

12. RESTAURACIÓN EN SEMIÁRIDO

Cortina J. ¹, Bellot J. ¹, Vilagrosa A. ², Caturla R.N. ¹, Maestre F.T. ^{1,3}, Rubio E. ², Ortíz de Urbina J.M. ¹ y Bonet A. ¹

¹ Departament d'Ecologia. Universitat d'Alacant.

² Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM).

³ Department of Biology. Duke University.

12.1. INTRODUCCIÓN

12.1.1. PROCESOS DE DEGRADACIÓN Y OBJETIVOS DE LA RESTAURACIÓN

Extensas zonas de la Península Ibérica se encuentran actualmente bajo un régimen climático semiárido. Estas áreas revisten particular importancia en el contexto de la restauración ecológica debido al elevado nivel de degradación que a menudo las caracteriza, a la dificultad con la que se desarrollan los procesos de regeneración espontánea de la vegetación y al riesgo de desertificación que presentan. Varios factores, abióticos y bióticos, han favorecido estos procesos de degradación. Entre los primeros se encuentran las bajas precipitaciones y elevada demanda evaporativa, la irregularidad de las lluvias y su elevada capacidad erosiva, las características topográficas, y la litología, que a menudo incluye rocas deleznable o con elevados contenidos de sales solubles. Entre los factores bióticos cabe destacar los relacionados con la actividad antrópica. Los períodos de integración política e incremento de la población han ido acompañados históricamente de una intensificación de los usos con la consiguiente alteración de los ecosistemas mediante rozas, bonificación de zonas húmedas, etc. Resulta ilustrativo recordar que ya en el Siglo II, y más tarde en varias ocasiones, la población de la Península Ibérica se encontró cerca o por encima de la capacidad teórica de carga de los sistemas agrícolas tradicionales (Turner et al., 1990). A mediados del S. XX la mayor parte de la tierra apta para la agricultura estaba siendo cultivada, mientras que buena parte de las tierras marginales (con excesiva pendiente, afloramientos rocosos, etc.) eran utilizadas para fines como la obtención de combustible, fibra y pasto. A partir de esta fecha se inicia un cambio socio-económico inédito en la historia de usos del suelo. El continuo incremento de la población ha venido acompañado por una concentración de la misma en las zonas costeras, y una disminución de la

presión sobre gran parte de las zonas de interior. Por ello, cabría esperar una progresiva recuperación de la cubierta vegetal en las tierras abandonadas, tal como ha ocurrido en otras zonas. Sin embargo, este fenómeno no es tan evidente en medio semiárido. En numerosas ocasiones, un intenso y prolongado uso ha llevado a los ecosistemas a cruzar sucesivos umbrales de degradación (*sensu* Aronson et al., 1993a) en la forma de extinción local de determinadas especies, pérdidas de fertilidad, empobrecimiento del banco de semillas, encostramiento de la superficie del suelo, etc. Por otro lado, las limitaciones climáticas, especialmente los ciclos de sequía y elevadas temperaturas que han caracterizado las últimas décadas del pasado siglo, han obstaculizado la ya de por sí modesta expansión espontánea de la vegetación. En contra de lo esperado, el actual estado de degradación, junto a las desfavorables condiciones climáticas, han podido favorecer la activación de procesos degradativos espontáneos (Thornes, 1987; Thornes y Brandt, 1994).

Bajo estas condiciones, la restauración¹ supone una alternativa casi de uso obligado si se pretende mitigar los procesos de desertificación. En términos generales, los objetivos de esta restauración son la recuperación de la composición y la función de los ecosistemas (Bradshaw y Chadwick, 1988). Este proceso debe incluir la reorganización más o menos completa de la vegetación potencial y la recuperación de la cubierta vegetal, con su impacto potencial sobre los ciclos de materia y energía, así como sobre los restantes componentes del ecosistema. Sin embargo, cuando se atiende al detalle —algo esencial cuando se trata de traducir la teoría en técnicas de gestión— la cuestión resulta muy complicada, comenzando por el mismo concepto de vegetación potencial que se supone caracteriza la meta de la restauración. Pese a que la fitosociología resulta de gran utilidad en esta cuestión, en medios mediterráneos y para unas condiciones edafo-climáticas dadas, se pueden identificar comunidades alternativas relativamente estables que, en principio, cumplirían los mínimos requisitos en cuanto a función y composición de los ecosistemas. Y viceversa, comunidades no diferenciadas por la fitosociología muestran contrastes sustanciales en aspectos relevantes de su funcionamiento. Por ejemplo, la presencia de pino carrasco (*Pinus halepensis*) suele tener poco valor fitosociológico, pese a que en términos de funcionalidad (e.g. producción neta, balance hídrico, respuesta a perturbaciones, etc.) tiene un indudable impacto sobre la comunidad. Para concretar más en este ámbito sería necesario disponer de más información sobre aspectos tan básicos de las comunidades como el balance hídrico, la capacidad para almacenar carbono, o la estabilidad frente a perturbaciones. Sólo a

¹ Según la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER, 1996) y en traducción libre, la restauración supone contribuir a la recuperación y a la gestión de la integridad ecológica. Ésta comprende un margen crítico de variabilidad en biodiversidad, procesos y estructuras ecológicas, contexto histórico y regional, y prácticas de cultivo sostenibles.

partir de un conocimiento detallado de la relación entre composición y función se podrán definir con cierto rigor las metas de la restauración.

No obstante, la evidencia de la insuficiente capacidad de respuesta espontánea de los ecosistemas semiáridos degradados, junto a una razonable expectativa de éxito, recomiendan una intervención inmediata para conseguir unos mínimos de funcionalidad en el ecosistema (especialmente la recuperación de la cubierta vegetal). La intervención más común en la actualidad y en el pasado consiste en la reintroducción de especies desaparecidas históricamente, cuyo papel en la dinámica de la comunidad se considera importante. Esta responsabilidad, que en el pasado recaía casi exclusivamente en el pino carrasco, se ha ido expandiendo en los últimos años hasta abarcar especies pertenecientes a un grupo funcional amplio de plantas leñosas, que en el mejor de los casos se caracterizaría por una capacidad de recubrimiento elevada (con potencial para la ingeniería ecológica *sensu* Jones et al. 1994), presencia de frutos carnosos (y en términos más generales, especies cuya presencia permita o facilite la de otras), capacidad de rebrote, y pertenencia a la vegetación considerada potencial (nativa).

12.1.2. LA RESTAURACIÓN EN LA LUCHA CONTRA LA DESERTIFICACIÓN

La revegetación, y por extensión la restauración, se considera una de las técnicas disponibles para mitigar los efectos de la desertificación y aún revertir este complejo fenómeno (Nykvist, 1983; Vallejo et al., 2000a; Reynolds, 2001). Por ello, la recuperación de la cubierta vegetal ha sido una de las prioridades en los programas de lucha contra la desertificación (López Cadenas, 1984; Gómez, 1999; Rojo, 2000). Existen abundantes ejemplos de este tipo de acciones, siendo sus resultados dispares (Roose, 1993). En el SE de la Península Ibérica se practicaron a finales del S.XIX y principios del S. XX dos programas de repoblación que, sin tener la restauración ecológica como principal objetivo, proporcionan información muy valiosa: Sierra Espuña (Totana y Alhama, Murcia) y dunas de Guardamar (Guardamar, Alicante). El primero de ellos se llevó a cabo en el marco del *Proyecto de Obras de Defensa contra las Inundaciones en el Valle del Segura* (1886), promovido a raíz de la riada de Sta. Teresa (15 de octubre de 1879) (Alonso Navarro, 1982; García Abril et al., 1989). Supuso la forestación de un total de más de 6.000 hectáreas. El proyecto incluía estudios sobre suelo, vegetación y clima, así como siembras, plantaciones, creación de cortafuegos y construcción de infraestructuras como diques, caminos, casas, viveros. Cabe destacar que se introdujo mayormente pino carrasco, negral y salgareño, pero también, en menor proporción, encina, quejigo, pino albar, canario, y piñonero, *Acacia* sp., pinsapo, olmos y chopos. Se calcula que los viveros produjeron en 1902 la considerable suma de dos millones de plantones. También se recurrió al control de la presión de pastoreo. La zona fue declarada en 1924 *Sitio Natural de Interés Nacio-*

nal (5.084 ha), en 1973 se calificaron 14.181 ha como *Reserva Nacional de Caza*, en 1978 el antiguo *Sitio Natural* se recalificó como *Parque Natural*, ampliando su superficie a 9.961 ha, y finalmente en 1992 se declaró *Parque Regional*.

Las dunas de Guardamar ocupaban 16 km de costa (674 ha en el término de Guardamar y 173 ha en el de Elx). A finales del S.XIX, el avance de las dunas (6-7 metros anualmente en algunos puntos) amenazaba las casas de la periferia de la población de Guardamar, por lo que en 1897 se elaboró un proyecto de fijación de dunas, proyecto que arrancó tres años más tarde (ver la reedición del informe original en Mira, 1995). El proyecto se inició en la zona de dunas más o menos fijadas por barrón (*Ammophila arenaria*) progresando en dirección norte y sur mediante fajas paralelas a la costa. El método utilizado fue el sistema Bremon-tier consistente en cubrir la superficie con ramas de pino (pino carrasco) dispuestas con el tronco dirigido en dirección al viento dominante y plantar cordones de barrón formando una cuadrícula. Más tarde se probaría la aplicación de tierra arcillosa en la superficie de la arena, entre las ramas de pino, como medida protectora contra la erosión eólica. También se realizó un table-tacado a 70 m de la línea de costa habitual, sustituido posteriormente por enca-ñizado. Además de barrón se plantó *Ononis natrix*, *Solanum nigrum*, y *Onobry-chis viciifolia*, y se sembró pino carrasco, pino piñonero y pino marítimo (éste con pobres resultados) en las zonas más resguardadas. También se ensayaron otras especies como palmeras, casuarinas y eucaliptus. Dos años después de las siembras los pinos carrascos tenían 15 cm de altura, los piñoneros 10 y los marítimos 7. De las especies herbáceas, *Ononis natrix* fue la que proporcionó mejores resultados. Las visitas del *Director General de Agricultura, Minas y Montes* (1911) y el propio Alfonso XIII (1923) contribuyeron a divulgar el éxito de la intervención y a promover la repoblación de otras zonas (Monte Benacantil y Sierra de Crevillent, ambas en Alicante). Cabe mencionar que en los últimos años la población de pinos de Guardamar ha mostrado signos de deterioro, inclu-yendo la ausencia de regeneración (Escarré, 2002; Capítulo 13).

En condiciones más limitantes, desde 1970 se desarrolló en Argelia el programa de lucha contra la desertificación denominado *cinturón verde* (Lahouati, 2000). Éste incluye proyectos de restauración en una región que va entre las isohietas de 200 y 300 mm, cubriendo unos 3 millones de hectáreas. De la introduc-ción casi exclusiva de pino carrasco en la década de los 70, se pasó posterior-mente a la plantación de otras especies nativas y foráneas, entre ellas *Cupres-sus sempervirens* y *C. arizonica*, *Fraxinus dimorpha*, *Gleditsia triacanthos*, *Casuarina* sp., *Acacia* sp., *Pistacia atlantica*, *Eleagnus angustifolia* y *Simondsia sinensis*. Además el programa incluía la fijación mecánica y biológica de dunas (mediante la siembra de herbáceas como *Aristida pungens* y la plantación de *Tamarix*

gallica, *Retama* sp., *Atriplex* sp., *Eleagnus angustifolia*, *Acacia* sp., etc.), la plantación de arbustos forrajeros (de los géneros *Atriplex*, *Opuntia*, *Acacia*, *Prosopis*, etc.), y la plantación de leñosas dentro de un programa de desarrollo rural en pequeñas explotaciones familiares. El programa presenta aspectos positivos, aunque también negativos, entre ellos la reducción de la superficie finalmente afectada (160.000-300.000 ha) o la modesta atención a la biodiversidad (Zaimche, 1994; Lahouati, 2000). Con todos estos condicionantes, este proyecto es un buen ejemplo de los programas de lucha contra la desertificación desarrollados en zonas lindantes con grandes desiertos (Norte de África, Sahel, Mojave, etc.), que a menudo incluyen proyectos de revegetación entre una gama amplia de acciones. Frecuentemente se trata de proyectos de carácter agrosilvopastoral o agroforestal. Llama la atención la complejidad técnica, que no elevada mecanización, que en ocasiones muestran estos proyectos, así como el conocimiento del medio que denotan. A modo de ejemplo, el método tradicional Mossi para la restauración de suelos degradados en el oeste africano denominado Zaï incluye los siguientes pasos (Roose, 1993; Roose et al., 1995).

- *Diciembre-Abril*: cavar hoyos de 40 cm de diámetro y 15 de altura cada 80 cm. Esperar que el viento los llene de arena y materia orgánica.
- *Abril-Junio*: Aplicar dos puñados de estiércol seco (c. 3 Mg ha⁻¹) después de la primera tormenta. Las termitas comienzan a construir galerías asociada a los hoyos mejorando la fertilidad del suelo del hoyo y niveles subyacentes. Sembrar con sorgo o mijo antes de la segunda tormenta.
- *Junio-Julio*: Estación húmeda. Eliminar malas hierbas que impidan el desarrollo de los plantones de especies leñosas introducidas. Mantener los plantones de especies arbustivas forrajeras, que aparecen espontáneamente, en uno de cada cinco hoyos.
- *Noviembre*: Recolectar grano y forraje. En los hoyos en los que están presentes los plantones de especies forrajeras, la recolección de las espigas del cereal favorece la protección de los plantones de estas especies frente a las cabras.

Con este sistema agrosilvopastoral se consiguen producciones de 0,5-1 toneladas ha⁻¹ de grano y 2-4 toneladas ha⁻¹ de paja, amén de permitir el establecimiento de especies forrajeras y mejorar la fertilidad del suelo.

12.1.3. EL MARCO DE LA RESTAURACIÓN

La reintroducción de especies leñosas se enfrenta a algunas de las limitaciones que afectan a la regeneración natural -unas condiciones edáficas, climáticas y bióticas limitantes- además del desconocimiento que existe sobre las técnicas más adecuadas y las especies más convenientes. Para atenuar estas dificultades, se tra-

baja en diversos frentes. Uno de ellos consiste en mejorar la calidad de la planta introducida, a pesar de que el concepto de "calidad de la planta" ha sido objeto de discusión (Mohammed, 1997). Las propiedades que deben caracterizar una planta idónea para su introducción en medios semiáridos aún no han sido definidas, y probablemente su definición dependa en gran parte de la especie implicada y de su estrategia ecológica. La identificación de las características morfo-funcionales óptimas y de las técnicas para conseguirlas son de suma importancia para mejorar los resultados de la restauración. Este tipo de avances se ve obstaculizado por un conocimiento precario de la autoecología de la mayoría de especies que componen la comunidad que se pretende restaurar.

Otro de los frentes de investigación para favorecer el establecimiento de plántulas es la mejora de las condiciones microambientales para reducir el shock post-transplante. Existe un gran abanico de técnicas ecotecnológicas aptas para este fin, incluyendo tubos protectores, mantas y empajados, geles hidrofílicos, enmiendas orgánicas e inorgánicas, inóculos de hongos micorrízicos, bacterias solubilizadoras de P, etc. La evaluación de estas técnicas, cuyo uso y apreciación a menudo se basan más en el empirismo que en ensayos contrastados, representa una buena oportunidad para mejorar nuestro conocimiento sobre la ecofisiología de estas especies, y una plataforma idónea para el desarrollo y la innovación.

Uno de los aspectos más relevantes de la restauración de ecosistemas en medios semiáridos es la toma de conciencia de que los ecosistemas degradados no son páginas en blanco sobre las que escribir: conocer las interacciones entre los componentes de estas comunidades empobrecidas y la vegetación que se pretende introducir puede ser muy útil para optimizar los resultados de la intervención. El balance entre la diversidad de interacciones negativas y positivas contribuirá a facilitar o dificultar el establecimiento de los nuevos componentes de la comunidad. Conviene tener en cuenta que, en medios en los que la cubierta de las plantas vasculares no llega a ser completa, los espacios "vacíos" pueden jugar un papel esencial en el funcionamiento de los ecosistemas (Puigdefábregas y Sánchez, 1996). A menudo estos espacios están ocupados por costras biológicas, cuyo papel en el ciclo de agua, nutrientes y sedimentos ha sido reconocida en otras zonas semiáridas del planeta (West, 1990; Eldridge y Greene, 1994).

Por otra parte, en las zonas áridas a menudo se presentan ciclos climáticos desfavorables en los que la progresión vegetal está prácticamente impedida. Durante estos años es muy difícil tener éxito en la reintroducción de especies vegetales en áreas donde se reúnen otros factores adversos. Aunque los ciclos húmedos son difícilmente previsibles, se debe considerar el riesgo de sequías para iniciar las actua-

ciones e interpretar los resultados, pues como algunos de nuestros trabajos indican, las plantaciones corren peligro no sólo durante el primer año sino también en años sucesivos. La mejora de los métodos de predicción, por ejemplo en base al conocimiento de la dinámica atmosférica a gran escala (Holmgren y Scheffer, 2001), permitirá una mayor eficiencia en las intervenciones.

Finalmente, existen multitud de técnicas para la restauración de ecosistemas en ambientes semiáridos que pueden ser desarrolladas a partir de un buen conocimiento de la dinámica de la comunidad, y en particular de los procesos que regulan las trayectorias sucesionales. Por ejemplo, la reintroducción de especies vegetales se puede hacer indirectamente, incidiendo sobre la captación de propágulos. La entrada de semillas se puede favorecer a través de la gestión de las poblaciones de dispersadores (incluyendo la construcción de perchas simulando las existentes en campos abandonados, microhábitats adecuados para el almacenamiento de semillas, etc.), o mediante trampas (Ludwig y Tongway, 1996; Tongway y Ludwig, 1996). Este tipo de técnicas, raramente utilizadas en la gestión, podrían suponer una alternativa económica si los resultados se muestran satisfactorios a largo plazo.

La restauración de ecosistemas semiáridos ha experimentado un notable cambio en los últimos años, en parte azuzado por la inclemencia del período climático (De Luis et al., 2001) y consiguiente fracaso de muchas intervenciones, y en parte por un cambio en la percepción de gestores y usuarios. De las intervenciones a gran escala, basadas en una única especie, cuyo establecimiento se favorecía con todos los medios disponibles, aún a riesgo de incidir negativamente sobre otros componentes del ecosistema, se está pasando progresivamente a una restauración primorosa, espacialmente más modesta, basada en la biodiversidad, que atiende a la heterogeneidad del paisaje y que tiene a su disposición una notable variedad de técnicas para mejorar sus resultados. De la responsabilidad casi exclusiva de una administración centralizada, se ha pasado a la incorporación de comunidades y entes locales, colectivos conservacionistas y propietarios, que están especialmente interesados en incidir positivamente sobre su entorno más inmediato. Sería deseable que esta aún incipiente tendencia se consolide, a semejanza de lo ocurrido en otros países, y que un mayor conocimiento sobre la dinámica de los ecosistemas en medios semiáridos permita alcanzar con éxito sus objetivos. También hay que ser conscientes de que, especialmente en estos sistemas poco productivos, las perspectivas de la restauración son a largo plazo, y que sólo a partir de la acción y del continuo replanteamiento de objetivos y la constante reevaluación de métodos se podrá avanzar en este campo (Cortina y Vallejo, 2004).

12.2. INTRODUCCIÓN DE ESPECIES LEÑOSAS: SELECCIÓN DE ESPECIES

12.2.1. ESTADO PREVIO DE LA CUBIERTA VEGETAL

El recubrimiento vegetal es uno de los principales indicadores del estado de un ecosistema o paisaje (Aronson et al., 1993a; Aronson et al., 1993b). Por ello, incrementar esta variable es uno de los objetivos principales de la restauración de zonas degradadas en medios semiáridos. Sin embargo, ¿cuánto recubrimiento vegetal es suficiente? En primer lugar se debe tener en cuenta que buena parte de los ecosistemas degradados se encuentran en zonas no aptas para la agricultura, y que por ello son frecuentes los suelos esqueléticos, afloramientos rocosos y acusadas pendientes, y que por tanto buena parte de la superficie del suelo nunca podrá soportar una cubierta vegetal. Por otra parte, los balances hidrológicos de cuencas forestadas demuestran que en ambientes mediterráneos, por debajo de 500 mm de precipitación o un cociente Precipitación:Evapotranspiración Potencial menor que 0,5 (por tanto coincidiendo con los límites del clima semiárido según la clasificación de UNESCO-FAO), el avenamiento es prácticamente nulo (Piñol et al., 1999). De manera general, y sin entrar en balances más detallados, esto supone que la mayor parte del agua que se incorpora en forma de precipitación es evapotranspirada al cabo del año. Además, por debajo de estos niveles de disponibilidad hídrica, el agua utilizable no permitiría la presencia de una cubierta vegetal continua. Según el modelo desarrollado por Specht (1987), para un clima semiárido (coeficiente evaporativo de Specht entre 0,035 y 0,045) correspondería una cubierta vegetal total de cerca del 60%, del cual aproximadamente un tercio sería cubierta del sotobosque.

En nuestro grupo de investigación hemos evaluado el recubrimiento vegetal de diferentes comunidades de la zona semiárida de la provincia de Alicante con el fin de poder utilizar estos datos como referencia sobre el recubrimiento potencial de las mismas, y como índice de su estado de degradación. Las determinaciones se estratificaron en función de la litología (margas y calizas) y del termoclima (termomediterráneo y mesomediterráneo en costa e interior, respectivamente), a fin de que fueran representativas de la totalidad de la zona. El resultado del análisis del recubrimiento vegetal en función de la litología mostró que las margas presentaban un recubrimiento medio superior a las calizas, 62% frente al 54%, aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. No obstante, hay que tener en cuenta que mientras que las margas prácticamente no presentaban afloramientos, en calizas eran del orden del 30%. Por lo tanto, expresando los resultados referidos a superficie de suelo (excluidos los afloramientos), la colonización del suelo resultaba muy superior sobre substrato calizo. En función del termoclima, el mesomediterráneo mostró un recubrimiento medio del 60% mientras que en termomedi-

terráneo éste era del 50%. Tampoco en este caso se pusieron de manifiesto diferencias significativas. Las diferencias entre substratos se acentuaban en clima mesomediterráneo, llegando a ser significativas.

Al analizar el recubrimiento por parcelas, observamos que algunas parcelas sobre margas y clima termomediterráneo presentaban los valores más altos (76%), debidos en gran parte al elevado recubrimiento de la herbácea perenne *Brachypodium retusum*, seguido por el de *Stipa tenacissima*. Otras parcelas sobre margas pero bajo termoclima mesomediterráneo también presentaban un alto recubrimiento (71%), dominado por *Stipa parviflora*, *Rosmarinus officinalis*, *Brachypodium retusum*, y *Stipa tenacissima*, en este orden. En menor proporción encontramos *Thymus vulgaris* y *Ulex parviflorus*. *Stipa tenacissima* y *Brachypodium retusum* eran responsables en gran medida del recubrimiento, pero ambas especies no solían ser dominantes en una misma parcela.

La cubierta vegetal estaba dominado por pastizales secos o herbazales con dos rebrotadoras, *Stipa* y *Brachypodium*, y muy pocas leñosas de tipo subarbuscivo: *Thymus vulgaris*, *Cistus clusii*, *Rosmarinus officinalis*. De este grupo de especies, *Rosmarinus officinalis* era la más abundante en los dos termoclimas, especialmente en margas mesomediterráneas. Los arbustos como *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus*, y los subarbuscivos como *Anthyllis cytisoides* o *Dorycnium pentaphyllum*, aparecían en muy baja proporción. Se trataba de individuos adultos, que habían resistido estas condiciones ambientales, las cuales no favorecen la instalación de plántulas, y que tras períodos largos de sequía, incluso ponían de manifiesto su estado de regresión, ya que se detectaban pies muertos. En estas condiciones, la introducción de especies arbustivas y arbóreas bien adaptadas a las condiciones de sequía y estrés hídrico es una necesidad para mejorar amplias zonas degradadas de clima semiárido.

En espartales del SE de la Península Ibérica el recubrimiento vegetal se encontraba entre el 50% y menos del 20%, una variación que está relacionada con diversos indicadores de degradación (Maestre y Cortina, 2004). En estos espartales la cobertura de especies arbustivas osciló entre un 2 y un 22%, representando del 4 al 50% de la cobertura vegetal.

En medio termomediterráneo semiárido, Francis (1990) observó un recubrimiento vegetal en un campo abandonado durante más de dos décadas no superior al 50%. En este caso la máxima cobertura estaba asociada a *Artemisia* sp. (22,3%), *Stipa parviflora* (5,2%), *Plantago ovata* (2,8%), *Brachypodium retusum* (2,8%), *Lygeum spartum* (2,7%) y *Salsola genistoides*, *Thymus hyemalis* y otras especies en menor proporción. Según este autor el recubrimiento vegetal alcanzaría valores cercanos al 25% poco tiempo después del abandono para esta-

bilizarse luego, y no llegar a valores del 44% hasta después de varias décadas. Por el contrario, Bonet et al. (2001) han observado recubrimientos en campos abandonados de la Serra del Ventós (Agost, Alicante; precipitación media 302 mm) cercanos al 80% durante la primavera, tan solo 10 años después del abandono. Estos recubrimientos, debidos sobre todo a la contribución de *Brachypodium retusum* y posteriormente *Anthyllis cytisoides*, disminuían en años posteriores. En diversas comunidades arbustivas mediterráneas, Terradas et al. (1989) observaron recubrimientos entre 15-80% (tomillares en zona semiárida, exposición solana y umbría, respectivamente) y cerca del 100% (maquias y otras comunidades arbustivas en medio mediterráneo seco-subhúmedo), con valores de biomasa que oscilaban entre 1-2 y 60 toneladas de peso seco ha⁻¹. Aronson et al. (1993b) observaron recubrimientos del 35% en una estepa relativamente bien conservada a 50 km al Noroeste de Gabes (Túnez). Esta heterogeneidad no resulta sorprendente ya que podemos considerar los sistemas semiáridos como frontera entre la presencia o no de vegetación, por lo que pequeñas variaciones en precipitaciones medias, variaciones climáticas, topografía, etc. pueden alterar sustancialmente la capacidad de recubrimiento de los vegetales. Sin embargo, esta variabilidad complica la gestión, al dificultar la identificación de objetivos concretos. Cabe mencionar que en pastos tropicales, Tongway y Hindley (1995) consideran alto (en función del estado de degradación del sistema) un recubrimiento superior al 30%, y muy alto si éste es superior al 50%. Estos valores no están lejanos de los estimados como umbrales para el inicio de trayectorias degradativas espontáneas (Thornes, 1987; Thornes y Brandt, 1994).

Una misma superficie transpiradora se puede repartir de manera diversa, más o menos discontinua (Holmgren y Scheffer, 2000; Von Hardenberg et al., 2001). En medios semidesérticos es bien conocida la transformación de praderas, con una cubierta relativamente homogénea, en comunidades arbustivas heterogéneas (Schlesinger et al., 1990). Este fenómeno ha sido asociado a la degradación, y quizá potenciado por cambios climáticos (Archer et al., 1995), aunque podría responder a dinámicas internas del sistema (Kassas, 1992). Por otra parte, la vegetación en medios semiáridos puede organizarse espontáneamente, generando patrones espaciales heterogéneos (Puigdefábregas et al., 1999; Von Hardenberg et al., 2001). David Tongway y colaboradores han desarrollado un sistema para evaluar el funcionamiento del paisaje para medios semiáridos y pastos tropicales, basado en la existencia de zonas fuente y sumidero de recursos, que coincidirían con áreas desnudas y cubiertas con plantas vasculares (Tongway y Hindley, 1994; 1995). La aplicación de esta metodología a la zona semiárida del Sur y Este de la Península Ibérica (incluyendo la valoración de las costras biológicas) ayudaría a relacionar con mayor rigor

el recubrimiento vegetal en medios semiáridos con el funcionamiento de los ecosistemas, e identificar las metas de la restauración (Tongway et al., 2004).

Finalmente, existe un notable desconocimiento sobre los cambios naturales en el recubrimiento vegetal a largo plazo. Kassas (1992), a partir de observaciones en comunidades de *Pennisetum dichotomum* de Wadi Garawi (Egipto) entre 1925 y 1970, sugiere que una vez alcanzado el clímax sucesional las variaciones serían modestas. Por el contrario, A. Aïdoud observó, en una zona análoga a la anterior, variaciones muy significativas de la biomasa verde en estepas de *Stipa tenacissima* y de *Lygeum spartum* entre 1976 y 1986, paralelas a un ciclo de sequía (LeHouérou, 1992), aunque en este caso se trataba de comunidades sometidas a explotación ganadera por lo que se hace difícil atribuir únicamente a las condiciones climáticas las variaciones observadas en la acumulación de biomasa. Ludwig y Tongway (1993) registraron la práctica desaparición de la cubierta de especies herbáceas perennes durante una sequía intensa en matorrales semiáridos del Este de Australia, desaparición que fue independiente de la presencia de herbívoros.

En posteriores secciones de este capítulo se discute en más detalle la heterogeneidad espacial de la distribución de recursos en medios semiáridos, y su utilización en la restauración.

12.2.2. ESPECIES PARA LA RESTAURACIÓN

Como pauta habitual, las especies a introducir suelen seleccionarse preferentemente entre las existentes en medios próximos no degradados, con el fin de garantizar su adaptación a las condiciones adversas en que deben establecerse (Capítulo 7). En la zona semiárida de la provincia de Alicante, los dominios de vegetación en las zonas interiores son principalmente las formaciones de espino y coscoja (*Rhamno-Cocciferetum*). Al aumentar la aridez, y en zonas más costeras, predominan las comunidades de *Chamaeropo-Rhamnetum* y *Quercu-Lentiscetum*, formaciones conocidas como espinares y coscojares. Actualmente, por la acción del hombre, se han extendido los matorrales claros, tomillares o prados secos de hemicriptófitos de la clase *Ononido-Rosmarinetea*.

A partir de la identificación de especies autóctonas características de medios semiáridos (Tabla 1), de las experiencias del Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, y de diversos estudios recogidos en la bibliografía especializada, hemos elaborado un listado de especies recomendables para restaurar zonas semiáridas (Tabla 2). La selección de especies se ha basado esencialmente en: a) adaptación a condiciones semiáridas, b) elevada cobertura protectora potencial, y c) adaptación a perturbaciones (fuego, ramoneo). Algunas de estas especies han sido ensayadas en el campo.

Tabla 1: Características de las comunidades vegetales típicas de clima semiárido (Alicante), y algunas especies comunes y características o de interés en restauración, presentes en las mismas, principalmente arbustivas.

COMUNIDAD VEGETAL Y DESCRIPCIÓN ²	ESPECIES DE INTERÉS
1. Termomediterráneo inferior. Cornicales (<i>Mayteno-Periplocetum angustifoliae</i>)	
Los cornicales constituyen la vegetación potencial de las zonas litorales semiáridas, al Sur de Pilar de la Horadada. En Alicante se distribuye en enclaves en las Sierras de Orihuela y Callosa, llegando las dunas de Guardamar y la Mata (Baix Segura).	<i>Periploca angustifolia</i> <i>Maytenus senegalensis</i> <i>Chamaerops humilis</i> <i>Asparagus albus</i> <i>Rhamnus oleoides</i> subsp. <i>angustifolia</i>
2. Termomediterráneo superior. Espinares y lentiscares (<i>Chamaeropo-Rhamnetum lycioidis</i>)	
Constituye la vegetación potencial de las zonas litorales semiáridas. Se distribuye por las comarcas del Baix Segura, Baix Vinalopó, Vinalopó Mitjà y Alacantí.	<i>Pistacia lentiscus</i> <i>Ephedra fragilis</i> <i>Chamaerops humilis</i> <i>Asparagus stipularis</i> <i>Rhamnus lycioides</i> <i>Rhamnus oleoides</i> subsp. <i>angustifolia</i> <i>Rubia peregrina</i> subsp. <i>longifolia</i> <i>Osyris quadripartita</i>
3. Mesomediterráneo inferior. Coscojares semiáridos (<i>Rhamno-Quercetum cocciferae</i>)	
Constituyen la vegetación potencial de la zona sublitoral semiárida. Se distribuyen por las comarcas del Alacantí, Marina Baixa y Baix Segura.	<i>Pistacia lentiscus</i> <i>Ephedra fragilis</i> <i>Quercus coccifera</i> <i>Myrtus communis</i> <i>Rhamnus lycioides</i> <i>Erica multiflora</i>
4. Mesomediterráneo superior. Coscojares semiáridos (<i>Rhamno- Quercetum cocciferae</i>)	
Constituyen la vegetación potencial de la zona interior semiárida. Se distribuyen por las comarcas del Baix Segura y Valls del Vinalopó. En menor medida por el Alacantí.	<i>Quercus coccifera</i> <i>Rhamnus lycioides</i> . <i>Juniperus oxycedrus</i> <i>Juniperus phoenicea</i> <i>Arbutus unedo</i> <i>Rhamnus alaternus</i> <i>Pinus halepensis</i>

² Series adaptadas de Alcaraz et al. 1989, 1991. Asignación por criterios de abundancia, no de fidelidad, basada en diversos autores.

5. Especies de etapas degradativas o seriales y acompañantes

Forman parte de diversas comunidades vegetales, ampliamente difundidas por el territorio semiárido.

Globularia alypum
Anthyllis cytisoides
Stipa tenacísima
Brachypodium retusum

6. Especies originarias de otro tipo de comunidades

6a. Matorrales más o menos nitrófilos

Whitania frutescens
Suaeda fruticosa
Salsola oppositifolia
Lycium europaeum

6b. Pseudo-estepa sobre rocas y margas deleznales, generalmente algo salinas

Salsola genistoides
Dorycnium suffruticosum

6c. Pseudo-estepa sobre margas yesíferas, preferentemente triásicas

Helianthemum squamatum
Herniaria fruticosa
Frankenia pulverulenta
Ononis tridentata

7. Especies de otros sectores o no nativas, susceptibles de ser utilizadas en restauración

Argania spinosa
Medicago citrina
Atriplex halimus
Ceratonia siliqua
Tetraclinis articulata

Tabla 2.- Especies recomendadas por diversos autores para la restauración de ecosistemas semiáridos degradados del SE de la Península Ibérica.

	AUTORES ⁽¹⁾	ENSAYOS ⁽²⁾	ORIGEN ⁽³⁾	SUBSTRATO
Arbóreas				
<i>Pinus halepensis</i>	1,2,3,4,5,8,11	*	N	Indiferente
<i>Ceratonia siliqua</i>	1,2,3,4,5,8,11	*	E	Indiferente
<i>Tetraclinis articulata</i>	1,2,5,8,11	*	E	Indiferente
<i>Ziziphus jujuba</i>	2		E	Indiferente
<i>Argania spinosa</i>	5	*	E	Indiferente
<i>Quercus ilex ballota</i>	3,8	*	N	Indiferente
Arbustivas y Herbáceas				
<i>Pistacia lentiscus</i>	1,3,4,6	*	N	Indiferente
<i>Quercus coccifera</i>	1,3,4,6	*	N	Indiferente
<i>Chamaerops humilis</i>	1,4	*	N	Indiferente
<i>Anthyllis cytisoides</i>	3,6,8	*	N	Indiferente-Yesos
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	8		N	Indiferente
<i>Olea sylvestris</i>	4		N	Indiferente
<i>Rhamnus alaternus</i>	1,4	*	N	Indiferente
<i>Rhamnus lycioides</i>	1,4	*	N	Indiferente
<i>Ephedra fragilis</i>	4		N	Indiferente
<i>Retama sphaerocarpa</i>	1,4,8,10	*	N	Indiferente
<i>Anabasis articulata</i>	7,8	*	N	Indif. -Badlands Yesos
<i>Fagonia cretica</i>	7		N	Indif. -Badlands
<i>Hammada articulata</i>	7		N	Indif. -Badlands
<i>Lygeum spartium</i>	7,8	*	N	Indif. -Badlands
<i>Salsola genistoides</i>	7		N	Indif. -Badlands
<i>Rosmarinus officinalis</i>	6	*	N	Indiferente
<i>Spartium junceum</i>	6,9	*	N	Indiferente
<i>Ononis tridentata</i>	6		N	Indif. -margas-yesos
<i>Colutea arborescens</i>	3	*	N	Indiferente
<i>Phillyrea angustifolia</i>	3	*	N	Indiferente
<i>Dorycnium hirsutum</i>	3,6	*	N	Indiferente
Pascícolas				
<i>Psoralea bituminosa</i>	3,8	*	N	Indiferente
<i>Medicago arborea</i>	3,6,8,10	*	E	Indiferente
<i>Atriplex nummularia</i>	3,6,10	*	E	Indiferente
<i>Atriplex cinerea</i>	10		E	Indiferente
<i>Atriplex halimus</i>	3,6,8		N	Indiferente
<i>Rumex lunaria</i>	10		E	Indiferente

⁽¹⁾ Los datos proviene de investigaciones de (1) Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, (2) FAO (1989), (3) García Camarero (1989a, 1989b), (4) Valle y Bocio (1996), (5) Montoya (1993), (6) Orozco et al. (1995), (7) Alcaraz et al. (1989, 1991), (8) Ruíz de la Torre (1996), (9) Herrera. et al. (1993), (10) Piccolo (1991), (11) Baeza et al. (1991a).

⁽²⁾ El asterisco denota especies ensayadas en el campo; el resto son recomendaciones no contrastadas por experiencias de los autores citados.

⁽³⁾ La variable origen distingue a las especies nativas de la zona mediterránea semiárida de la Comunidad Valenciana (N), de aquellas que no lo son (E).

Finalmente mencionar que existen protocolos de recolección, almacenamiento, y germinación de semillas para aproximadamente la mitad de las especies listadas (García-Fayos, 2001; www.gva.es/coma/_Recursos_Forestales/rs_prin.htm), y que sería deseable extender esta información para incluir las especies más exclusivas de medios semiáridos.

12.3. PRODUCCIÓN DE PLANTA EN VIVERO

12.3.1. LA CALIDAD DE LA PLANTA FORESTAL

El uso de plantas de vivero, y particularmente de brinzales en contenedor, es con frecuencia la mejor técnica disponible para la introducción de especies leñosas en medios semiáridos. Sin embargo, el coste de la plantación puede ser muy elevado, especialmente si el número de marras es alto y obliga a acudir a la reposición. En estos medios es obvio que los factores climáticos, edáficos y de gestión de la plantación juegan un papel muy importante en el establecimiento de los plántones. Se consideraba hace unos años que la calidad de la planta era un factor secundario y que eventualmente mejoraría sometiéndola a condiciones adversas, con la esperanza de que se potenciaría de esta manera su aclimatación. Esta idea ha ido cambiando en los últimos años y actualmente se considera que la calidad de la planta es un factor fundamental del éxito de una plantación (Landis et al., 1989). La importancia de la calidad de la planta se pone de manifiesto cuando se comparan plantaciones realizadas con partidas procedentes de diferentes viveros (Royo et al., 1997; Vallejo et al., 2000a).

La calidad de la planta forestal es un concepto ambiguo. Una definición ajustada, pero no muy operativa es la de FAO (*fitness for purpose*), que considera la calidad de la planta como la eficiencia biológica (en este caso en sentido vegetativo) y el objetivo de su uso. Por ejemplo, nuestros estudios muestran que el tamaño de la planta (altura o diámetro basal), dentro de unos límites razonables, se relaciona positivamente con la probabilidad de supervivencia de los brinzales en el campo, cuando se trata de plantaciones de especies arbóreas en medios mediterráneos secos sub-húmedos (Figura 1; Seva et al., 2000). Sin embargo, esta relación no es significativa cuando se consideran especies arbustivas o medios semiáridos (Figura 1). Por otra parte, resulta recomendable hacer una evaluación integrada de diferentes variables a la hora de definir la calidad de la planta. Por ejemplo, *Pinus taeda* puede mostrar un efecto positivo del diámetro basal sobre la supervivencia en el campo (diámetros entre 2 y 7 mm) y negativa entre la altura y la supervivencia (alturas entre 6 y 34 cm) (Mexal y South, 1991).

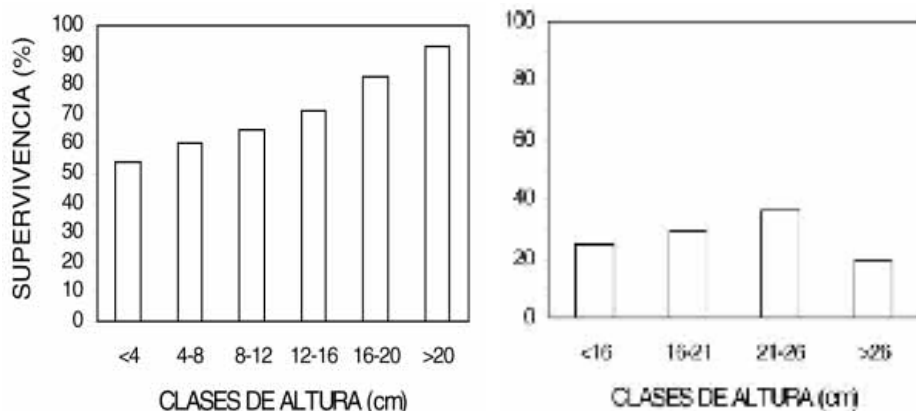


Figura 1. Relación entre las clase de altura de brinzales de *Quercus illex subsp. ballota* (izquierda) y de *Quercus coccifera* (derecha), plantados en parcelas experimentales en medios secos sub-húmedos y semiáridos, respectivamente, y el porcentaje de supervivencia registrado después de un año en el campo. La calidad cabal y comercial para la primera especie, según la normativa de la Generalitat Valenciana, se sitúa entre 10 y 16 cm de altura.

La calidad de la planta también puede estar relacionada con los patrones de acumulación de biomasa. El cociente entre biomasa radicular y aérea (*grosso modo* entre superficie absorbente y transpirante) tiene especial importancia en medios sometidos a intenso estrés hídrico. Según Romero et al. (1986), la relación biomasa subterránea:aérea y el éxito de la plantación se ajustaría a una función unimodal, en la que los extremos (excesos) comprometerían la supervivencia y crecimiento de los plantones. Según estos autores, para diferentes especies de pinos el cociente ideal estaría entre 0,45-0,65. En la Tabla 3 se muestran valores del cociente biomasa subterránea:biomasa aérea para cuatro especies mediterráneas. Los datos proceden de las plantaciones realizadas por CEAM en 1993 y evaluadas dos años más tarde. Es interesante destacar la buena relación existente entre las dos variables (con la excepción de *P. lentiscus*), así como la asignación de recursos a la parte subterránea que caracteriza las quercíneas. Resulta sugerente que las especies arbustivas (ambas con estrategia rebrotadora) muestren un incremento del cociente en el campo, reflejando probablemente un exceso de superficie foliar en las plantas de vivero que explicaría el pobre crecimiento de la parte aérea de estos brinzales discutido más adelante.

Tabla 3. Pendiente de la relación entre biomasa subterránea y aérea para cuatro especies leñosas mediterráneas en condiciones contrastadas de vivero (contenedores, sustratos, etc.), y después de dos años de la plantación en el campo. Entre paréntesis se muestra la desviación típica de la pendiente. Los coeficientes de correlación de Pearson (r) están calculados a partir de los logaritmos naturales de ambas variables ($p < 0,01$ en todos los casos). Los datos provienen de las plantaciones experimentales realizadas por CEAM (modificado de Vilagrosa et al., 1997).

	VIVERO		CAMPO	
	Pendiente	r	Pendiente	r
<i>Pinus halepensis</i>	0,4 (0,04)	0,619	0,2 (0,02)	0,811
<i>Pistacia lentiscus</i>	0,2 (0,06)	0,877	0,5 (0,06)	0,938
<i>Quercus coccifera</i>	0,9 (0,09)	0,914	1,3 (0,31)	0,723
<i>Quercus ilex ballota</i>	1,4 (0,24)	0,807	1,2 (0,09)	0,517

Cabe destacar que, en el experimento mencionado anteriormente, la biomasa de raíces contenidas dentro del cepellón se correlacionó significativamente con el de raíces colonizadoras del hoyo de plantación. Dada la importancia que estas últimas deben tener en el establecimiento de los plantones, estos resultados apoyarían la idea de que en medios semiáridos se debe concentrar los esfuerzos en producir sistemas radiculares bien desarrollados. Existe poca información al respecto, pero parece que las especies rebrotadoras puedan mostrar características radiculares contrastadas (ver por ejemplo la Figura 3). La coscoja parece poco flexible en términos de la asignación de recursos a la raíz. Así, Fonseca (1999) obtuvo cocientes parte subterránea:aérea de 0,9 (vivero) y 1,4-1,5 después de un año en el campo. Estos cocientes no son muy diferentes a los mostrados en la Tabla 3, y a los observados por Ksontini et al. (1998) (0,9-1,1 en plantones de 6 meses y 1,0-1,4 en plantones de un año). Por otra parte la correlación entre la biomasa aérea y la subterránea de esta especie suele ser elevada, sugiriendo poca plasticidad en esta característica. Una situación muy diferente muestran *Pistacia lentiscus* o *Juniperus oxycedrus*, especies que suelen presentar mayor variabilidad en la asignación de biomasa al sistema radicular y mayor plasticidad en la morfología de raíces (ver apartado endurecimiento hídrico). Canham et al. (1996) observaron que las especies que mostraban menos variaciones del cociente biomasa subterránea:aérea frente a la sequía eran las que mostraban un cociente más elevado.

Un componente importante de la calidad de la planta es su estado nutricional. En medios limitados por la disponibilidad hídrica, el estado nutricional se ha considerado frecuentemente un aspecto secundario. Sin embargo, en términos generales existe una buena relación entre contenido de N foliar y tasa fotosintética (Burns et al., 1997; Le Bot et al., 1998). Además se ha demostrado que la disminución en

la eficiencia en el uso de los nutrientes (tras fertilización, por ejemplo) puede provocar una mejora de la eficiencia en el uso del agua (Linder y Rook, 1984; Sheriff et al., 1986). Las deficiencias nutricionales pueden provocar cambios significativos en la arquitectura hidráulica de la planta (Harvey y Van den Driessche, 1999). Finalmente la sequía puede dar lugar a la aparición de deficiencias nutricionales (Hec-kathorn et al., 1997). Estas razones explicarían porqué plantas con mejor estado nutricional son capaces de resistir mejor las condiciones de campo (Oliet et al., 1997). Existen, no obstante, importantes lagunas en nuestra comprensión de la relación entre estado nutricional y comportamiento del brinzal.

Finalmente, los suelos degradados con frecuencia muestran una población de hongos micorrízicos empobrecida, especialmente si la degradación es intensa (Honrubia et al., 1997; Roldán et al., 1997; Capítulo 8). Por ello, se ha recomendado la micorrización en vivero (Allsopp y Stock, 1993; Barea et al., 1996) para aumentar las posibilidades de establecimiento en el campo. Existen, no obstante, ejemplos de ineficacia de esta práctica (Cram et al., 1999; Maestre et al., 2002), que podrían estar relacionados con la presencia de inóculo adecuado en el suelo (Valdecantos et al., 1996) o, como sugieren Lansac et al. (1995), con la incapacidad de los hongos micorrízicos de resistir condiciones de sequía extremas. La evaluación de plantaciones realizadas en 1993 utilizando pino carrasco inoculado con cápsulas de micelio de *Hebeloma edurum* y *Suillus collinitus* mostró que en 1998 los resultados de la micorrización habían sido modestos, y aún en algunas variables ligeramente negativos (Tabla 4). En términos generales estos efectos son similares a los observados en 1994 (Valdecantos et al., 1996). No obstante, los brinzales no fueron analizados en vivero, con lo que cabe la posibilidad de una deficiente micorrización.

Tabla 4. Porcentaje de supervivencia, y valores medios de altura, diámetro basal, superficie de proyección de la copa y volumen de la misma, y tasas relativas de crecimiento (RGR) después de seis años de la plantación, de plantones de pino carrasco (*Pinus halepensis*) introducidos en termoclima meso-mediterráneo semiárido sobre substrato margoso. Los tratamientos hacen referencia a micorrización controlada en vivero (M), aplicación de compost de residuos sólidos municipales (R) o ambos, así como a las plantas no tratadas (C). Los resultados de la aplicación de compost se discuten en el apartado de mejora de la fertilidad del suelo. Diferentes letras indican diferencias estadísticas entre tratamientos.

	C	M	R	M+R
SUPERVIVENCIA (%)	40	29	50	36
ALTURA (cm)	36,4 a	53,7 bc	50,8 b	56,2 c
DIÁMETRO (cm)	0,97 a	1,08 a	1,46 b	1,42 c
SUPERFICIE (dm ²)	6,4 a	8,3 a	12,6 b	13,8 b
VOLUMEN (cm ³)	24,0 a	46,1 b	67,6 c	80,6 c

El análisis del crecimiento de plántones de *Pistacia lentiscus* micorrizados con cepas seleccionadas y plantados en contenedores con suelo proveniente de espartal tampoco mostró un efecto significativo de la micorrización (Figura 2). Resultados similares han sido observados con plántones de *Quercus coccifera* en zonas semiáridas de Alicante, donde la micorrización en vivero no tuvo ningún efecto sobre su supervivencia durante el primer año tras la plantación (Maestre et al., 2002).

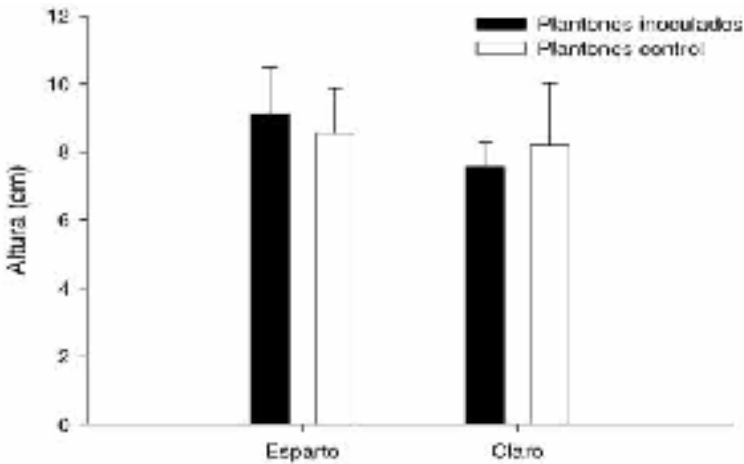


Figura 2. Altura de plántones de *Pistacia lentiscus* previamente inoculados con hongos endomicorrízicos seleccionados después de tres meses de ser plantados en tiestos con suelo proveniente de la rizosfera de macollas de esparto y leños de éstas (Claro) (S. Bautista, datos no publicados).

12.3.2. CONTENEDORES

Como se ha mencionado anteriormente, la manipulación del sistema radicular supone una de las principales oportunidades para preparar la planta para las adversas condiciones de campo. Entre las alternativas existentes, quizá la más directa es la basada en la selección de contenedores adecuados. Existen ejemplos de relaciones positivas entre las dimensiones de los contenedores (altura, volumen) y el comportamiento de los plántones (Peñuelas y Ocaña, 1996).

Un caso particular en este contexto son las quercíneas. Las plantaciones de *Quercus* spp. han mostrado frecuentemente una elevada mortalidad (Mesón y Montoya, 1993). Nuestros resultados con brinzales de *Quercus coccifera* indican que la supervivencia es pobre y el crecimiento puede ser muy bajo, particularmente en años secos. Entre las múltiples causas de estas bajas supervivencias se apunta a un pobre desarrollo de la raíz pivotante. El repicado de las raíces del brinzal quizá dificulta el desarrollo de un sistema radical que pueda acceder a los horizontes profundos del suelo antes de la llegada de la sequía estival. Por otro lado, la siembra de bellotas se enfrenta con frecuencia a sequía y la depredación, de manera que los resultados suelen ser pobres.

Con el objetivo de incrementar la supervivencia y el crecimiento de los plántones de *Quercus coccifera* en el campo, y evaluar las consecuencias del repicado del sistema radical, ensayamos algunas técnicas novedosas de plantación en semiárido. Las cuatro técnicas fueron: (1) *Brinzal estándar*, de 1 savia, en envase Forespot® de 250 cm³ y repicado aéreo. (2) *Brinzal estándar+protector* (elimina un 75% de la radiación PAR). (3) Bellota pregerminada plantada en *Facilpot®*, envase de papel biodegradable de 20 cm de longitud. (4) Bellota pregerminada plantada en *Coneplast®*, envase de plástico biodegradable de 17 cm de longitud. La *Siembra directa de bellotas*, se aplicó utilizando hoyos de dos dimensiones, de 40x40x40 cm (en adelante denominados *bellota en hoyo*), y hoyos de 20x20x20 cm (*bellota siembra*).

Después del primer año de plantación (primavera de 1996) las tasas de supervivencia fueron en general muy elevadas, correspondiendo los valores más bajos a los plántones convencionales (Tabla 5). Sin embargo, para interpretar estos datos se ha de tener en cuenta que las supervivencias están calculadas en función de las bellotas que germinaron, que en el caso de las bellotas hoyo y siembra fueron muy pocas.

Tabla 5. Supervivencia e incremento de tamaño de brinzales de *Quercus coccifera* y bellotas de la misma especie introducidos en una parcela experimental en Xixona (Alicante) bajo clima semiárido. Se muestran los resultados de supervivencia para cada una de las campañas de muestreo realizadas desde el momento de la plantación (supervivencia), así como la altura y diámetro basal en el cuarto año. En el caso de los individuos introducidos en el campo como bellotas pregerminadas (Facilpot®, Coneplast®) y bellotas sembradas (Bellota hoyo y Bellota siembra), el porcentaje de supervivencia se determinó en función del número de individuos germinados (G). Diferentes letras hacen referencia a diferencias estadísticamente significativas en el crecimiento entre tratamientos.

Tratamiento	N	G (%)	Supervivencia (%)				Crecimiento (Prim-99) (cm)	
			1º año Prim-96	2º año Prim-97	3º año Prim-98	4º año Prim-99	Altura	Diámetro
Brinzal	45		75	67	52	52	11,1 ± 0,5 a	0,40 ± 0,02 a
Brinzal+protector	50		94	96	86	83	18,9 ± 1,4 c	0,42 ± 0,03 a
Coneplast	39	94	86	74	47	39	7,6 ± 1,0 ab	0,27 ± 0,02 b
Facilpot	40	85	84	71	46	44	8,7 ± 0,7 ab	0,30 ± 0,02 b
Bellota (hoyo)	40	30	100	94	56	46	6,4 ± 0,5 b	0,22 ± 0,02 b
Bellota (siembra)	50	40	100	90	80	75	7,9 ± 0,7 ab	0,28 ± 0,02 b

Entre la primavera de 1996 y la primavera de 1997 (1 y 2 años de la plantación), se observó el máximo número de germinaciones en los tratamientos de bellota de siembra y de hoyo, que en total supusieron menos del 40% de los hoyos realizados. En el muestreo del 2º año, las supervivencias fueron muy elevadas, siendo máximas para los brinzales con protectores, seguidas por las de bellotas en hoyo y siembra.

Estas tendencias se observaron durante todo el periodo de estudio, ya que hasta el último muestreo realizado (primavera de 1999) el brinzal con protector mantuvo la supervivencia más elevada (>82%). El descenso de la supervivencia en el resto de técnicas pudo deberse a la sequía presente desde la primavera de 1998 hasta el final del periodo analizado.

Al final del período de estudio, el porcentaje de bellotas supervivientes del total introducido fue del 37% (bellotas pregerminadas con ambos tipos de contenedores), 30% (bellotas sembradas sin hoyo) y 14% (bellotas sembradas en hoyo). Cabe destacar la ausencia de efecto positivo del ahoyado sobre la supervivencia de las bellotas sembradas, pese a que es frecuente observar modificaciones en la conformación de las raíces en los límites del hoyo, indicadoras de limitaciones a la penetración.

Al analizar los crecimientos de los distintos tratamientos se ha de tener en cuenta que se comparan brinzales de una savia en el momento de la plantación (brinzal estándar y brinzal estándar con protector), con bellotas pregerminadas (Facilpot y Coneplast) y bellotas sembradas (bellota hoyo y siembra). En cuanto al crecimiento absoluto a los cuatro años de edad (Tabla 5), observamos que los individuos más altos y con mayor diámetro basal fueron los protegidos mediante tubos, no mostrando el resto de tratamientos diferencias significativas. Los plantones introducidos con Facilpot y Coneplast presentaron los mayores valores de crecimiento relativo en altura (tras cuatro años RGR 0,74 año⁻¹ y 0,67 año⁻¹, respectivamente), en tanto que los menores valores de RGR se dieron en los plantones tradicionales y con protector (RGR < 0,1 año⁻¹). Las bellotas introducidas en siembra y hoyo mostraron valores intermedios de RGR: 0,58 año⁻¹ y 0,65 año⁻¹, respectivamente. En cuanto al diámetro basal las tasas fueron similares en todos los tratamientos, tanto en bellotas como plantones (RGR entre 0,36 año⁻¹ y 0,40 año⁻¹).

12.3.3. APLICACIÓN DE ENDURECIMIENTO HÍDRICO

La restauración en ambientes áridos y semiáridos frecuentemente ofrece resultados decepcionantes debido a las altas tasas de mortalidad o pobres crecimientos de los brinzales de especies introducidas. Numerosas evidencias indican que un factor clave en el éxito de una plantación es el *shock* de trasplante: el intenso estrés que experimentan los plantones cuando son transferidos del vivero al campo (Burdett, 1990; Haase y Rose, 1992). Determinadas técnicas de vivero pueden promover mecanismos que permitan a los plantones mitigar el estrés post-plantación. Las técnicas más frecuentemente aplicadas suponen manipulaciones del régimen de riego y de las condiciones de radiación (Duryea y McClain, 1984), ambas conducentes al endurecimiento de los plantones.

Levitt (1980) definió el concepto de endurecimiento como la aplicación de una dosis subletal de un estrés específico, confiriendo una tolerancia no sólo a una mayor dosis de ese mismo estrés, sino también a otros estreses. En este sentido, Landis et al. (1989) señalaron que los brinzales pueden ser endurecidos de una forma natural sometiénolos a las condiciones ambientales del lugar donde van a ser introducidos, pero es posible conseguir un mayor grado de resistencia al estrés en un periodo corto mediante técnicas culturales específicas.

El endurecimiento tiene cuatro objetivos principales: 1) manipular las características morfológicas del brinzal e inducir dormancia, 2) aclimatar los brinzales al ambiente donde van a ser plantados, 3) desarrollar resistencia al estrés y 4) mejorar la supervivencia y crecimiento de los brinzales después de la plantación. Como regla general, el endurecimiento de los brinzales se debe realizar durante las últimas fases de cultivo de la planta en vivero (desde finales del verano hasta el otoño, Brissette et al., 1991; Johnson y Cline, 1991).

Numerosos estudios han analizado las respuestas de diferentes especies forestales al endurecimiento hídrico. Sin embargo, la mayoría de estos estudios han sido realizados en ambientes de clima húmedo o boreal, y pocas experiencias se centran en ambientes mediterráneos semiáridos donde el agua es el principal recurso limitante para la supervivencia de las plantas. Por otra parte, la intensidad de estrés hídrico al que deben ser sometidos los brinzales es un factor clave en la respuesta que se producirá. Si el grado de estrés es muy intenso, puede provocar efectos negativos que se traduzcan en una menor resistencia o menor vigor (Villar et al., 1999). Por el contrario, si el endurecimiento es muy suave, puede no provocar respuestas de aclimatación (Rehman Khan et al., 1996). Los cambios en las características morfológicas y fisiológicas de los brinzales causadas por el endurecimiento hídrico incluyen un amplio abanico de adaptaciones que dependen de las características de cada especie y probablemente están relacionadas con la estrategia ecológica de cada una (Vilagrosa et al., 2003).

Experimentos realizados en clima semiárido en Alicante muestran que la respuesta de los brinzales a la reducción del régimen de riego es modesta en la mayoría de variables estudiadas y dependiente de la especie considerada. Así, frente a potenciales hídricos mínimos en plantas endurecidas que oscilaron entre -0,9 MPa (*Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus*) y -1,5 MPa (*Pistacia lentiscus*), sólo la primera especie mostró una reducción sustancial de la acumulación de biomasa aérea y subterránea (Fonseca, 1999). De las tres especies, *Juniperus oxycedrus* fue la que mostró una mayor plasticidad en la morfología y la arquitectura del sistema radicular; valga como ejemplo la variación en el índice topológico (Figura 3). Experimentos realizados en clima semiárido y seco con brinzales de *Pistacia lentiscus* y *Quercus*

ilex ssp. ballota, sometidos a un endurecimiento suave (potencial hídrico de las plantas endurecidas entre -0,7 y -1,0 MPa) durante 2 meses, mostraron asimismo efectos inapreciables sobre la morfología de los brinzales (Rubio et al., 2001). Este tipo de respuesta parece ser común en plantas mediterráneas (Villar et al., 1999).

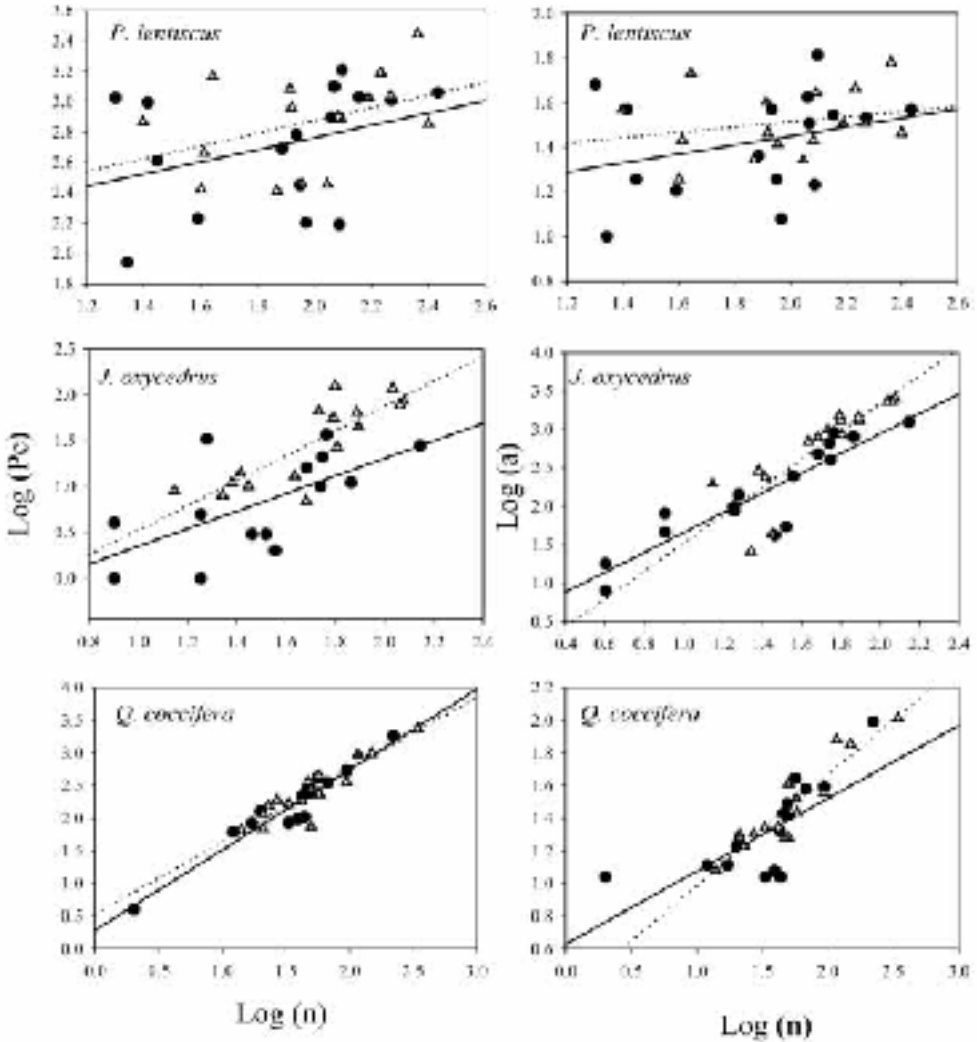


Figura 3. Efecto del endurecimiento sobre la arquitectura de raíces secundarias de brinzales de tres especies leñosas mediterráneas. Las variables n , a y Pe corresponden a la magnitud (número de ápices radiculares), altura (número de nodos que separan el ápice radicular de la base de la raíz en la trayectoria más larga posible) y longitud total de las trayectorias externas (suma total de los nodos que separan cada uno de los ápices radiculares con el inicio de la raíz), respectivamente. Los puntos y líneas continuas corresponden a plantas regadas regularmente y los triángulos y líneas discontinuas a plantas sometidas a endurecimiento hídrico. Un aumento de la pendiente de estas relaciones (como es el caso de *Juniperus oxycedrus*) se asocia al desarrollo de un sistema radicular de tipo 'espina de pez', con un ápice dominante, opuesto un sistema radicular dicotómico (Fonseca, 1999).

La respuesta de las plantas endurecidas a las condiciones de campo (en términos de supervivencia y crecimiento) puede no ser significativa (Fonseca, 1999; Villar et al., 1999), si bien existen excepciones (REDMED, 2001). La cuestión es compleja ya que se mezclan las características del endurecimiento, las características morfo-funcionales de los brinzales y la propia heterogeneidad de las condiciones edafo-climáticas de la zona de plantación. Por ejemplo, Fonseca (1999) observó un efecto negativo del endurecimiento sobre el crecimiento de raíces en condiciones óptimas (potencial de crecimiento de raíces) en *Pistacia lentiscus*, *Quercus coccifera* y *Juniperus oxycedrus*, mientras que en el campo los brinzales endurecidos de las dos últimas especies mostraron mayor crecimiento radicular que los testigos, siendo las diferencias en *P. lentiscus* no significativas. Por el contrario, en este mismo sentido, Rubio et al. (2001) observaron una mayor biomasa radicular de brinzales de *P. lentiscus* endurecidos después de haber transcurrido un año desde la plantación.

A causa de la complejidad de los resultados, se hace necesario profundizar en los mecanismos de respuesta de los brinzales al endurecimiento y en el efecto que éstos tienen sobre el comportamiento en campo. En relación con el intercambio de gases, se ha observado que el endurecimiento mejora el control estomático, maximizando la eficiencia en el uso del agua (Abod y Sandi, 1983; Squire et al., 1988; Zwiazek y Blake, 1989; Edwards y Dixon, 1995), o provocando mayores tasas de conductancia estomática cuando las plantas son sometidas a repetidos déficits hídricos (Elabidine et al., 1994; Stewart et al., 1995; Van den Driessche, 1992). Además de la conductancia estomática, el aparato fotosintético de las plantas puede verse modificado, mostrando mayores eficiencias en situaciones de estrés (Van den Driessche, 1990b; Stewart et al., 1995). Por ejemplo, brinzales de *P. lentiscus* mostraron mayor eficiencia fotoquímica del PSII en relación al contenido hídrico foliar cuando fueron sometidos a un periodo de endurecimiento de intensidad media (Figura 4). Esta mayor eficiencia fotoquímica se tradujo en el mantenimiento de tasas fotosintéticas mayores durante el mediodía en brinzales endurecidos (Tabla 6).

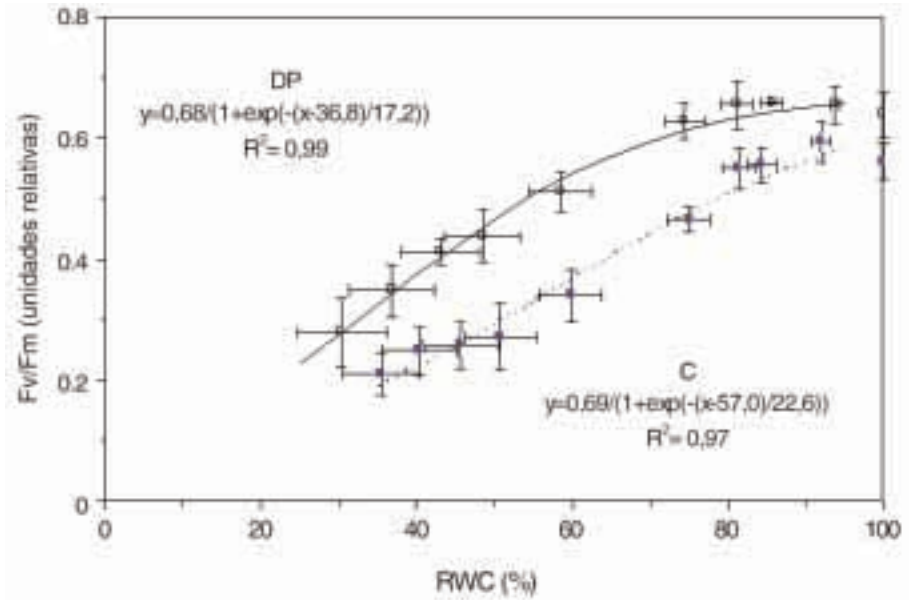


Figura 4. Relación entre el contenido hídrico relativo (RWC) y la máxima eficiencia fotoquímica del fotosistema II (Fv/Fm) determinado mediante fluorescencia de las clorofilas en *P. lentiscus*. Los brinzales endurecidos (cuadros vacíos; DP) fueron sometidos a un endurecimiento de intensidad media. Los brinzales control (cuadros negros; C) fueron irrigados según procedimientos viverísticos estándar. Los pares de datos se ajustaron a una regresión sigmoide, y entre ambas curvas se establecieron diferencias estadísticas con un nivel de significación $P < 0.01$.

Tabla 6. Tasa fotosintética (A) medida en la última fase de vivero en brinzales sometidos a endurecimiento de intensidad media (E) y regados regularmente (C). Los valores representan la media \pm error típico de $N=5$ individuos. Letras diferentes por columnas representan diferencias estadísticas significativas entre tratamientos para una misma especie (ANOVA de un factor). Las mediciones por la mañana se realizaron entre las 7 y las 8 horas solares, y las del mediodía entre las 12 y 13 horas solares.

		A ($\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	
		MAÑANA	MEDIODÍA
<i>P. lentiscus</i>	C	$3,7 \pm 0,7$	$0,5 \pm 0,1$ a
	E	$3,7 \pm 1,3$	$2,4 \pm 0,4$ b
<i>Q. coccifera</i>	C	$5,4 \pm 1,1$	$5,1 \pm 0,8$
	E	$5,3 \pm 2,4$	$4,7 \pm 0,7$
<i>J. oxycedrus</i>	C	$3,8 \pm 0,4$	$5,7 \pm 0,7$
	E	$4,2 \pm 1,1$	$4,1 \pm 0,9$

El ajuste osmótico y la elasticidad de la pared celular son variables frecuentemente modificadas en respuesta al déficit hídrico (Hsiao, 1973; Morgan, 1984; Parker y Pallardy, 1988). Generalmente producen un aumento en la fuerza de succión para el abastecimiento de agua a las hojas y, por lo tanto, permiten una mayor absorción de agua en periodos de déficit hídrico (Bahari et al., 1985; Blake et al., 1991; Albouchi et al., 1997). Sin embargo, varios trabajos no han observado modificaciones de estas variables en respuesta a tratamientos de endurecimiento (Arnott et al., 1993; Stewart et al., 1995; Villar et al., 1999), lo que parece sugerir que este tipo de respuesta dependería de las características de cada especie. Al igual que ocurre con otras variables, es posible que estas diferencias no se manifiesten inmediatamente después de la aplicación del endurecimiento, pero sí que lo hagan cuando los brinzales son transferidos al campo. En este sentido, *P. lentiscus* sometida a endurecimiento suave modificó diversas variables relacionadas con el estado hídrico celular cuando las condiciones de déficit hídrico empezaron a acentuarse a principios del verano (Rubio et al., 2001). Los brinzales endurecidos de esta especie mostraron una mayor elasticidad de la pared y una mayor tolerancia a la deshidratación del protoplasma que los brinzales control. Curiosamente, después del verano, los brinzales control mostraron las mismas adaptaciones que habían sido observadas en los brinzales endurecidos, sugiriendo que el periodo estival fue el inductor de las modificaciones en las plantas control.

Otro aspecto importante del funcionamiento de los brinzales es la economía hídrica. Uno de los componentes de la misma es la pérdida de agua por transpiración residual (es decir, cuando la planta cierra estomas debido al intenso déficit hídrico). Esta pérdida puede verse reducida por la existencia de diversas capas cuticulares, cuya función es impermeabilizar la hoja. Otras adaptaciones, como el aumento de la cantidad de agua que se puede almacenar en tallos u hojas (capacitancia) pueden suponer un aporte extra de agua intracelular en periodos secos (Waring y Running, 1978; Running, 1980; Salleo et al., 1997). Sin embargo, el papel del agua intercelular en el mantenimiento del suministro a las hojas no está claro (Roberts, 1976; Stewart y Loeffers, 1993), y parece ser que estaría más relacionado con un suministro de agua durante periodos cortos de tiempo, por ejemplo mediodía, para amortiguar la fuerte demanda hídrica de ese momento (Salleo et al., 1997). Resultados obtenidos con *P. lentiscus* mostraron que esta especie incrementó el contenido hídrico de las hojas en relación con los brinzales control (Tabla 7), lo que le permitió mantener hasta un 10% mayor el contenido hídrico foliar después de 10 horas en condiciones desecantes (Figura 5). Este mayor contenido hídrico debe atribuirse al aumento de la capacitancia foliar y no a una disminución de la tasa de transpiración residual, ya que esta variable no se mostró afectada (Tabla 7).

Tabla 7. Contenido hídrico foliar a máxima turgencia (WC_{ff}), y transpiración residual (TR) en brinzales sometidos a endurecimiento de intensidad media en vivero (E) y regados regularmente (C). Los valores representan la media \pm error típico de N=5 individuos. Letras diferentes por columnas representan diferencias estadísticas entre tratamientos para una misma especie (ANOVA de un factor).

		WC_{ff} ($mg \cdot cm^{-2}$)	TR ($g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$)
<i>P. lentiscus</i>	C	19,5 \pm 0,7 a	3,12 \pm 0,08
	E	24,9 \pm 1,6 b	3,22 \pm 0,12
<i>Q. coccifera</i>	C	23,8 \pm 1,2	2,67 \pm 0,09
	E	23,9 \pm 1,0	2,75 \pm 0,07
<i>J. oxycedrus</i>	C	33,9 \pm 2,0	1,81 \pm 0,10
	E	31,6 \pm 1,9	1,39 \pm 0,06

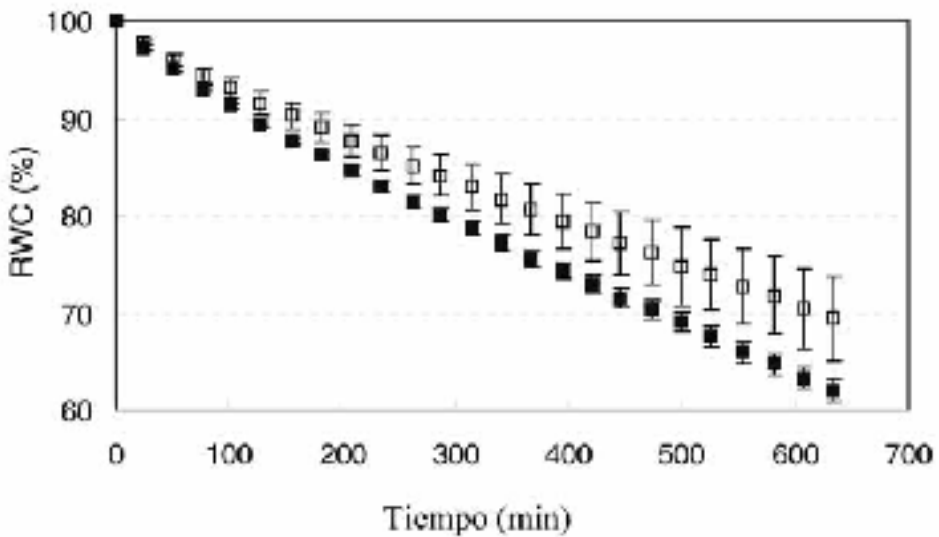


Figura 5. Evolución del contenido hídrico relativo (RWC) en hojas de *P. lentiscus* endurecidas (cuadros blancos) y control (cuadros negros) sometidos a condiciones desecantes (22 °C y déficit de presión de vapor de 0,82 kPa) en vivero. El endurecimiento consistió en la aplicación de 5 ciclos de sequía de intensidad media.

Las respuestas morfo-funcionales descritas permitieron que los brinzales de *Pistacia lentiscus* mantuvieran un potencial hídrico más elevado y un retraso de la muerte durante un ciclo de sequía extrema, aunque estas diferencias en vivero no se tradujeron en cambios en el potencial hídrico o la supervivencia en el campo.

La mayoría de los trabajos en los que se evalúa el efecto del endurecimiento sobre las características morfo-funcionales de los brinzales han sido realizados bajo condiciones controladas. Los estudios realizados en condiciones de campo (Rook, 1972; Van den Driessche, 1990a; Van den Driessche, 1990b; Van den Driessche, 1992; Hipps et al., 1997; O'Reilly et al., 1994; Fonseca, 1999) muestran resultados contrastados del efecto del endurecimiento en el campo, insinuándose que los efectos de esta técnica pueden desvanecerse después de un periodo corto (Rook, 1972; Blake et al., 1991) o, dependiendo de las condiciones post-plantación, no tener efecto alguno (Fonseca, 1999). Esto último es especialmente importante en el sudeste peninsular, ya que la irregularidad de las precipitaciones puede hacer que las condiciones post-plantación sean demasiado desfavorables, o suficientemente favorables, para que las posibles ventajas resultantes de la aplicación del endurecimiento no tengan ningún efecto. Faltaría, por lo tanto, concretar los rangos climáticos en los que la técnica resultaría eficiente.

Los efectos del endurecimiento, como se desprende de los diferentes trabajos comentados, pueden ser muy variables dependiendo de la especie y del tipo de tratamiento al que han sido sometidos los brinzales. Además, los efectos pueden no ser detectados inmediatamente después de la aplicación de los tratamientos, pero sí manifestarse cuando las condiciones estivales empiezan a ser limitantes para el normal funcionamiento de los brinzales. Aunque es obvio que variables como la calidad del sitio o la duración del período de sequía primaveral y estival condicionan en gran medida el éxito de la plantación, los resultados de estos experimentos, así como de otras experiencias realizadas en el marco del proyecto REDMED (2001), sugieren que el endurecimiento puede contribuir a aliviar los efectos negativos asociados a los factores antes mencionados. Los resultados obtenidos en relación con la colonización del hoyo por el sistema radicular, menor desarrollo de la parte aérea, mayor tolerancia a la deshidratación del aparato fotosintético o modificaciones en la elasticidad de la pared celular permiten suponer una mejora en la adaptación de los brinzales a las condiciones deficitarias hídricamente. La evaluación del efecto de diferentes intensidades y duraciones del período de endurecimiento, así como un mayor conocimiento de la interacción entre estos factores y las condiciones ambientales post-plantación podrían ser claves para conseguir un perfeccionamiento de la técnica.

Considerando los resultados analizados, se hace difícil establecer un protocolo genérico para el endurecimiento de brinzales de especies leñosas mediterráneas. El conocimiento de las estrategias de las diferentes especies en relación con el déficit hídrico es fundamental para optimizar la aplicación de un protocolo, así como para evaluar los efectos derivados que se produzcan (Vilagrosa et al., 2003). Sin embargo, de una manera genérica se puede avanzar la siguiente propuesta:

1. Determinar el valor de potencial hídrico en el punto de pérdida de turgencia, así como el potencial osmótico para las diferentes especies que van a ser empleadas. Estos valores, en muchos casos, se pueden obtener a partir de la bibliografía.
2. Reducir el régimen de riego intentando someter los brinzales a potenciales hídricos más negativos que la oscilación diaria (diferencia entre el potencial hídrico al alba y al mediodía) y, en la medida de lo posible, cercanos al punto de pérdida de turgencia. Controlar el estado hídrico de los brinzales mediante una cámara de Scholander. Estas mediciones se pueden combinar con el seguimiento de la pérdida de peso del sistema contenedor+planta, más fácil de realizar. La determinación del contenido hídrico foliar como indicador del nivel de estrés hídrico no se recomienda, ya que en plantas leñosas mediterráneas el rango de oscilación es muy estrecho y la variabilidad entre muestras podría provocar una inadecuada aplicación del tratamiento.
3. Cuando los brinzales hayan alcanzado el umbral deseado de déficit hídrico, volver a rehidratar completamente el sustrato. Repetir este procedimiento varias veces durante el otoño hasta que la partida de brinzales vayan a ser transferidos al campo. El número de repeticiones de estos ciclos no está definido, debiendo ser establecido en función de la especie, los resultados que se obtengan y las condiciones climáticas. A partir de los resultados obtenidos por nuestro grupo de trabajo, parece que numerosos ciclos poco intensos podrían tener un efecto más positivo a largo plazo, mientras que la aplicación de pocos ciclos intensos producirían un efecto sobre la economía hídrica y la tolerancia a la deshidratación a más corto plazo.
4. Finalmente, comprobar que los brinzales sean rehidratados perfectamente antes de ser transferidos al campo.

12.4. TÉCNICAS DE CAMPO

12.4.1. EVALUACIÓN DE PLANTACIONES

El establecimiento y posterior desarrollo de plantas introducidas es uno de los principales limitantes de la restauración en medios semiáridos degradados. La experiencia de muchos años de repoblaciones con especies tan austeras como el pino carrasco muestran que con demasiada frecuencia el número de marras es inaceptable, haciéndose necesaria la consiguiente reposición. Además, las plantaciones establecidas (por razones históricas, mayormente de pino carrasco) a menudo muestran un crecimiento insignificante y un estado fisiológico que las hace proclives al ataque de patógenos y a la muerte durante eventos climáticos particularmente desfavorables (como la sequía de 1994).

Los ejemplos en este sentido son abundantes, aunque existen excepciones. La supervivencia de brinzales de pino carrasco introducidos en el Llano de Alquían (Almería) con una media de precipitaciones de 200 mm (122 mm durante el año de plantación) fue en la mayoría de casos inferior al 50% (Oliet et al., 1997). En esta misma zona, sin embargo, la supervivencia de brinzales de *Ceratonia siliqua* al cabo de un año fue superior a 85% (Oliet y Artero, 1993). Baeza et al. (1991a) han observado resultados contrastados de supervivencia de *Pinus halepensis*, *Tetraclinis articulata*, *Ceratonia siliqua* y *Quercus ilex* en la provincia de Alicante, dependiendo de las características del sitio, y oscilando entre la casi total supervivencia (en pino y araar, mayormente) o la muerte de casi todos los brinzales introducidos. Después de un año de la plantación en espartales de Alicante, plántulas de *Pistacia lentiscus* y *Quercus coccifera* mostraban supervivencias inferiores al 40% (<20% en brinzales introducidos fuera de la protección de las matas de esparto), mientras que plántulas de *Medicago arborea*, llegaban a supervivencias superiores al 90% (Maestre et al., 2001). En campos abandonados de Paracuellos del Jarama (precipitación media 430 mm con 4-5 meses de sequía) se han observado supervivencias de pino carrasco del 56%, 43% y 36% tras el primero, segundo y tercer años de la plantación (Peñuelas et al., 1997). La supervivencia en el tercer año aumentaba hasta el 91% gracias al control de la competencia mediante uso de herbicidas, y disminuía hasta el 21% y aún el 0% con la aplicación de mulch y tubos protectores, respectivamente. Plantaciones de encina en la Sierra de las Estancias (pluviosidad media por debajo de los 400 mm) mostraron una supervivencia al cabo del año de 22% (en bolsa), 2% (contenedor super-leach), 13% (contenedor super-leach con tubo protector) y 51% (idem anterior pero plantación más profunda) (Carreras et al., 1997). Las plantaciones de pino carrasco y piñonero realizadas en el marco del mismo proyecto mostraron un porcentaje de supervivencia del 13-56% y 7-17%, respectivamente. En Almería, Herrera et al. (1993) obtuvieron supervivencias nulas a los pocos años de la plantación en algunas especies (*Acacia caven*, *Robinia pseudoacacia*, *Medicago arborea*, *Prosopis chilensis*), pero no en otras (*Spartium junceum*, *Anthyllis cytisoides*) que mostraron muy baja mortalidad. En el desierto de Mojave (California, precipitación media ligeramente por debajo de 300 mm), la supervivencia media de brinzales de *Prosopis glandulosa* a los 12 meses de la plantación fue cercana al 40%, oscilando entre el 60% y menos del 10%, dependiendo de la preparación del terreno y la protección contra herbivoría (Grantz et al., 1998). En este mismo estudio, *Atriplex canescens* mostró buenos resultados de supervivencia y vigor en la mayoría de plantaciones, pero este no fue el caso de las otras tres especies ensayadas (*Atriplex polycarpa*, *Prosopis glandulosa* var. *torreyana* e *Isomeris arborea*). En el desierto de Chihuahua

(Nuevo Méjico), la supervivencia de brinzales de *Larrea tridentata* protegidos contra la herbivoría, un año después de la plantación, osciló entre 0% y 90%, dependiendo sobre todo de las características de la zona (mejores resultados en praderas de *Bouteloua eriopoda* sin pastoreo, peores en matorrales de *L. tridentata* y praderas pastoreadas; Whitford et al., 2001). Cabe destacar que en este estudio, 15 años después de la plantación en praderas de *Bouteloua eriopoda*, quedaban entre el 50-75% de los individuos introducidos (dependiendo de que éstos fueran regados durante el primer año o no). En Tejas (precipitación media 400 mm), la supervivencia de *Atriplex canescens* y *Leucaena retusa* dos años después de la plantación fue de 100% y 45%, respectivamente, unos valores que aumentaron a virtualmente el 100% cuando se utilizaron microcuencas (Whisenat et al., 1995).

En condiciones menos limitantes (interior de la provincia de Valencia; potencial hídrico al alba mínimo medido el 6 de julio $-5,2$ bar) la mortalidad de pino carrasco osciló entre 0-6% y 6-100% en la umbría y la solana, respectivamente (Royo et al., 1997). Andreu et al. (1998) observaron una elevada mortalidad en *Atriplex nummularia*, pese a ser plantado en años de relativa bonanza climática. Por el contrario, estos autores obtuvieron buenos resultados con la plantación de *Medicago arborea*. En los Montes de Málaga y exposición sudoeste, Navarro et al. (1997) han observado supervivencias al cabo del primer año de la plantación cercanas al 60% en pino carrasco, con una gran variación asociada a la técnica de preparación del terreno. Estos valores se reducían por debajo del 40% en encina (*Quercus ilex*), algarrobo (*Ceratonia siliqua*) y alcornoque (*Quercus suber*). Al año de la plantación, el porcentaje de marras en brinzales protegidos con tubos cinégticos en Andalucía, la mayoría en reforestaciones de tierras agrícolas abandonadas, fue superior al 50% en las provincias de Cádiz, Jaen, Sevilla y Córdoba. Según este estudio, en plantas sometidas a un riego de establecimiento el número de marras superó en la mayoría de las provincias el 50%, valores que fueron sensiblemente menores si el riego se producía a finales de verano (riego de mantenimiento) (Navarro y Martínez, 1997). Considerando que las plantaciones se suelen realizar en condiciones de tempero, estos resultados coincidirían con el incremento lineal del número de marras a partir de 1-2 meses de sequía tras la plantación (Alloza y Vallejo, 1999). Por otro lado, no siempre es posible conseguir estas condiciones edáficas en medio semiárido. La necesidad de un riego inicial ha sido sugerida por Rey Benayas (1998). En medios áridos y semiáridos la variabilidad de las precipitaciones hace que el establecimiento se produzca de manera irregular, a pulsos (Busso, 1997; Holmgren y Scheffer, 2000), por lo que la plantación o siembra debería realizarse esperando años especialmente lluviosos (con los problemas logísticos que representa) o simulando el régimen de precipitaciones con oportunos riegos, con los gas-

tos adicionales que supone (Allen, 1995). Esta autora menciona que en tres años y tras irrigación, el tamaño de individuos de *Prosopis* sp. introducidos era similar al de individuos de zonas no perturbadas, por lo que considera que el riego resulta imprescindible para el establecimiento de la vegetación en estos medios. En zonas desérticas, el riego también mejora sustancialmente los resultados de la plantación (Lovich y Bainbridge, 1999) y el riego de mantenimiento es práctica rutinaria en medios áridos y semiáridos del Magreb (Raggabi, 1996). Heydari et al. (1996) en campos abandonados de Arizona (294 mm de precipitación media) promovieron el establecimiento de *Prosopis juliflora*, *Acacia gregii*, *Simonsia chinensis* y *Cercidium floridum*, previamente sembradas, mediante la aplicación de riego por aspersión durante 10 días.

Para evaluar los resultados de la plantación se puede tomar como referencia la dinámica de poblaciones espontáneas. Las primeras fases del establecimiento suelen suponer una gran mortalidad (ésta es una de las principales razones para utilizar plantas producidas en vivero en la repoblaciones), por lo que la comparación debería hacerse teniendo en cuenta la supervivencia de plantas que hayan superado estas fases. En muchos estudios se ha observado una reducción considerable de la tasa de mortalidad después del primer año posterior a la germinación, pero existen excepciones, a menudo asociadas a períodos climáticos desfavorables. La mortalidad de individuos juveniles de *Ambrosia dumosa*, *Eriogonum fasciculatum* y *Sphaeralcea ambigua*, especies arbustivas del desierto de Colorado (Joshua Tree National Park), entre 1984 y 1989 fue de 20, 17 y 38%, respectivamente, mientras otras especies (como *Opuntia ramosissima* o *Yucca schidigera*) apenas mostraron mortalidad durante este período (Miriti et al., 1998). Por el contrario, la supervivencia de *Quillaja saponaria*, un arbusto perennifolio particularmente resistente a la sequía, en solanas de matorral chileno se vió sustancialmente reducida entre el primer y el séptimo años (mortalidad superior al 50%; Holmgren et al., 2000). El cactus gigante *Neobuxbaumia tetetzo* mostró una reducción muy considerable de la supervivencia durante el segundo año posterior a la germinación en el campo (Valiente y Ezcurra, 1991). *Quercus douglasii* en California mostró una mortalidad superior durante el segundo año posterior a la siembra que durante el primero (Callaway, 1992). También *Quercus emoryi* en la savana del SE de Arizona (clima semiárido con precipitación media de 350-600 mm) mostró una elevada mortalidad en años posteriores al primero, que superaron incluso a las registradas en éste (Weltzin y Mc Pherson, 1999). Herranz et al. (1997) observaron cerca de Hellín (Albacete, 316 mm de precipitación media) un incremento de mortalidad durante el segundo año posterior a la germinación en pino carrasco, coincidiendo con un año particularmente seco (1994). En matorrales gipsófilos, con una precipitación media

de 415 mm, la mayoría de plántulas de *Helianthemum squamatum* que superaron el primer año de vida sobrevivieron hasta el segundo año (Escudero et al., 1999). En el Macizo del Garraf (548 mm de precipitación media), después del segundo año tras la germinación, plántulas de especies como *Rosmarinus officinalis*, *Globularia alypum*, *Dorycnium pentaphyllum* o *Polygala rupestris* mostraron tasas de mortalidad aún elevadas (Lloret, 1998). En bosques de pino carrasco afectados por incendios (Monte Carmelo, 700 mm precipitación media) la mortalidad de brinzales de esta especie durante el segundo año posterior al incendio fue cercana al 60%, en buena parte debido a la competencia intraespecífica y con brinzales de *Cistus salviifolius* (Ne'eman et al., 1991). Sin embargo, la densidad de pinos apenas varió durante el siguiente año (Ne'eman, 1997). En esta zona, la evolución de la densidad de pinos respecto al tiempo se ajusta a una función potencial, lo que supone una disminución de un orden de magnitud en la densidad de pinos entre los 5 y los 10 años de edad (Schiller et al., 1997). Thanos y Marcou (1991) observaron una relativa estabilización de la supervivencia de *Pinus brutia* entre los 2 y los 6 años en la isla de Samos (837 mm de precipitación media). En matorrales de regeneración tras incendio dominados por *Cistus albidus* y *Ulex parviflorus*, la tasa de supervivencia en las fases posteriores al establecimiento de los brinzales (a partir del segundo año) oscilaron entre 61% y 94%, con valores ligeramente menores en parcelas experimentales sometidas a lluvia torrencial (De Luís, 2002).

La Tabla 8 muestra la supervivencia y crecimiento para repoblaciones hechas en solanas de la zona semiárida sobre substratos margosos por CEAM (Vilagrós et al., 1997), y evaluados tras 6 años de la plantación. En general, los valores de supervivencia se situaron en torno al 40%, sin que se evidenciaran grandes diferencias asociadas al termoclima. La mayor heterogeneidad estaba relacionada con el vivero de origen, si bien los pinos carrascos de origen G representarían un caso extremo probablemente relacionado con el substrato inadecuado (cantidad excesiva de arena). El lentisco y el espinillo negro, aunque en termoclimas diferentes, presentaron un único pico de mortalidad desde los 12 a 24 meses, y después mantuvieron el porcentaje de supervivencia. El pino carrasco en cambio mostró diferencias en la evolución de la supervivencia según el termoclima. En clima termomediterráneo las mayores mortalidades se produjeron antes de 24 meses, mientras que en clima mesomediterráneo la mortalidad se produjo a lo largo de todo el período. El araar mostró un comportamiento diferente al resto de especies, ya que presentó una elevada mortalidad en los primeros 6 meses, probablemente por las malas condiciones de producción de brinzales (origen G). Se trataba de planta de dos savias, cultivada en un substrato muy arenoso y en bolsa de plástico.

Tabla 8. Porcentaje de supervivencia, altura del tallo, diámetro basal, superficie de proyección de la copa y volumen de la misma de diferentes especies mediterráneas plantadas seis años atrás sobre margas en ombroclima semiárido y termoclimas termo y mesomediterráneo.

Especie (origen)	Supervivencia (%)	Altura (cm)	Diámetro (cm)	Superficie (dm ²)	Volumen (dm ³)
TERMOMEDITERRÁNEO					
<i>Pistacia lentiscus</i> (T)	42	31,8	0,84	2,8	9,4
<i>Tetraclinis articulata</i> (G)	42	36,7	1,03	4,5	18,1
<i>Pinus halepensis</i> (T)	48	40,2	1,15	16,1	73,5
<i>Pinus halepensis</i> (G)	20	46,3	1,43	19,9	113,8
MESOMEDITERRÁNEO					
<i>Pinus halepensis</i> (T)	34	26,7	0,70	6,0	19,2
<i>Pinus halepensis</i> (F)	40	36,4	0,97	6,4	24,0
<i>Rhamnus lycioides</i> (To)	44	22,7	0,45	2,3	6,6

En relación al crecimiento, los resultados no son alentadores. En las plantaciones experimentales de pino carrasco en el interior de la provincia de Valencia citadas anteriormente (Royo et al., 1997), el crecimiento medio en altura al cabo del año fue de 0,5-1,2 cm. Crecimientos algo mayores para esta especie han sido registrados en Paracuellos del Jarama en campos agrícolas abandonados (12 cm de incremento en altura en los testigos después de tres años, hasta 52 cm en los brinzales libres de competencia). También Roldán et al. (1996b) registraron crecimientos elevados en pino carrasco introducido en la Sierra de Carrascoy (Murcia; precipitación media 300 mm) llegando a cerca de 20 cm de incremento en altura durante el primer año en el campo. Baeza et al. (1991b) observaron tasas de crecimiento relativo positivas tras tres años en el campo en brinzales de *Pinus halepensis*, *Tetraclinis articulata*, *Ceratonia siliqua* y *Quercus ilex*, especialmente en la primera especie. Maestre et al. (2001) observaron incrementos (*Medicago arborea* y *Quercus coccifera*) y disminuciones (*Pistacia lentiscus*) de la biomasa total de plántulas después de un año de ser introducidas en espartales de Alicante (precipitación media 358-388 mm). Resulta interesante constatar que la especie que mostró mejores resultados de supervivencia en esta experiencia (*M. arborea*) mostró variaciones mucho más modestas del cociente biomasa subterránea:biomasa aérea del vivero al campo que la que mostró mayor mortalidad (*P. lentiscus*). En Porta Coeli (Valencia, precipitación media anual cercana a 425 mm) Andreu et al.

(1994) apenas observaron crecimiento en altura de *Medicago arborea* durante los primeros años tras las plantación (1989-1990) y durante el cuarto año de ésta (1992), pero sí entre 1990 y 1991, llegando a duplicarse la altura original de las plantas. No obstante, el incremento en diámetro fue muy modesto (2,8 mm en 1989, 3,0 mm en 1992), así como el incremento en recubrimiento (38% y 43% respectivamente), probablemente reflejando el gran tamaño de las plantas introducidas y el elevado recubrimiento inicial. Andreu et al. (1998) observaron un estancamiento del crecimiento de esta plantación de *Medicago arborea* entre 1993 y 1995, que atribuyeron a las malas condiciones climáticas. Este período climático desfavorable también afectó negativamente a *Psoralea bituminosa*. Pese a que entre 1990 y 1992 esta especie había incrementado su altura muy significativamente, ésta disminuyó a partir de 1993. Whitford et al. (2001) han observado incrementos muy notables del volumen de *Larrea tridentata* plantado en el desierto de Chihuahua, llegando a crear, tras 15 años, un recubrimiento completo en aquellos parches en los que esta especie había sobrevivido.

En las plantaciones experimentales realizadas en 1993 por CEAM, las tasas de crecimiento fueron muy bajas, e incluso negativas (araar en altura, lentisco en superficie y volumen, Tabla 9). De todas las especies, sólo el pino carrasco mostró cierto crecimiento durante el período de estudio. Cabe destacar la baja tasa de crecimiento del pino carrasco de origen F, una partida de brinzales que, a tenor de los resultados, estaban excesivamente crecidos. Las especies que mostraron crecimiento negativo, apenas mostraron fases de crecimiento positivo a lo largo de los cinco años en el campo. Por el contrario, el pino carrasco mostró variaciones acusadas de la tasa de crecimiento, probablemente como reflejo de la sensibilidad a las condiciones climáticas (incluyendo el *shock* de transplante). Sin embargo estas variaciones no fueron consistentes en las diferentes partidas y termoclimas. Los menores valores de crecimiento en altura, diámetro basal, superficie y volumen correspondieron a espino negro. Plantaciones realizadas en años relativamente lluviosos muestran resultados muy diferentes. Así, en una plantación experimental en Albaterra (Alicante) en 2002, el crecimiento de *P. lentiscus* y *Q. coccifera* fue muy notable, llegando algunos individuos de la primera especie a alturas superiores a los 100 cm en un año (A. Vilagrosa, datos no publicados).

Tabla 9. Tasa de crecimiento relativo (años⁻¹) en altura y diámetro basal para el período comprendido entre otoño 1993 y otoño 1998 de diversas especies introducidas en clima semiárido en Alicante.

Especie	RGR Altura	RGR Diámetro	RGR Superficie	RGR Volumen
TERMOMEDITERRÁNEO				
<i>Pistacia lentiscus</i> (T)	0,01	0,05	-0,02	-0,01
<i>Tetraclinis articulata</i> (G)	0,01	0,12	0,29	0,30
<i>Pinus halepensis</i> (T)	0,24	0,30	0,76	1,01
<i>Pinus halepensis</i> (G)	0,26	0,26	0,70	0,97
MESOMEDITERRÁNEO				
<i>Pinus halepensis</i> (T)	0,17	0,18	0,62	0,79
<i>Pinus halepensis</i> (F)	0,07	0,19	0,54	0,62
<i>Rhamnus lycioides</i> (To)	-0,06	0,05	0,04	-0,02

Pese a la variabilidad antes aludida, en líneas generales los resultados de las repoblaciones realizadas en el marco de proyectos de restauración son asimilables a los observados en procesos de regeneración espontánea. Desde un punto de vista de gestión, sin embargo, sería obviamente deseable reducir el número de marras, por los costes adicionales que representan, y por la desmotivación que genera. Existen ejemplos de recuperación con éxito de la cubierta vegetal a través de la restauración en medios semiáridos (Aronson et al., 1993b; Oliet y Artero, 1993; Roldán et al., 1996b; *Medicago arborea* en el estudio de Maestre et al., 2001 *inter alia*). Éstos, y los ejemplos históricos citados al principio de este apartado (Sierra Espuña y dunas de Guardamar), muestran que en determinadas circunstancias se pueden conseguir resultados satisfactorios. Sería muy útil desde el punto de vista de la gestión identificar estas condiciones, predecirlas a partir de indicadores y, complementariamente, desarrollar técnicas que permitan el establecimiento en las condiciones menos favorables. Por otra parte, estudios a más largo plazo ayudarían a saber si una población introducida bajo condiciones limitantes puede responder posteriormente a años favorables, o bien si un prolongado período de sequía previo ha comprometido su capacidad de respuesta. Esta información sería de gran interés para la gestión de repoblaciones hechas en el pasado. La variabilidad de los resultados de supervivencia y crecimiento dificultan una evaluación objetiva del producto de la restauración. Aunque conviene aquí diferenciar dos niveles: la evaluación de la calidad de la intervención (que puede hacerse, por ejem-

plo, a través de parcelas de control), y la -esta sí más compleja- evaluación del grado de consecución de los objetivos de la restauración (Capítulo 14).

Finalmente, las modestas tasas de crecimiento observadas no deberían extrañar. Al margen de lo limitante de las condiciones de plantación y la adversidad climática, las plantas mediterráneas pueden experimentar un período de crecimiento en el que el desarrollo de la parte aérea sea insignificante, y por el contrario, el del sistema radicular mucho más notable. Un caso bien conocido es el de las quercíneas, si bien podría ser exagerado por la particular estrategia de este grupo. Fonseca (1999) observó que a los pocos meses de la plantación en medio semiárido particularmente hostil y después de un período poco lluvioso, las raíces de *P. lentiscus*, *Q. coccifera* y *J. oxycedrus* habían comenzado a colonizar el hoyo de plantación (Tabla 10). Por otra parte, este rápido desarrollo de la raíces -superando el *shock* de trasplante- podría ser crucial para el establecimiento de los brinzales (Burdett, 1990). En este sentido, Lloret et al. (1999) obtuvieron una correlación positiva entre la supervivencia de plántulas germinadas espontáneamente y la proporción de biomasa subterránea para un rango de plantas que incluía *Erica multiflora*, *Globularia alypum*, *Rosmarinus officinalis*, *Fumana ericoides*, *Fumana thymifolia*, *Helyanthemum syriacum*, *Thymus vulgaris* y *Lavandula latifolia*. Nuestra experiencia indica que el crecimiento subterráneo en el semiárido es análogo, si no superior al de zonas con clima seco-subhúmedo. La importancia del sistema radicular es bien conocida y uno de los argumentos más sólidos para evaluar la bondad de las prácticas de vivero. Sin embargo, la teoría en la que se basan estas prácticas, así como las de campo (preparación del terreno, aplicación de enmiendas, etc.) se desarrolla a partir de observaciones de carácter general y algunos estudios específicos. Sería aconsejable disponer de más información sobre la estrategia radicular de las especies características de medios semiáridos y sobre la manera de potenciarlas a partir de prácticas de vivero y de campo. La dificultad metodológica del estudio de sistemas radiculares es en parte responsable de esta falta de información.

Tabla 10. Tasa relativa de crecimiento de hojas y raíces nuevas (raíces que colonizaban el hoyo de plantación en mes⁻¹) de brinzales de tres especies mediterráneas, tres meses después de ser introducidos en una solana degradada de la Sierra de Crevillent (Alicante).

	HOJAS	RAÍCES NUEVAS
<i>P. lentiscus</i>	-0,23±0,05	2,00±0,01
<i>J. oxycedrus</i>	-0,08±0,07	2,40±0,05
<i>Q. coccifera</i>	-0,10±0,12	1,80±0,01

12.4.2. LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL EN LA DISTRIBUCIÓN DE LOS RECURSOS EDÁFICOS Y LA VEGETACIÓN Y SU UTILIZACIÓN PARA LA RESTAURACIÓN DE ZONAS SEMIÁRIDAS DEGRADADAS

En zonas de clima semiárido, la cobertura vegetal está limitada por la disponibilidad de agua, por lo que el paisaje está dominado por formaciones vegetales abiertas donde la distribución espacial de la vegetación y de los recursos edáficos es marcadamente heterogénea (Cross y Schlesinger 1999). Bajo estas condiciones, el patrón espacial de las propiedades edáficas puede afectar al establecimiento y a la productividad de la vegetación a diversas escalas (Ludwig y Tongway, 1996; Pan et al., 1998; Rubio y Escudero, 2000). A su vez, la vegetación mejora las condiciones edáficas y microclimáticas en sus inmediaciones respecto a los espacios desnudos contiguos, dando lugar a la formación de "islas de recursos" (Reynolds et al., 1999). Estos lugares se caracterizan por presentar una importante actividad biológica, siendo la facilitación -fenómeno mediante el cual una especie mejora la supervivencia, crecimiento o estado general de otra (Callaway, 1995)- la interacción predominante entre las plantas (Callaway, 1997). Así pues, no es de extrañar que la distribución espacial de la vegetación y las propiedades edáficas pueda jugar un importante papel en la restauración de zonas semiáridas degradadas (Whisenant, 1999; Harrington, 1999).

Tal como se ha puesto de manifiesto en apartados anteriores, la introducción de especies arbustivas en ecosistemas semiáridos degradados presenta diversas limitaciones, relacionadas en buena medida con la escasez de recursos edáficos -principalmente agua- y la heterogeneidad en su distribución (Whisenant, 1999). Por consiguiente, nuevas investigaciones son necesarias para asegurar una restauración efectiva de estas áreas (Vallejo, et al. 2000a). Buena parte del trabajo actual se está centrando en la disminución del estrés hídrico mediante la utilización de técnicas más eficientes para recoger y almacenar el agua de lluvia (Whisenant et al., 1995; Wilson y Witkowski, 1998; Yohannes, 1999; Capítulo 6), así como en la mejora de las condiciones edáficas mediante la adición de residuos orgánicos y el empleo de micorrizas (Roldán et al., 1996a; 1996b; Capítulos 8, 10 y 11). A pesar de la importancia que la heterogeneidad espacial de las propiedades edáficas y la vegetación juega en el funcionamiento de los ecosistemas semiáridos (Schlesinger et al., 1990; 1996), apenas se ha evaluado su papel en la mejora de las actividades de restauración en estas áreas (Maestre et al. 2001; Zamora et al., 2001; Gómez et al., 2001; Maestre et al., 2002; Castro et al., 2002). A una escala regional, la variabilidad en el tipo de suelo y el clima, especialmente en la duración de la sequía estival, son factores que van a influir en la heterogeneidad espacial de la supervivencia de plantaciones efectuadas en estos ambientes (Vilagrosa et al., 1997; Alloza y Vallejo, 1999). No obstante, existe una notable falta

de información sobre el efecto de la heterogeneidad espacial a pequeña escala en el desarrollo de los brinzales introducidos durante las actividades de restauración.

La restauración de los ecosistemas semiáridos degradados puede ser iniciada utilizando técnicas que concentren aquellos recursos limitantes para las plantas y mejoren las adversas condiciones ambientales que los caracterizan (Whisenant, 1999). En este sentido, la identificación de los factores que controlan la heterogeneidad en la supervivencia de los brinzales introducidos, y el desarrollo de estrategias de restauración que integren la variación natural en las propiedades edáficas en los programas de restauración, constituyen una prioridad dentro de la gestión de los ecosistemas semiáridos degradados (Vallejo et al., 2000b; Cortina y Vallejo, 1999). La concentración de recursos edáficos y la mejora del microclima asociada a las manchas de vegetación y a condiciones edáficas locales debería tenerse en cuenta a la hora de desarrollar una restauración específica, donde plantaciones regularmente espaciadas son reemplazadas por otras irregularmente distribuidas que imitan la distribución de la vegetación natural. Estas manchas de vegetación pueden a su vez iniciar la formación de "islas de recursos", mejorar el banco de semillas del suelo y facilitar el reclutamiento de nuevas plantas (Whisenant, 1999), acelerando así la dinámica sucesional (West, 1989).

En el marco del proyecto de investigación financiado por CEAM y el proyecto europeo REDMED (2001), hemos comenzado a explorar el potencial de la heterogeneidad en la distribución de los recursos edáficos y la vegetación para mejorar la introducción de especies arbustivas de interés en la restauración de zonas semiáridas degradadas. Así, experiencias realizadas en la parcela experimental de Crevillent, situada al sur de la provincia de Alicante y caracterizada por una cobertura vegetal inferior al 30 %, muestran como la distribución espacial de la supervivencia de brinzales de lentisco (*Pistacia lentiscus*) no sigue una distribución aleatoria durante los tres primeros años (Tabla 11), encontrándose una tendencia hacia una intensificación en el grado de agregación de las zonas de elevada supervivencia con el paso del tiempo (Figura 6). La heterogeneidad en la supervivencia fue explicada por una serie de propiedades edáficas y del hoyo de plantación que incluían la cobertura de suelo desnudo, el contenido en arena, la profundidad de hoyo, la compactación superficial y la cobertura de fragmentos rocosos superficiales (Maestre et al., 2003b). Estos resultados indican que la mortalidad de los brinzales a pequeña escala está controlada por la distribución espacial de las propiedades edáficas y del hoyo de plantación. Por su parte, diversas experiencias llevadas a cabo en espartales semiáridos degradados indican que el microambiente asociado a las matas de esparto (*Stipa tenacissima*) mejora el estado fisiológico (Figura 7) y la supervivencia (Figura 8) de brinzales de especies arbustivas autóctonas, sugiriendo la existencia de un efecto facilitador del esparto sobre los arbustos introducidos.

Tabla 11. Resumen del análisis SADIE ("Spatial Analysis by Distance Indices"; Perry, 1998) realizado para evaluar el patrón espacial de la supervivencia de brinzales de lentisco durante los tres años posteriores a la plantación (llevada a cabo en diciembre de 1997) en la parcela experimental de Crevillent. I_G = índice de agregación, que indica si el patrón espacial de la supervivencia es aleatorio ($I_G = 1$), agregado ($I_G > 1$) o regular ($I_G < 1$). El nivel de significación obtenido mediante un test de permutaciones, se muestra entre paréntesis. Véase Maestre et al. (2003b) para conocer detalles sobre el diseño experimental y el análisis de los datos.

Fecha	I_G
Abril 1998	1,35 (0,1272)
Julio 1998	1,41 (0,1021)
Septiembre 1998	1,84 (0,0164)
Noviembre 1998	2,19 (0,0031)
Abril 1999	2,15 (0,0051)
Noviembre 1999	2,32 (0,0005)
Abril 2000	2,38 (0,0015)
Septiembre 2000	2,70 (0,0005)
Diciembre 2000	2,69 (0,0005)

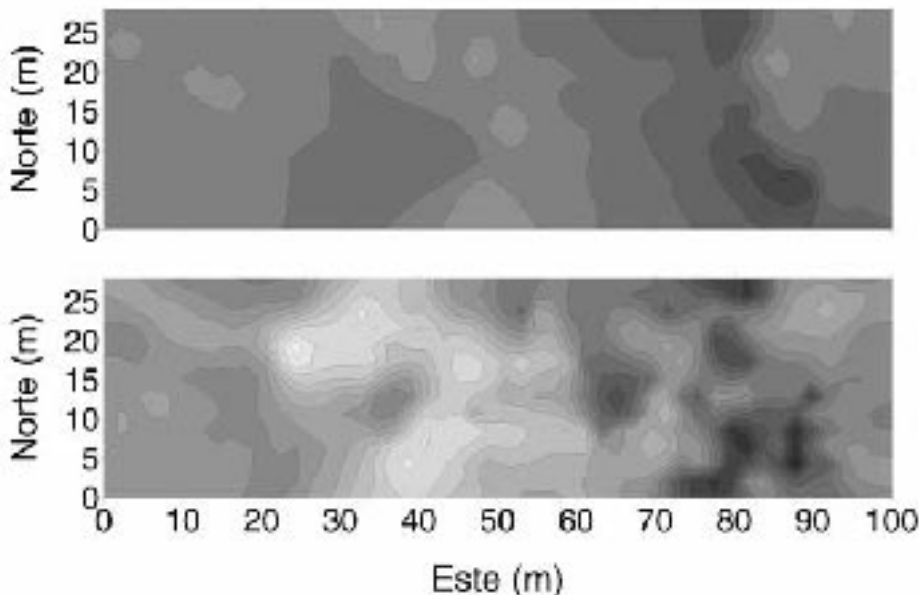


Figura 6. Mapas del índice de agregación SADIE (Perry et al., 1999), que indica la distribución espacial de las manchas (zonas de elevada supervivencia, en negro) y los claros (zonas de baja supervivencia, en blanco) cuatro meses (abril 1998, gráfico superior) y tres años (diciembre 2000, gráfico inferior) después de la plantación en la parcela experimental de Crevillent. Los valores de la escala no tienen unidades. Véase Maestre et al. (2003b) para conocer detalles sobre la metodología y el análisis de los datos.

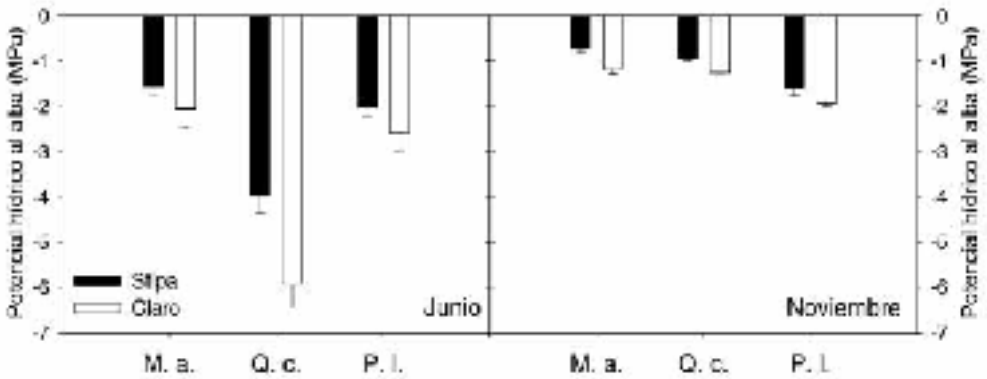


Figura 7. Potencial hídrico al alba evaluado en la parcela experimental de Ballestera (Alicante) en función de la localización de los brinzales: bajo macollas de *Stipa tenacissima* (Stipa) y en terrenos abiertos (Claro). Los datos representan la media y el error típico obtenidos a partir de cinco individuos por especie y micrositio. Las diferencias entre microambientes fueron significativas ($P < 0,05$, ANOVA de dos factores, microambiente y especie). M. a. = *Medicago arborea*, Q. c. = *Quercus coccifera* y P. I. = *Pistacia lentiscus* (Maestre et al., 2001).

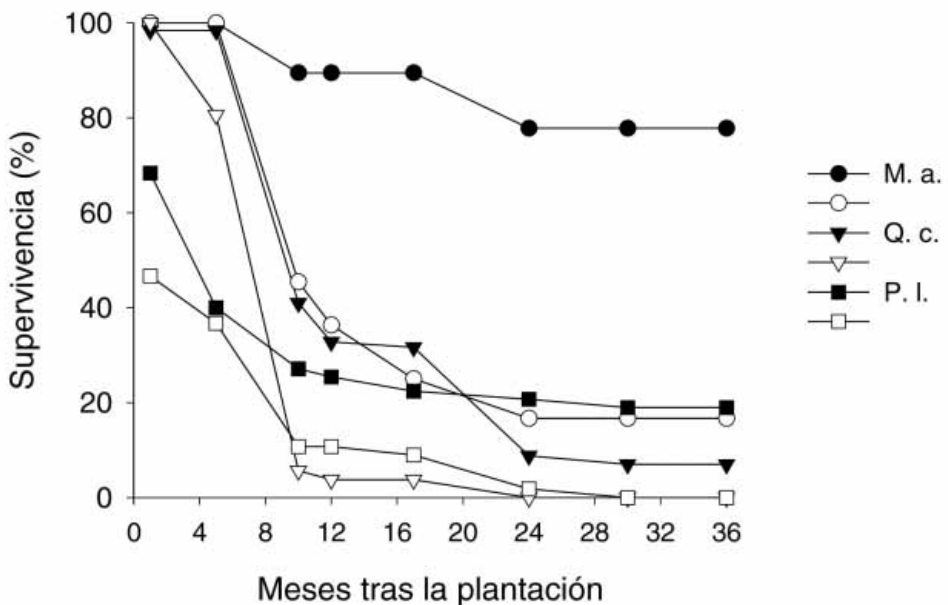


Figura 8. Evolución de la supervivencia de tres especies arbustivas introducidas junto a las macollas de esparto (símbolos negros) y en zonas desnudas (símbolos blancos) en la parcela experimental de Campello (Alicante). El número inicial de brinzales introducidos en cada combinación de especie y micrositio fue de 60. M. a. = *Medicago arborea*, Q. c. = *Quercus coccifera* y P. I. = *Pistacia lentiscus*. Fuente: Maestre (2002).

Experiencias similares llevadas a cabo en masas de escaso desarrollo de pinar (*Pinus halepensis*) de repoblación sugieren que el pino carrasco no facilita la instalación de las especies arbustivas en ambiente semiárido, ya que la supervivencia de los brinzales bajo pino fue significativamente menor que en zonas con escasa vegetación situada entre pinos (Figura 9). Sin embargo, en otras experiencias realizadas en la provincia de Alicante, la introducción de brinzales de especies arbustivas bajo cubierta de pino carrasco ha mostrado efectos no significativos (*Quercus coccifera*; Vilagrosa et al., 2001) o incluso positivos (*Pistacia lentiscus*; Maestre, 2002), lo que sirve para ilustrar la importancia que las interacciones entre factores bióticos y abióticos tiene para el establecimiento de brinzales, y su carácter dinámico.

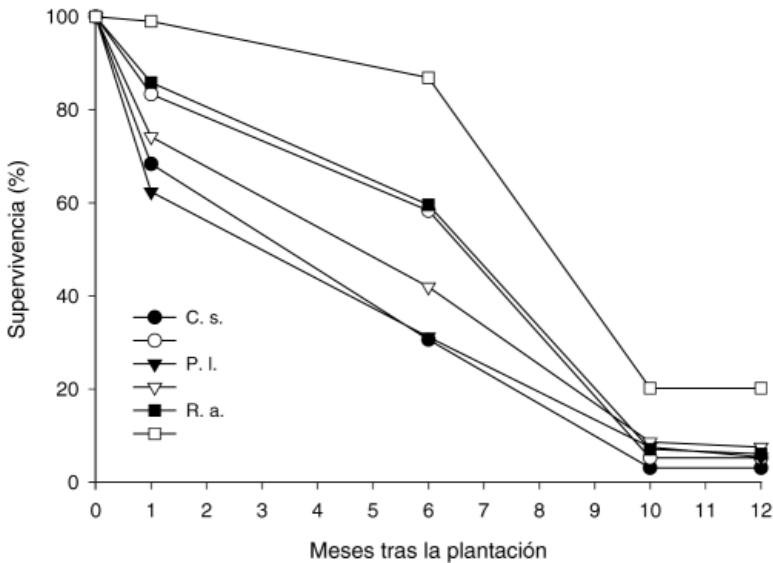


Figura 9. Evolución de la supervivencia de tres especies arbustivas introducidas bajo la cubierta de pino (símbolos negros) y en zonas desnudas (símbolos blancos) en la parcela experimental de Orgegia (Alicante). El número inicial de brinzales introducidos en cada combinación de especie y micrositio fue de 100. C. s. = *Ceratonia siliqua*, P. l. = *Pistacia lentiscus* y R. a. = *Rhamnus alaternus* (Maestre et al., 2003a).

El reducido éxito de los programas de restauración en ecosistemas semiáridos degradados (Odera, 1996), caracterizados por su notable heterogeneidad espacial, resalta la necesidad de la aplicación de los avances en el conocimiento sobre su estructura y funcionamiento en la resolución de los problemas de gestión ambiental y restauración (Hobbs y Harris, 2001). Tanto la utilización de la heterogeneidad en las propiedades edáficas, como la facilitación por parte de la vegetación existente, permiten aprovechar el propio funcionamiento de los ecosistemas para mejo-

rar los resultados de las actividades de restauración. Los estudios realizados hasta el momento sugieren que su inclusión dentro de los programas de restauración puede tener un gran potencial para incrementar la implantación de especies arbustivas en zonas semiáridas, aunque se debe conocer bien el papel de cada especie en el ecosistema y de las interacciones entre diferentes especies como paso previo necesario para realizar una restauración ecológica con fundamentos científicos.

La información sobre los factores que permiten la existencia de interacciones positivas (es decir, contribuyen a que exista un balance neto entre interacciones positivas y negativas favorable al establecimiento de la planta; Cortina y Vallejo, 2004) y, en general, el estudio de las relaciones entre la heterogeneidad espacial de factores ecológicos y el éxito de la reintroducción de especies vegetales, presenta un gran interés, ya que no sólo resulta de utilidad para diseñar proyectos de restauración que tengan en cuenta esta heterogeneidad, sino que también permitirán desarrollar una tecnología que permita potenciar estos factores, evitando los negativos (competencia, producción de aleloquímicos, degradación de las propiedades del suelo, etc.). Tal es el caso de tubos protectores, pantallas, redes, etc. (imitación del sombreado y de la defensa antiherbivoría que suponen las espinas o el propio ramaje de las plantas *nodriza*), fertilizantes y enmiendas orgánicas (mejora de las propiedades del suelo), algunos tipos de preparación del terreno (control de los flujos hídricos en la ladera para beneficio de las plantas introducidas, a semejanza de la organización espontánea de estos factores que caracteriza las comunidades con una cubierta distribuida heterogéneamente), o la propia instalación del castillete de plantación. En los apartados siguientes se discuten los resultados de algunas de estas ecotecnologías.

12.4.3. PREPARACIÓN DEL TERRENO

La forma clásica de favorecer el establecimiento de una determinada cubierta vegetal ha sido mediante la preparación previa del terreno. En el siglo IV aC., Teofrasto sugiere utilizar una preparación del terreno profunda incluso para especies de enraizamiento superficial, y con la mayor antelación posible a la plantación. Por ello, no es de extrañar que se haya prestado especial atención al desarrollo y evaluación de técnicas para la preparación del terreno. Gómez y Ocaña (1997) hacen una revisión de los efectos de estas prácticas y recomiendan algunas. Navarro et al. (1997) obtuvieron valores de supervivencia para cinco especies mediterráneas entre 25% (ahoyado con pico mecánico) y 67% (retroexcavadora), destacando la importancia de la alteración de horizontes profundos de suelo y la concentración de aguas de escorrentía. Estos autores obtuvieron resultados muy bajos de supervivencia cuando la preparación del terreno incluía el aterrazamiento con subsolado. Por el contrario, Roldán et al. (1996) obtuvieron resulta-

dos positivos del aterrazamiento sobre la supervivencia y crecimiento de pino carrasco. Con frecuencia una preparación del terreno excesivamente mecanizada tiene efectos deletéreos sobre el estado de la vegetación espontánea, e incluso puede favorecer procesos de degradación que afecten a toda la ladera. Por ello, se están desarrollando cada vez más las intervenciones a pequeña escala, que permiten integrar y no destruir el funcionamiento de la ladera en las tareas de restauración (De Simón, 1990). Grantz et al. (1998) observaron mejores resultados con el uso de ahoyadoras de barrena que con el ahoyado manual, incluso cuando la anchura de los hoyos era superior en el segundo caso. La construcción de microcuencas, con una superficie de apenas 0,8 m² permite recolectar cantidades de escorrentía muy elevadas en algunas zonas, y mejorar los resultados de las plantación (Capítulo 6). Whisenat et al (1995), en zonas semiáridas de Tejas con una precipitación media de 400 mm y una elevada concentración de lluvias, observaron como la construcción de microcuencas de 10 cm de profundidad y 1,5 m² de superficie mejoró sustancialmente la supervivencia y crecimiento de *Atriplex canescens* y *Leucaena retusa*, provocando también un aumento de la biomasa de especies herbáceas.

12.4.4. UTILIZACIÓN DE TUBOS PROTECTORES

La utilización de tubos protectores se ha extendido considerablemente en los últimos años, no sólo como protección contra la herbivoría sino también para atenuar la adversidad del clima. En términos generales, dentro de dichos tubos se puede producir un aumento, tanto de la temperatura, como de la humedad del aire y de la concentración de CO₂, que junto al efecto barrera frente al viento, es especialmente beneficioso para el crecimiento de los brinzales en ambientes templados y fríos.

En ambientes cálidos y secos, su utilidad es más discutida, aunque diversos trabajos han mostrado incrementos tanto en el crecimiento como en la supervivencia de los brinzales introducidos (Carreras et al., 1997), si bien la presencia de tubos protectores no garantiza el éxito de las repoblaciones (Navarro et al., 1997; Peñuelas et al., 1997; Grantz et al., 1998; Oliet et al., 2000). Las causas del efecto beneficioso de los tubos no están tan claras como en ambientes más fríos, ya que en medios cálidos y secos el tubo protector puede suponer un incremento añadido a la ya de por sí elevada temperatura. Estos cambios deberían suponer en su conjunto un incremento del déficit en la presión de vapor y, por tanto, del estrés para la planta, lo cual no favorecería los incrementos en la supervivencia y el desarrollo detectados en algunos trabajos. Uno de los efectos positivos apuntados en la bibliografía sería la disminución en la radiación incidente que reciben los brinzales dentro de los tubos protectores. Sin embargo

la alta radiación por sí sola no parece tampoco ser el factor más limitante para el desarrollo de la vegetación de zonas secas, estando sus efectos condicionados por la presencia de otros factores limitantes, tales como el déficit hídrico o las altas temperaturas.

Para clarificar la toma de decisiones respecto al uso de tubos protectores, a pesar de los posibles efectos negativos indicados, se han probado distintos tipos de tubos protectores comercializados en el mercado español (Bellot et al., 2002). El estudio se desarrolló en los terrenos de la Universidad de Alicante (temperatura media anual 18°C; precipitación 360 mm). Las características de los tubos protectores fueron las siguientes:

1. Tubo Largo (TL): tubo de plástico color rosáceo, 10 cm diámetro y 60 cm de altura.
2. Tubo largo muy ventilado 1 (TLV+): idem TL pero con 4 perforaciones circulares de 2 cm de diámetro a lo largo del mismo.
3. Tubo largo poco ventilado 2 (TLV-): idem TLV+ pero únicamente con 1 perforación de iguales características.
4. Tubo corto (TC): idem TL, con 30 cm de altura, sin ventilación
5. Tubo de esparto (TE): tubo de malla fina de plástico recubierta de material herbáceo degradable, con una altura de 60 cm, y una sección circular de 10 cm diámetro.

La reducción de la radiación incidente en el interior del protector fue máxima en el tratamiento TL, aunque en el rango comprendido entre 0 y 400 Watt m² la reducción fue ligeramente mayor para el tratamiento TE. Dentro de los tubos protectores, la temperatura se encontraba en general unos 5 °C por encima de la temperatura exterior. En lo que respecta a la HR y la VDP (déficit de vapor de agua), las diferencias fueron menos claras. Sin duda, el principal beneficio aportado por los protectores fue la reducción de la radiación incidente, aspecto de especial importancia en zonas donde el exceso de radiación saturante se produce con frecuencia.

Los tubos no tuvieron un efecto significativo sobre la supervivencia de los brinzales, que en general fue elevada. Tampoco sobre la altura, diámetro basal o cobertura, con la excepción de una disminución significativa de la cobertura en los tubos rígidos. Por el contrario, el tubo corto favoreció la acumulación de biomasa (Tabla 12). Cabe destacar la disminución de la relación biomasa subterránea:aérea causada por el tubo corto, que aunque no fue estadísticamente significativa, parece corroborar lo observado en otros estudios (REDMED, 2001).

Tabla 12. Características morfológicas de las raíces de dentro y fuera del cepellón, y valores de las biomásas aérea y subterránea de brinzales de *Quercus coccifera* plantados dos años antes con dos tipos de tubos protectores y desprotegidos. El experimento se realizó en los campos experimentales de la Universidad de Alicante.

Tratamiento	Control		Tubo corto		Tubo de esparto		Anova	
	Media	Error	Media	Error	Media	Error	F	Prob.
Longitud raíces (cm)	397,35 _{ab}	120,35	865,67 _a	124,21	382,56 _b	133,84	4,735	0,03
Superficie Raíces (cm ²)	125,92 _b	39,017	273,46 _a	36,58	106,36 _b	32,83	6,357	0,013
Diametro med. Raíces (cm)	0,2442 _b	0,08	0,5237 _a	0,067	0,163 _b	0,027	8,917	0,004
Longitud Raíces cepellon (cm)	467,24	17,29	344,15	60,58	320,47	170,24	0,565	0,583
Superficie Raíces cep. (cm ²)	80,09	7,93	47,09	11,93	54,77	26,96	0,96	0,41
Diametro med. Raíces cep. (cm)	0,071	0,023	0,06	0,009	0,0093	0,009	0,561	0,585
Longitud total (cm)	864,58	115,57	1209,82	151,02	703,04	295,58	1,628	0,237
Superf. total (cm ²)	206,01	46,06	320,55	47,54	161,13	57,74	2,628	0,113
Diametro med. total (cm)	0,315 _{ab}	0,1	0,584 _a	0,075	0,246 _b	0,031	5,724	0,018
Biomasa subterránea (g)	8,22 _{ab}	1,65	13,05 _a	1,31	6,44 _b	1,8	4,594	0,033
Biomasa aérea (g)	5,98 _b	1,11	11,06 _a	1,53	5,96 _b	1,29	4,96	0,027
Biomasa total (g)	14,19 _{ab}	2,57	24,11 _a	2,69	12,4 _b	3,02	5,188	0,024
BS / BA	1,44	0,18	1,24	0,15	0,99	0,156	1,879	0,195

Resulta notoria la estrecha relación encontrada entre el estado hídrico instantáneo de los brinzales desenterrados y la longitud total de sus raíces (Figura 10), probablemente relacionada con el volumen de suelo explorado por las mismas. En concreto, los resultados obtenidos muestran que bajo unas condiciones de humedad de suelo muy reducidas y homogéneas a lo largo de toda la parcela de estudio, situada entre el 4 y el 6%, los distintos brinzales muestran un estado hídrico que cubre la totalidad del rango comprendido entre -1,5 y -7,5 MPa, es decir, entre un escaso y un muy elevado estrés hídrico.

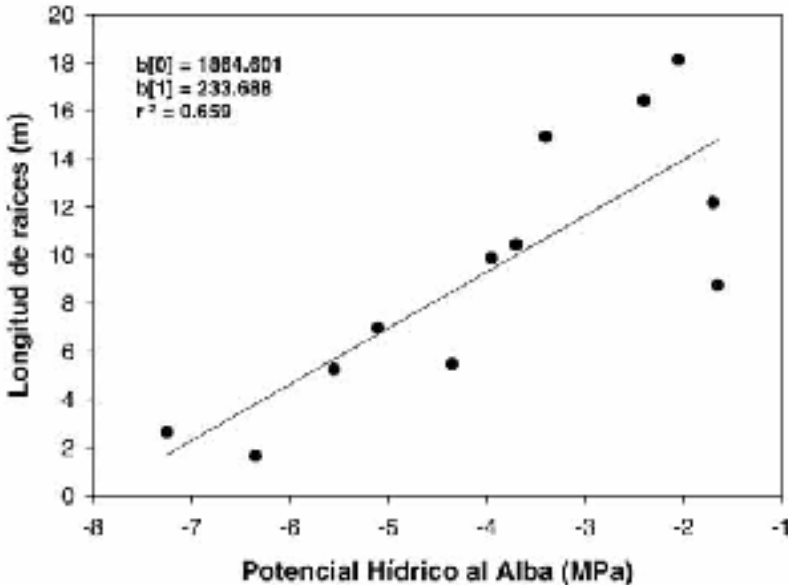


Figura 10. Relación entre la longitud total de las raíces y el valor de potencial hídrico al alba de los brinzales desenterrados al cabo de dos años de la plantación en los Campos Experimentales de la Universidad de Alicante. Los parámetros $b[0]$, $b[1]$ y r^2 corresponden a la constante, la pendiente y el coeficiente de correlación de la función lineal ilustrada, para una longitud de raíces medida en mm.

12.4.5. MEJORA DE LA FERTILIDAD DEL SUELO

La degradación de ecosistemas en medios semiáridos conlleva con frecuencia un empeoramiento de las propiedades del suelo. Entre las más frecuentes se encuentra la pérdida de materia orgánica por decapitación de horizontes superficiales, la destrucción de la estructura del suelo (por ejemplo por laboreo), y la reducción de los insumos orgánicos. En términos generales, es bien conocido que el contenido de materia orgánica está relacionado con la fertilidad del suelo, por lo que se considera esta variable como un buen indicador de fertilidad. Las pérdidas de materia orgánica tendrían un efecto deletéreo sobre la capacidad de un suelo de permitir el establecimiento de plantas y sostener una cubierta vegetal (por ejemplo a partir de la disminución de la capacidad de retención del agua discutida en anteriores apartados). En medios agrícolas, esta cuestión es conocida desde tiempos inmemoriales. Sirva de anécdota al respecto el hecho de que en el Bajo Segura, en el S. XVIII, y ante la insuficiencia de estiércol animal se recurriera a los restos secos de la monda de acequias de aguas negras y vivas, así como las cenizas procedentes de la quema de hierbas y maleza de los escurridores (Bernabé, 1982). Este fenómeno también se produjo en la huerta de Valencia, donde la falta de estiércol era suplida mediante abono humano, incluyendo un 'contrato estercolar' de composición de calles por el que los labradores de la huerta recogían la basura urbana a cambio de grava para empedrar el suelo (Palop, 1999).

En el ámbito de la restauración, la necesidad de aportes orgánicos sólo ha sido incorporada cuando se trata de medios extremadamente degradados e infértiles (taludes de obras lineales, canteras abandonadas). Pero en otros medios, incluso en antiguos cultivos agrícolas forestados, sólo ha sido llevada a cabo de manera experimental. Nuestros resultados muestran que, en medio semiárido, la aplicación de enmiendas orgánicas puede suponer una mejora sustancial de la supervivencia y crecimiento de los brinzales (Tabla 13). Sin embargo, estos resultados no deben ser considerados con validez general. Existen limitaciones a la aplicación de este tipo de enmiendas, como las asociadas al incremento de salinidad y la contaminación por metales pesados, que deben ser consideradas antes de llevar esta práctica al terreno de la gestión. Por ejemplo, se ha observado un efecto negativo de la fertilización con nitrógeno sobre la supervivencia y crecimiento de brinzales de *Larrea tridentata* en el desierto de Chihuahua, probablemente debido a la competencia con vegetación espontánea (Whitford et al., 2001). En los Capítulos 9 y 10 de este volumen se recoge una discusión más extensa sobre el uso de enmiendas orgánicas en restauración.

Tabla 13. Supervivencia y morfología de brinzales de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y espinos negro (*Rhamnus lycioides*) de diferentes procedencias establecidos en parcelas experimentales en substrato margoso y clima mesomediterráneo semiárido por CEAM en 1993 y evaluadas en 1998. Diferentes letras dentro de cada especie y procedencia indican diferencias estadísticamente significativas.

Especie	Tratamiento	Supervivencia (%)	Altura (cm)	Diámetro (cm)	Cobertura (dm ²)	Volumen (dm ³)
<i>Pinus halepensis</i> (T)	Control	34	26,6 a	0,70 a	6,0 a	19,2 a
	Compost	38	44,2 b	1,13 b	11,4 b	53,4 b
<i>Pinus halepensis</i> (F)	Control	40	36,4 a	0,97 a	6,4 a	24,0 a
	Compost	50	50,8 b	1,46 b	12,6 b	67,6 b
<i>Rhamnus lycioides</i> (To)	Control	44	22,7 a	0,45 a	2,3 a	6,6 a
	Compost	46	29,6 b	0,49 a	3,7 b	13,0 b

12.5. CONCLUSIONES

Conforme se incrementa el conocimiento sobre la composición y funcionamiento de los sistemas semiáridos, resulta más manifiesta su complejidad. En estos ambientes tiene particular relevancia la escala del individuo y el contexto espacial en que se producen las interacciones ecológicas, aspectos que los diferencian de medios más méxicos. La restauración ecológica debe tener en cuenta las características estructurales y funcionales de los ecosistemas, lo que implica

un cambio de escala en la magnitud de las intervenciones y una adaptación de los medios técnicos, que gradualmente se está llevando a cabo.

Los procesos que rigen la dinámica de los ecosistemas semiáridos se caracterizan por su lentitud, aspecto que debe ser tenido en cuenta a la hora de abordar la restauración. La historia de uso de la mayor parte de la superficie forestal actual es suficientemente compleja para que conozcamos meramente el desenlace. Resulta utópico intentar reconstruir esta historia, por lo que debemos conformarnos con gestionar a partir de la situación actual y de posibles objetivos definidos en función de las características físicas, bióticas y socio-culturales de la zona. Sin embargo, no sabemos hasta qué punto resulta factible reconstruir la integridad de estos ecosistemas, y existen evidencias de que en medios mediterráneos los vestigios de pasadas perturbaciones pueden persistir durante milenios. Los eventos infrecuentes (especialmente los climáticos) juegan también un papel esencial en la dinámica de los sistemas semiáridos. Existen ejemplos muy ilustrativos en relación con los ciclos climáticos asociados al fenómeno del Niño. La restauración debe contribuir a desvelar estos efectos, y a utilizarlos para sus propios fines. Estas cuestiones revelan un considerable desconocimiento sobre la dinámica de estos ecosistemas a largo plazo, que pone de manifiesto la necesidad de desarrollar una gestión adaptativa fundamentada en una estrecha colaboración entre investigadores y usuarios.

En medios semiáridos existe el riesgo de degradación irreversible, es decir de pérdida de especies y funciones del ecosistema más allá de un umbral que haga de la recuperación una tarea técnica o económicamente imposible. Disponer de indicadores al respecto, basados en el nivel de perturbación aceptable o en el estado actual del ecosistema, sería de gran utilidad para priorizar la restauración de aquellas zonas más proclives a desarrollar procesos degradativos espontáneos, pero aún susceptibles de responder a intervenciones asumibles. A lo largo del texto hemos puesto de manifiesto que los limitantes técnicos a corto plazo han ido desapareciendo gradualmente, y que existen ejemplos de que la restauración de zonas degradadas en medios semiáridos es posible.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se basa en la experiencia recogida por los grupos de investigación del Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante y de la Fundación CEAM durante los últimos 10 años. Agradecemos la contribución de los miembros de estos equipos no firmantes de este texto. Agradecemos la contribución de Felipe Gil y Miquel García Bartual (Serveis Territorials d'Alacant, Conselleria de Territorio y Vivienda), y Luciano Esparcia (VAERSA, Alicante) al desarrollo de los experimentos.

Esta revisión forma parte de los objetivos de los proyectos *Selección de procedencias y producción de planta en vivero para la restauración de la cubierta vegetal y control de la erosión en clima semiárido*, financiado por la Fundación CEAM y Bancaixa, y *Flujos de agua y nitrógeno en costras biológicas de medios semiáridos* (FANCB) financiado por MCYT-FEDER (REN2001-0424-C02-02 / GLO).

REFERENCIAS

- Abod, S.A. y Sandi, S. 1983. Effect of restricted watering and its combination with root pruning on root growth capacity, water status and food reserves of *Pinus caribaea* var. *hondurensis* seedlings. *Plant and Soil* 71: 123-129.
- Albouchi, A., Ghir, R. y El Aouni, M.H. 1997. Endurcissement à la sécheresse et accumulation de glucides solubles et acides aminés libres dans les phylloides d'*Acacia cyanophylla* Lindl. *Annales des Sciences Forestières* 54: 155-168.
- Alcaraz, F. 1984. Flora y vegetación del N.E. de Murcia. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Murcia.
- Alcaraz, F, Díaz, T., Rivas-Martínez, S. y Sánchez-Gómez, P. 1989. Datos sobre la vegetación del Sureste de España: Provincia Biogeográfica Murciano-Almeriense. *Itineraria Geobot.* 2: 5-133.
- Alcaraz, F., Sánchez-Gómez, P. y De la Torre, A. 1991. Biogeografía de la provincia Murciano-Almeriense hasta nivel de subsector. *Rivasgodaya* 6: 77-100.
- Allen, E. 1995. Restoration ecology: limits and possibilities in arid and semiarid lands. Páginas 7-15 en *Proceedings of the Wildland Shrub and Arid Land Restoration Symposium*. USDA Forest Service INT-GTR-315.
- Alloza, J. A. y Vallejo, V. R. 1999. Relación entre las características meteorológicas del año de plantación y los resultados de las repoblaciones. *Ecología* 13: 173-187.
- Allsopp, N. y Stock, W.D. 1993. Mycorrhizas and seedling growth of slow-growing sclerophyllous from nutrient-poor environments. *Acta Oecologica* 14: 577-587.
- Alonso Navarro, S. 1982. *El libro de Sierra Espuña*. Editado por el autor. Murcia.
- Archer, S., Schimel, D.S. y Holland, E.A. 1995. Mechanisms of shrubland expansion: Land use, climate or CO₂? *Climatic Change* 29: 91-99.
- Andreu, V., Rubio, J.L. y Cerni, R. 1994. Use of a shrub (*Medicago arborea*) to control water erosion on steep slopes. *Soil Use and Management* 10: 95-99.
- Andreu, V., Rubio, J.L., Gimeno-García, E. y Llinares, J.V. 1998. Testing three Mediterranean shrub species in runoff reduction and sediment transport. *Soil & Tillage Research* 45: 441-454.
- Arnott, J. T., Grossnickle, S. C., Puttonen, P., Mitchell, A. K. y Folk, R. S. 1993. Influence of nursery culture on growth, cold hardiness, and drought resistance of yellow cypress. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2537-2547.
- Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, C., Ovalle, C y Pontanier, R. 1993a. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid lands: A view from the South. *Restoration Ecology* 1: 8-17.

- Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, C., Ovalle, C y Pontanier, R. 1993b. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid lands: Case studies in Southern Tunisia, Central Chile and Northern Cameroon. *Restoration Ecology* 1: 168-187.
- Baeza, M.J., Pastor, A., Martín, J. & Ibáñez, M. 1991a. Mortalidad post-implantación en repoblaciones de *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Ceratonia siliqua* y *Tetraclinis articulata* en la provincia de Alicante. *Studia Oecologica* VIII: 139-146.
- Baeza, M.J., Pastor, A., Martín, J. & Ibáñez, M. 1991b. Evolución de la respuesta en repoblaciones forestales de *Pinus halepensis*, *Tetraclinis articulata*, *Quercus ilex* y *Ceratonia siliqua* en la provincia de Alicante: crecimiento en altura. *Studia Oecologica*. VIII: 195-202.
- Bahari, Z. A., S. G. Pallardy, y W. C. Parker. 1985. Photosynthesis, water relations, and drought adaptation in six woody species of oak-hickory forest in central Missouri. *Forest Science* 31:557-569.
- Barea, J.M., Requena, N. y Jiménez, I. 1996. A revegetation strategy based on the management of arbuscular mycorrhizae, *Rhizobium* and rhizobacteria for the reclamation of desertified Mediterranean shrubland ecosystems. *Cahiers Options Méditerranéennes* 20: 75-86.
- Bernabé, D. (1982). Tierra y sociedad en el Bajo Segura 1700-1750. Universidad de Alicante y Caja de Ahorros Provincial de Alicante. Alicante. 244 pp.
- Bellot, J., Ortíz de Urbina, J.M., Bonet, A. y Sánchez, J.R. 2002. The effects of treeshelters on the growth of *Quercus coccifera* L. seedlings in a semiarid environment. *Forestry* 75: 89-106.
- Blake, T.J., Bevilacqua, E. y Zwiazek, J.J. 1991. Effects of repeated stress on turgor pressure and cell elasticity changes in black spruce seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 1329-1333.
- Bonet, A., Peña, J., Bellot, J., Cremades, M., y Sánchez, J.R. 2001. Changing vegetation and landscape patterns in semi-arid Spain. En Y. Villacampa, C.A. Brebbia y J.L. Usó, editores. *Ecosystems and Sustainable Development III. Advances in Ecological Studies* 10, WIT Press. Southampton, UK.
- Bradshaw, A.D. y Chadwick, M.J. 1988. Restauració de terres. Manuals de la Diputació de Barcelona 4. Barcelona
- Brissette, J. C., J. P Barnett, y T. D. Landis. 1991. Container seedlings. Páginas 117-141 en M.L. Duryea y P.M. Dougherty, editores. *Forest Regeneration Manual*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- Burdett, A.N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stock. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 415-427.
- Burns, I.G., Walker, R.L. y Moorby, J. 1997. How do nutrients drive growth?. *Plant and Soil* 196: 321-325.
- Busso, C.A. 1997. Towards an increased and sustainable production in semi-arid rangelands of central Argentina: two decades of research. *Journal of Arid Environments* 36: 197-210.

- Callaway, R.M. 1992. Effects of shrubs on recruitment of *Quercus douglasii* and *Quercus lobata* in California. *Ecology* 73: 2118-2128.
- Callaway, R. M. 1995. Positive interactions among plants. *The Botanical Review* 61: 306-349.
- Callaway, R. M. 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* 112: 143-149.
- Canham, C.D., Berkowitz, A.R., Kelly, V.R., Lovett, G.M., Ollinger, S.V. y Schnurr, J. 1996. Biomass allocation and multiple resource limitation in tree seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1521-1530.
- Carreras, C, Sánchez, J., Reche, P., Herrero, D., Navarro, A. y Navío, J.J. 1997. Primeros resultados de una repoblación mediante siembra con protectores en Vélez-Rubio. *Cuadernos de la SECF* 4: 135-139.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A. y Gómez, J. M. 2002. The use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* 10: 297-305.
- Cortina, J. y Vallejo, V. R. 1999. Restoration of Mediterranean Ecosystems. Páginas 479-490 en A. Farina, editor. *Perspectives in Ecology. A glance from the VII International Congress of Ecology*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Cortina, J. y Vallejo, V.R. (2004). Restoration ecology. *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*. UNESCO.
- Cram, M., Mexal, J.G. y Souter, R. 1999. Successful reforestation of South Carolina Sandhills is not influenced by seedling inoculation with *Pisolithus tinctorius* in the nursery. *Southern Journal of Applied Forestry* 23: 46-52.
- Cross, A. F. y Schlesinger, W. H. 1999. Plant regulation of soil nutrient distribution in the northern Chihuahuan Desert. *Plant Ecology* 145: 11-25.
- De Luís, M. 2002. Fuego y lluvias torrenciales: implicaciones hidrológicas y consecuencias en la regeneración vegetal. Tesis Doctoral inédita. U. Alicante.
- De Luís, M., García Cano, M.F., Cortina, J., Sánchez, J.R., González Hidalgo, J.C. y Ravenós, J. 2001. Recent climatic trends favouring wildfires and erosion in the Region of Valencia (Spain) and their effect at an ecosystem level. *Forest Ecology and Management* 147: 25-37.
- De Simón, E. 1990. Restauración de la vegetación en cuencas mediterráneas: repoblaciones en zonas áridas. *Ecología (fuera de serie)* 1: 401-427.
- Duryea, M. L., y McClain, K. M. 1984. Altering seedling physiology to improve reforestation success. Páginas 77-114 en M.L. Duryea y G.N. Brown, editores. *Seedling Physiology and Reforestation Success*. M. Nijhoff Publishers. The Netherlands.
- Elabidine, A.Z., Bernier, P.Y., Stewart, J.D., y Plamondon, A.P. 1994. Water stress preconditioning of black spruce seedlings from lowland and upland sites. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 1511-1518.
- Eldridge, D.J. y Greene, R.S.B.. 1994. Microbiotic soil crusts: a review of their roles in soil and ecological processes in the rangelands of Australia. *Australian Journal of Soil Research* 32: 389-415.

- Edwards, D.R. y Dixon, M.A. 1995. Mechanisms of drought response in *Thuja occidentalis* L. II. Post-conditioning water stress and stress relief. *Tree Physiology* 15: 129-133.
- Escarré, A. (Coord.) 2002. Técnicas para mejorar las repoblaciones en suelos deficitarios en agua y/o nutrientes (Proyecto 1FD97-1117-C03). Informe final. Alicante.
- Escudero, A., Somolinos, R., Olano, J.M. y Rubio, A. 1999. Factors controlling the establishment of *Helianthemum squamatum*, and endemic gypsophile of semi-arid Spain. *Journal of Ecology* 87: 29-302.
- FAO, 1989. Arid zone forestry: A guide for field technicians. Rome.
- Fonseca, D.E. 1999. Manipulaciones de las características morfoestructurales de plantones de especies forestales mediterráneas producidas en vivero. Zaragoza: M.Sc. Thesis. CIHEAM-AMZ. 105 pp.
- Francis, C.F. 1990. Variaciones sucesionales y estacionales de vegetación en campos abandonados de la provincia de Murcia, España. *Ecología* 4: 35-47.
- García Abril, A. 1989. El libro rojo de los bosques españoles. (C. Ortega ed.), ADENA-WWF España, Madrid.
- García-Fayos, P. 2001 (Coordinador). Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal de la Comunidad Valenciana. Banc de Llavors Forestal. Valencia 82 pp.
- García Camarero, J. 1989a. Zonas y ecosistemas en degradación. Desertificación. Hojas divulgadoras del MAPA nº10/89. Madrid.
- García Camarero, J. 1989b. Los sistemas vitales suelo, agua y bosque: su degradación y restauración. Hojas divulgadoras del MAPA. Num 3/89. Madrid.
- Gómez, F.J. 1999. Example of desertification mitigation: integral forest fire prevention in the Comunidad Valenciana (Spain). Páginas 361-364 en P. Balabanis, D. Peter, A. Ghazi y M. Tsogas, editores. Mediterranean Desertification. Research Results and Policy Implications. European Commission EUR 19303. Brussels.
- Gómez, V. y Ocaña, L. 1997. Las marras causadas por defectos de las operaciones de reforestación. Cuadernos de la SECF 4: 35-42.
- Gómez, L., R. Zamora, J. A. Hódar, J. M. Gómez y J. Castro. 2001. Facilitation of tree seedlings by shrubs in Sierra Nevada (SE Spain): Disentangling the mechanisms. Páginas 395-400 en K. Radoglou, editor. Proceedings of the International Conference: Forest Research: A Challenge For an Integrated European Approach. NAGREF, Forest Research Institute, Thessaloniki, Grecia.
- Grantz, D.A., Vaughn, D.L., Farber, R.J., Kim, B., Ashbaugh, L., VanCuren, T., Campbell, R., Bainbridge, D. y Zink, T. 1998. Transplanting native plants to revegetate abandoned farmland in the Western Mojave desert. *Journal of Environmental Quality* 27: 960-967.
- Haase, D.L. y Rose, R. 1992. Moisture stress and root volume influences transplant shock: preliminary results. Páginas 201-206 en Ecology and Management of oak and associated woodlands. USDA. Forest Service. Technical Report RM-218.
- Harrington, C. A. 1999. Forests planted for ecosystem restoration or conservation. *New Forests* 17: 175-190.

- Harvey, H.P. y Van den Driessche, R. 1999. Nitrogen and potassium effects on xylem cavitation and water-use efficiency in poplars. *Tree Physiology* 19: 943-950.
- Heckathorn, S.A., DeLucia, E.H. y Zielinski, R.E. 1997. The contribution of drought-related decreases in foliar nitrogen concentration to decreases in photosynthetic capacity during and after drought in prairie grasses. *Physiologia Plantarum* 101: 173-182.
- Herranz, J.M., Martínez-Sánchez, J.J., Marín, A. y Ferrandis, P. 1997. Postfire regeneration of *Pinus halepensis* Miller in a semi-arid area in Albacete province (southeastern Spain). *Ecoscience* 4: 86-90.
- Herrera, M.A., Salamanca, C.P. y Barea, J.M. 1993. Inoculation of woody legumes with selected arbuscular mycorrhizal fungi and rhizobia to recover desertified Mediterranean ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology* 59:129-133.
- Heydari, H., Roundy, B.A, Watson, C., Smith, S.E., Munda, B. y Pater, M. 1996. Summer establishment of four Sonoran desert shrubs using line source sprinkler irrigation. Páginas 129-134 en J.R. Barrow, E.D. McArthur, R.E. Sosebee y R.J. Tausch, editores. *Proceedings of Shrubland Ecosystem Dynamics in a Changing Environment*. USDA Forest Service INT-GTR-338. Ogden, UT.
- Hipps, N.A., Higgs, K.H. y Collard, L.G. 1997. Effects of root wrenching and irrigation rate on the growth and water relations of *Castanea sativa* and *Quercus robur* seedlings in the nursery and after outplanting. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 180-188.
- Hobbs, R.J. y Harris, J.A. 2001. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millenium. *Restoration Ecology* 9: 239-246.
- Holmgren, M, Segura, A. y Fuentes, E.R. 2000. Limiting mechanisms in the regeneration of the Chilean matorral. *Plant Ecology* 147: 49-57.
- Holmgren, M. y Scheffer, M. 2001. El Niño as a window of opportunity for the restoration of degraded arid ecosystems. *Ecosystems* 4: 151-159.
- Honrubia, M., Torres, P., Díaz, G., Barreno, E., Morte, A., Sánchez, F., Pérez, P. y Sánchez, J.A. 1997. Efecto de las micorrizas en la restauración de zonas afectadas por incendios forestales en la Comunidad Valenciana. Páginas 345-394 en V. R. Vallejo, editor. *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo y Generalitat Valenciana, Valencia.
- Hsiao, T. C. 1973. Plant response to water stress. *Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology* 24: 519-570.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. y Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Johnson, J. D. y Cline, M. L. 1991. Seedling quality of southern pines. Páginas 143-159 en M. L. Duryea y P. M. Dougherty, editores. *Forest Regeneration Manual*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- Kassas, M. 1992. Desertification. Páginas 11-25 en H.E. Dregne, editor. *Degradation and Restoration of Arid Lands*. International Center for Arid and Semiarid Land Studies. Texas Tech University.
- Ksontini, M., Louguet, P., Laffray, D., Rejeb, M.N. 1998. Comparison of the water stress effects on stomatal conductance, photosynthesis and growth of the Mediterranean oak

- seedlings (*Quercus suber* L., *Q. faginea*, *Q. coccifera*) in Tunisia. *Annales des Sciences Forestières* 55: 477-495.
- Lahouati, R. 2000. Expérience des plantations en climat aride. Cas de l'enceinte verte en Algérie. *Estrategias de Restauración Forestal en la Región Mediterránea*. CIHEAM Instituto Agronómico de Zaragoza. Zaragoza. 29 pp.
- Landis, T.D., Tinus, R.W., McDonald, S.E. y Barnett, J.P. 1989. The container tree nursery manual. *Agricultural Handbook*. 674. USDA Forest Service, Washington, DC.
- Lansac, A.R., Martín, A. y Roldán, A. 1995. Mycorrhizal colonization and drought interactions of Mediterranean shrubs under greenhouse conditions. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 9: 167-175.
- Le Bot, J. Adamowicz, S. y Robin, P. 1998. Modelling plant nutrition of horticultural crops: a review. *Scientia Horticulturae* 74: 47-82.
- LeHouérou, H.N. 1992. An overview of vegetation and land degradation in world arid lands. Páginas 127-163 en H.E. Dregne, editor. *Degradation and Restoration of Arid Lands*. International Center for Arid and Semiarid Land Studies. Texas Tech Univ.
- Levitt, J. 1980. Responses of plants to environmental stresses. Academic Press, New York.
- Linder, S. y Rook, D.A. 1984. Effects of mineral nutrition on carbon dioxide exchange and partitioning in trees. Páginas 211-236 en G.D. Bowen y E.K.S. Nambiar, editores. *Nutrition of Plantation Forests*. Academic Press. New York.
- Lloret, F. 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of Northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 9: 417-430.
- Lloret, F., Casanovas, C. y Peñuelas, J. 1999. Seedling survival of Mediterranean shrubland species in relation to root:shoot ratio, seed size, and water and nitrogen use. *Functional Ecology* 13: 210-216.
- López Cadenas de Llano, F. 1984. Ordenación y restauración hidrológico forestal de cuencas áridas. Páginas 143-157 en M. Mendizábal, F. Ciría, E. Correal y F. Rueda, editores. *Seminario sobre zonas áridas*. Vocalía de CC. del Instituto de Estudios Almerienses. Diputación Provincial de Almería. Almería.
- Lovich, J.E. y Bainbridge, D. 1999. Anthropogenic degradation of the Southern California desert ecosystem and prospects for natural recovery and restoration. *Environmental Management* 24: 309-326.
- Ludwig, J. A. and Tongway, D. J. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia. II. Restoring vegetation patches. *Restoration Ecology* 4: 398-406.
- Maestre, F. T. 2002. La restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón espacial de factores bióticos y abióticos. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- Maestre F. T., Bautista, S., Cortina, J. y Bellot, J. 2001. Potential of using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 11: 1641-1655.
- Maestre, F. T., Bautista, S., Cortina, J., Díaz, G., Honrubia, M. y V. R. Vallejo. 2002. Microsite and mycorrhizal inoculum effects on the establishment of *Quercus coccifera* in a semi-arid degraded steppe. *Ecological Engineering* 19: 289-296.

- Maestre, F. T. y Cortina, J. 2002. Spatial patterns of surface soil properties and vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe. *Plant and Soil* 241: 279-291.
- Maestre, F. T. y Cortina, J. 2004. Insights on ecosystem composition and function in a sequence of degraded semiarid steppes. *Restoration Ecology*, en prensa.
- Maestre F. T., J. Cortina, S. Bautista y J. Bellot. 2003a. Does *Pinus halepensis* facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations?. *Forest Ecology and Management* 176: 147-170.
- Maestre F. T., J. Cortina, S. Bautista, J. Bellot y R. Vallejo. 2003b. Small-scale environmental heterogeneity and spatio-temporal dynamics of seedling survival in a degraded semi-arid ecosystem. *Ecosystems* 6: 630-643.
- Mesón, M. y Montoya, M. 1993. *Selvicultura Mediterránea*. Mundiprensa, Madrid.
- Mexal, J.G. y South, D.B. 1991. Bareroot seedling culture. Páginas 89-115 en M.L. Duryea y P.M. Dougherty, editores. *Forest Regeneration Manual*. Kluwer Academic Press. The Netherlands.
- Mira, F. 1995. Repoblación de las dunas de Guardamar del Segura. Memoria y láminas. Editado por Ilmo. Ayuntamiento de Guardamar. 12 pp.
- Miriti, M.N., Howe, H.F. y Wright, J. 1998. Spatial patterns of mortality in a Colorado desert plant community. *Plant Ecol.* 136: 41-51.
- Mohammed, G.H. 1997. The status and future of stock quality testing. *New Forests* 13: 491-514.
- Montoya, J.M. 1993. Material vegetal para la restauración de zonas semidesérticas. Páginas 91-97 en M. Cueto y A. Pallarés, editores. *Regeneración de la Cubierta Vegetal*. Actas V Aula de Ecología. Instituto de Estudios Almerienses. Almería.
- Morgan, J. M. 1984. Osmoregulation in higher plants. *Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology* 35: 299-319.
- Navarro, R. y Martínez, A. 1997. Las marras producidas por ausencia de cuidados culturales. *Cuadernos de la SECF* 4: 43-57.
- Navarro, R. y Martínez, A. 1997. Las marras producidas por ausencia de cuidados culturales. *Cuadernos de la SECF* 4: 43-57.
- Navarro, R., Del Campo, A. y Serrada, R. 1997. Supervivencia de cinco especies forestales en función de los procedimientos de preparación del suelo en el parque natural de los Montes de Málaga. *Cuadernos de la SECF* 4: 113-118.
- Ne'eman, G. 1997. Regeneration of natural pine forest – review of work done after the 1989 fire in Mount Carmel, Israel. *International Journal of Wildland Fire* 7: 295-306.
- Ne'eman, G., Lahav, H. y Izhaki, I. 1991. The resilience of vegetation to fire in an east-mediterranean pine forest on Mount Carmel, Israel: the effects of post-fire management. Páginas 127-140 en L. Trabaud y R. Prodon, editores. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. CEC Ecosystem Res. Rep. 5. Brussels.
- Nykvist, N. 1983. Soil erosion. *The Scientific Magazine of the Swedish Forestry Association*. Nº 1/-83. 48 pp.
- Odera, J. 1996. L'état de dégradation actuel des écosystèmes fragiles dans les zones sèches et le rôle de la foresterie dans la restauration, Note de secrétariat nº 1. Réunion Inter-

- nationale d'experts sur la restauration des écosystèmes forestiers dégradés. Portuguese Ministry of Agriculture, UNP/UNSO, IPF, CCD y RIOD. Lisboa, Portugal.
- Oliet, J.A. y Artero, F. 1993. Estudio del desarrollo y la supervivencia en zonas áridas del repoblado protegido mediante tubos protectores. Ponencias y Comunicaciones del I Congreso Forestal Español. Vol. II. Páginas 415-420. Lourizán.
- Oliet, J.A., Planelles, R., López, M. y Artero, F. 1997. Efecto de la fertilización en vivero sobre la supervivencia en plantación de *Pinus halepensis*. Cuadernos de la SECF 4: 69-79.
- Oliet, J.A., Planelles, R., López, M. y Artero, F. 2000. Efecto de la fertilización en vivero y del uso de protectores en plantación sobre la supervivencia y el crecimiento durante seis años de una repoblación de *Pinus halepensis*. Cuadernos de la SECF 10: 69-77.
- O'Reilly, C., Owens, J.N., Arnot, J.T. y Dunsworth, B.G. 1994. Effects of nursery culture on morphological development of western hemlock seedlings during field establishment. II. Survival, shoot length components, and needle length. Canadian Journal of Forest Research 24: 61-70.
- Orozco, E., Del Pozo, E. y Selva, M. 1995. Restauraciones forestales con matorrales en la sierra del Segura (Albacete). Montes 40: 17-40.
- Palop, J.M. 1999. El abastecimiento de la ciudad. Páginas 354-356 en A. Furió, director. Historia de Valencia. Fascículo 29. La Ciudad de la Seda. Ed. Prensa Levante. València.
- Pan, D., Bouchard, A., Legendre, P., y Domon, G. 1998. Influence of edaphic factors on the spatial structure of inland halophytic communities: A case study in China. Journal of Vegetation Science 9: 797-804.
- Parker, W. C. y Pallardy, S. G. 1988. Leaf and root osmotic adjustment in drought-stressed *Quercus alba*, *Q. macrocarpa* and *Q. stellata* seedlings. Canadian Journal of Forest Research 18:1-5.
- Peñuelas, J.L. y Ocaña, L. 1996. Cultivo de plantas forestales en contenedor. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Mundi-Prensa, Madrid.
- Peñuelas, J.L., Ocaña, L., Domínguez, S. y Renilla, I. 1997. Experiencias sobre control de la competencia herbácea en repoblaciones de terrenos agrícolas abandonados. Resultados de tres años en campo. Cuadernos de la SECF 4: 119-126.
- Perry, J. N. 1998. Measures of spatial pattern for counts. Ecology 79: 1008-1017.
- Perry, J. N., Winder, L., Holland, J. M. y Alston, R. D. 1999. Red-blue plots for detecting clusters in count data. Ecology Letters 2: 106-113.
- Piccolo, R. 1991. Avaluació de sis espècies arbustives per a la seva utilització en la recuperació de zones àrides degradades: estudi del creixement y de les relacions hídriques en condicions experimentals. Tesis doctoral. Universidad de Alicante.
- Piñol, J., Avila, A. y Escarré, A. 1999. Water balance in catchments. Páginas 273-282 en F. Rodà et al., editores. Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forest. Ecological Studies 137. Springer Verlag, Berlin.
- Puigdefábregas, J. y Sánchez, G. 1996. Geomorphological implications of vegetation patchiness in semi-arid slopes. Páginas 1027-1060 en M. Anderson, y S. Brooks, editores. Advances in Hillslope Processes. John Wiley & Sons, London.

- Puigdefábregas, J., Solé, A., Gutiérrez, L., Del Barrio, G. y Boer, M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. *Earth-Science Reviews* 48: 39-70.
- Raggabi, M. 1996. La réforestation comme alternative pour l'économie de l'eau et la restauration des écosystèmes en zones arides et semi-arides. Comm. au Séminaire International sur la Désertification. Lisbonne, Juin 1996.
- REDMED 2001. Restoration of Degraded Ecosystems in Mediterranean Regions (Proyecto ENV4-CT97-0682). Final Report.
- Rehman Khan, S., Rose, R., Haase, D.L. y Sabin, T.R. 1996. Soil water stress: its effect on phenology, physiology, and morphology of containerized Douglas-fir seedlings. *New Forests* 12: 19-39.
- Rey Benayas, J.M. 1998. Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land. *Annales des Sciences Forestières* 55: 801-807.
- Reynolds, J. F. 2001. Desertification. Páginas 61-78 en S. Levin, editor. *Encyclopedia of Biodiversity*, Volume 2. Academic Press, New York, USA.
- Reynolds J. F., Virginia, R. A., Kemp, P. R., de Soyza, A. G. y Tremmel D. C. 1999. Impact of drought on desert shrubs: effects of seasonality and degree of resource island development. *Ecological Monographs* 69: 69-106.
- Roberts, J. 1976. An examination of the quantity of water stored in mature *Pinus sylvestris* L. trees. *Journal of Experimental Botany* 27: 473-479.
- Rojó, L. 2000. Managing desertification in a national context. Páginas 240-248 en G. Enne, Ch. Zanolla y D. Peter, editores. *Desertification in Europe: mitigation strategies, land use planning*. EC DG Research. Env. Programme EUR 19390.
- Roldán, A., García, C. y Albaladejo, J. 1997. AM fungal abundance and activity in a chronosequence of abandoned fields in a semiarid Mediterranean site. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 11: 211-220.
- Roldán, A., Querejeta, I., Albaladejo, J. y Castillo, V. 1996a. Growth response of *Pinus halepensis* to inoculation with *Pisolithus arhizus* in a terraced rangeland amended with urban refuse. *Plant and Soil* 179: 35-43.
- Roldán, A., Querejeta, I., Albaladejo, J., y Castillo, V. M. 1996b. Survival and growth of *Pinus halepensis* Miller seedlings in a semi-arid environment after forest soil transfer, terracing and organic amendments. *Annales des Sciences Forestières* 53: 1099-1112.
- Romero, A.E., Ryder, J., Fisher, J.T. y Mexal, J.G. 1986. Rooting system modification of container stock for arid land planting. *Forest Ecology Management* 16: 281-290.
- Rook, D.A. 1972. Conditioning radiata pine seedlings to transplanting by restricted watering. *Journal of Forest Science* 2/3: 54-69.
- Roose, E. 1993. Water and soil fertility management. A new approach to fight erosion and improve land productivity. *Topics in Applied Resource Management* 3: 129-164.
- Roose, E., Kabore, V. y Guenat, C. 1995. The Zai practice: a West African traditional rehabilitation system for semi-arid degraded lands, a case study in Burkina-Faso. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 13: 343-355.

- Royo, A., Fernández, M., Gil, L. y Pardos, J.A. 1997. Predicción de la supervivencia y crecimiento de las plantas de vivero mediante medidas de parámetros fisiológicos pre y post-trasplante. Cuadernos de la SECF 4: 103-111.
- Rubio, E., Vilagrosa, A., Cortina, J. y Bellot, J. 2001. Modificaciones morfo-fisiológicas en plantones de *Pistacia lentiscus* y *Quercus rotundifolia* como consecuencia del endurecimiento hídrico en vivero. Efectos sobre supervivencia y crecimiento en campo. Actas del IV Congreso Forestal Español. Granada, Sept. 2001.
- Rubio, A. y Escudero, A. 2000. Small-scale spatial soil-plant relationship in semi-arid gypsum environments. *Plant and Soil* 220:139-150.
- Running, S. W. 1980. Relating plant capacitance to the water relations of *Pinus contorta*. *Forest Ecology and Management* 2: 237-252.
- Ruiz de la Torre, J. 1996. Manual de la Flora para la Restauración de Areas Críticas y Diversificación en Masas Forestales. Editor: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Salleo, S., Nardini, A. y Lo Gullo, M.A. 1997. Is sclerophylly of Mediterranean evergreens an adaptation to drought?. *New Phytologist* 135:603-612.
- Schiller, G., Ne'eman, G. y Korol, L. 1997. Post-fire vegetation dynamics in a native *Pinus halepensis* Mill. forest on Mt. Carmel, Israel. *Israel Journal of Plant Sciences* 45: 297-308.
- Schlesinger, W. H., Reynolds, J. F., Cunningham, G. L., Huenneke, L. F., Jarrell, W. M., Virginia, R. A. y Whitford, W. G. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247: 1043-1048.
- Schlesinger, W. H., Raikes, J. A., Hartley, A. E. y Cross, A. F. 1996. On the spatial pattern of soil nutrients in desert ecosystems. *Ecology* 77: 364-374.
- Seva, J.P., Valdecantos, A., Vilagrosa, A., Cortina, J., Bellot, J., y Vallejo, V.R. 2000. Seedling morphology and survival in some Mediterranean tree and shrub species. Páginas 397-406 en 'Mediterranean Desertification. Research results and policy implications'. vol. 2. EC Report EUR 19303. P. Balabanis, D. Peter, A. Ghazi y M. Tsogas (Eds.). Brussels.
- Sheriff, D.W., Nambiar, E.K.S. y Fife, D.N. 1986. Relationships between nutrient status, carbon assimilation and water use efficiency in *Pinus radiata* (D. Don) needles. *Tree Physiology* 2: 73-88.
- Specht, R.L. 1987. The effect of summer drought on vegetation structure in the Mediterranean climate region of Australia. Páginas 625-639 en J. Tenhunen, editor. *Plant Responses to Stress*. NATO ASI Series Vol. G15. Springer Verlag. Berlin.
- Squire, R.O., Neales, T.F., Loveys, B.R. y Attiwill, P.M. 1988. The influence of water deficits on needle conductance, assimilation rate and abscisic acid concentration of seedlings of *Pinus radiata* D. Don. *Plant, Cell and Environment* 11: 13-19.
- Stewart, J.D. y Lieffers, V.J. 1993. Preconditioning effects of nitrogen relative addition rate and drought stress on container-grown lodgepole pine seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1663-1671.
- Stewart, J.D., Elabidine, A. y Bernier, P.Y. 1995. Stomatal and mesophyll limitations of photosynthesis in black spruce seedlings during multiple cycles of drought. *Tree Physiology* 15: 57-64.

- Teofrasto. *Historia de las Plantas*, Libro II Cap. 5. Biblioteca Clásica Gredos 112. Ed. Gredos. Madrid, 1988.
- Thanos, C.A. y Marcou, S. 1991. Post-fire regeneration in *Pinus brutia* forest ecosystems of Samos island (Greece): 6 years after. *Acta Oecologica* 12: 633-642.
- Thornes, J. 1987. Erosional equilibria under grazing. Páginas 193-210 en J. Bratliff, D. Davidson y F. Grant, editores. *Conceptual Issues in Environmental Archaeology*. Elsevier, New York.
- Thornes, J.B. y Brandt, J. 1994. Erosion-vegetation competition in a stochastic environment undergoing climatic change. Chapter 16. Páginas 205-220 en A.C. Millington y K. Pye, editores. *Environmental Change in Drylands: Biogeographical and Geomorphological Perspectives*. J. Wiley & Sons. London.
- Terradas, J., Prat, N., Escarré, A., Margalef, R. y colaboradores 1989. *Sistemes Naturals*. Páginas 177-52 en 'Història Natural dels Països Catalans'. Vol. 14. Enciclopèdia Catalana S.A. Barcelona.
- Tongway, D. J., Cortina, J. y Maestre, F. T. 2004. La gestión de la heterogeneidad en medios semiáridos. *Ecosistemas* 2004/1 (URL:www.aeet.org/ecosistemas/041/revision5.htm).
- Tongway, D. y Hindley, N. 1994 *Reading the landscape. A training course in monitoring rangelands by landscape function analysis*. CSIRO Div. of Wildlife and Ecology. Canberra. 29 pp.
- Tongway, D. y Hindley, N. 1995. *Assessment of soil condition of tropical grasslands*. CSIRO Div. of Wildlife and Ecology. Canberra. 60 pp.
- Tongway, D.J. y Ludwig, J.A. 1996. Rehabilitation of semiarid landscapes in Australia I. Restoring productive soil patches. *Restoration Ecology* 4: 388-397.
- Turner, B.L., Richards, J.F. y Meyer, W.B. (Eds.) 1990. *Earth as transformed by human action*. Cambridge University Press, New York, USA.
- Valdecantos, A., Vilagrosa, A., Seva, J.P., Cortina, J., Vallejo, V.R. y Bellot, J. 1996. Mycorrhization et application du compost urbain pour l'amélioration de la survie et de la croissance des semis de *Pinus halepensis* en milieu semiaride. *Cahiers Options Méditerranéennes* 20: 87-104.
- Valiente-Banuet, A. y Ezcurra, E. 1991. Shade as a cause of the association between the cactus *Neobuxbaumia tetetzo* and the nurse plant *Mimosa luisana* in the Tehuacán Valley, Mexico. *Journal of Ecology* 79: 961-971.
- Valle, F. y Bocio, I. 1996. Restauración de la vegetación en el sureste de la Península Ibérica. *Cuadernos de la SECF* 3: 109-122.
- Vallejo, V. R., Serrasolses, I., Cortina, J., Seva, J. P., Valdecantos, A. y Vilagrosa, A. 2000a. Restoration strategies and actions in Mediterranean degraded lands. Páginas 221-233 en G. Enne, Ch. Zanolla y D. Peter, editores. *Desertification in Europe: mitigation strategies, land use planning*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Vallejo, V. R., S. Bautista y J. Cortina 2000b. Restoration for soil protection after disturbances. Páginas 301-344 en L. Trabaud, editor. *Life and Ecosystems in the Mediterranean*, WIT Press, Southampton, UK.

- Van den Driessche, R. 1990a. Influence of container nursery regimes on drought resistance of seedlings following planting. I. Survival and growth. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 555-565.
- Van den Driessche, R. 1990b. Influence of container nursery regimes on drought resistance of seedlings following planting. II. Stomatal conductance, specific leaf area, and root growth capacity. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 566-572.
- Van den Driessche, R. 1992. Changes in drought resistance and root growth capacity of container seedlings in response to nursery drought, nitrogen, and potassium treatments. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 740-749.
- Vilagrosa, A., Seva, J. P., Valdecantos, A., Cortina, J., Alloza, J. A., Serrasolsas, I., Diego, V., Abril, M., Ferran, A., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 1997. Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. Páginas 435-546 en V. R. Vallejo, editor. *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo y Generalitat Valenciana, Valencia.
- Vilagrosa, A., Cortina, J., Gil, E. y Bellot, J. 2003. Suitability of drought preconditioning techniques in Mediterranean land restoration. *Restoration Ecology* 11: 208-216.
- Vilagrosa, A., Caturla, R.N., Hernández, N., Cortina, J., Bellot, J. y Vallejo, V.R. 2001. Restauración en ambiente semiárido del SE Peninsular. Resultados de las investigaciones desarrolladas para optimizar la supervivencia y el crecimiento de especies autóctonas. *Actas del IV Congreso Forestal Español*. Granada, Sept. 2001.
- Villar, P., Ocaña, L., Peñuelas, J.L., y Carrasco, I. 1999. Effect of water stress conditioning on the water relations, root growth capacity, and the nitrogen and non-structural carbohydrate concentration of *Pinus halepensis* Mill. (Aleppo pine) seedlings. *Annales des Sciences Forestières* 56: 459-465.
- Von Hardenberg, J., Meron, E., Shachack, M. y Zarmi, Y. 2001. Diversity of vegetation patterns and desertification. *Physical Review Letters* 87: 198-201.
- Waring, R.H. y Running, S.W. 1978. Sapwood water storage: its contribution to transpiration and effect upon water and conduction through the stems of old-growth Douglas-fir. *Plant, Cell and Environment* 1:131-140.
- West, N.E. 1989. Spatial pattern-functional interactions in shrub-dominated plant communities. Páginas 283-305 en C. M. McKell, editor. *The biology and utilization of shrubs*. Academic Press, San Diego, USA.
- West, N.E. 1990. Structure and function of microphytic soil crusts in wildland ecosystems of arid to semi-arid regions. *Advances in Ecological Research* 20: 179-223.
- Weltzin, J.F. y McPherson, G.R. 1999. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate savanna ecotones. *Ecological Monographs* 69: 513-534.
- Whisenant, S. G. 1999. *Repairing Damaged Wildlands*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Whisenant, S. G., Thurow, T.L. y Maranz, S. J. 1995. Initiating autogenic restoration on shallow semiarid sites. *Restoration Ecology* 3: 61-67.
- Whitford, W.G., Nielson, R. y De Soyza, A. 2001. Establishment and effects of establishment of creosotebush, *Larrea tridentata*, on a Chihuahuan Desert watershed. *Journal of Arid Environments* 47: 1-10.

- Wilson, T.B. y Witkowski, E.T.F. 1998. Water requirements for germination and early seedling establishment in four African savanna woody plant species. *Journal of Arid Environments* 37: 541-550.
- Yohannes, F. 1999. Improvement of water application efficiency by moisture conservation methods for establishment of planted tree seedlings. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 30: 1119-1125.
- Zaimeche, S.E. 1994. The consequences of rapid deforestation: a North African example. *Ambio* 23: 136-140.
- Zamora, R., Castro, J., Gómez, J. M., García, D., Hódar, J. A., Gómez, L. y Baraza, E. 2001. El papel de los matorrales en la regeneración forestal. *Quercus* 187: 40-47.
- Zwiazek, J.J., y Blake, T.J. 1989. Effects of preconditioning on subsequent water relations, stomatal sensitivity and photosynthesis in osmotically stressed black spruce. *Canadian Journal of Botany* 67: 2240-2244.