Bekele, T. 2000. The role of soil seed banks in the rehabilitation of degraded hillslopes in southern Wello, Ethiopia. *Biotropica* 32: 23-32.

Torma, M. y Hodi, L. 2000. Reproduction biology of Yellow Mignonette (*Reseda lutea* L.). *Journal of Plant Diseases and Protection* S7: 159-165.

vanDorp, D., Schippers, P. y vanGroenendael, J. M. 1997. Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. *Landscape Ecology* 12: 39-50.

Wali, M. K. 1999. Ecological succession and rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant and Soil* 213: 195-220.

Wilsey, B. J. y Potvin, C. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: Importance of species evenness in an old field. *Ecology* 81: 887-892.