

# Efectos de las repoblaciones por terrazas con *Pinus sylvestris* L. en las propiedades físicas del suelo en el Sistema Ibérico soriano

M. P. Modrego<sup>1\*</sup> y R. Elena-Rosselló<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Investigación y Experimentación Forestal de Valonsadero. Apdo. 175. 42080 Soria. España

<sup>2</sup> Departamento de Silvopascicultura. Universidad Politécnica de Madrid. 28040 Madrid. España

---

## Resumen

En este trabajo se analizan los efectos de las repoblaciones por terrazas con *Pinus sylvestris* L. en el norte de la provincia de Soria. Partiendo del muestreo de 7 series de parcelas, se comparan los valores de los parámetros edáficos calculados en 5 tipos de perfiles localizados en: parcelas pre-repoblación, zonas de la terraza próximas al desmonte y al terraplén, entre terrazas, y parcelas con masa adulta de pino silvestre. Los parámetros evaluados son: tierra fina, arena, limo y arcilla tanto del perfil completo como de su parte superficial, permeabilidad, humedad equivalente y capacidad de retención de agua del perfil, y erosionabilidad. Transcurridos 16 ó 17 años desde su realización, las repoblaciones estudiadas no han causado un impacto significativo en las propiedades físicas que definen el hábitat edáfico de la especie. Se detecta retención de las partículas más finas, disminución no relevante de la permeabilidad, mejora importante de la capacidad de retención de agua, ausencia de incremento de la erosionabilidad y evolución hacia condiciones ecológicas similares a las de los suelos de las masas adultas, con valores coincidentes con los del hábitat edáfico central para la especie en España. Así, respecto a los cambios en las propiedades físicas del suelo, esta técnica resulta adecuada para la repoblación con *Pinus sylvestris* en la mencionada comarca.

**Palabras clave:** parámetros ecológicos edáficos, clima mediterráneo, habitat, pino silvestre, erosionabilidad, aterrazado con subsolado, Soria.

## Abstract

### Effects of terracing afforestation with *Pinus sylvestris* L. on the physical soil properties in the Iberian Range of Soria

The methodology previously used to study the afforestations by terraces with *Pinus sylvestris* L. in Castilla y León is extended in this paper to study in more detail the impact on physical soil properties of the afforestations by terraces with Scots pine in the northern area of the Iberian Range of Soria. The values of soil parameters are obtained from 5 profile types: non-afforested, next to the cutting, next to the embankment, between terraces and in Scots pine mature stands, located in seven plot series, and then compared. The soil parameters are evaluated as follows: fine earth, sand, silt and clay, both in the whole profile and in the upper layer of the profile, permeability, equivalent moisture and water holding capacity of the soil profile, and erodibility. After 16-17 years, no significant changes have occurred in the physical properties that define the soil habitat of the *Pinus sylvestris* in Spain. Significant fine particle retention, non-outstanding decrease of permeability, considerable improvement of water holding capacity, no increase of erodibility and progress toward ecological conditions similar to the soils with mature stands are detected, with values within those of the present central habitat of the species in Spain. Regarding to the changes in the soil physical properties, this method result appropriate for afforesting with *Pinus sylvestris* the above-mentioned region.

**Key words:** ecological parameters, habitat, Mediterranean climate, Scots pine, soil erodibility, subsoiled terracing, Soria.

---

## Introducción

La etapa de repoblación forestal que comienza en España a mediados de los años sesenta se caracteriza

por la sistemática mecanización de las operaciones. A finales de los años sesenta se hace muy frecuente el uso de bulldozer y la técnica de preparación del suelo con aterrazamientos es ampliamente utilizada desde entonces hasta los años noventa. Es entonces cuando surgió la preocupación por los posibles daños ecoló-

---

\* Autor para la correspondencia: modalcpi@jcyl.es

Recibido: 22-12-03; Aceptado: 05-02-04.

gicos ocasionados por este método y controversia (Ortigosa, 1991; Herrero-Borgoñón y Rubio, 1994; Williams *et al.*, 1995; Ternan *et al.*, 1996; de Wit y Brouwer, 1998; Linares *et al.*, 2002; Muñoz, 2002) respecto a la necesidad, oportunidad y éxito de las repoblaciones que se han venido realizando.

El aterrazado con subsolado consiste (Braquehais *et al.*, 1989) en la preparación mecanizada y lineal del suelo para la forestación formando terrazas, según curvas de nivel, de anchura generalmente superior a 2,80 m, con perfil transversal en contrapendiente, a veces sin contrapendiente o con pendiente inclinada hacia fuera, que se subsolan en toda su longitud. Para ello se emplea tractor oruga con pala frontal angledozer y tildozzer, que permite dar la pendiente deseada a la terraza, y rejones en la parte posterior.

*Pinus sylvestris* L. es el árbol de área más extensa de Europa y el pino de mayor área natural, y también el de mayor difusión artificial tanto en Europa como en Asia, extendiéndose en latitud desde el paralelo 71° Norte en Escandinavia hasta los 37° Norte en Sierra Nevada y montañas del norte de Irán (Blanco *et al.*, 1997). Se distribuye por toda Europa, pero se restringe a las montañas en el Sur (Polunin, 1976). En España se encuentra principalmente en los Pirineos, Sistema Ibérico y Sistema Central, estando también presente en la Cordillera Cantábrica y sierras orientales andaluzas (Blanco *et al.*, 1997). De acuerdo al Segundo Inventario Forestal Nacional (MAPA, 2002), *Pinus sylvestris* ocupa, como especie dominante, más de un millón de hectáreas en España, más de un cuarto de millón en Castilla y León y casi 60.000 ha en la provincia de Soria. La especie destaca por la calidad de la madera, es de temperamento robusto, resistente a la continentalidad y de carácter microtérmico (Ceballos y Ruiz, 1979).

Durante las cuatro últimas décadas, el pino silvestre ha sido una buena alternativa para las repoblaciones de las montañas ibéricas. Con esta especie se han plantado más de 300.000 ha (Blanco *et al.*, 1997), con funciones productoras y protectoras. En cualquier caso, las nuevas repoblaciones de *Pinus sylvestris* tenían como objetivo el establecimiento de bosques perdurables y sostenibles, ecológica y económicamente. La preparación del suelo es un paso crítico para el establecimiento del pino albar en las montañas ibéricas, que puede ayudar a asegurar el futuro suministro hídrico bajo condiciones climáticas mediterráneas, puesto que entre los factores más limitantes para la especie en España se encuentran los relacionados con el régimen hídrico, tanto climáticos como edáficos,

Se sabe que las técnicas de preparación del suelo para la repoblación influyen poderosamente en el régimen hídrico edáfico (Duchaufour *et al.*, 1961). Con esta técnica en concreto, debería disminuir la escorrentía superficial, aumentar la infiltración por efecto del aterrazado, y aumentar a su vez la capacidad de retención de agua gracias al subsolado (Montero de Burgos y González, 1981; García, 1990). Dado que estas propiedades físicas afectan directamente a la vegetación, en términos de estabilidad y productividad (Sánchez y Blanco, 1985), su alteración debe ser en gran medida la responsable del éxito de las repoblaciones forestales.

Por otro lado, el éxito del aterrazado en control de la erosión ha sido diverso (García *et al.*, 1986; Puigdefábregas, 1989; Ortigosa, 1991; Sánchez *et al.*, 1991; García-Ruiz y Ortigosa, 1992; Chaparro *et al.*, 1993; Herrero-Borgoñón y Rubio, 1994; Ternan *et al.*, 1996; de Wit y Brouwer, 1998; Linares *et al.*, 2002; Muñoz, 2002), y existen dudas acerca de su conveniencia bajo condiciones climáticas mediterráneas. Consecuentemente, es necesaria una valoración del riesgo de erosión de la repoblación por terrazas.

Para cuantificar y evaluar los cambios en las propiedades edáficas, la elaboración de parámetros y la definición de hábitats en base a los trabajos autoecológicos paramétricos, en este caso sobre *Pinus sylvestris* (Nicolás y Gandullo, 1969; Gandullo y Sánchez, 1994, 2000), son de valiosa utilidad.

Ya existen trabajos dedicados al estudio del impacto de las repoblaciones por terrazas con *Pinus sylvestris* en Castilla y León (Hernández y Modrego, 1991; Modrego y Hernández, 1992; Modrego, 2001; Modrego *et al.*, en prensa), donde el 20% de esta especie se encuentra sobre terrazas (MAPA-ICONA, 1995).

El objetivo de este estudio es profundizar en el conocimiento de los efectos de la repoblación por terrazas con *Pinus sylvestris* en las propiedades físicas del suelo, evaluadas a través de parámetros edáficos, en el Sistema Ibérico soriano.

El tema adquiere renovado interés en la Unión Europea dada la intensificación de la actividad repobladora en base al Reglamento (CE) nº1257/1999 del Consejo de 17 de mayo sobre ayudas al desarrollo rural, Reglamento que se continúa en España con el Real Decreto 6/2001 de 12 de enero sobre fomento de forestaciones de tierras agrarias, y en Castilla y León mediante la correspondiente Orden anual de la Consejería de Medio Ambiente.

La parte occidental de la comarca soriana de Tierras Altas y Valle del Tera, cuenta con masas adultas

de pino silvestre en condiciones comparables a las de repoblaciones por terrazas y sus formaciones vegetales testigo previas a la repoblación. Buena parte de esta zona de la provincia se caracteriza por haber sufrido una profunda transformación paisajística, ecológica y humana, con amplia extensión de terrenos poblados por arbolado proveniente de repoblación forestal (Crespo, 2002).

## Material y Métodos

El diseño experimental de este trabajo corresponde a una ampliación del esquema metodológico seguido en el caso del estudio de las repercusiones edáficas de las repoblaciones por terrazas con pino silvestre en Castilla y León (Modrego, 2001; Modrego *et al.*, en prensa). Se contrastan parámetros edáficos físicos de perfiles de suelo localizados en cinco zonas: entreterrazza, parte exterior de la terraza (próxima al terraplén), parte interior de la terraza (próxima al desmonte), parcela testigo sin repoblar (considerada pre-repoblación) y parcela en ladera sin aterrazar que soporta masa adulta de pino silvestre.

A partir de la información proporcionada por el entonces Servicio Territorial de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la provincia de Soria, y la recogida de la cartografía, fotografía aérea y en recorridos de campo, se estudiaron los montes repoblados por terrazas con esta especie en la zona occidental de la comarca de Tierras Altas y Valle del Tera y se eligieron siete series de muestreo, en cada una de las cuales se seleccionaron: una parcela en zona aterrizada con pino silvestre sobre terreno sin cubierta arbórea anterior, otra en una zona testigo sin repoblar colindante y otra en una zona de pinar de pino albar adulto (con una edad media de 54 años) no aterrizado próximo a las anteriores con similares condiciones fisiográficas y de tipo de sustrato, todas ellas situadas a media ladera. En la Figura 1 se presenta la situación geográfica de estas parcelas, que se identifican con las abreviaturas «T» para «terrazas», «TEST» para «testigo» y «MA» para «masa adulta» con el número de la serie a la que pertenecen. De oeste a este, dos series se encuentran en la Sierra Tabanera, dos en la Sierra de Pineda, otras dos en la Sierra de Montes Claros, y una en la Sierra del Camero Viejo.

En cada una de las parcelas se tomaron datos de localización y control, fisiográficos, edáficos, con apertura de calicatas, de inventarios florísticos, de las ca-

racterísticas de las labores de aterrazamiento y plantación, y dasométricos. En el centro de cada parcela se hizo una calicata de 125 cm de profundidad, salvo en el caso de las parcelas aterrizadas, donde se abrieron dos: una en la terraza y otra en la entreterrazza más próximas al centro de la parcela. Estas calicatas se hicieron siguiendo la dirección de las líneas de nivel en todos los casos excepto en el de la realizada en la terraza, que era perpendicular a la labor. De las calicatas en terraza se estudiaron dos perfiles: interior (en la parte del desmonte) y exterior (en la parte del terraplén), fijando una distancia de  $\frac{1}{4}$  de la anchura de la terraza desde el centro de la misma hacia la parte del desmonte para el primero, y la misma distancia hacia la parte del terraplén para el perfil exterior. Tras la identificación y descripción de horizontes edáficos se tomaron muestras representativas de los mismos para análisis en el laboratorio.

De la información recogida se deducen las características de las repoblaciones estudiadas: corresponden a la clase territorial 239 fundamentalmente (Elena-Rosselló, 1997), al subtipo fitoclimático VI(VII), nemoral subestepario, o al límite entre éste y el VIII(VI), oroborealoide subnemoral (Allué, 1990), y a la serie de vegetación potencial 16b (Serie supramediterránea ibérico-soriana silicícola del haya: *Ilici-Fageto sigmetum*) (Rivas-Martínez, 1985). Están a una altitud media comprendida entre los 1.520 y los 1.690 m.s.n.m., con pendientes de ladera variables entre el 24 y el 34%, predominando las orientaciones de solana, y con coeficiente de insolación entre 0,75 y 1,24 (Gandullo, 1974). Así mismo, la pedregosidad superficial varía entre la clase del 2-10% y la clase del 25-50%, el drenaje superficial es normal y, o no hay evidencia de erosión, o ésta es ligera. En cuanto a la litología, existe un predominio de cuarcitas y/o areniscas, estas últimas arcillosas o bien cuarzarenitas, y con frecuencia aparecen, además, pizarras arcillosas. Estas repoblaciones se han realizado principalmente sobre Luvisoles dístricos, o sobre Umbrisol háplico o léptico (FAO, 1998). Entre la vegetación acompañante característica abundan, en la mayor parte de los casos, *Erica australis* L. subsp. *aragonensis* (Willk.) Cout., *Calluna vulgaris* (L.) Hull., *Cytisus oromediterraneus* Rivas-Mart. *et al.* y/o *Cytisus scoparius* (L.) Link, y en alguna ocasión *Genista hispanica* L. subsp. *occidentalis* Rouy, *Juniperus communis* L. y *Erica vagans* L.

Se trata de repoblaciones de 16 ó 17 años de edad, con anchura de terraza variable entre 3,9 y 4,4 m y de entreterrazza entre 2,8 y 5, pendiente de terraza entre

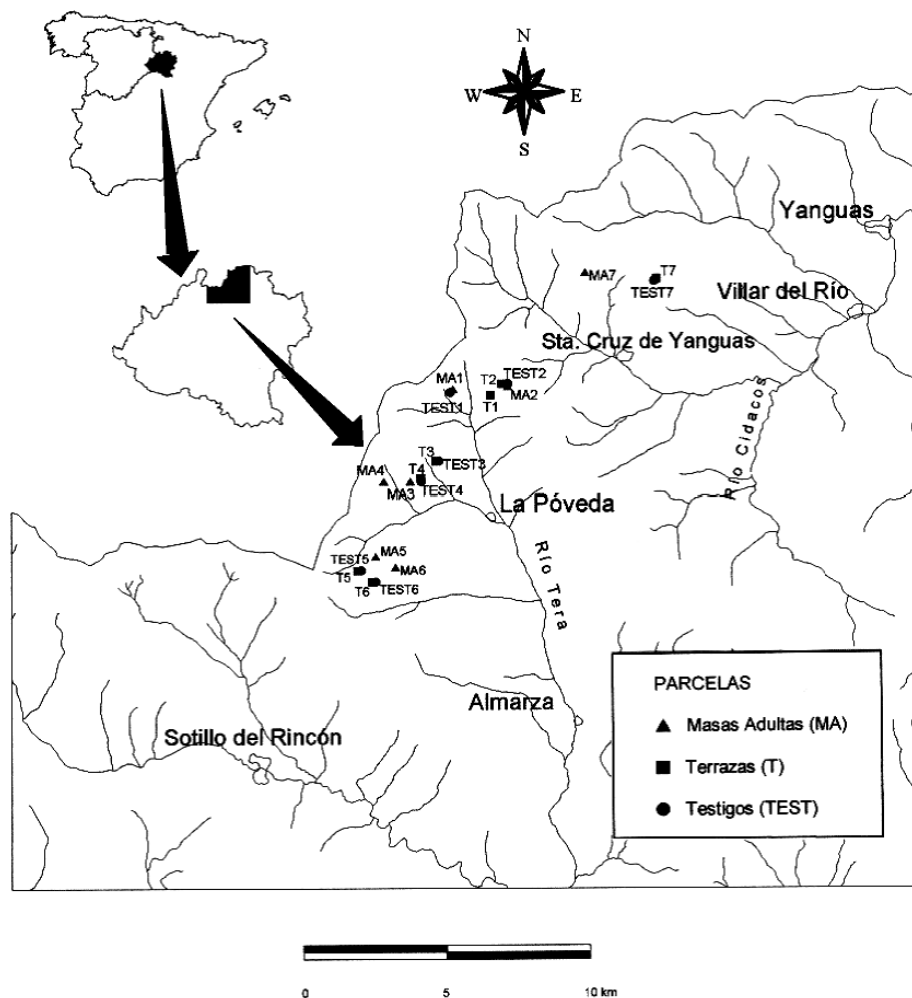


Figura 1. Localización de las parcelas.

el 12 y el 20%, siempre en el sentido de la ladera, dos filas de pies por terraza, con separación entre ellos de 1,6 a 2 m, entre 1.146 y 1.814 pies/ha, el diámetro medio de los pinos oscila entre 5,7 y 9,2 cm, y la altura media entre 3,1 y 4,9 m; el área basimétrica varía entre 5,2 y 10,3 m<sup>2</sup>/ha.

Los parámetros edáficos se calcularon por métodos similares a los utilizados en estudios anteriores para definir el hábitat de diversas especies forestales o formaciones vegetales (Gandullo *et al.*, 1991; Gandullo y Sánchez, 1994; Rubio *et al.*, 2002a, 2002b; Blanco *et al.*, 2003; Sánchez *et al.*, 2003). Los parámetros edáficos de perfil son los siguientes (Tabla 1): fracción de tierra fina (TF) en tierra natural, porcentajes de arena (ARE), limo (LIM), y arcilla (ARC) en tierra fina de acuerdo con los límites establecidos por el Soil Survey Staff (1988), permeabilidad (PER) usando la escala de

1 a 5 de Gandullo (1985), humedad equivalente (HE) de acuerdo a Sánchez y Blanco (1985), y capacidad de retención de agua (CRA) de acuerdo a Gandullo (1985) —conjunto de propiedades utilizadas por Gandullo y Sánchez (1994) para definir las condiciones edáficas físicas del hábitat actual de *Pinus sylvestris* en España—. Los valores de cada uno de los seis primeros parámetros (hasta EM) se calcularon como media, ponderada por espesor de horizonte, de los correspondientes a cada horizonte, en los 110 cm superiores del perfil. CRA se obtuvo por suma de los valores de cada horizonte del perfil edáfico en los 110 cm superiores. Al mismo tiempo, se calcularon los siguientes parámetros edáficos correspondientes a la parte superficial del suelo (Tabla 1): tierra fina en la parte superficial del suelo (TFS), arena en la parte superficial del suelo (ARES), limo en la parte superficial del suelo (LIMS)

**Tabla 1.** Valores de los parámetros evaluados en los cinco tipos de perfiles edáficos\*

| Parámetro | Entreterraza | Masa adulta | Testigo | Terr. ext. | Terr. int. |
|-----------|--------------|-------------|---------|------------|------------|
| TF (%)    | 51,1 a       | 49,8 a      | 46,9 a  | 48,6 a     | 46,5 a     |
| ARE (%)   | 45,1 a       | 49,4 a      | 52,3 a  | 44,4 a     | 47,4 a     |
| LIM (%)   | 41,5 a       | 35,7 a      | 38,7 a  | 41,7 a     | 37,7 a     |
| ARC (%)   | 13,4 b       | 14,9 b      | 9,0 a   | 13,8 b     | 14,9 b     |
| PER       | 3,7 a        | 3,8 a       | 4,5 b   | 3,5 a      | 3,3 a      |
| HE (%)    | 23,0 a       | 21,5 a      | 20,8 a  | 22,9 a     | 21,7 a     |
| CRA (mm)  | 101,3 a      | 109,8 ab    | 98,3 a  | 138,3 b    | 133,6 b    |
| TFS (%)   | 55,7 a       | 51,3 a      | 44,0 a  | 49,0 a     | 49,9 a     |
| ARES (%)  | 46,5 a       | 50,1 a      | 49,8 a  | 44,7 a     | 46,9 a     |
| LIMS (%)  | 46,7 c       | 37,5 a      | 44,0 bc | 45,6 bc    | 40,9 ab    |
| ARCS (%)  | 6,8 a        | 12,4 b      | 6,2 a   | 9,7 ab     | 12,2 b     |
| K1        | 0,32 a       | 0,33 ab     | 0,31 a  | 0,39 b     | 0,39 b     |
| K         | 0,43 a       | 0,47 a      | 0,43 a  | 0,49 a     | 0,51 a     |

\* Los valores de una fila seguidos por la misma letra no son significativamente diferentes.

y arcilla en la parte superficial del suelo (ARCS), todos ellos obtenidos por media ponderada según espesor de horizonte de los datos correspondientes a cada horizonte edáfico en los 25 cm superiores de suelo. Se calcularon también los siguientes parámetros (Tabla 1): primera aproximación del factor K (K1) y factor K (K) de la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo (USLE) de acuerdo a Mintegui (1985). El factor K, erosionalidad del suelo (Wischmeier y Smith, 1978), expresa la influencia de las propiedades del suelo en la erosión. Para obtener estos dos parámetros se utilizaron los datos de textura, materia orgánica y estructura de los 20 cm superiores de suelo ponderando los mismos según espesor de horizonte. Los valores de permeabilidad utilizados fueron los de cada horizonte de los 110 cm superiores de suelo.

Considerar cada perfil como una unidad de suelo, a través del cálculo de parámetros edáficos, facilita la comparación de las propiedades de los perfiles de suelo de nuestro estudio.

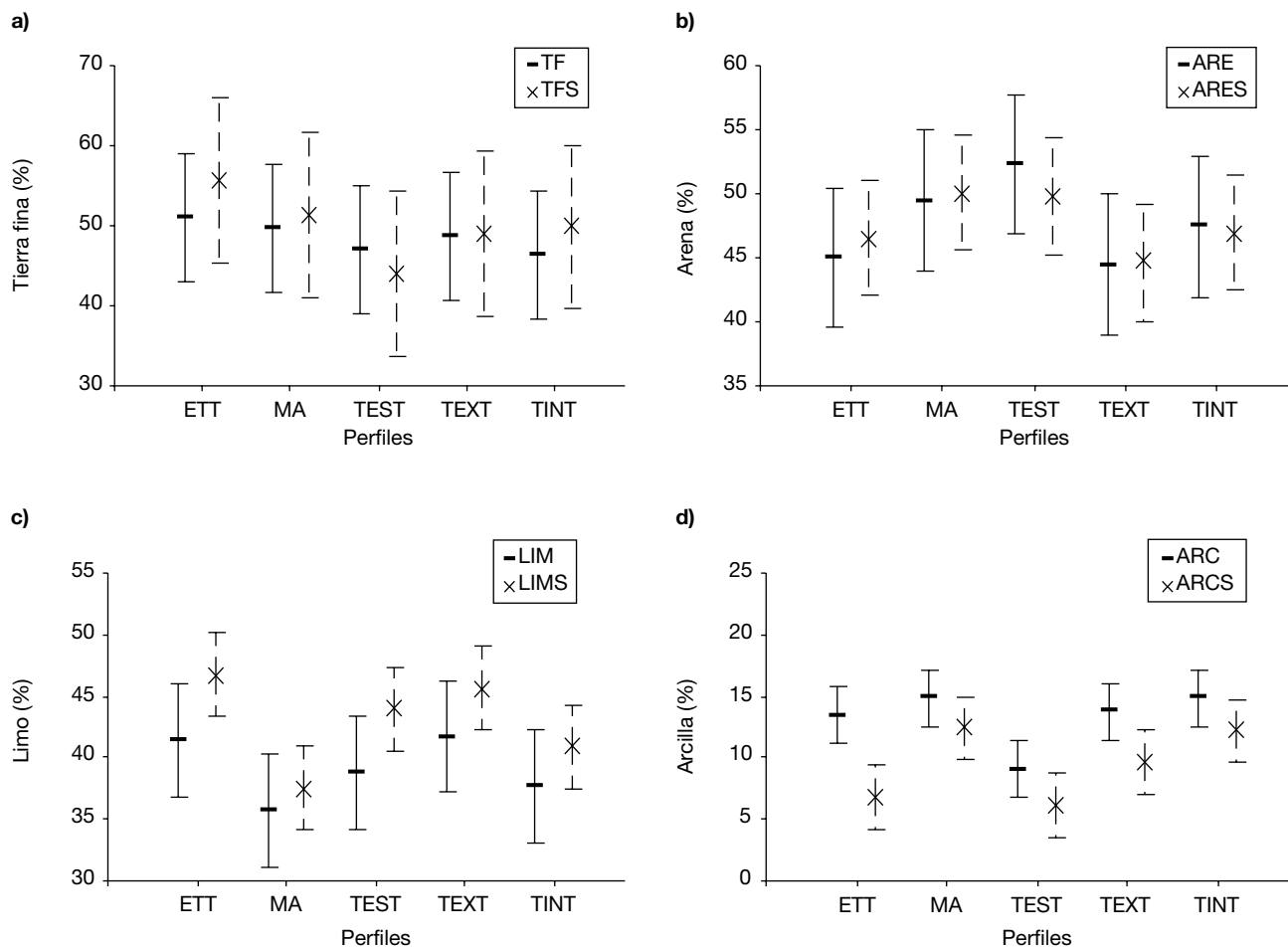
Para comparar las propiedades físicas de los perfiles testigo, interiores y exteriores de terraza, de entreterraza y de los suelos que soportan masas adultas de pino silvestre se realizó el análisis de la varianza (ANOVA) para un modelo en bloques aleatorizados con los valores de cada uno de los parámetros edáficos en los cinco tipos de perfiles, asignando un bloque a cada una de las series seleccionadas. Las diferencias significativas en los valores de los parámetros entre los cinco tipos de perfiles se detectaron a través del método LSD de comparación de medias, con  $p < 0,05$ , después de que el test  $F$  en el ANOVA resultara significativo con  $p < 0,05$ .

## Resultados y Discusión

De acuerdo con García (1981), la especie *Pinus sylvestris* está condicionada, después de por el grado de sequía y antes que por el régimen térmico, por la pedregosidad como factor edáfico que puede sustituir al clima ya que influye en la capacidad de retención de agua y en la transferencia de humedad de los períodos húmedos a los secos. Por ello, variaciones en el porcentaje de tierra fina deberían tener gran influencia sobre el desarrollo de las masas de pino silvestre. No obstante, no se observan diferencias significativas entre la TF de los perfiles estudiados (Tabla 1). El único caso constatado de variación lo describen Montero de Burgos *et al.* (1989), quienes observaron que el parámetro «tierra fina x profundidad», aunque no variaba inicialmente, aumentaba posteriormente en las parcelas arboladas aterrazadas más que en las parcelas arboladas sin terrazas. En cualquier caso, los valores del parámetro TF de los cinco tipos de perfil se mantienen, con una probabilidad del 95%, en el intervalo de valores que corresponde al hábitat central actual del pino silvestre en España, entre el 35,6 y el 95,6% según establecen Gandullo y Sánchez (1994) (Fig. 2a).

En cuanto a la composición granulométrica de la tierra fina, se manifiestan diferencias significativas entre los distintos tipos de perfil en los parámetros ARC, ARCS y LIMS (Tabla 1).

Hatzistathis (1972), Ortigosa (1991), Ternan *et al.* (1996) y Modrego *et al.* (en prensa) constataron incrementos de los materiales más finos en el suelo de las terrazas y Montero de Burgos *et al.* (1989) observaron cómo, aunque el porcentaje de limo + arcilla su-



**Figura 2.** Variación de ocho parámetros edáficos (TF, TFS, ARE, ARES, LIM, LIMS, ARC y ARCS) en cada uno de los cinco tipos de perfiles estudiados: entreterrazza (ETT), suelo que soporta masa adulta (MA), suelo testigo sin repoblar (TEST), perfil en la terraza próximo al terraplén (TEXT) y perfil en la terraza próximo al desmonte (TINT). Para cada uno de ellos se representa el valor medio y su intervalo de confianza ( $p < 0,05$ ).

fría inicialmente un descenso claro en los aterrazamientos del Principado de Asturias y Lugo, aumentaba hasta los 6 a 10 años de forma sensiblemente superior a como lo hacía en las localidades con masas sin terrazas.

Sin olvidar la posible movilización de las partículas muy finas como consecuencia de la remoción del suelo (Montero de Burgos y González, 1981), que podría dar lugar a un cierto grado de contaminación de las aguas de escorrentía, parece lógico que estas partículas más finas queden en las terrazas al disminuir la escorrentía superficial por reducción de la pendiente. Asimismo, podría influir en esta distribución de las partículas la concentración de la circulación hídrica procedente del flujo subsuperficial que emerge a través de los escarpes de la terraza (Ortigosa, 1991).

Por otro lado, Hatzistathis (1972) observó que el aterrazado produce un aumento de la infiltración, al que contribuiría la obtención de una cubierta arbórea (García y Canga, 1987).

En nuestro caso (Tabla 1), ARC aumenta en los tres perfiles de la repoblación con respecto al suelo testigo sin repoblar, asemejándose a los valores que posee este parámetro en los suelos que soportan masas adultas de pino silvestre. ARCS aumenta sólo en el perfil interior de la repoblación, pero las dos zonas de la terraza poseen ahora contenidos de arcilla en la parte superior del perfil similares a los de los suelos con masas adultas. LIMS no varía, en ninguno de los perfiles de la repoblación, con respecto a los suelos pre-repoblación, aunque sí se manifiestan diferencias entre los perfiles de entreterrazza e interior. Estas diferencias se corresponden con la notable diferenciación, con sen-

tido contrario en ARCS entre estas dos zonas de la repoblación, de modo que el parámetro se asemeja al de los suelos que soportan masas adultas de pino silvestre sólo en este perfil interior.

Nuestros resultados indican que la pérdida de las partículas más finas en los suelos pre-repoblación, puesta de manifiesto al comparar éstos suelos con los que soportan masas adultas, se modifica por efecto de la repoblación. Parece que la repoblación aumenta la retención del agua de escorrentía y de las partículas más finas que ésta lleva en suspensión. Esa retención es mayor en la parte más próxima al desmonte de la ladera, zona donde disminuye bruscamente la pendiente. Al mismo tiempo, se favorece la infiltración y el arrastre de arcilla en profundidad, enriqueciendo el perfil en estas fracciones más finas. Así mismo es posible que flujos subsuperficiales ocasionen migraciones de arcilla desde la zona de la terraza hacia la entreterrazza, lo que contribuiría al mayor porcentaje de arcilla en el conjunto del perfil de la entreterrazza con respecto a la testigo.

De ser así, la repoblación mejoraría el régimen hídrico del suelo y favorecería la mayor evolución edáfica, beneficios descritos ya por muchos autores (García y Canga, 1987; García, 1990; Serrada, 1993; Herrero-Borgoñón y Rubio, 1994).

Los valores de arena y limo en el perfil de los cinco tipos de perfiles estudiados se mantendrían en los intervalos de valores para estos parámetros que corresponden al hábitat edáfico central actual para el pino silvestre en España según Gandullo y Sánchez (1994), 14,9 al 76,0% y 16,8 al 56% respectivamente (Fig. 2b y d). En el caso del porcentaje de arcilla del perfil sucede lo mismo salvo en el suelo de la parcela testigo. Aquí, el intervalo de confianza para la media incluye tanto valores que pertenecen al hábitat central (entre el 7,5 y el 33,2%) como valores que pertenecen al hábitat marginal inferior (entre el 0,9 y el 7,5%) para el parámetro arcilla (Fig. 2d). Por ello, podemos deducir que las variaciones provocadas por la repoblación en este parámetro suponen una mejora de las condiciones edáficas para el pino silvestre.

La permeabilidad (parámetro PER) de los tres perfiles de la repoblación es menor que la de los suelos pre-repoblación (Tabla 1). Esta menor permeabilidad se debe fundamentalmente al mayor contenido de arcilla y también, generalmente, al menor contenido de materia orgánica. Ternan *et al.* (1996), estudiando terrazas sobre rañas de la provincia de Guadalajara, exponen asimismo que la permeabilidad de los suelos

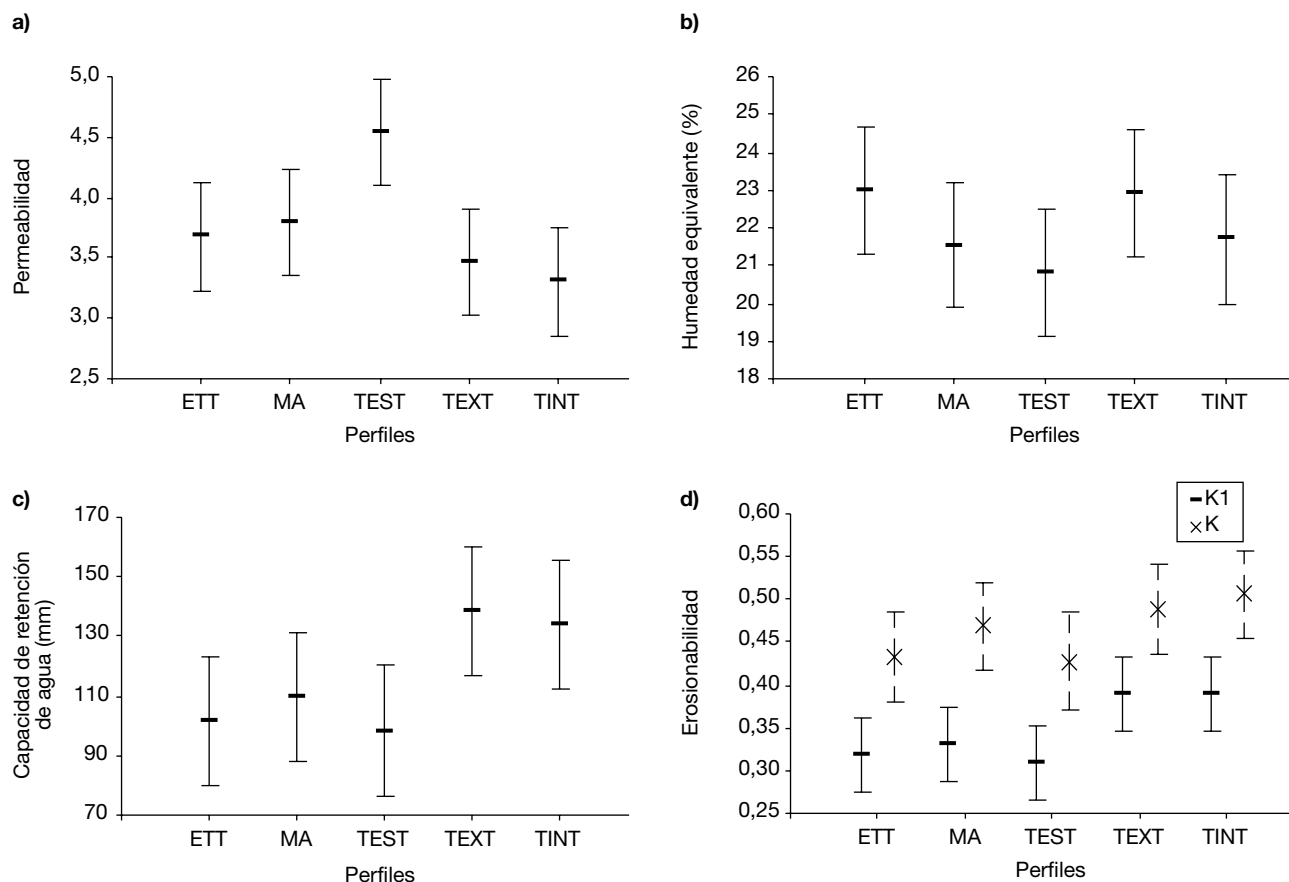
se ve perjudicada por la poca estabilidad de los agregados en las terrazas, cuestionando la conveniencia de este método de repoblación. Sin embargo, la disminución de la permeabilidad en nuestras repoblaciones no parece relevante para el desarrollo de las masas de pino silvestre, puesto que los valores del parámetro PER en los suelos de repoblación son similares a los de los suelos que soportan masas adultas (Tabla 1) y se mantienen en el intervalo que corresponde al hábitat edáfico central para la especie en España, entre 1,5 y 5,0 según Gandullo y Sánchez (1994), entorno a su valor medio (3,5) y bastante superiores a su umbral inferior (Fig. 3a).

La humedad equivalente (HE), concreción analítica de la capacidad de campo no es significativamente distinta a la de los suelos pre-repoblación (Tabla 1). Este resultado contrasta con lo observado en el conjunto de repoblaciones por terrazas con pino silvestre de Castilla y León (Modrego *et al.*, en prensa), donde se comprobaba una disminución de HE en los perfiles interiores que se atribuía al menor contenido en materia orgánica en esta zona de la terraza. La mayor retención de arcilla en las laderas repobladas de Soria explica estos diferentes resultados.

Los suelos de estas repoblaciones de 16-17 años tienen además valores de HE similares a los de los que soportan las masas adultas de pino silvestre (Tabla 1). En todos los perfiles estudiados HE se mantiene, además, en el intervalo de valores que corresponde al hábitat edáfico central para la especie, entre 14,2 y 35,2% según Gandullo y Sánchez (1994) (Fig. 3b).

De los resultados de la Tabla 1 se deduce que la capacidad de retención de agua de los perfiles de la terraza aumenta significativamente con respecto a la de los suelos sin repoblar (lo que era un objetivo de este método de repoblación), no así la de los suelos de las entreterrazas. Dado que no hay variaciones significativas en los parámetros humedad equivalente y porcentaje de tierra fina, y la permeabilidad incluso disminuye, el aumento de la capacidad de retención de agua obedece principalmente a la disminución de la pendiente en los rellanos de las terrazas.

Todos estos resultados confirman lo que muchos autores coinciden en señalar como uno de los efectos del aterrazado con subsolado, que es facilitar la retención de agua (García, 1981, 1990; Montero de Burgos y González, 1981; García y Canga, 1987; Braquehais *et al.*, 1989; Ortigosa, 1990), y también está de acuerdo a lo obtenido por Hatzistathis (1972), Traci (1973), Rin *et al.* (1977), Dobrolenskii (1978) y Modrego *et al.*,



**Figura 3.** Variación de cinco parámetros edáficos (PER, HE, CRA, K1 y K) en cada uno de los cinco tipos de perfiles estudiados: entreteraza (ETT), suelo que soporta masa adulta (MA), suelo testigo sin repoblar (TEST), perfil en la terraza próximo al terraplén (TEXT) y perfil en la terraza próximo al desmonte (TINT). Para cada uno de ellos se representa el valor medio y su intervalo de confianza ( $p < 0,05$ ).

(en prensa). Solamente, García *et al.* (1987) no observaron una mejora en la capacidad de retención de agua en aterrazamientos del sur de España.

Puesto que la capacidad de retención de agua afecta al suministro de humedad, también afecta al crecimiento de los árboles (García, 1981) y, por ello, a la productividad forestal (Ralston, 1964; Carmean, 1975). Sin embargo, la mayor capacidad de retención hídrica no es siempre un factor positivo para el crecimiento arbóreo, como constata Ortigosa (1991) precisamente en repoblaciones por terrazas.

Cabe por todo ello analizar nuestro caso en profundidad. El aumento medio observado en la capacidad de retención de agua es de un 36% en las zonas de la terraza próximas al desmonte y de un 41% en las próximas al terraplén. El parámetro CRA no llega, sin embargo, a tomar valores significativamente superiores a los de los suelos de las masas adultas y aumenta dentro del rango inferior del intervalo de valores que co-

rresponde al hábitat edáfico central para el pino silvestre en España, entre 71,5 y 293,7 mm, según exponen Gandullo y Sánchez (1994) (Fig. 3c). En estas condiciones y dado que los suelos no manifiestan problemas de permeabilidad o encharcamiento y que existen periodos de sequía, este aumento supone una mejora de esta condición edáfica para *Pinus sylvestris*.

La vulnerabilidad a la erosión en repoblaciones por terrazas ha sido evaluada por distintos autores: García *et al.* (1987) encontraron que la terraza era mas vulnerable que el talud; Herrero-Borgoñón y Rubio (1994) observaron que el aterrazado con subsolado afectaba desfavorablemente a la erosionabilidad del suelo; Montero de Burgos *et al.* (1989) encontraron que el coeficiente de erodibilidad, si bien inicialmente no variaba, luego aumentaba de forma superior a como lo hacía en las estaciones sin terrazas.

Nuestro estudio del parámetro K1 (Tabla 1) muestra que, en las repoblaciones de 16-17 años, las varia-

ciones en la composición granulométrica y en el contenido de materia orgánica en la parte superficial del suelo contribuye a una mayor erosionabilidad del suelo en las terrazas que en los suelos pre-repoblación. Este resultado se encontró también en el estudio de Castilla y León (Modrego *et al.*, en prensa), si bien en Soria no se alcanzan diferencias significativas con respecto a los suelos con masas adultas de pino silvestre. K1 de las entreterrazas no varía. Sin embargo, al evaluar la susceptibilidad a la erosión a través del factor K de la USLE (parámetro K; Fig. 3d; Tabla 1), es decir, teniendo en cuenta también la estructura y la permeabilidad de los suelos, las diferencias entre tipos de perfiles son menores y no llegan a ser significativas.

Por otro lado, las pérdidas de suelo también dependen de factores como la topografía de la ladera y la cubierta vegetal (Wischmeier y Smith, 1978), que se ven modificadas con la repoblación por terrazas. Los cambios en la topografía de la ladera son favorables, mientras los de la cubierta vegetal son negativos inicialmente y positivos una vez conseguida la cubierta arbolada. El riesgo de erosión debería quedar reducido una vez conseguida esta masa arbolada. Por tanto, es necesario alcanzarla durante la vida útil de las terrazas: las masas arbóreas se deben conseguir en el menor tiempo posible y la durabilidad de las terrazas debe ser suficiente para ello. El aterrazado no se puede llevar a cabo indiscriminadamente; la decisión de repoblar un área o no y la elección del tipo de trabajos a efectuar debe estar basada, además de en criterios fisiográficos y económicos, en el previo conocimiento de los materiales y suelos, y de los procesos que tienen lugar en ellos. Y, una vez decidida la repoblación por terrazas, la ejecución debe ser correcta. Autores como Williams *et al.* (1995), Ternan *et al.* (1996), de Wit y Brouwer (1998) y Linares *et al.* (2002) constatan ejemplos de resultados insatisfactorios de repoblaciones por terrazas debidos a estas causas. Para conseguir una masa arbórea protectora, que además contribuiría a mejorar las propiedades edáficas, en el menor tiempo posible, la definición paramétrica de los hábitats de las especies a implantar (Gandullo y Sánchez, 1994, 2000; Rubio *et al.*, 2002a, 2002b; Blanco *et al.*, 2003; Gandullo *et al.*, 2003; Sánchez *et al.*, 2003) es de gran utilidad. Por otro lado, algunos autores han propuesto varias combinaciones de tratamientos como inoculación con micorrizas, adición de suelo forestal o de residuos urbanos para mejorar la repoblación por terrazas en zonas semiáridas (Roldán *et al.*, 1996a, 1996b; García *et al.*, 1998; Querejeta *et al.*, 1998, 2000, 2001).

## Conclusiones

Las repoblaciones por terrazas con *Pinus sylvestris* estudiadas en el Sistema Ibérico soriano no causan impacto significativo sobre las propiedades físicas que definen el hábitat edáfico de la especie.

Los cambios en la composición granulométrica de la tierra fina, con aumento del contenido en las fracciones más finas, incluso en los suelos de las entreterrazas, contribuyen a disminuir la permeabilidad, al tiempo que reflejan un incremento de la retención de agua de escorrentía y de las partículas que ésta lleva en suspensión.

Los suelos entre terrazas mantienen características semejantes a las de los suelos pre-repoblación.

Asimismo, destaca un positivo aumento del 36 al 41% en la capacidad de retención de agua en los suelos de las terrazas, lo que era un objetivo esperable con el uso de este método de repoblación.

A su vez, la erosionabilidad del suelo de las repoblaciones no es mayor que la de los suelos pre-repoblación una vez transcurridos 16-17 años desde los aterrazamientos.

Además, el aterrazado favorece la evolución de los suelos hacia condiciones ecológicas similares a las que poseen los suelos de las masas naturalizadas en cuanto a propiedades edáficas físicas se refiere, presentando valores que corresponden al hábitat edáfico central actual para la especie en España.

Por todo ello, siempre con respecto a las variaciones provocadas en las propiedades físicas del suelo, el aterrazado con subsolado resulta una técnica adecuada para la repoblación forestal de *Pinus sylvestris* a realizar en las estaciones forestales desarboladas de la zona occidental de Tierras Altas y Valle del Tera. En consecuencia, cabe ser optimista en cuanto al desarrollo de las masas de pino silvestre establecidas con esta misma técnica, tanto en la comarca estudiada como en otras de similares características edafoclimáticas.

## Agradecimientos

Este estudio ha sido realizado en el Departamento de Investigación y Experimentación Forestal de Valonsadero (Soria), dependiente de la Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León. Los autores agradecen especialmente la colaboración prestada por el Dr. Otilio Sánchez Palomares (INIA-CIFOR) y Alejandro Crespo Rodrigo (Servicio Territorial de Medio Ambiente de Soria).

## Referencias bibliográficas

- ALLUÉ J.L., 1990. Atlas fitoclimático de España. Taxonomías. MAPA. INIA. Colección Monografías INIA, nº 69. Madrid, 224 pp. + mapas.
- BLANCO A., GRAÑA D., ELENA-ROSSELLÓ R., SÁNCHEZ O., RUBIO A., GÓMEZ V., 2003. Autoecología de los hayedos de La Rioja. *Invest Agrar: Sist Recur For* 12 (1), 21-38.
- BLANCO E., CASADO M.A., COSTA M., ESCRIBANO R., GARCÍA M., GÉNOVA M. *et al.*, 1997. Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica. Planeta, 572 pp.
- BRAQUEHAIS A., CARRASCO A., PARRA J.L., RAMÍREZ J., SEGOVIA J.A., VILLUENDAS A., 1989. Aterrazado con subsolado. En: *Técnicas de forestación en países mediterráneos* (Molina J.L., Navarro M., Montero de Burgos J.L., Herranz J.L., eds), ICONA, Madrid, pp. 45-48.
- CARMEAN W.H., 1975. Forest site quality evaluation in the United States. *Adv Agron* 27, 209-269.
- CEBALLOS L., RUIZ J., 1979. Árboles y arbustos de la España peninsular. ETSIM, Madrid, 512 pp.
- CHAPARRO J., ENRÍQUEZ J.L., ESTEVE M.A., 1993. Consecuencias ecológicas de las repoblaciones forestales con aterrazamientos en ambientes áridos y semiáridos (Murcia, SE de España). I Congreso Forestal Español, Lourizán, Pontevedra, 14 al 18 de junio. Tomo IV, pp. 163-168.
- CRESPO A., 2002. Nuevos paisajes forestales de Castilla y León. En: *Imagen y paisaje, Atlas Nacional de España*, Ministerio de Fomento, Dirección General del Instituto Geográfico Nacional, Madrid, España, p. 163.
- DE WIT A.M.W., BROUWER L.C., 1998. The effect of afforestation as a restoration measure in a degraded area in a Mediterranean environment near Lorca (Spain). En: *Ecosystems and sustainable development, Advances in ecological sciences*, Vol. 1 (Uso J.L., Brebbia C.A., Power H., eds), Computational Mechanics Publications, Southampton, UK, pp. 165-170.
- DOBROLENSKII G.A., 1978. Effectiveness of soil preparation in forest stands on eroded sites in the hills beside the R. Desna, Ukraine. *Lesovodstvo i Agrolesomeliioratsiya* 50, 36-45.
- DUCHAUFOR P., BONNEAU M., LACAZE J.F., 1961. Evolution du profil hydrique d'un sol forestier méditerranéen en fonction de différents modes de travail du sol. *Bull Ass Fr Etude Sol*, nº special, 45-53.
- ELENA-ROSSELLÓ R., 1997. Clasificación biogeoclimática de España peninsular y balear. MAPA, Madrid, 446 pp.
- FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84. Rome.
- GANDULLO J.M., 1974. Ensayo de evaluación cuantitativa de la insolación en función de la orientación y de la pendiente del terreno. *Anales del INIA, Serie Recursos Naturales* 1, 95-107.
- GANDULLO J.M., 1985. Ecología vegetal. Fundación Conde del Valle de Salazar, ETSIM, Madrid, 208 pp.
- GANDULLO J.M., BAÑARES A., BLANCO A., CASTROVIEJO M., FERNÁNDEZ A., MUÑOZ L. *et al.*, 1991. Estudio ecológico de la Laurisilva Canaria. MAPA-ICONA: Colección Técnica. Madrid, 189 pp. + fotografías.
- GANDULLO J.M., BLANCO A., SÁNCHEZ O., RUBIO A., ELENA-ROSSELLÓ R., GÓMEZ V., 2003. Las estaciones ecológicas de los hayedos españoles. MAPA: Colección Monografías INIA. Madrid, 264 pp. (en prensa).
- GANDULLO J.M., SÁNCHEZ O., 1994. Estaciones ecológicas de los pinares españoles. MAPA-ICONA: Colección Técnica. Madrid, 188 pp.
- GANDULLO J.M., SÁNCHEZ O., 2000. Programa Pinares. Montes 60, 5-9.
- GARCÍA A., CANGA J.L., 1987. Impactos ecológicos y paisajísticos de las repoblaciones forestales. En: *La práctica de las estimaciones de impactos ambientales* (Díaz A., Ramos A., eds), Fundación Conde del Valle de Salazar, ETSIM, Madrid, pp. 133-200.
- GARCÍA C., HERNÁNDEZ T., ALBALADEJO J., CASTILLO V., ROLDÁN A., 1998. Revegetation in semiarid zones: Influence of terracing and organic refuse on microbial activity. *Soil Sci Soc Am J* 62, 670-676.
- GARCÍA F., MARTÍN A., GRANADOS M.M., ALES E.E., ORELLANA R., 1987. Efectos ecológicos de los aterrazamientos como base para la planificación de las restauraciones hidrológico-forestales. Informe final. Dept. de Ecología, Facultad de Biología, Univ. de Sevilla.
- GARCÍA J., 1981. Acciones y tecnologías para la defensa del medio natural. Restauración de espacios naturales y protegidos. Forestación y reforestación (III). En: *Tratado del medio natural* (Ramos J.L., ed.). Univ. Politécnica de Madrid, CEOTMA-INIA-ICONA. Tomo IV, pp. 121-129.
- GARCÍA J., 1990. La repoblación forestal: Técnicas y repercusión en la mejora de la calidad del suelo. En: *Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas* (Albaladejo J., Stocking M.A., Díaz E., eds), CSIC, pp. 117-137.
- GARCÍA J.A., PUERTO A., SALDAÑA A., 1986. Efectos de las repoblaciones forestales con especies del género *Pinus* sobre el suelo en la Sierra de Béjar. *Jornades sobre bases ecològiques per la gestió ambiental*. Servei de Parcs Naturals, Diputació de Barcelona, pp. 99-100.
- GARCÍA-RUIZ J.M., ORTIGOSA L.M., 1992. Some geomorphological effects of afforestation techniques in the Central Spanish Pyrenees. *Geoökoplus* 3, 37-44.
- HATZISTATHIS A., 1972. The influence of terracing and subsoiling on the soil moisture regime and soil fertility and its importance for reforestation work. *Epistemonike Epeteris, Geoponike kai Dasologike Shole, Aristoteleion Panepistemon Thessalonikes*, 106 pp.
- HERNÁNDEZ A., MODREGO M.P., 1991. Estudio de las repoblaciones de *Pinus sylvestris* en Castilla y León: metodología, crecimiento, vegetación y erosión. III Jornadas Nacionales de Ecología Terrestre. Asoc. Española de Ecología Terrestre, Área de Ecología, Facultad de Biología, Univ. de León, pp. 203-204.
- HERRERO-BORGONÓN J.J., RUBIO J.L., 1994. Impacto de las técnicas forestales de repoblación sobre los proce-

- erosivos y la fertilidad del suelo en condiciones ambientales mediterráneas. *Sèrie Divulgació Tècnica*. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació, Generalitat Valenciana, 256 pp.
- LINARES R., ROSELL J., PALLÍ L., ROQUÉ C., 2002. Afforestation by slope terracing accelerates erosion. A case study in the Barranco de Barcedana (Conca de Tremp, NE Spain). *Environmental Geology* 42, 11-18.
- MAPA, 2002. Anuario de estadística agroalimentaria. 2001. Madrid, 701 pp.
- MAPA-ICONA, 1995. Segundo inventario forestal nacional, 1986-1995.
- MINTEGUI J.A., 1985. La restauración hidrológico forestal y las áreas dominadas. Fundación Conde del Valle de Salazar, ETSIM, Madrid, 135 pp.
- MODREGO M.P., 2001. Análisis de las repercusiones edáficas de las repoblaciones por terrazas con *Pinus sylvestris* L. en Castilla y León y evaluación de su grado de integración ecológica en la provincia de Soria. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, Univ. de Navarra.
- MODREGO M.P., CRESPO A., ELENA-ROSSELLÓ R., en prensa. Terraced afforestation with *Pinus sylvestris* L. in Spain: a study of its effects on physical soil properties. *New Forests*.
- MODREGO M.P., HERNÁNDEZ A., 1992. Implicaciones edáficas de las repoblaciones por terrazas con *Pinus sylvestris* en Castilla y León. III Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Pamplona, 21 al 24 de septiembre, pp. 540-545.
- MONTERO DE BURGOS J.L., BARA S., RIGUEIRO A., 1989. Repoblación forestal y terrazas. Estudio realizado en el Principado de Asturias y en la provincia de Lugo. CEASA, 3 tomos.
- MONTERO DE BURGOS J.L., GONZÁLEZ J.L., 1981. Acciones y tecnologías para la defensa del medio natural. Restauración de espacios naturales y degradados. Forestación y reforestación (I y IV). En: Tratado del medio natural (Ramos J.L., ed.). Univ. Politécnica de Madrid, CEOTMA-INIA-ICONA. Tomo IV, pp. 57-114 y 131-172.
- MUÑOZ J., 2002. La incidencia de las repoblaciones forestales recientes (1948-1993) sobre los niveles de susceptibilidad a la erosión en la cuenca del Sorbe (Guadalajara. España). *Eria* 58, 205-219.
- NICOLÁS A., GANDULLO J.M., 1969. Ecología de los pinares españoles: II *Pinus sylvestris* L. IFIE, Madrid, 303 pp.
- ORTIGOSA L., 1990. Las repoblaciones forestales como estrategia pública de intervención en regiones degradadas de montaña. En: Geoecología de las áreas de montaña (García-Ruiz J.M., ed.). Geoforma Ediciones, Logroño, España, pp. 297-311.
- ORTIGOSA L., 1991. Las repoblaciones forestales en La Rioja: resultados y efectos geomorfológicos. Monografías científicas, nº 2. Geoforma Ediciones, Logroño, España, 149 pp.
- POLUNIN O., 1976. Trees and bushes of Britain and Europe. Oxford University Press, 208 pp.
- PUIGDEFÁBREGAS J., 1989. Evolución ecológica de las áreas reforestadas en el Pirineo Aragonés. Informe para la Diputación General de Aragón. Instituto Pirenaico de Ecología y Estación Agrícola de Aula Dei, CSIC.
- QUEREJETA J.I., ROLDÁN A., ALBALADEJO J., CASTILLO V., 1998. The role of mycorrhizae, site preparation, and organic amendment in the afforestation of a semiarid mediterranean site with *Pinus halepensis*. *For Sci* 44 (2), 203-211.
- QUEREJETA J.I., ROLDÁN A., ALBALADEJO J., CASTILLO V., 2000. Soil physical properties and moisture content affected by site preparation in the afforestation of a semiarid rangeland. *Soil Sci Soc Am J* 64, 2087-2096.
- QUEREJETA J.I., ROLDÁN A., ALBALADEJO J., CASTILLO V., 2001. Soil water availability improved by site preparation in a *Pinus halepensis* afforestation under semiarid climate. *For Ecol Manage* 149, 115-128.
- RALSTON C.W., 1964. Evaluation of forest site productivity. En: Internacional review of forestry research (Romberger J.A., Mikola P., eds). Academic Press, New York. Vol. 1, pp. 171-201.
- RIN U.C., CHIANG Y.C., YU F.C., 1977. An experiment of the effect of erosion control of horizontal path (terraces) in a Taiwan paulownia plantation. *Quarterly Journal of Chinese Forestry* 10 (2), 1-27.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1985. Mapa de las series de vegetación de España. Hoja nº 8-Burgos. MAPA-ICONA, Madrid.
- ROLDÁN A., QUEREJETA I., ALBALADEJO J., 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., CASTILLO V., 1996b. Survival and growth of *Pinus halepensis* Miller seedlings in a semiarid environment after forest soil transfer, terracing and organic amendments. *Ann Sci For* 53 (6), 1099-1112.
- RUBIO A., ELENA-ROSSELLÓ R., SÁNCHEZ O., BLANCO A., SÁNCHEZ F., GÓMEZ V., 2002a. Soil evaluation for *Castanea sativa* afforestation in Northeastern Spain. *New Forests* 23, 131-141.
- RUBIO A., SÁNCHEZ O., GÓMEZ V., GRAÑA D., ELENA-ROSSELLÓ R., BLANCO A., 2002b. Autoecología de los castañares de Castilla (España). *Invest Agrar: Sist Recur For* 11 (2), 373-393.
- SÁNCHEZ J.R., MANGAS V.J. ORTIZ C., ESCARRÉ A., 1991. Comparación de pérdidas erosivas entre tratamientos de reforestación en el SE de España. III Jornadas Nacionales de Ecología Terrestre. Asoc. Española de Ecología Terrestre, Área de Ecología, Facultad de Biología, Univ. de León, pp. 25-26.
- SÁNCHEZ O., BLANCO A., 1985. Un modelo de estimación del equivalente de humedad de los suelos. *Montes* 4, 26-30.
- SÁNCHEZ O., RUBIO A., BLANCO A., ELENA-ROSSELLÓ R., GÓMEZ V., 2003. Autoecología paramétrica de los hayedos de Castilla y León. *Invest Agrar: Sist Recur For* 12 (1), 87-110.

- SERRADA R., 1993. Apuntes de repoblaciones forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar, ETSIM, Madrid, 378 pp. + ilustraciones.
- SOIL SURVEY STAFF, 1988. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Soil Conservation Service, US Department of Agriculture, Robert E. Krieger Publishing Company, Malabar, Florida, 754 pp.
- TERNAN J.L., WILLIAMS A.G., ELMES A., FITZJOHN C., 1996. The effectiveness of bench-terracing and afforestation for erosion control on raña sediments in central Spain. *Land Degradation and Development* 7, 337-351.
- TRACI C., 1973. The resistance of some woody species to soil dryness on eroded sites in N. Dobrudja. *Revista Padurilor* 88 (7), 376-380.
- WILLIAMS A.G., TERNAN J.L., ELMES A., GONZÁLEZ DEL TÁNAGO M., BLANCO R., 1995. A field study of the influence of land management and soil properties on runoff and soil loss in central Spain. *Environmental Monitoring and Assessment* 37, 333-345.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D., 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. Agriculture Handbook nº 537. US Department of Agriculture, Washington D.C., 58 pp.