

# **Aplicación de fertilizantes orgánicos en la repoblación de zonas forestales degradadas de la Comunidad Valenciana**

**Alejandro Valdecantos Dema**

**Tesis de Doctorado**

**Facultad de Ciencias**

**Director:** Dr. D. Jordi Cortina i Segarra

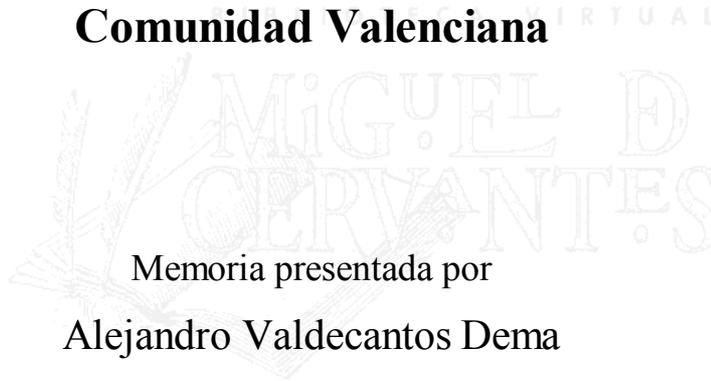
**2001**



**Universitat d'Alacant**  
**Universidad de Alicante**

Facultad de Ciencias  
Departamento de Ecología

**Aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos en  
la repoblación de zonas forestales degradadas de la  
Comunidad Valenciana**



Memoria presentada por

**Alejandro Valdecantos Dema**

para optar al grado de Doctor en Ciencias Biológicas

El director de la tesis,

Jordi Cortina i Segarra  
Profesor Titular de Ecología  
Universidad de Alicante

Alejandro Valdecantos Dema

Alicante, marzo de 2001

## AGRADECIMIENTOS

Afortunadamente para mí (no tanto para ellas), han sido numerosas las personas que se han visto involucradas en el desarrollo, y casi ejecución, de esta tesis, tanto a nivel profesional como personal. Vaya para ellas mi sentido agradecimiento.

Jordi Cortina no sólo ha sido el director de esta tesis. Además de enseñarme prácticamente cuanto sé de ecología, ha sido un paciente y metódico revisor de cuantas frases, datos y figuras fui elaborando. De modo que sé que es la tercera persona con más ganas de que esta tesis llegara a buen puerto. Gracias, Jordi.

Ramón Vallejo es la persona que me ayudó a dar los primeros pasos en la investigación forestal allá por 1992, permitiéndome observar la ecología forestal desde un punto de vista global y de gestión.

Antonio Escarré y Juan Bellot me dieron la oportunidad de empezar a aprender en el Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante y, junto con Ramón, orientaron el principio de mi investigación.

La familia Ortín, propietaria de la finca Bolinches-Gener de Ayora, me dió todo tipo de facilidades para la instalación de la parcela experimental allí ubicada, respetándola hasta la fecha. Rafael Ruano y Vicente pusieron a nuestra disposición y ayudaron a prospectar el terreno público del término de Ayora para la instalación de parcelas experimentales. EGEVASA y el personal de la EDAR de Ayora (especialmente Florencio) pusieron todo tipo de facilidades para que dispusiéramos del lodo en la forma que necesitábamos.

Mario Honrubia y Pilar Torres, del Departamento de Biología Vegetal de la Universidad de Murcia, me ayudaron a atreverme con las micorrizas.

Con Norberto compartí muchísimas horas de campo, coche, despacho y conversación respecto al trabajo y a cosas importantes, que uno no sabe lo que valen hasta que escasean.

M<sup>a</sup>Fran, Mayte, Vicente, Silvia y Nicolás me ayudaron mucho en todo lo referente al análisis nutricional de las muestras foliares. Si no fuera por ellos todavía estaría haciendo digestiones.

Mis compañeros del CEAM, presentes y pasados, han prestado su valiosa ayuda en campo, despacho y logística (tantos traslados como muestreos, casi), además de llegar, en muchas ocasiones, a implicaciones personales. Jaime y Joanet han compartido conmigo casi

todo lo compartible, desde los primeros kilómetros en Buñol hasta los últimos metros de la tesis. Susana me ha ayudado, no sabe cuánto, con los no pocos problemas estadísticos surgidos. David ha sido una ayuda inestimable que me permitió afrontar definitivamente la escritura de la tesis. Con Alberto he realizado con gusto numerosos informes de incendios y farragosas extracciones de planta. Con Carme, Nuria, José Miguel, Rosa, Esther, Jaume, Federico, Salva, Anna, Isabel, José Antonio, Juli, Santiago, Andreu y Roser he compartido momentos que conservo gratamente.

Los compañeros del Departamento de Ecología (Martín, Tere, M<sup>a</sup>Jesús, Bea, Fernando, Eva, Juanma, Cholo y Pepe) también han prestado su colaboración en trabajos de campo y laboratorio.

José Manuel, Chelo, Ángel y Mariavi han sufrido estoicamente los altibajos extralaborales que una tesis lleva asociados, soportándome y animándome a pesar de ello.

Rodrigo y mi padre, y, en general, toda mi familia, han sentido como suya esta investigación, dándome su apoyo y su disponibilidad a todo lo necesario. Sólo nos separan kilómetros.

Por último, las personas más importantes en todo lo que me rodea. Toñi me ha ofrecido todo su apoyo y aliento, su serenidad, paciencia y tolerancia, su visión de las cosas desde la distancia, siempre necesaria, y no sólo en la elaboración de esta tesis, sino desde mucho tiempo antes. Y Pedro, motor de absolutamente todo. A los dos, mil gracias.

Este trabajo de investigación ha contado con la inestimable financiación de los proyectos “La restauración de las zonas afectadas por incendios forestales de la Comunidad Valenciana (1991-1995)” y del “Programa I+D en relación con la restauración de la cubierta vegetal (1996-1999)”, financiados por la Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana, y los proyectos “Reclamation of Mediterranean ecosystems affected by wildfires – REMECOS (EV5V-CT94-0475)” y “Restoration of degraded ecosystems in mediterranean regions - REDMED (ENV4-CT97-0682)”, financiados por la Comisión Europea, desarrollados por el Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM) en colaboración con el Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante.

A Toñi, Pedro y María

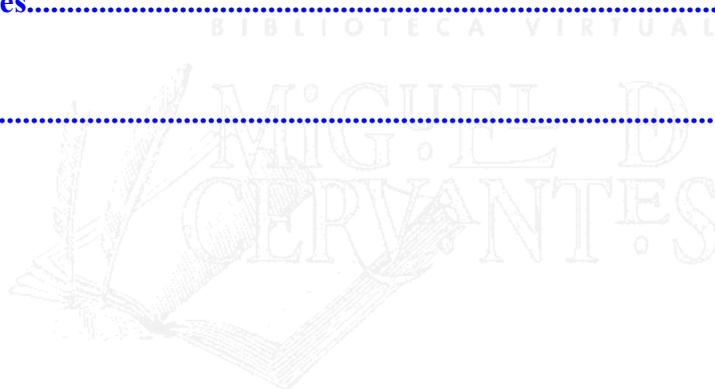


# ÍNDICE

<b>Introducción General.....</b>	<b>1</b>
<b>1. Estado nutricional de repoblaciones jóvenes.....</b>	<b>11</b>
Introducción.....	11
Material y Métodos.....	15
Resultados.....	18
Estado nutricional de repoblaciones.....	18
Evaluación indirecta de limitaciones nutricionales.....	29
Discusión.....	30
Conclusiones.....	37
<b>2. Estado nutricional de repoblaciones tras fertilización inorgánica.....</b>	<b>39</b>
Introducción.....	39
Material y Métodos.....	42
Resultados.....	45
Abril 1998.....	45
Octubre 1998.....	53
Discusión.....	58
Conclusiones.....	64
<b>3. Efectos de la fertilización inorgánica sobre la supervivencia, morfología y plasticidad de los plántones de repoblación.....</b>	<b>67</b>
Introducción.....	67
Material y Métodos.....	69
Resultados.....	71
Supervivencia.....	71
Altura.....	75
Diámetro basal.....	81
Morfología foliar.....	88

Abril 1998.....	88
Octubre 1998.....	89
Distribución de la biomasa.....	90
Desarrollo de la vegetación espontánea en el hoyo de plantación.....	92
Discusión.....	94
Conclusiones.....	101
<b>4. Estado nutricional de repoblaciones enmendadas con biosólidos.....</b>	<b>103</b>
Introducción.....	103
Material y Métodos .....	105
Resultados.....	108
Abril 1998.....	108
Octubre 1998.....	115
Discusión.....	121
Conclusiones.....	125
<b>5. Efectos de la aplicación de lodos de depuradora sobre la supervivencia, morfología y plasticidad de los plantones de repoblación.....</b>	<b>127</b>
Introducción.....	127
Material y Métodos.....	129
Resultados.....	130
Supervivencia.....	130
Altura.....	133
Diámetro basal.....	138
Morfología foliar.....	144
Abril 1998.....	144
Octubre 1998.....	145
Distribución de la biomasa.....	146
Desarrollo de la vegetación espontánea en el hoyo de plantación.....	149
Discusión.....	150
Conclusiones.....	161

<b>6. Supervivencia y crecimiento de plántones de <i>Pinus halepensis</i> en clima semiárido tras aplicación de compost urbano y micorrización en vivero.....</b>	<b>163</b>
Introducción.....	163
Material y Métodos.....	165
Resultados.....	167
Discusión.....	171
Conclusiones.....	173
Anejos.....	174
<b>Consideraciones finales.....</b>	<b>177</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>183</b>



## INTRODUCCIÓN GENERAL

El fuego es una de las principales perturbaciones que sufren los ecosistemas mediterráneos. El incremento de la superficie afectada por los incendios forestales se debe, en parte, al abandono de los terrenos agrícolas (Lepart y Debussche, 1992; Moreno *et al.*, 1998) que se ven invadidos por especies colonizadoras (pinos y matorral heliófilo) (Puigdefábregas y Mendizábal, 1998) generando masas continuas, densas y coetáneas. El abandono de tierras se ve estimulado por las políticas económicas que tratan de reducir excedentes agrarios sin que existan programas simultáneos de selvicultura preventiva sobre las acumulaciones de combustible que se generan (MMA, 2000). La Comunidad Valenciana ha sufrido en las últimas décadas un incremento notable en el número de grandes incendios forestales, que ha conducido a un cambio drástico en el paisaje vegetal, en el que se han visto notablemente disminuidas las comunidades arboladas en favor de arbustivas caracterizadas por una alta inflamabilidad (Vallejo, 1997; Pausas, 1999). La mayoría de los ecosistemas mediterráneos tienen cierta capacidad de recuperarse después de las perturbaciones (resiliencia). Sin embargo, la coincidencia de diferentes tipos de perturbaciones y la elevada recurrencia de éstas, en un marco de condiciones climatológicas particularmente adversas, puede suponer la degradación del medio hasta extremos que hace que la recuperación espontánea sea improbable a corto plazo (Aronson *et al.*, 1993). En algunas zonas de la Comunidad Valenciana la recurrencia de incendios forestales ha sido tremendamente elevada (4-5 fuegos en 20-30 años) por lo que esta afirmación es especialmente relevante.

Los incendios forestales suponen la volatilización de la mayor parte del nitrógeno contenido en la parte aérea de la vegetación y superficie del suelo (Serrasolsas, 1994; García Cano, 1998). La repetición de esta perturbación puede suponer un descenso de hasta el 85 % del contenido de N en el suelo forestal (Binkley *et al.*, 1992), con un aumento de la inmovilización de N y disminución de la disponibilidad de este nutriente (Bell y Binkley, 1989). Por otra parte, la desaparición de la cubierta vegetal protectora tras el incendio permite que las lluvias otoñales puedan provocar la decapitación de los horizontes superficiales con la consiguiente merma del almacén de nutrientes disponibles (García Cano, 1998). Por último, quizás el factor que más rápida y efectivamente pueda promover la degradación del suelo tras

el incendio es la formación de costras físicas superficiales, suficientemente consolidadas para interferir en los flujos de agua, carbono y nutrientes, y obstaculizar el establecimiento de especies germinadoras (Llovet *et al.*, 1994; Bautista, 1999).

Raramente se ha descrito en la bibliografía la disminución de la fertilidad del suelo y la productividad de ecosistemas mediterráneos afectados por el fuego, y de hecho, algunas experiencias parecen sugerir una notable resiliencia de estas comunidades (Keeley, 1986), resiliencia ejemplar que se ha tomado como norma. Sin embargo, estudios más recientes realizados en la Comunidad Valenciana (Ferran *et al.*, 1998) sugieren que determinado régimen de perturbaciones puede tener una incidencia negativa sobre la productividad de comunidades a priori más resilientes, como los coscojares. Este efecto también ha sido descrito en sistemas dominados por herbáceas (Seastedt *et al.*, 1991).

Además de los incendios forestales, otros usos del suelo como el pastoreo o el laboreo, pueden tener un efecto negativo sobre la fertilidad del suelo. En relación a la agricultura, la reducción de los aportes de materia orgánica, junto a la destrucción de agregados, supone la rápida disminución del contenido de materia orgánica de los suelos (Figura 1), especialmente de la materia orgánica más fresca y mineralizable, con la consiguiente pérdida de fertilidad. Se debe añadir, además, la erosión producida por acción de la lluvia o por la propia acción del labrado que puede ser especialmente relevante en pendientes. Esta pérdida de fertilidad es paliada con aportes de nutrientes inorgánicos. Sin embargo, el abandono de estos cultivos deja suelos infértiles que, en casos extremos, pueden ralentizar la sucesión post-abandono.

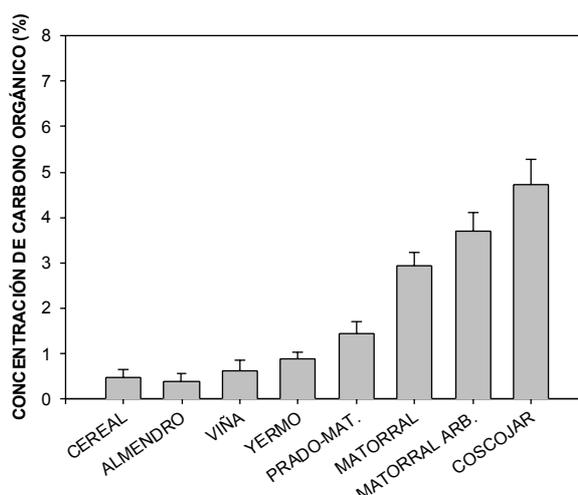


Figura 1. Concentración de carbono orgánico en suelos superficiales (profundidad de arado: 10-20 cm) bajo diferentes tipos de cubierta vegetal en medios mediterráneos secos a semiáridos. Los datos provienen de una revisión inédita. Se indica la media y el error típico de los siguientes tipos: *Cereales* (N=4), *Almendro* (N=5), *Viña* (N=4), campos agrícolas abandonados y suelos muy degradados: *Yermo* (N=17), prados y matorrales de cubierta discontinua como espartales y matorrales gipsófilos: *Prado-Mat.* (N=15), matorrales continuos—muchos de ellos aulagares: *Matorral* (N=9), el mismo tipo de formaciones pero con un estrato arbóreo de pino carrasco o encina: *Matorral Arb.* (N=21) y comunidades dominadas por *Q. coccifera*: *Coscojar* (N=3).

Las zonas más críticas de cara a la desertificación son las que presentan menos de 600 mm de lluvia, condiciones de estrés hídrico crónico, y alta variabilidad e intensidad de las precipitaciones. En general, en todas las regiones de clima Mediterráneo, el agua es el factor limitante en verano y otoño mientras que los nutrientes lo son durante todo el año (di Castri, 1981). En la Comunidad Valenciana la probabilidad de tener un periodo de 30 ó más días sin precipitaciones significativas (5 mm) durante el periodo normal de plantaciones (otoño-invierno) es del 60 %, y la probabilidad de un periodo de más de 2 meses sin lluvia en primavera-verano es del 50 % (Vallejo *et al.*, 2000).

Además de la reducción del factor o factores causantes de estrés, una de las herramientas más poderosas para mitigar la degradación del suelo es la reforestación. Uno de los principales objetivos de la restauración es la recuperación de especies adaptadas a las condiciones ambientales de cada estación, que no han sido capaces de resistir las perturbaciones a la que estas zonas han sido sometidas, y que, por tanto, han desaparecido o su población se ha visto reducida notablemente. En términos generales, la restauración se aplica para detener la

degradación de un ecosistema, y para promover su regeneración considerando la función y estructura del mismo (Bradshaw y Chadwick, 1988; Vallejo *et al.*, 2000). La restauración se concibe una vez que la degradación antrópica ha acabado, si la regeneración natural es improbable o demasiado lenta (Mesón y Montoya, 1993), y sobre todo, cuando la ausencia de intervención puede conducir a posteriores degradaciones. El objetivo de los esfuerzos de restauración no debe ser un ecosistema artificial sino un bosque estable, como una base para su gestión (Kilian y Fanta, 1998). Con este objetivo, es preferible la introducción de especies autóctonas, evitando futuros problemas con especies exóticas (Zobel *et al.*, 1987), a la vez que es necesario introducir diversidad específica en aquellas condiciones ambientales que lo permitan (De Simón *et al.*, 1993; Vilagrosa *et al.*, 1997a). En ambientes Mediterráneos es aconsejable la utilización de especies esclerófilas rebrotadoras (Vallejo y Alloza, 1998, Vallejo, 1999) que mejoren la resistencia y resiliencia del ecosistema frente a nuevas perturbaciones. Si bien en la España Mediterránea los trabajos de repoblación tradicionales se han basado en la introducción de coníferas (Gordo y Gil, 1990), entre otras causas, por la escasa tecnología requerida para la producción de plantones a gran escala y por la rusticidad de estas especies.

Los suelos Mediterráneos son proclives a sufrir procesos de degradación y desertificación debido a la topografía accidentada y a las características climáticas, a la vez que al uso antrópico de los mismos desde hace miles de años. Los suelos forestales mediterráneos suelen ser poco profundos, pedregosos, discontinuos, de estructura pobre, y suelen presentar escaso contenido en materia orgánica. Los suelos de la cuenca Mediterránea presentan, en general, bajos contenidos de materia orgánica y una proporción relativamente baja de sustancias húmicas, consecuencia de que existe un predominio de los procesos de mineralización sobre los de humificación (Vallejo *et al.*, 1998). La mayoría de los suelos forestales de la Comunidad Valenciana se desarrollan sobre roca madre carbonatada: un 55 % sobre calizas duras y dolomías, y un 35 % sobre margas y otras rocas blandas (Vallejo y Alloza, 1998). Sobre calizas es frecuente encontrar suelos poco profundos y descarbonatados, con abundantes afloramientos, permitiendo el desarrollo de una vegetación dominada por especies rebrotadoras, en parte debido a la ausencia de prácticas agrícolas sobre este tipo de suelos. Por otro lado, los suelos sobre margas y coluvios margo-calizos suelen presentar altos niveles de

carbonatos y mayor profundidad que los calizos, sobre ellos crece vegetación dominada por especies arbustivas de estrategia germinadora, ya que estos suelos con frecuencia han sido cultivados, con la consiguiente eliminación de la parte subterránea de especies rebrotadoras (Vallejo y Alloza, 1998). Las formaciones de margas y los suelos desarrollados a partir de ellas constituyen el substrato litológico con mayor riesgo de degradación en el área Mediterránea. Entre las características de estos suelos se puede citar la baja permeabilidad, el escaso contenido en materia orgánica, o la tendencia a la compactación y encostramiento superficial. El estado nutricional del suelo se revela como uno de los factores ecológicos más importantes en el control de la supervivencia y el crecimiento de la vegetación esclerófila mediterránea, particularmente para duraciones de sequía intermedias (Vallejo *et al.*, 2000). Los suelos desfavorables desde el punto de vista físico (o muy poco profundos) necesitan reservas de nutrientes más abundantes para asegurar convenientemente la nutrición de las plantas, y la fertilización es una garantía contra las consecuencias de los impedimentos físicos (Coppenet y Juste, 1987).

La fertilización genera, frecuentemente, una respuesta positiva en la vegetación forestal, especialmente cuando se encuentra en fases de crecimiento exponencial, siendo una técnica silvicultural empleada frecuentemente en el sector forestal más productivo (Bonneau, 1986; Miller, 1990; Binkley, 1993). Sin embargo, en ambiente Mediterráneo, la baja rentabilidad y los riesgos ambientales asociados a la fertilización (principalmente, la eutrofización de acuíferos) ha supuesto que esta práctica se aplicase tan sólo a plantaciones forestales de especies de crecimiento rápido como *Pinus radiata*, *Populus* sp o *Eucalyptus* sp (Camps y Bonany, 1997). Algunas experiencias de aplicación de fertilizantes inorgánicos a diferentes especies vegetales mediterráneas han revelado que el fósforo es el nutriente más limitante para el desarrollo vegetal en la cuenca mediterránea (Mamolos *et al.*, 1995; Henkin *et al.*, 1996; Sardans, 1997; Henkin *et al.*, 1998; Fons y Vallejo, 2000; Huesca *et al.*, 2000). Sin embargo, existen comunidades vegetales, como encinares adultos o matorrales heliófilos, que han mostrado mayor respuesta a la fertilización nitrogenada que a la aplicación de fósforo (Sabaté y Gracia, 1994; Rodà *et al.*, 1999; Fons y Vallejo, 2000; Huesca *et al.*, 2000).

La sociedad humana produce residuos con altos contenidos en nutrientes como son los productos de la depuración de aguas residuales y los residuos sólidos urbanos (biosólidos). La implementación de la Directiva 91/271/CEE de la UE sobre tratamientos de aguas residuales urbanas, contemplada en el Plan de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana, supondrá la depuración de las aguas en todos los núcleos urbanos de más de 500 habitantes (el 99 % de la población), con la acumulación de enormes cantidades de productos de depuración que traerá asociada. Por tanto, se dispondrá (y se dispone) de una fuente de nutrientes cuya reutilización supondría dar un uso alternativo a un residuo excedentario.

En general, la adición de materia orgánica a suelos degradados produce una mejora en las propiedades físicas del suelo (mayor infiltración, capacidad de retención de agua, estabilidad estructural) y químicas, traducidas en un aumento de la productividad del mismo (Albaladejo y Díaz, 1990). La aplicación de materia orgánica es posiblemente la opción más adecuada pues alivia la limitación más importante (la falta de agua disponible para las plantas), contribuye a la mejora de la estructura del suelo e incrementa los nutrientes (Albaladejo, 1995). La utilización de los productos de depuración del agua en el medio forestal es modesta en comparación con el vertido y con el uso agrícola de los mismos. Por ejemplo, en la provincia de Alicante se ha llegado a emplear en este último sector hasta 6 Hm<sup>3</sup> de aguas residuales (Martín Mateo, 1996). El uso de lodos de depuradora en medios forestales era una práctica común en EE.UU. a mediados de los 80 (Urie, 1985; Bastion, 1986), habiéndose utilizado anteriormente en rehabilitación de extracciones mineras (Sopper y Kerr, 1979; Slick y Curtis, 1985). También Australia y Nueva Zelanda tienen tradición en el uso de aguas residuales en plantaciones forestales y bosques naturales (Stewart *et al.*, 1986; Barton *et al.*, 1987; Adams *et al.*, 1991; Benyon *et al.*, 1991; Constantini *et al.* 1995; Loch *et al.*, 1995). En la Unión Europea, la reutilización de los productos de depuración de aguas en el medio forestal y en la recuperación de suelos se ha practicado en países como el Reino Unido, Holanda, Francia, Alemania e Italia (Moffat y Bird, 1989; Aubert, 1990; Moffat *et al.*, 1991; Buning, 1992; Pibot, 1998). Por ejemplo, el 1 % de los biosólidos producidos en Gran Bretaña se reutilizan en el sector forestal (Williams, 1998), y el 20 % de los que se produjeron en 1988 en Holanda se dedicaron a la restauración de suelos y al compostaje (Buning, 1992). En España se han realizado experiencias de este tipo en la Depresión del Ebro, Galicia,

Murcia, Madrid y en la Comunidad Valenciana (Ibáñez *et al.*, 1994; Escudero Alameda *et al.*, 1997; Herrero Cardillo *et al.*, 1997; Rigueiro Rodríguez *et al.*, 1997; Martínez *et al.*, 1999; Navas *et al.*, 1999). Además, existe una notable experiencia en la utilización de biosólidos en la restauración de canteras en Cataluña (Alcañiz *et al.*, 1996; Sort, 1997).

La potencialidad de la utilización de biosólidos en trabajos de reforestación es alta. Una primera aproximación se puede realizar suponiendo la posibilidad de aplicación de biosólidos a la décima parte de la superficie a reforestar en la Comunidad Valenciana durante el periodo 1994-1999 (Generalitat Valenciana, 1995) a una dosis de 10 kg de peso seco por planta, en un marco de plantación de 1.000 pies ha<sup>-1</sup>. Esto representaría la utilización de 100.000 toneladas de biosólidos, a lo que habría que añadir la cantidad aplicada, con la misma dosis, a cultivos abandonados acogidos a la PAC. Si bien esta aproximación es simplista y, seguramente, sobreestimada, es de destacar que el biosólido potencialmente utilizable en reforestaciones es del mismo orden de magnitud que el producido en la Comunidad Valenciana de calidad suficiente para ser utilizado en prácticas agrícolas.

El pino carrasco (*Pinus halepensis*) es la especie arbórea dominante en la Comunidad Valenciana, ocupando más de 280.000 ha (45 % de la superficie forestal). La encina carrasca (*Quercus ilex* ssp. *ballota*) es la frondosa más abundante (31.000 ha que representan el 5 % de la superficie forestal) (Generalitat Valenciana, 1999). La distribución de *Pinus halepensis* Mill. es principalmente del Mediterráneo Occidental, siendo en el Norte de Africa donde consigue su máxima extensión, y encontrándose desde la costa hasta las montañas próximas al Sahara (Quézel, 2000). En la Península Ibérica se encuentra en las franjas litorales de Cataluña, Comunidad Valenciana, Murcia y Andalucía Oriental. En el interior ocupa zonas en los valles altos de los ríos Tajo, Guadiana y Guadalquivir, así como en la Depresión del Ebro (Herranz Sanz, 2000). En general, los pinos son agresivos colonizadores post-perturbación (Richardson y Rundel, 1998), siendo evidente el carácter pionero de las coníferas y su adaptabilidad a suelos pobres (Mesón y Montoya, 1993). En las últimas décadas, y debido al abandono de terrenos agrícolas, ha colonizado miles de hectáreas de antiguos cultivos, donde *P. halepensis* juega un papel muy importante como especie pionera (Barbéro *et al.*, 1998). Es una especie poco exigente con los recursos y se desarrolla principalmente en suelos calizos y

margosos, aunque también se encuentra en suelos fisurales calizos y *terra rossa*. En suelos ácidos suele estar desplazado por *P. pinaster* y suele estar ausente en arenas, yesos y suelos salinos. Se encuentra principalmente en los pisos termo y mesomediterráneo, pero dependiendo de condiciones ecológicas puntuales puede llegar a los pisos supra e, incluso, oromediterráneo. El rango altitudinal de esta especie es desde el nivel del mar hasta los 800 m, si bien existen colonias aisladas a 2600 m snm en el Atlas. La mayor abundancia del pino carrasco desde el punto de vista ombroclimático se da desde el semiárido al húmedo. En zonas de mayor precipitación sufre competencia con otras especies arbóreas. Se considera especie de transición incapaz de reproducirse en su propio sotobosque, siendo reemplazado por *Q. ilex* o *Q. pubescens* en ausencia de incendios y otras perturbaciones (Barbéro *et al.*, 1998). La regeneración espontánea de esta especie tras incendios forestales se produce siempre mediante semillas: dispersadas previamente al fuego y enterradas en el suelo, las que se liberan de las piñas una vez el fuego ha pasado, y las procedentes de piñas de árboles no quemados dentro del perímetro del incendio (Trabaud, 2000).

Existen dos subespecies de *Quercus ilex*: *Q. ilex* ssp *ilex* y *Q. ilex* ssp *ballota* (Desf.)<sup>1</sup>, que pueden hibridar y que mantienen rangos de distribución diferentes: la primera en franjas costeras y la segunda principalmente en el interior. *Q. ilex* es una frondosa de crecimiento lento, tolerante a la sombra (Montoya, 1993), con moderada resistencia al estrés hídrico (Tretiach, 1993), siendo dominante en etapas maduras de la sucesión. Se le considera circum-Mediterránea, encontrándose, principalmente, en los pisos termo, meso y supramediterráneo de climas semiárido a subhúmedo (Rivas Martínez, 1987). Está ausente en zonas donde la sequía estival es muy severa. En buena parte de la Península Ibérica es indiferente al substrato edáfico aunque en áreas más al Norte prefiere suelos calizos y solanas en las que puede competir satisfactoriamente con especies caducifolias (Terradas, 1999). Raramente se le encuentra en altitudes inferiores a 350 m snm y superiores a 1.800 m, aunque en el Atlas alcanza los 2.700 m. La sobreexplotación agrícola y ganadera, así como la extracción de cepas para carboneo, ha contribuido a la degradación de las masas de esta especie. Tras perturbaciones como el fuego, *Quercus ilex* puede presentar una capacidad de rebrote

---

<sup>1</sup> En la presente experiencia se han utilizado plantones de *Quercus ilex* ssp *ballota*, pero nos referiremos a ella con el epíteto específico.

vigorosa, presentando dificultades en su establecimiento por semilla debido al rango estrecho de condiciones ambientales en los que ésta es posible, sobre todo a altas intensidades de luz (Espelta, 1996), como ocurre después de un incendio.

Hechas estas consideraciones, el presente trabajo pretende evaluar el estado nutricional de repoblaciones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* en terrenos afectados por incendios forestales, y el efecto de la aplicación de fertilizantes orgánicos (lodos de depuradora y compost de residuos sólidos urbanos) e inorgánicos a los hoyos de plantación.

En el **primer capítulo** de la memoria se hace una evaluación del estado nutricional de plantaciones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en la zona termo y mesomediterránea seca de la Comunidad Valenciana sobre suelos calizos y margosos.

En los **capítulos 2 y 3** se evalúa, en este orden, el estado nutricional, y la supervivencia y crecimiento de plantaciones experimentales a las que se aplicó nitrógeno y fósforo en forma de fertilizantes inorgánicos.

En los **capítulos 4 y 5** se describe el efecto de la aplicación de biosólidos sobre el estado nutricional y la eficiencia en el uso del agua, y sobre la supervivencia y crecimiento de plantones de las dos especies forestales seleccionadas.

Finalmente, el **capítulo 6** muestra el efecto de la aplicación de compost de residuos municipales y de la micorrización controlada en vivero sobre la supervivencia y el crecimiento de plantones de *Pinus halepensis* introducidos en medio mesomediterráneo semiárido.

## CAPÍTULO 1. ESTADO NUTRICIONAL DE REPOBLACIONES FORESTALES

### INTRODUCCIÓN

En líneas generales, los suelos de las cinco zonas de clima Mediterráneo del mundo se pueden diferenciar en dos grupos: Suráfrica y Australia, donde abundan los suelos muy evolucionados (paleosuelos), y la Cuenca Mediterránea, California y Chile, con suelos menos evolucionados debido a los procesos jóvenes de orogenia (Bradbury, 1981; Vallejo *et al.*, 1998). En estas últimas regiones también se encuentran paleosuelos aunque pueden estar enterrados o recarbonatados. Entre estos paleosuelos se encuentran los suelos rojos mediterráneos o fersialíticos (*terra rossa*), suelos que, por otra parte, están presentes en las cinco zonas mencionadas. En general, los suelos de las áreas de montaña son poco evolucionados debido a la elevada tasa de erosión en relación a la de formación de suelo, y por ello suelen mostrar perfiles poco profundos y sus propiedades y la disponibilidad de N y P edáfico suelen estar muy relacionadas con las de la roca madre (Vallejo *et al.*, 1998). Buena parte de la superficie de la Comunidad Valenciana está ocupada por suelos desarrollados sobre margas y calizas (Guerra *et al.*, 1966; citado en Rivas-Martínez, 1987). La mayoría de los suelos forestales de la Comunidad Valenciana se desarrollan sobre estos substratos, estando el 55 % formados a partir de dolomías y calizas duras, y el 35 % a partir de margas y otras rocas blandas (Vallejo y Alloza, 1998). Pese a la heterogeneidad de substratos englobados en los términos anteriores y pese a la diversidad de categorías taxonómicas que abarcan, se pueden identificar algunas propiedades generales de los suelos desarrollados a partir de margas y calizas, propiedades que pueden ser muy relevantes para el desarrollo de la vegetación. Así, los primeros suelen generar suelos carbonatados más compactos, y los segundos, suelos pardo-rojizos fisurales pedregosos y bien estructurados (Abad *et al.*, 1997).

En unas mismas condiciones ambientales, los suelos de texturas más finas tienen cierta tendencia a acumular más materia orgánica que los de texturas más gruesas (Oades, 1988). El aumento de la proporción de la fracción limosa produce cierta ralentización sobre los procesos de mineralización y humificación de la materia orgánica (Duchaufour, 1995), probablemente como consecuencia de la protección física dentro de los agregados. El resultado sería una

disminución de la mineralización de nutrientes, como mínimo hasta que la aparición de perturbaciones expusiera de nuevo esta materia orgánica. Por otra parte, en suelos más arcillosos el agua estaría retenida más fuertemente por las partículas finas, reduciendo la disponibilidad de la misma (Baven *et al.*, 1972) al aumentar el punto de marchitez permanente (Marshall y Holmes, 1988). Este efecto se puede observar en la relación negativa observada entre la supervivencia de los plantones y la proporción de la fracción fina del suelo (Vilagrosa *et al.*, 1997a; Vilagrosa *et al.*, 2001), así como en la respuesta de plantones introducidos en suelos desarrollados a partir de margas y calizas (Vilagrosa *et al.*, 1997a). La litología también puede afectar a la acumulación de horizontes orgánicos (Fons, 1995), variabilidad que puede estar relacionada con la acumulación de gravas superficiales y la génesis de humus del tipo xeromoder (Ferran *et al.*, 1991b; Fons, 1995; Casals *et al.*, 2000). Otras diferencias en la acumulación de horizontes orgánicos estarían relacionadas con los efectos de los incendios, pues en margas se puede producir combustión total de los horizontes orgánicos, mientras que en calizas la elevada pedregosidad superficial podría proteger el horizonte H de la acción del fuego (Ferran *et al.*, 1991a).

Los suelos desarrollados sobre margas son especialmente susceptibles a pérdidas erosivas (López-Bermúdez y Albaladejo, 1990), sobre todo después de perturbaciones como el fuego (Ferran *et al.*, 1991a). Estas pérdidas, debidas a la disminución de la infiltración e incremento de la escorrentía y de la producción de sedimentos (Vallejo *et al.*, 2000), se ven favorecidas por el sellado de la superficie del suelo tras eventos de fuertes lluvias post-incendio (Llovet *et al.*, 1994) y la concentración de la escorrentía. Los suelos desarrollados sobre calizas presentan alta estabilidad incluso tras perturbaciones como los incendios (Ferran *et al.*, 1991a; Serrasolsas, 1994), con altas tasas de infiltración, y baja escorrentía superficial y producción de sedimentos (Cerdà, 1995).

La relación entre las propiedades del suelo y el estado nutricional de las plantas depende en gran medida de factores como el clima, y las prácticas de manejo actuales y pasadas. En general, el nitrógeno suele ser el elemento más limitante en ecosistemas templados (Attiwill y Adams, 1993), mientras que en ambientes tropicales suele ser el P en mayor medida (Huante *et al.*, 1995b; Vitousek, 1998). En suelos carbonatados es bien conocida la baja concentración

de P disponible consecuencia de fenómenos de precipitación y adsorción (Sample *et al.*, 1980; Dutil, 1987). Por otra parte, en suelos carbonatados forestales, el P orgánico, accesible a través de fosfatasas, podría tener especial importancia en la nutrición vegetal (Carreira *et al.*, 1997). Además de la limitación por P, si los suelos han sido degradados hasta extremos en los que el contenido de materia orgánica sea muy bajo (decapitación total de los horizontes superiores, laboreo intenso y a largo plazo), cabe pensar que el N pueda llegar a ser limitante. La frecuencia de leguminosas en las primeras fases de la sucesión primaria (Arianoutsou y Ne'eman, 2000) así lo sugieren, y de hecho las leguminosas suelen formar parte de la mezcla de herbáceas que se utiliza para la revegetación de taludes y canteras abandonadas (Bradshaw y Chadwick, 1988; Bautista, 1999). Después del incendio también cabe la posibilidad de que la disponibilidad de P aumente respecto a la de N (Serrasolses, 1994; García Cano, 1998). Esta variación podría ser la causa del incremento de leguminosas herbáceas en las primeras fases de la sucesión post-incendio en el Mediterráneo Oriental (Arianoutsou y Ne'eman, 2000), aunque no parece ser un factor decisivo en el Mediterráneo Occidental (Pausas *et al.*, 1999).

Se pueden establecer ciertas relaciones entre variables nutricionales edáficas y concentraciones de nutrientes en tejidos vegetales (Canadell y Vilà, 1992; Fons, 1995), relaciones que pueden seguir un comportamiento asintótico o de saturación (Mengel y Kirkby, 1987). También hay que tener en cuenta que los requerimientos nutricionales varían con la especie que se considere. Por ejemplo, las coníferas suelen encontrarse en sitios menos fértiles, con baja disponibilidad de P edáfico, pero pueden compensar esta situación con una utilización eficiente de este elemento dentro del ecosistema (Ballard, 1980). La concentración de nutrientes en especies caducifolias suele ser mayor que en perennifolias (Aerts, 1996), una diferencia que puede estar asociada a la acumulación de tejidos de sostén y protección, con un contenido nutricional bajo. De los distintos elementos nutricionales, unos (e.g. el P) presentan mayor relación entre su absorción y su disponibilidad en los suelos que otros (e.g. Ca y Mg) (Reid, 1980). Además, pueden producirse fenómenos sinérgicos dentro de la nutrición forestal: el aumento en la disponibilidad de un nutriente provoca cambios en las propiedades del suelo o en el funcionamiento de la planta que permiten la mejora en los niveles de otros nutrientes. También se puede producir el efecto contrario, es decir, antagonismo. Por ejemplo,

el aumento de la disponibilidad de un catión (como el Mg) puede disminuir los niveles en planta de otros (Ca, Na, K). El K es el catión más eficiente en esta competencia, y, en ausencia del mismo, la absorción de los otros cationes es mayor debido a que la competencia es menos severa. El efecto antagonista entre aniones es menos común, aunque, por ejemplo, la absorción de  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  puede ser estimulada por una disminución de la absorción de nitratos (Kirkby y Knight, 1977). La interacción entre los recursos edáficos agua y nutrientes puede ser relevante al evaluar la relación entre el suelo y la vegetación (Vallejo *et al.*, 1998). En un trabajo de fertilización y eliminación de la vegetación competidora de *Eucalyptus marginata* en el Mediterráneo australiano se observó que en zonas con un potente estrato arbustivo el déficit hídrico era mayor que en zonas donde éste estaba menos desarrollado, siendo de menor importancia la fertilización inorgánica (Stoneman *et al.*, 1995). La absorción de varios nutrientes depende de la respiración radicular, generando baja absorción en suelos con poca aireación, y viceversa, suelos con buenas condiciones de humedad favorecen el transporte de nutrientes a las raíces, aumentando la absorción, siendo más dependiente de estas condiciones que del estado nutricional de los suelos (Mengel y Kirkby, 1987). Se ha observado también que durante un periodo de sequía la superficie del suelo se seca, produciendo deficiencia nutricional en P (Hanway y Olson, 1980).

Trabajos de fertilización en suelos de regiones Mediterráneas han dado como resultado incrementos en la productividad (di Castri, 1981; Godron *et al.*, 1981; Specht, 1981; Witkowski *et al.*, 1990; Mamolos *et al.*, 1995; Henkin *et al.*, 1996), lo cual puede interpretarse como una limitación del crecimiento por el estado nutricional deficiente de los suelos, a pesar de ser el agua el recurso más limitante en ecosistemas Mediterráneos. Mamolos *et al.* (1995) observaron que la productividad de unos prados en Grecia estaba limitada tanto por N como por P, aunque la respuesta de las distintas especies a la fertilización no era la misma. En Israel se ha observado que el P es el factor clave para la producción en una población de *Sarcopoterium spinosum* (Henkin *et al.*, 1996; Henkin *et al.*, 1998). En España se ha descrito que la mayor limitación del crecimiento de individuos de especies forestales es debida a la disponibilidad de P, tanto en árboles como *Pinus halepensis* (Fons, 1995; Sardans, 1997; Serrano, datos no publicados), *P. radiata* (Romanyà y Vallejo, 1996), o *Quercus ilex* (Sardans, 1997), como en arbustos fijadores de N como *Genista scorpius* (Fons

y Vallejo, 2000) o *Ulex parviflorus* (M. Huesca, com. pers.). También el N parece limitar el crecimiento y la producción de comunidades forestales mediterráneas, especialmente sobre substratos no carbonatados (Romanyà y Vallejo, 1996; Rodà *et al.*, 1999). Sin embargo, es interesante destacar que bajo las mismas condiciones edáficas algunas especies estarían más limitadas por N (M. Huesca, com. pers.). Esta limitación podría estar relacionada con una elevada eficiencia en la captura de P (Carreira *et al.*, 1991).

Las técnicas para mejorar el establecimiento de plántulas en condiciones de limitación hídrica han enfatizado, obviamente, la captura y almacenamiento de agua disponible (diferentes técnicas de preparación del terreno, hidrogeles, mulching) y la reducción de la irradiación (tubos protectores), además de la protección contra la herbivoría y la competencia. Muy raramente se ha considerado la posibilidad de aplicar enmiendas que supongan una mejora del estado nutricional de las plantas. Detrás de esta decisión está la consideración de que el problema que se debe solucionar es el de la disponibilidad hídrica y que sólo se puede conseguir de manera directa. Sin embargo, además de la relación negativa entre sequía y disponibilidad de nutrientes descrita anteriormente, existen numerosas evidencias de una relación negativa entre eficiencia en el uso del agua y del nitrógeno (e.g. Aber y Melillo, 1991), y de que la mejora en el estado nutricional permite una mejora en el uso del agua (Linder y Rook, 1984; Lambers *et al.*, 2000).

Como un primer paso para determinar el interés de la fertilización como técnica para facilitar el establecimiento de plántulas en el campo, se ha planteado una evaluación del estado nutricional de individuos de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* 53 meses después de ser introducidos en el campo sobre substrato calizo y margo-calizo.

## **MATERIAL Y MÉTODOS**

En invierno de 1992/93 se establecieron 8 parcelas experimentales de repoblación con plántulas de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex*. Todas ellas se instalaron en zonas afectadas por incendios forestales producidos en el verano de 1991, con ombroclima seco (350-600 mm de precipitación media anual, según Rivas-Martínez, 1987), en laderas con orientación S. Con

ello se pretendía situarnos en las peores condiciones ambientales para el éxito de las repoblaciones. Se tuvieron en cuenta dos factores en la selección de las parcelas: el termoclima y el substrato litológico (margas y calizas), estableciéndose dos parcelas en cada una de las situaciones. Los termoclimas considerados fueron mesomediterráneo (13 – 17°C de temperatura media anual) y termomediterráneo (17 – 19°C) (según Rivas-Martínez, 1987). Las características físico-químicas de las parcelas se muestran en las Tablas 1 y 2.

Tabla 1. Propiedades químicas y clase textural de los hoyos de plantación (0-10 cm). Media y error típico (entre paréntesis) de 4 muestras compuestas de 4 réplicas cada una.

Substrato	Termoclima	Parcela	pH	CO <sub>3</sub> (%)	m.o. (%)	C org. (%)	N total (%)	C:N	Clase textural
Margas	Meso	Ayora	8.12 (0.03)	18.12 (2.66)	6.33 (0.69)	3.68 (0.40)	0.26 (0.01)	13.84 (0.77)	Franca – Franco Limosa
		Martés	8.19 (0.03)	19.66 (1.57)	6.73 (1.03)	3.91 (0.60)	0.26 (0.04)	15.20 (1.48)	Franco Limosa
	Termo	Yátova 1	7.97 (0.01)	53.92 (4.38)	5.61 (0.15)	3.26 (0.09)	0.26 (0.00)	12.41 (0.25)	Franca – Fr. Arenosa
		Yátova 2	8.09 (0.03)	64.38 (2.56)	5.49 (0.15)	3.19 (0.09)	0.22 (0.01)	14.26 (0.37)	Franca
Calizas	Meso	Buñol	8.08 (0.04)	3.92 (1.04)	8.55 (0.71)	4.97 (0.41)	0.46 (0.02)	10.79 (0.63)	Arc. Limosa
		Martés	8.08 (0.03)	1.96 (0.22)	5.68 (0.29)	3.30 (0.17)	0.33 (0.01)	10.00 (0.14)	Arc. – Aren. - Arc. Limosa
	Termo	Lorcha	7.91 (0.00)	0.22 (0.22)	6.30 (0.73)	3.66 (0.43)	0.36 (0.03)	10.11 (0.70)	Arc. – Fr. Ar. – Fr. Arc. – Fr.
		Simat	7.64 (0.06)	0.00 (0.00)	5.02 (0.53)	2.92 (0.30)	0.19 (0.02)	15.75 (2.58)	Fr. Arc. Ar.

Tabla 2. Características químicas de los 2.5 cm superficiales de las parcelas de plantación. Media y error típico (entre paréntesis) de 4 muestras compuestas de 4 réplicas cada una.

Substrato	Termoclima	Parcela	Ca <sup>++</sup> (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	Mg <sup>++</sup> (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	Na <sup>+</sup> (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	K <sup>+</sup> (cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )	P asim (mg kg <sup>-1</sup> )
Margas	Meso	Ayora	12.08 (0.39)	3.91 (0.27)	0.052 (0.006)	0.25 (0.02)	33.25 (2.75)
		Martés	16.98 (2.20)	3.91 (0.63)	0.070 (0.007)	0.40 (0.04)	51.25 (21.35)
	Termo	Yátova 1	11.76 (0.66)	1.09 (0.24)	0.087 (0.002)	0.39 (0.04)	18.50 (3.30)
		Yátova 2	17.84 (2.25)	0.73 (0.16)	0.067 (0.010)	0.44 (0.02)	36.25 (5.17)
Calizas	Meso	Buñol	22.83 (0.49)	1.53 (0.42)	0.082 (0.006)	0.96 (0.04)	33.00 (5.80)
		Martés	20.02 (1.10)	1.57 (0.16)	0.10 (1.22)	0.79 (0.03)	20.50 (5.25)
	Termo	Lorcha	24.64 (1.18)	2.54 (0.37)	0.155 (0.013)	0.72 (0.09)	33.25 (3.20)
		Simat	15.82 (1.35)	1.20 (0.07)	0.082 (0.005)	0.39 (0.04)	18.50 (4.50)

Los carbonatos totales se determinaron con calcímetro de Bernard (Allison y Moodie, 1965), el C orgánico mediante digestión húmeda según el método de Walkley-Black (CMA, 1973), el N total por el método Kjeldahl, los cationes mediante extracción con BaCl<sub>2</sub>-trietanolamina a pH 8.2, y el P asimilable mediante extracción con NaHCO<sub>3</sub> por el método Olsen (Watanabe y Olsen, 1965) y posterior análisis colorimétrico.

Los plantones de *Pinus halepensis* procedían del vivero de El Toro (Castellón) y los de *Quercus ilex* del vivero de La Hunde (Valencia), ambos de la Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana, y las características de los mismos se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Morfología y estado nutricional de los plantones utilizados en las parcelas experimentales. Media y error típico (entre paréntesis) de 10 individuos en las dos especies.

	Altura (cm)	Diámetro (cm)	N	P	K (mg g <sup>-1</sup> )	Mg	Ca
<i>Pinus halepensis</i> (El Toro)	8.0 (0.2)	0.17 (0.00)	10.9 (0.3)	3.5 (0.1)	9.4 (0.4)	2.0 (0.1)	12.3 (0.4)
<i>Quercus ilex</i> (La Hunde)	13.4 (0.5)	0.45 (0.04)	11.3 (0.4)	0.7 (0.0)	3.1 (0.3)	2.6 (0.2)	20.6 (0.9)

En verano de 1997 se tomaron muestras foliares (evitando las del último crecimiento) de 10 individuos de *Pinus halepensis* seleccionados aleatoriamente en cada una de las parcelas. En los individuos de carrasca también se intentó tomar este número de muestras, pero no siempre fue posible debido a la elevada mortalidad de esta especie en determinadas localidades.

Las hojas de carrasca fueron digitalizadas para la determinación de su superficie mediante el programa Winrhizo (Régent Instruments, 1997). A las acículas de pino se les midió la longitud y el diámetro en la mitad de la misma, y su superficie se calculó asimilándolas a un rectángulo.

Las muestras fueron secadas durante 48 h a 60°C y trituradas posteriormente. Para la determinación de nutrientes se les realizó una predigestión con 3 ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> durante 30'. Transcurrido dicho tiempo se les añadió una cantidad igual de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y se introdujeron en el digestor durante otra media hora a 250°C (Jones y Case, 1990). La determinación de N se realizó mediante el método semi-micro Kjeldahl, y el P y los cationes se determinaron mediante Cromatografía Iónica (ICP).

A finales de noviembre de 1997 se introdujeron en dos parcelas (una sobre margas y otra sobre calizas) 80 cilindros de plástico con aberturas laterales enriquecidos en nutrientes o simplemente embebidos en agua desionizada con el objetivo de evaluar la proliferación de raíces de la vegetación natural en función de la fertilidad del sustrato. Estos cilindros, del tipo Coneplast® con un 50 % de abertura lateral, se rellenaron con vermiculita previamente llevada a capacidad de campo durante 48 h con agua desionizada (tratamiento control), o con soluciones 0.1 M de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  (tratamiento +N),  $\text{K}_2\text{PO}_4$  (tratamiento +P), o ambas (tratamiento +NP) (Cuevas y Medina, 1988), y fueron introducidos en los primeros 10 cm del suelo de las parcelas. Se realizaron extracciones periódicas de cilindros control y +NP para confirmar la proliferación de raíces, realizándose la extracción final, de 10 cilindros por parcela de cada tratamiento control, +N y +P, en abril de 1998. En el laboratorio se separaron las raíces de la vermiculita con la ayuda de ultrasonido, para posteriormente lavar y secar las raíces a 60°C durante 48 h, evaluando la biomasa radicular que colonizó el sustrato.

El análisis estadístico se realizó mediante análisis de la varianza con dos factores fijos (termoclima y sustrato), y uno aleatorio (parcela) encajado en los anteriores. En caso de heterocedasticidad, los datos fueron transformados logarítmicamente. En el texto se han indicado aquellos casos en los que ninguna de las transformaciones probadas consiguió homogeneizar las varianzas.

## **RESULTADOS**

### **1.- Estado Nutricional de Repoblaciones**

Cincuenta y tres meses después de la plantación los individuos de pino presentaron una altura entre 38 y 110 cm, y un diámetro basal entre 0.6 y 3.1 cm. La altura de los individuos de carrasca osciló entre 7 y 34 cm, y el diámetro entre 0.19 y 1.19 cm. No se observaron diferencias significativas ni en altura ni en diámetro basal entre sustratos y termoclimas en ninguna de las dos especies (Tablas 4, 8 y 9), si bien se apreció una ligera tendencia a un mayor desarrollo de los individuos plantados sobre margas que sobre calizas (especialmente bajo condiciones mesomediterráneas).

Tabla 4. Altura y diámetro de los individuos de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* plantados en invierno de 1992/93 y muestreados en verano de 1997 en función del sustrato y termoclima de las parcelas experimentales (entre paréntesis error típico).

Termoclima	Sustrato	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
		n	Altura	Diámetro	n	Altura	Diámetro
Termo	Margas	20	66.1 (3.2)	1.30 (0.08)	15	17.0 (0.9)	0.48 (0.03)
	Calizas	20	61.8 (3.7)	1.52 (0.11)	22	16.9 (1.2)	0.50 (0.03)
Meso	Margas	20	71.8 (4.4)	1.49 (0.13)	22	19.4 (1.4)	0.63 (0.04)
	Calizas	20	62.0 (3.1)	1.25 (0.07)	10	16.3 (1.3)	0.44 (0.03)

El peso medio de acícula en los individuos de pino presentó una alta variabilidad ya que osciló desde 5 a 17 mg (Tabla 5). A pesar de esta heterogeneidad, observamos diferencias marginalmente significativas entre los distintos sustratos (Tabla 8), con un peso medio foliar mayor en margas que en calizas (10.2 vs 8.3 mg, respectivamente). El peso específico foliar también fue mayor en margas que en calizas, indicando que el incremento de peso fue proporcionalmente mayor que el incremento en superficie foliar. En los individuos de carrasca no se observaron efectos significativos de los factores considerados sobre las variables morfológicas foliares (Tabla 5 y 9) aunque los individuos introducidos en termoclima mesomediterráneo presentaron una tendencia a un mayor peso y superficie foliar media que los plantados en termomediterráneo, sin que se produjeran modificaciones en el peso específico foliar.

Tabla 5. Características foliares de los individuos de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* plantados en invierno de 1992/93 y muestreados en verano de 1997, en función del sustrato y termoclima de las parcelas experimentales (entre paréntesis error típico). MLW = peso foliar medio; MLA = superficie foliar media proyectada; SLW = peso específico foliar.

Termoclima	Sustrato	<i>Pinus halepensis</i>				<i>Quercus ilex</i>			
		n	MLW (mg)	MLA (mm <sup>2</sup> )	SLW (mg cm <sup>-2</sup> )	n	MLW (mg)	MLA (mm <sup>2</sup> )	SLW (mg cm <sup>-2</sup> )
Termo	Margas	20	10.1 (0.6)	33.5 (1.6)	30.0 (0.8)	15	33.1 (3.3)	148.3 (12.8)	20.9 (0.4)
	Calizas	20	8.4 (0.3)	29.6 (1.2)	28.3 (0.5)	22	36.8 (2.7)	171.4 (11.4)	21.4 (0.5)
Meso	Margas	20	10.2 (0.5)	36.9 (1.8)	27.8 (0.5)	22	39.0 (2.8)	184.6 (12.1)	21.2 (0.5)
	Calizas	20	8.3 (0.4)	31.5 (1.4)	26.2 (0.5)	10	37.1 (3.7)	174.2 (16.9)	21.3 (0.6)

El análisis nutricional de las acículas de pino mostró una concentración de N foliar superior a 1.2 % y de P inferior a 0.1 % en los dos sustratos y termoclimas (Tabla 6, Figura 1). Las diferencias asociadas a clima y sustrato no fueron significativas (Tabla 8), aunque el porcentaje de N foliar en las margas fue superior al encontrado en calizas (1.38 vs 1.28 %, equivalente a un 7 % de incremento), mientras que la concentración de P fue mayor en calizas que en margas (0.087 vs 0.079 %, incremento del 11%). Estos dos datos juntos hacen que la relación N:P en margas fuera casi un 20 % superior a la encontrada en calizas (18.0 vs 15.1). La concentración de cationes bivalentes fue significativamente mayor en los pinos plantados sobre margas que sobre calizas, siendo especialmente destacables las diferencias en Mg (0.27 vs 0.11 % en margas y calizas, respectivamente). La concentración de K mostró valores superiores en calizas que en margas y en mesomediterráneo que en termomediterráneo (0.34 vs 0.30 % y 0.34 vs 0.29 %, respectivamente). La relación entre el nitrógeno y el potasio fue en todos los casos superior a 3.7 pudiendo indicar valores críticos de K en las acículas de pino.

Tabla 6. Concentraciones foliares de nutrientes en individuos de *Pinus halepensis* en función del sustrato y termoclima de las parcelas de plantación. Entre paréntesis el error típico.

Termoclima	Sustrato	n	mg g <sup>-1</sup>					N:P	N:K
			N	P	K	Ca	Mg		
Termo	Margas	20	13.2 (0.5)	0.8 (0.0)	2.8 (0.1)	8.3 (0.3)	2.2 (0.1)	16.9 (1.0)	4.8 (0.3)
	Calizas	20	12.3 (0.4)	0.8 (0.0)	3.0 (0.1)	7.7 (0.4)	1.3 (0.1)	15.9 (0.8)	4.3 (0.3)
Meso	Margas	20	14.3 (0.6)	0.8 (0.2)	3.1 (0.2)	8.4 (0.3)	3.3 (0.2)	19.0 (1.0)	4.9 (0.4)
	Calizas	20	13.3 (0.3)	0.9 (0.0)	3.7 (0.2)	7.0 (0.3)	1.0 (0.0)	14.3 (0.3)	3.7 (0.02)

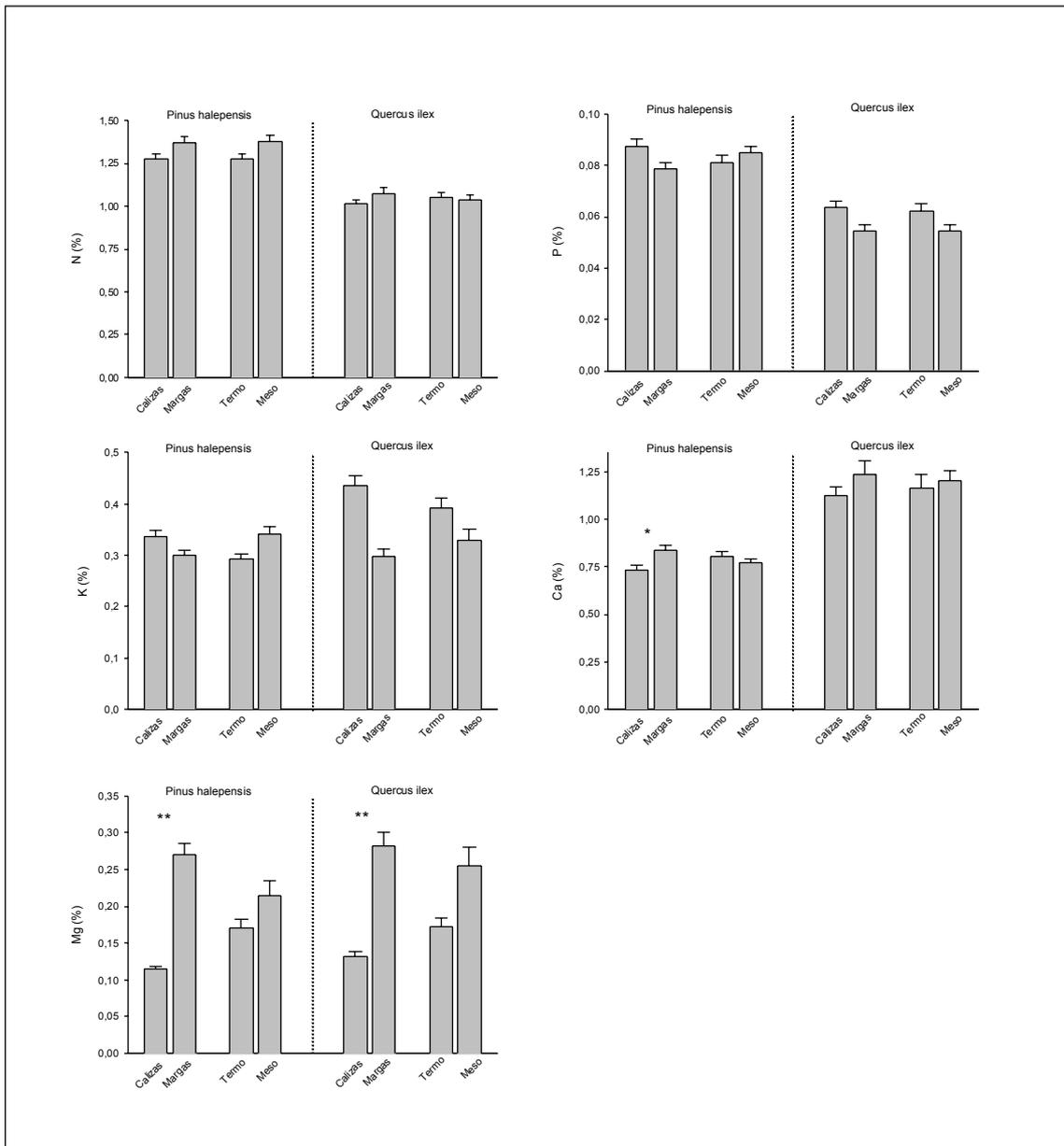


Figura 1. Concentraciones de nutrientes foliares de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* según substratos y termoclimas de las parcelas experimentales. Nivel de significación: \* =  $p < 0.1$ ; \*\* =  $p < 0.05$ .

Los individuos de carrasca presentaron, en general, efectos parecidos a los encontrados en pino. Las concentraciones foliares de N oscilaron entorno al 1 % sin que se apreciaran efectos significativos de los factores evaluados (Tablas 7 y 9, Figura 1). Los plantones introducidos sobre calizas presentaron un porcentaje de P superior en un 17 % al de los individuos plantados sobre margas (0.063 vs 0.054 %, respectivamente), obteniéndose un cociente N:P un 28 % superior en margas que en calizas (21.3 vs 16.6). El factor substrato resultó ser

significativo en las diferencias encontradas en la concentración foliar de Mg pues las carrascas plantadas sobre margas presentaron unos porcentajes superiores a las plantadas en calizas. La concentración de K fue diferente entre substratos, ligeramente inferior en margas que en calizas, sin que esta diferencia fuera estadísticamente significativa. Los valores del cociente N:K (significativamente mayores en margas), aunque más bajos que en los pinos, fueron superiores a 1.3, valor considerado óptimo para una nutrición equilibrada.

Tabla 7. Concentraciones foliares de nutrientes en individuos de *Quercus ilex* en función del substrato y termoclima de las parcelas de plantación. Entre paréntesis el error típico.

Termoclima	Substrato	n	mg g <sup>-1</sup>						
			N	P	K	Ca	Mg	N:P	N:K
Termo	Margas	15	11.4 (0.6)	0.6 (0.0)	3.2 (0.1)	13.3 (1.4)	2.3 (0.2)	19.5 (2.0)	3.7 (0.2)
	Calizas	22	9.9 (0.3)	0.6 (0.0)	4.4 (0.2)	10.5 (0.6)	1.3 (0.1)	16.9 (1.0)	2.4 (0.2)
Meso	Margas	22	10.3 (0.4)	0.5 (0.0)	2.9 (0.2)	11.7 (0.7)	3.2 (0.3)	22.5 (1.4)	3.9 (0.2)
	Calizas	10	10.6 (0.4)	0.6 (0.0)	4.3 (0.3)	12.2 (0.7)	1.3 (0.1)	16.5 (0.6)	2.6 (0.2)

La regresión lineal entre la concentración foliar de N y la de P en *Pinus halepensis* mostró una relación débil entre ambas variables ( $R^2=0.0264$ ). Si tenemos en cuenta el tamaño de la acícula esta relación se hace mucho más estrecha ( $R^2=0.4596$ ) ofreciendo un aumento directamente proporcional del contenido de un nutriente con el aumento del otro (Figura 2). Un comentario parecido se puede hacer con los individuos de carrasca, pues la relación entre los porcentajes de ambos nutrientes fue muy baja ( $R^2=0.0073$ ), pero ésta aumentó notablemente si la regresión se hacía con los contenidos nutricionales foliares ( $R^2=0.5369$ ). El análisis de la varianza de los datos de contenido nutricional en las hojas incrementa las diferencias encontradas con los porcentajes en nutrientes, revelándose significativo el efecto substrato sobre el contenido de N, Mg y Ca en pinos, y Mg en carrascas, y el efecto termoclima sobre el contenido de Mg en carrascas (Figura 3, y Tablas 10 y 11).

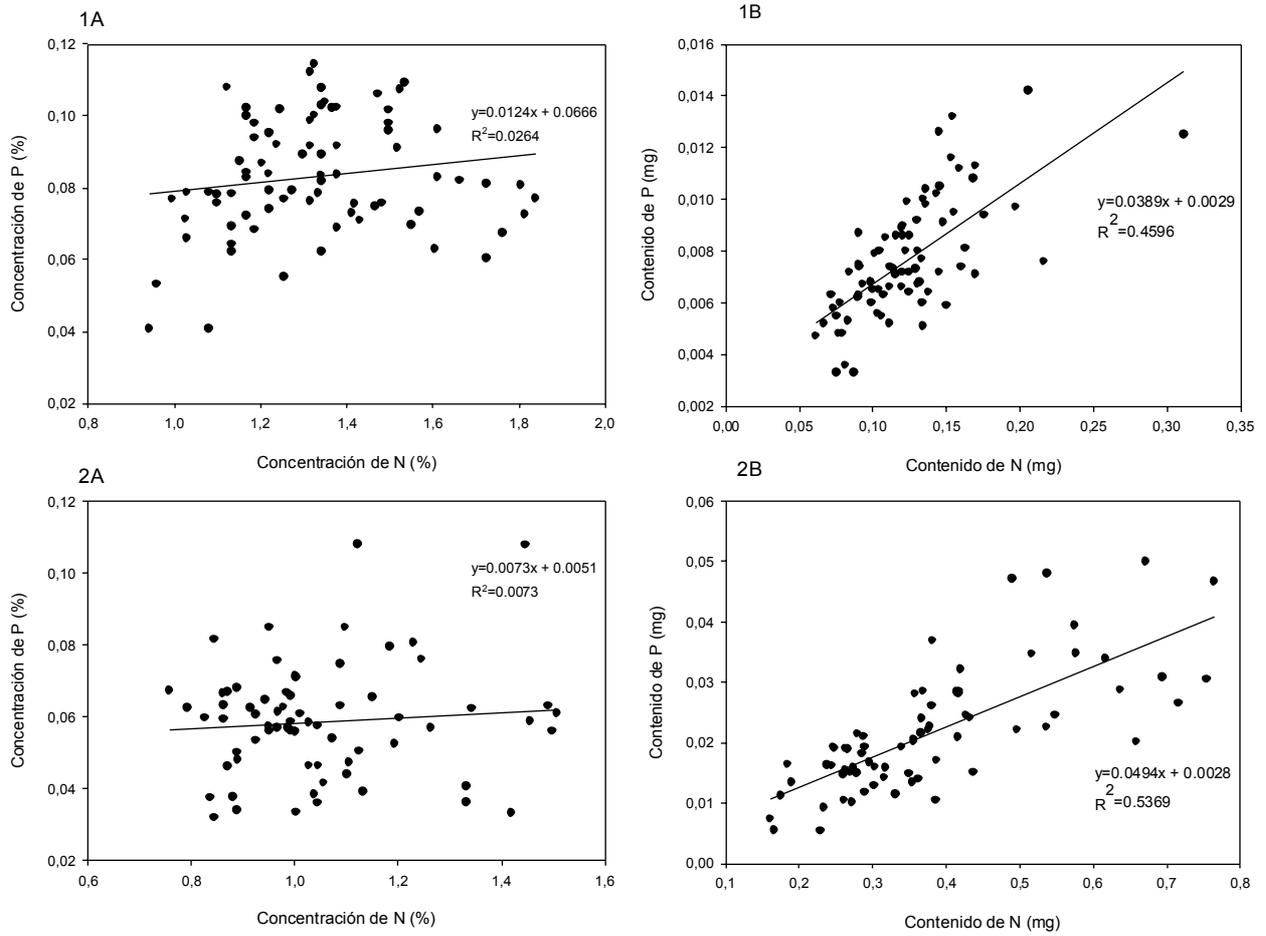


Figura 2. Regresión entre el porcentaje (a) y el contenido (b) de N y de P foliar de los individuos de *Pinus halepensis* (1) y de *Quercus ilex* (2) 53 meses después de su plantación.

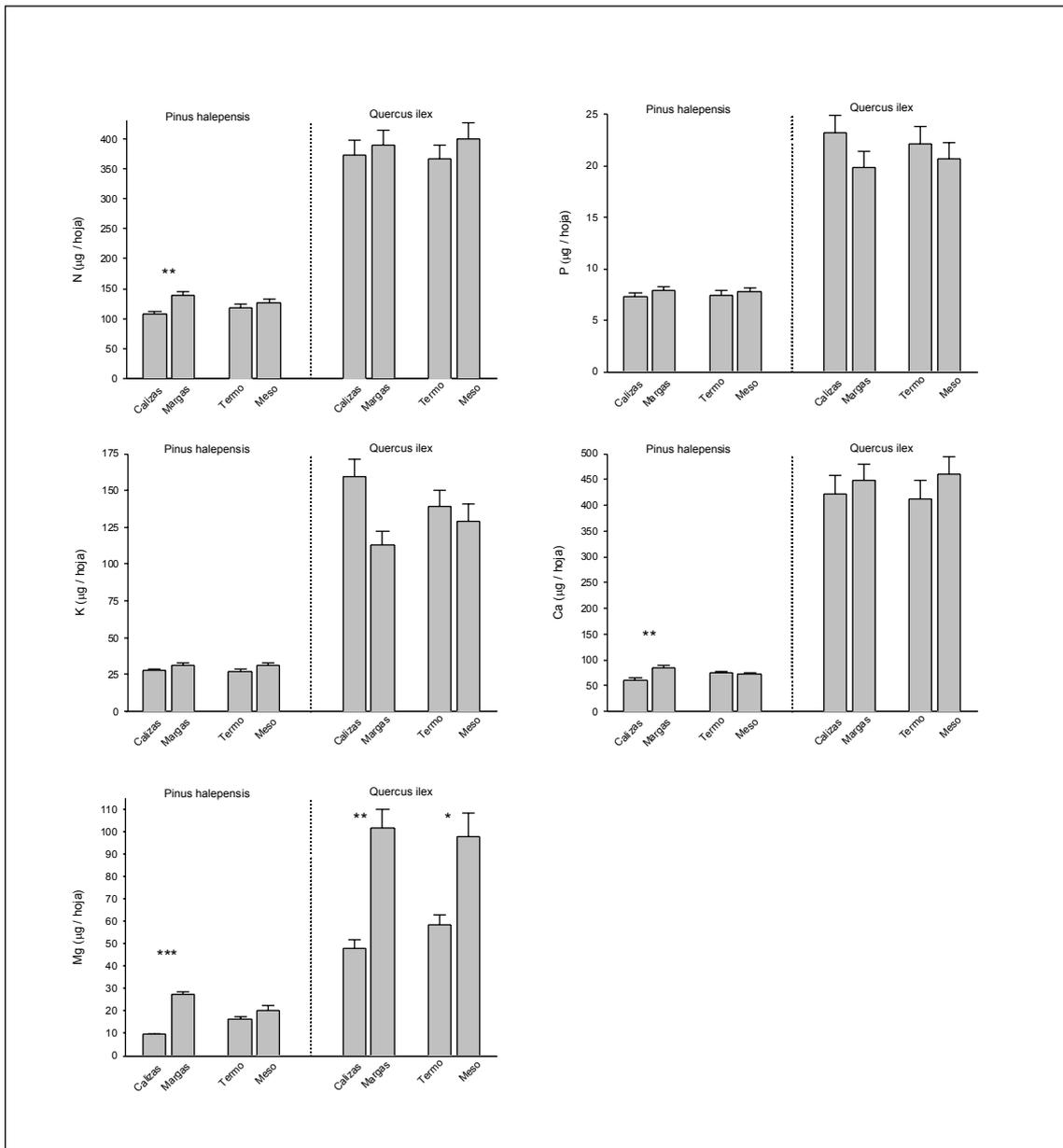


Figura 3. Contenido de nutrientes foliares en *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en función del sustrato y termoclima en las parcelas experimentales. Nivel de significación: \* =  $p < 0.1$ ; \*\* =  $p < 0.05$ ; \*\*\* =  $p < 0.001$ .

En los individuos de carrasca se obtuvo una relación directamente proporcional ( $R^2=0.610$ ) entre la concentración foliar de P y de Ca (Figura 4) e inversamente proporcional entre la primera y la concentración foliar de Mg.

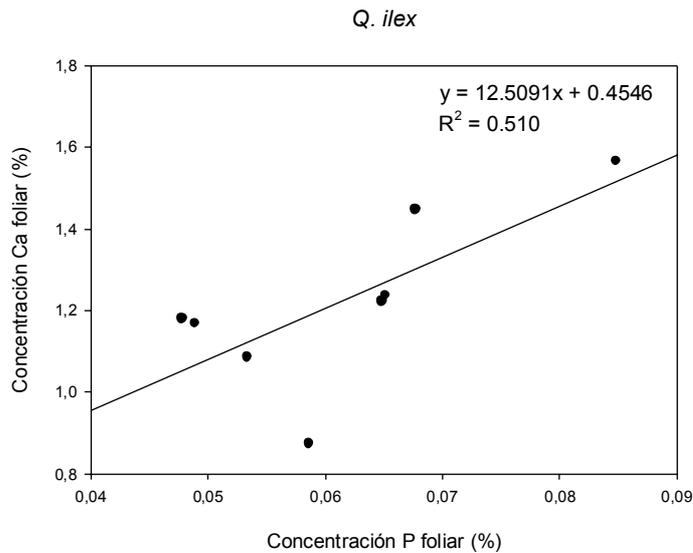


Figura 4. Relación entre la concentración foliar de P y Ca en plantones de *Quercus ilex*. Se ha tomado la media de las concentraciones foliares en cada una de las parcelas experimentales (n=8).

En *Quercus ilex* se obtuvieron relaciones directamente proporcionales entre el contenido de materia orgánica y de N total de los suelos de los hoyos de plantación, y la concentración de P foliar (Figura 5:  $[P] = 0.024[m.o.] + 0.006$ ,  $R^2 = 0.296$ , y  $[P] = 0.112[N \text{ total}] + 0.028$ ,  $R^2 = 0.621$ , respectivamente), mientras que en *Pinus halepensis* éstas fueron menos evidentes. La relación entre la concentración de P foliar y el C:N de los suelos fue inversa ( $[P] = -3.602[C:N] + 0.107$ ). Asimismo, se observó una disminución de la concentración foliar de N con el incremento de la materia orgánica y N total de los suelos, si bien el rango de variación que presentaron estas variables fue pequeño. Del resto de variables edáficas, el pH de los 2.5 cm superficiales es la que mejor se relacionó con las concentraciones de nutrientes en hoja, especialmente de potasio, con una relación inversa. En las dos especies, tanto por separado como juntas, se observó una relación negativa entre el contenido de K y Ca del suelo superficial, y la concentración foliar de Mg (Figura 6). Esta correlación es más consistente que la obtenida entre la concentración foliar de Mg y la concentración de Mg edáfico, la

relación Ca/Mg del suelo y su contenido en bases totales ( $R^2=0.412$ ,  $0.365$  y  $0.329$ , respectivamente).

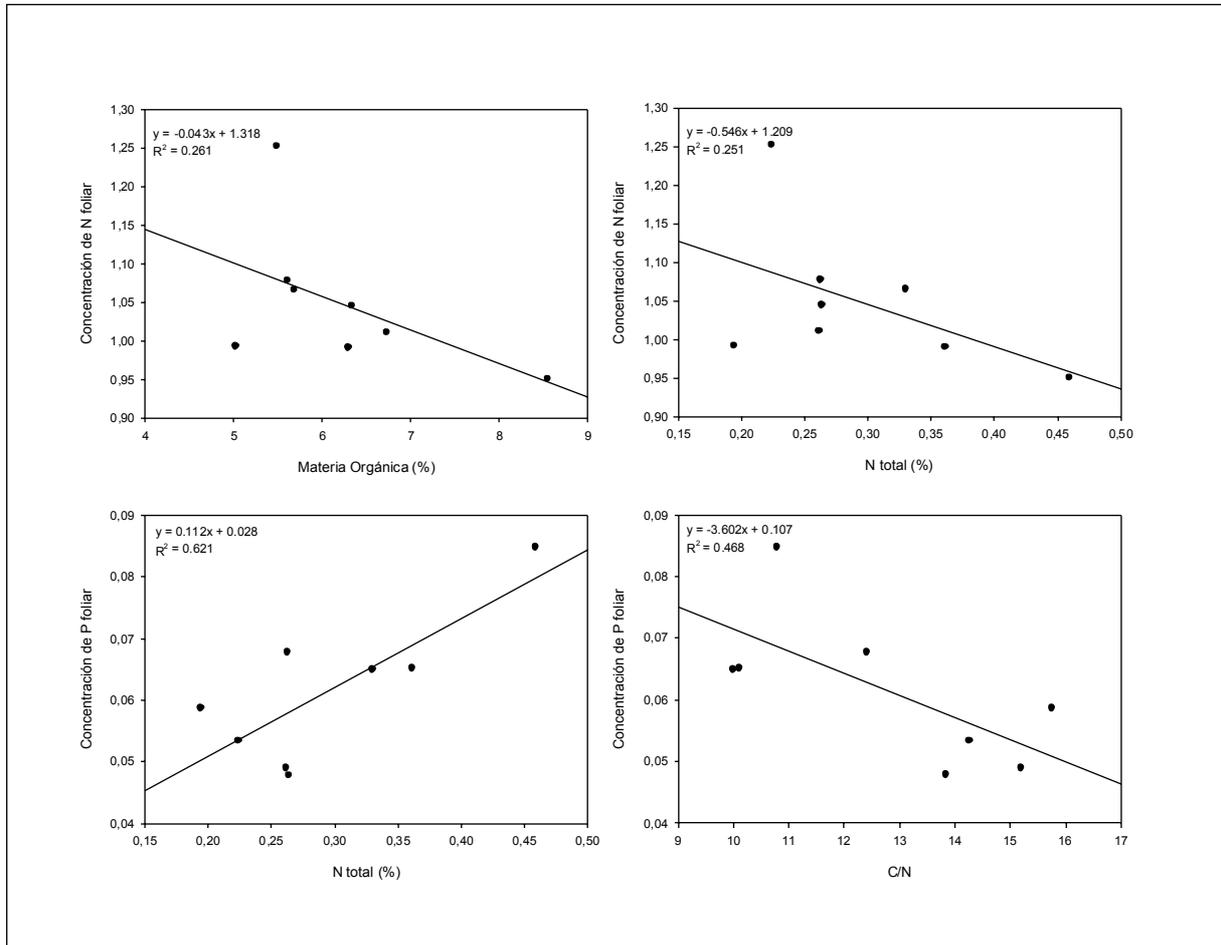


Figura 5. Relación entre la materia orgánica y N total del suelo de los hoyos de plantación (0-10 cm) y la concentración de N foliar (arriba), y entre el N total y la relación C/N del suelo con la concentración foliar de P (abajo) de los plantones de *Quercus ilex* 53 meses después de su plantación.

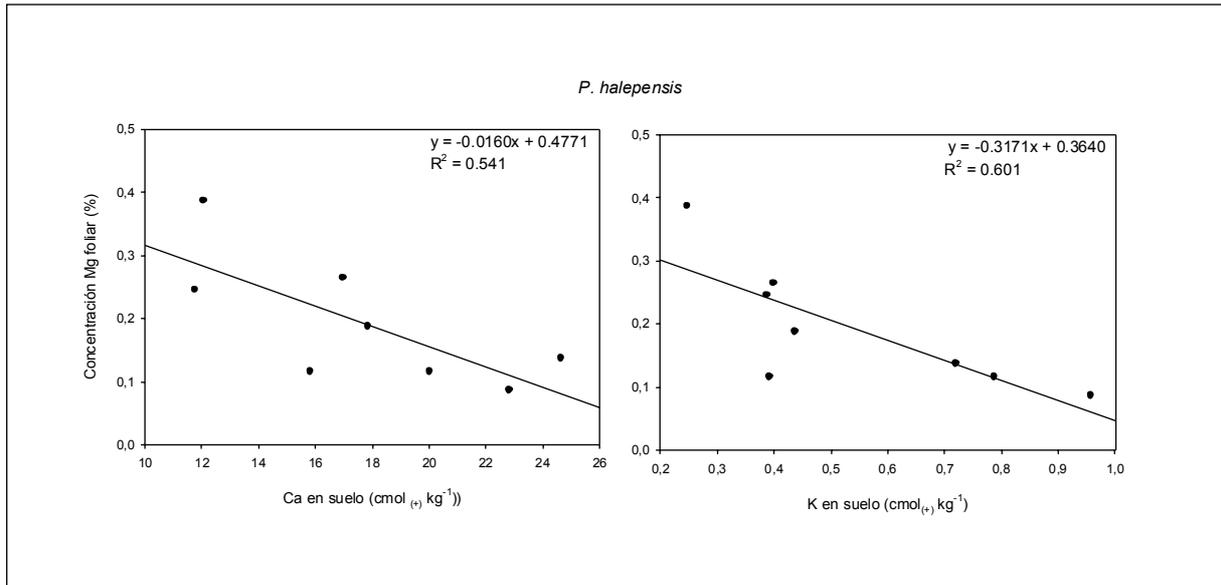


Figura 6. Relación entre la concentración foliar de Mg en *Pinus halepensis* y la concentración de Ca (izquierda) y K (derecha) en los 2.5 cm superficiales del suelo.

Tabla 8. Resultado del análisis de la varianza de las distintas variables morfológicas y nutricionales de los individuos de *Pinus halepensis* después de 53 meses en el campo en función de los factores considerados. MLW = peso foliar medio; AF = superficie foliar media; SLW = peso específico foliar.

Variable	Substrato	Termoclima	Parcela	Substrato x Termoclima
Altura	F=1.095 sig=0.354	F=0.197 sig=0.680	F=3.911 sig=0.006	F=0.167 sig=0.703
Diámetro	F=0.008 sig=0.932	F=0.095 sig=0.773	F=1.900 sig=0.120	F=2.725 sig=0.174
Basal	F=5.785 sig=0.074	F=0.002 sig=0.964	F=2.855 sig=0.030	F=0.042 sig=0.848
MLW	F=3.107 sig=0.153	F=1.014 sig=0.371	F=3.240 sig=0.017	F=0.086 sig=0.783
AF	F=8.324 sig=0.045	F=14.631 sig=0.019	F=0.939 sig=0.447	F=0.005 sig=0.945
SLW	F=0.730 sig=0.441	F=1.010 sig=0.372	F=6.646 sig=0.000	F=0.001 sig=0.975
N (%)	F=1.058 sig=0.362	F=0.278 sig=0.626	F=7.879 sig=0.000	F=1.077 sig=0.358
P (%)	F=0.847 sig=0.409	F=1.424 sig=0.299	F=8.149 sig=0.000	F=0.158 sig=0.711
K (%)*	F=4.993 sig=0.089	F=0.433 sig=0.547	F=2.174 sig=0.081	F=0.624 sig=0.474
Ca (%)	F=33.532 sig=0.004	F=0.036 sig=0.858	F=8.222 sig=0.000	F=4.210 sig=0.109
Mg (%)	F=1.651 sig=0.268	F=0.011 sig=0.920	F=11.319 sig=0.000	F=0.690 sig=0.453
N:P	F=1.465 sig=0.293	F=0.102 sig=0.765	F=8.784 sig=0.000	F=0.179 sig=0.694
N:K				

\*: no conseguida la homocedasticidad de los datos.

Tabla 9. Resultado del análisis de la varianza de las distintas variables morfológicas y nutricionales de los individuos de *Quercus ilex* después de 53 meses en el campo en función de los factores considerados. MLW = peso foliar medio; AF = superficie foliar media; SLW = peso específico foliar.

Variable	Substrato	Termoclima	Parcela	Substrato x Termoclima
Altura	F=0.445	F=0.307	F=2.819	F=0.630
	sig=0.552	sig=0.617	sig=0.046	sig=0.485
Diámetro	F=0.792	F=0.376	F=7.288	F=1.326
	sig=0.439	sig=0.583	sig=0.000	sig=0.333
Basal	F=0.046	F=0.511	F=3.408	F=0.385
	sig=0.844	sig=0.525	sig=0.023	sig=0.579
AF	F=0.096	F=0.995	F=2.980	F=0.648
	sig=0.776	sig=0.390	sig=0.038	sig=0.479
SLW	F=0.109	F=0.040	F=1.419	F=0.096
	sig=0.762	sig=0.853	sig=0.246	sig=0.776
N (%)	F=2.320	F=0.565	F=1.127	F=4.954
	sig=0.220	sig=0.504	sig=0.345	sig=0.110
P (%)	F=4.327	F=1.394	F=1.512	F=3.411
	sig=0.125	sig=0.320	sig=0.220	sig=0.160
K (%)	F=5.239	F=0.195	F=6.806	F=0.033
	sig=0.105	sig=0.688	sig=0.000	sig=0.868
Ca (%)	F=0.215	F=0.093	F=3.588	F=0.575
	sig=0.674	sig=0.780	sig=0.019	sig=0.503
Mg (%)	F=27.648	F=1.941	F=2.342	F=1.707
	sig=0.013	sig=0.256	sig=0.082	sig=0.281
N:P	F=4.240	F=0.070	F=2.733	F=0.139
	sig=0.130	sig=0.807	sig=0.051	sig=0.734
N:K	F=6.326	F=0.045	F=5.459	F=0.023
	sig=0.086	sig=0.845	sig=0.002	sig=0.890

Tabla 10. Resultado del análisis de la varianza de los contenidos en nutrientes en acículas de *Pinus halepensis* después de 53 meses en el campo en función de los factores considerados.

Variable	Substrato	Termoclima	Parcela	Substrato x Termoclima
N	F=18.384	F=1.358	F=0.884	F=0.134
	sig=0.013	sig=0.309	sig=0.478	sig=0.732
P	F=0.401	F=0.087	F=5.641	F=0.298
	sig=0.561	sig=0.782	sig=0.001	sig=0.614
K	F=0.253	F=0.710	F=7.727	F=0.012
	sig=0.641	sig=0.447	sig=0.000	sig=0.917
Ca	F=21.492	F=0.250	F=1.103	F=0.545
	sig=0.010	sig=0.643	sig=0.362	sig=0.501
Mg*	F=124.298	F=3.613	F=1.610	F=14.270
	sig=0.000	sig=0.130	sig=0.181	sig=0.019

\*: no conseguida la homocedasticidad de los datos.

Tabla 11. Resultado del análisis de los contenidos en nutrientes de hojas de *Quercus ilex* después de 53 meses en el campo en función de los factores considerados.

Variable	Substrato	Termoclima	Parcela	Substrato x Termoclima
N	F=0.030 sig=0.872	F=0.520 sig=0.521	F=1.873 sig=0.143	F=0.000 sig=0.986
P	F=1.071 sig=0.375	F=0.006 sig=0.943	F=2.403 sig=0.076	F=0.130 sig=0.742
K	F=2.607 sig=0.203	F=0.047 sig=0.842	F=3.697 sig=0.016	F=0.161 sig=0.715
Ca	F=0.006 sig=0.943	F=0.339 sig=0.601	F=4.224 sig=0.009	F=0.000 sig=0.991
Mg	F=34.325 sig=0.008	F=8.385 sig=0.058	F=0.887 sig=0.453	F=6.801 sig=0.077

## 2.- Evaluación Indirecta de Limitaciones Nutricionales

El ensayo mediante micrositos enriquecidos en nutrientes de las posibles limitaciones en nitrógeno y fósforo de suelos forestales representativos en la Comunidad Valenciana reveló un incremento de la proliferación de raíces de vegetación natural con la mejora de las condiciones nutricionales del suelo (Figura 7). Durante los cuatro meses que estuvieron los cilindros en el monte (invierno 97/98) se produjo una notable colonización de los mismos. Los puntos que exclusivamente fueron enriquecidos con agua presentaron valores de biomasa radicular similares sobre ambos substratos. En los dos tipos de litologías se produjo una mayor proliferación de raíces de la vegetación en los puntos enriquecidos con P y, en menor medida, con N, siendo mucho mayor la biomasa radicular en los cilindros introducidos en margas que en calizas (incrementos del 80 y 334 % de los puntos enriquecidos con N y P, respectivamente, de las margas respecto a las calizas). La adición de P supuso un incremento de la colonización radicular de los cilindros en mayor medida que la adición de N en calizas (21 y 44 % en +N y +P, respectivamente) y en margas (119 y 530 %), siendo significativos los efectos de los factores fertilización y substrato, así como su interacción (Tabla 12). Estos resultados, sobre todo en el caso de las margas, pueden estar reflejando una limitación al desarrollo de la vegetación debida a deficiencias nutricionales (en fósforo, principalmente).

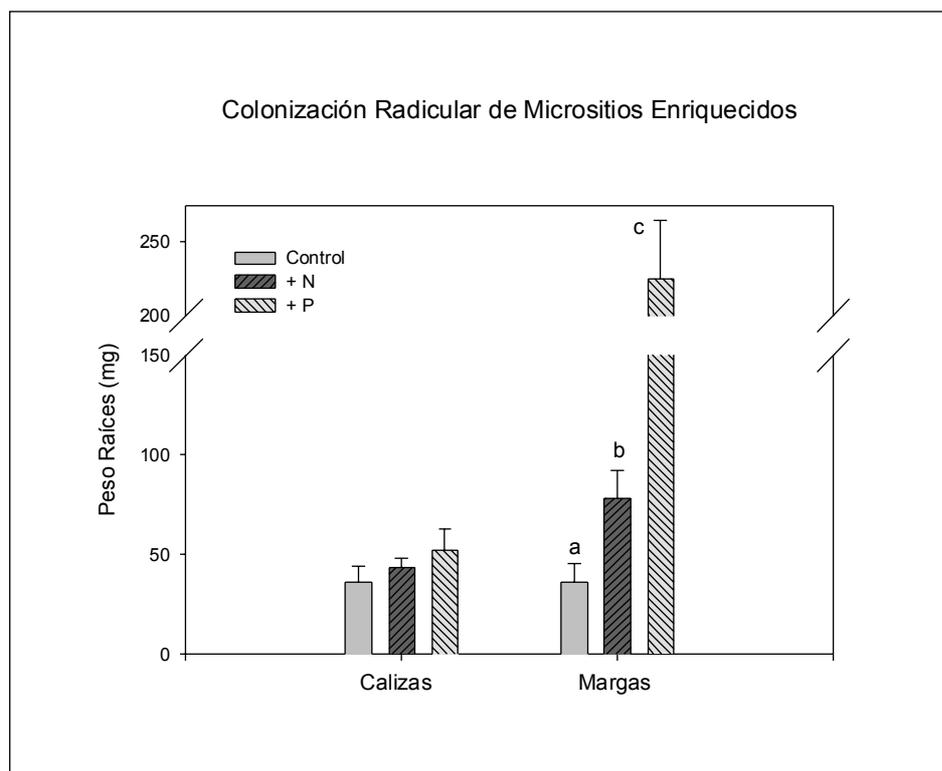


Figura 7. Biomasa de raíces de vegetación natural en puntos control (agua desionizada) y enriquecidos (N ó P) sobre substrato calizo y margoso. Letras distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

Tabla 12. Resultado del análisis de la varianza para la biomasa radicular en los puntos enriquecidos en función de la fertilización aplicada y el tipo de suelo.

	F	Signif.
Substrato	13.452	0.001
Fertilización	16.141	0.000
Substrato x Fertilización	7.466	0.001

## DISCUSIÓN

La partida de plantones de *Pinus halepensis* empleada en la instalación de las parcelas experimentales presentó concentraciones de N y de K inferiores a la media de los plantones producidos por viveros públicos en la Comunidad Valenciana entre 1995 y 1997 (Royo *et al.*, 1997). En este estudio los porcentajes medios de estos nutrientes fueron de 1.32 y 1.12 % para el N y el K, respectivamente. La concentración de P fue superior en el lote de pinos utilizados en el presente estudio (0.35 vs 0.25 %). La concentración de los plantones de *Quercus ilex* fue

superior en porcentaje de N, e inferior en P y K (0.97, 0.09 y 0.46 %, respectivamente) (Royo *et al.*, no publicado). En pino carrasco, las proporciones de otros nutrientes respecto del N son superiores a las sugeridas por Timmer (1991) para coníferas, especialmente las de K y Ca. Este dato, junto a lo comentado anteriormente, apunta a una posible limitación por nitrógeno en la partida de plantones de *Pinus halepensis* utilizada en este trabajo.

Los dos sustratos y los dos termoclimas considerados ofrecen resultados diferentes en cuanto a la supervivencia de la planta introducida y a la recuperación de la vegetación natural tras perturbaciones (incendios forestales). La recuperación del recubrimiento vegetal tras el fuego es más rápida en calizas de ambiente mesomediterráneo que en margas en termomediterráneo (Abad *et al.*, 1997), probablemente como consecuencia de la mayor proporción de especies rebrotadoras en las primeras. Por el contrario, la supervivencia del repoblado es mayor en margas que en calizas y en meso que en termomediterráneo (Vilagrosa *et al.*, 1997a). Este comportamiento diferencial, principalmente de los sustratos, podría repercutir en el estado nutricional de la vegetación, tanto introducida como natural (Fons, 1995).

No se apreciaron diferencias altamente significativas en los caracteres morfológicos de los plantones ni en función del sustrato ni del termoclima, aunque sí se reveló significativo el factor (aleatorio) parcela. La granulometría del suelo de las parcelas de calizas mostró una mayor presencia de partículas más finas que en las margas (clase textural general franco arcillosa frente a la franco limosa de las margas) por lo que el agua estaría retenida más fuertemente en los microporos siendo menos disponible para las plantas (Baven *et al.*, 1972). En concreto se ha encontrado una correlación positiva entre el porcentaje de limos finos + arcillas y la mortalidad de plantones de *Pinus halepensis* en condiciones secas y semiáridas de la Comunidad Valenciana, entre las que se encontraban las parcelas del presente trabajo (Vilagrosa *et al.*, 1997a). Estos mismos autores realizaron un experimento en condiciones de vivero en el que se sometió a un ciclo de extrema sequía a plantones de *Quercus ilex*, *Q. faginea*, *Q. coccifera* y *Pistacia lentiscus* en macetas con suelo calizo y margo-calizo. Los resultados obtenidos confirmaron las diferencias en el comportamiento hídrico de ambos tipos de suelo ya que los individuos plantados en sustrato calizo (*terra rossa*) morían antes que los

de sustrato margoso, y mostraron durante todo el ciclo menor conductancia estomática y potencial hídrico al alba, a pesar de un mayor contenido volumétrico de humedad.

Tabla 13. Concentración nutricional en hojas adultas de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en condiciones naturales y similares a las del presente trabajo obtenidas en la bibliografía.

Especie	Sustrato	Clima	mg g <sup>-1</sup>					Ref.	
			N	P	K	Ca	Mg		
<i>Pinus halepensis</i>	Margas	Meso Seco	14.3	0.8	3.1	8.4	3.3	1	
	Margas	Termo Seco	13.2	0.8	2.8	8.3	2.2	1	
	Calizas	Meso Seco	13.3	0.9	3.7	7.0	1.0	1	
	Calizas	Termo Seco	12.3	0.8	3.0	7.7	1.3	1	
	Margo-Calizas	Meso Seco	10.3-13.1	0.5-0.6	2.0-2.7	7.6-8.4	1.5-1.9	2	
	Margo-Calizas	Termo	13.0-19.0	0.6-1.4	3.0-5.5			3	
			Semiárido						
	Calizas	Meso Seco	13.0	1.0	4.2	6.2	2.1	4	
	Margas	Meso Seco	10.0	0.9	4.0	5.8	2.4	4	
	Calizas	Meso Seco	7.8-15.3	0.7-1.4	4.3-11.8			5	
<i>Quercus ilex</i>	Margas	Meso Seco	10.3	0.5	2.9	11.7	3.2	1	
	Margas	Termo Seco	11.4	0.6	3.2	13.3	2.3	1	
	Calizas	Meso Seco	10.6	0.6	4.3	12.2	1.3	1	
	Calizas	Termo Seco	9.9	0.6	4.4	10.5	1.3	1	
	Margo-Calizas	Meso Seco	9.2-12.0	0.4	3.4-3.9	10.3-12.0	1.8	2	
	Margas	Meso Seco	11.0-11.3	0.6	3.6-3.8	6.9-8.0	1.0-1.1	6	
	Calizas	Meso Seco	10.1-11.2	0.6-1.1	4.8-5.4	8.5-9.5	0.8-0.9	7	
	Calizas	Meso	12.0	0.7	6.8	11.5	1.0	7	
	Calizas	Subhúmedo							
	Subhúmedo	14.3	0.6				8		

1: Datos del presente trabajo. 2: Sardans, 1997. 3: Querejeta, 1998. 4: Fons, 1995. 5: Lledó, 1982. 6: Canadell y Vilà, 1992. 7: Ed-Derfoufi, 1986. 8: Glyphis y Puttick, 1989.

En la Tabla 13 aparecen las concentraciones de nutrientes foliares encontradas por otros autores en *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en condiciones de campo similares a las del presente estudio. En nuestros resultados observamos una notable homogeneidad en las concentraciones foliares de los macronutrientes, con independencia del sustrato litológico y de las variaciones climáticas (termoclima). Se puso de manifiesto un efecto significativo del factor parcela sobre las concentraciones nutricionales de los plantones (especialmente de los pinos). Sin embargo, las relaciones entre concentraciones foliares de nutrientes y las propiedades del suelo fueron, en general, débiles (ver más adelante). Esto podría estar relacionado con factores bióticos y abióticos no tenidos en cuenta en este estudio, como el volumen de suelo útil para el desarrollo de los sistemas radiculares, uso previo de las parcelas, características microclimáticas y microtopografía. Se han observado diferencias significativas en la concentración foliar de nutrientes entre las especies, así como la interacción con el

termoclima. Así, los individuos de pino carrasco presentaron mayores concentraciones foliares de N y P que las carrascas, y éstas mayores concentraciones de K y Ca. Estos resultados están en consonancia con los observados en la bibliografía en condiciones similares (Tabla 13).

La concentración de nitrógeno foliar de ambas especies está dentro del rango, amplio por otro lado, de lo observado en otros estudios en distintos sustratos y climas. Tanto el pino como la carrasca presentaron valores bajos de P y de K respecto a otros trabajos, y altos en Ca y Mg (en los individuos plantados sobre margas exclusivamente). Fons (1995) realizó un análisis DRIS (Diagnosis and Recommendation Integrated System) para poblaciones adultas de *Pinus halepensis* en Cataluña con el objetivo de identificar valores de nutrientes foliares que puedan indicar ciertas limitaciones. Según los niveles descritos en el citado estudio, los plantones de pino presentaron concentraciones de P y K (sobre todo en margas) y Mg (en calizas) por debajo de los niveles críticos, pudiendo indicar limitación del crecimiento por estos nutrientes.

Las concentraciones foliares de N y P no mostraron ninguna relación entre sí, oscilando el cociente N:P entre 14 y 22. En plantas mediterráneas no leguminosas, la proporción N:P se ajusta a una función del tipo:  $[N] = 6.781[P] + 7.0168$  ( $R^2=0.5673$ ), lo que correspondería a un cociente N:P de 15.5 para una concentración de N de  $12.4 \text{ mg g}^{-1}$  (Cortina, com. pers.). Se ha sugerido que el cociente N:P óptimo estaría entre 12.5 (Ballard y Carter, 1986; citado en Fons) y 14 (Ingestad, 1979), por lo que los plantones del presente estudio tendrían una proporción de P relativamente baja. De manera general, valores del cociente N:P próximos a 20 pueden ser considerados altos e indicar que el aporte de P es escaso en relación al N (Carreira *et al.*, 1997). Resulta arriesgado concluir sobre limitaciones nutricionales exclusivamente con datos de concentración de nutrientes foliares, ya que, entre otras razones, se puede producir un mantenimiento de la concentración de un determinado nutriente mediante una reducción del crecimiento cuando el aporte de dicho nutriente en el suelo es insuficiente (Weetman, 1989). Además, las concentraciones foliares de nutrientes pueden ser muy variables en el tiempo, por lo que las comparaciones, incluso en periodos de relativa inactividad, se deben hacer con precaución. No obstante, los resultados del experimento de

enriquecimiento del suelo y proliferación de raíces apuntan también hacia una limitación por P, especialmente en margas. Esta técnica ha resultado útil para detectar limitaciones del crecimiento por N en bosques de Hawai (Raich *et al.*, 1994), y para diferentes nutrientes en distintas formaciones vegetales de la Amazonia (Cuevas y Medina, 1988). Los suelos de ambientes templados suelen presentar deficiencias en nitrógeno (Attiwill y Adams, 1993) y los de clima tropical en fósforo (Huante *et al.*, 1995b). El clima Mediterráneo está más próximo al templado que al tropical aunque otros factores distintos de los climáticos influyen en la disponibilidad de nutrientes del suelo (Vallejo *et al.*, 1998). Es frecuente que los suelos calcáreos presenten carencias nutricionales (Wild, 1992). En pastos desarrollados sobre substrato calcáreo en Gran Bretaña se ha observado una limitación del crecimiento de los mismos por deficiencia en P y N (Grime y Curtis, 1976; citado en Ström, 1997). Por otro lado, el contenido de nitrógeno y fósforo de los suelos presenta una buena correlación con las concentraciones foliares de estos nutrientes en la vegetación que se desarrolló espontáneamente sobre los mismos (Di Castri, 1981; Specht, 1981; Margaris *et al.*, 1984). Se ha observado que el crecimiento de pinares de *Pinus halepensis* en Cataluña podría estar limitado por la disponibilidad de P en el suelo (especialmente en los carbonatados) ya que los contenidos foliares de este nutriente eran marcadamente bajos (Fons, 1995; Serrano, datos no publicados). Plantaciones de *Pinus radiata* en ambiente Mediterráneo y sobre distintos substratos también han mostrado deficiencias en P (Romanyà y Vallejo, 1996). No obstante, la limitación nutricional puede ser diferente para cada especie como se ha observado en especies del matorral en estudios de fertilización con N y P en clima seco mesomediterráneo en las provincias de Alicante y Barcelona (Huesca *et al.*, 1999; Fons y Vallejo, 2000).

El cociente N:K fue relativamente alto y por tanto desplazado hacia una posible limitación por K pues los valores críticos para este elemento oscilarían entre 1.3 y 2.5 (Ingestad, 1979; Hüttl, 1986; citados en Nilsson y Wiklund, 1995). Por estos motivos parece evidenciarse que los suelos de las parcelas experimentales, especialmente las instaladas en suelos desarrollados sobre margas, presentan insuficientes cantidades de K que podrían suponer problemas para el desarrollo de las plantas introducidas.

Es de destacar también la elevada concentración foliar absoluta y relativa en Mg, sobre todo en margas, como muestra la baja relación del cociente N:Mg y la alta del Mg:Ca. El primero de los índices suele mostrar su óptimo en 20 (Ingestad, 1979) y un valor de 0.13 del segundo es lo común en plantas vasculares (Garten, 1976). Los suelos de las parcelas experimentales sobre substrato calizo mostraron una mayor saturación de Ca que los desarrollados sobre margas. En cultivos agrícolas existen evidencias de deficiencia en Mg debida a la escasa absorción de este elemento por antagonismo con  $\text{Ca}^{2+}$  (Mengel y Kirkby, 1987; Wild, 1992).

En los individuos de *Quercus ilex* se apreció un aumento de la concentración de P con la concentración foliar de Ca. Esta relación no se puede explicar de manera directa en función de una variación conjunta del flujo de ambos nutrientes, ya que la principal vía de entrada de  $\text{Ca}^{2+}$  en la planta es por flujo en masa, mientras que la principal vía de asimilación de P es por difusión. Se debe tener en cuenta que los suelos con mayor concentración de calcio de intercambio (desarrollados sobre calizas) mostraron una concentración de carbonatos menor, que podría ir asociada a una mayor disponibilidad de P (Sample *et al.*, 1980). Sin embargo, la concentración de P disponible en los suelos calizos no fue superior a la que mostraron los suelos margosos, y de hecho no se observó una relación clara entre los niveles de P foliares y la concentración de carbonatos o de P disponible en los suelos. Es posible que la relación positiva entre Ca y P foliares sea resultado de procesos que afectan la asimilación radicular de ambos iones. En cultivos de *Medicago* sp. se ha observado una relación positiva entre el contenido de Ca de la solución nutritiva y la concentración de P foliar (Robson *et al.*, 1970). Además, este efecto sería más importante a bajas concentraciones de P en solución. Estos resultados podrían estar relacionados con un efecto sinérgico mutuo, consecuencia de la inducción por Ca de la absorción de P a través de las membranas mitocondriales, descrito en raíces de maíz, inducción que podría estar asociada a la activación de transportadores de P (Miller *et al.*, 1972).

Entre las variables edáficas, observamos una relación positiva estrecha ( $R^2=0.621$ ) entre la concentración de P foliar de las carrascas y la cantidad de N total en el suelo. Se ha observado que la mejora del N en el suelo puede provocar una mayor absorción de P por un mayor crecimiento de la parte aérea (en nuestro caso, del tamaño medio de hoja), por el mayor

crecimiento de los sistemas radiculares, por modificaciones en el metabolismo, o por un incremento de la solubilidad del P edáfico (Grunes, 1959; citado en Adams, 1980). El pretratamiento de sistemas radiculares con N incrementa la posterior absorción de P y su traslocación (Adams, 1980), y se ha constatado que el crecimiento de raíces y el contenido de P en ellas aumentaba tras la fertilización con N (Engelstad y Allen, 1971; citado en Adams, 1980). Por otra parte, la relación positiva entre N edáfico y P foliar podría ser una consecuencia indirecta de una mayor concentración de P orgánico, disponible a través de las fosfatasas. Particularmente en suelos pobres en P inorgánico, las fuentes orgánicas pueden ser de gran importancia para la nutrición vegetal (McGill y Cole, 1981; Cortina, 1992). Teniendo en cuenta la ausencia de evidencias de cultivo agrícola, podemos descartar la presencia de cantidades elevadas de N mineral procedente de la fertilización. En este caso, los resultados sugieren que los suelos con una materia orgánica más humificada (con un cociente C:N más cercano a 10) permitirían mejores niveles de P foliar. Este resultado no deja de sorprender ya que suelos con un cociente C:N cercano a 15 denotan un mayor contenido de materia orgánica fresca, poco protegida y fácilmente mineralizable. Sin embargo, es posible que la relación positiva entre N edáfico y P orgánico antes citada haya tenido más importancia que el grado de humificación de la materia orgánica. No obstante, sería necesaria información adicional sobre la disponibilidad de P en los suelos estudiados (especialmente de P orgánico) para poder explicar la relación entre el cociente C:N del suelo y el nivel de P en planta. La disminución de la concentración de N foliar con el mayor contenido en N total de los suelos, observada también por otros autores en esta misma especie (Canadell y Vilà, 1992), puede estar relacionada con fenómenos de dilución debido al aumento del peso medio foliar observado en estas circunstancias. A partir de los datos recogidos en Escudero *et al.* (1992) hemos calculado la relación entre N y P edáfico y las respectivas concentraciones foliares, encontrando relaciones positivas ( $R^2=0.4768$  y  $R^2=0.5400$ , para el N y P, respectivamente). Hay que tener en cuenta que la relación entre la composición mineral de las hojas y las propiedades nutricionales edáficas depende, entre otros factores, del clima (Reid, 1980), y en la presente experiencia las diferentes parcelas (y condiciones de fertilidad de los suelos) presentaron situaciones climáticas prácticamente iguales.

El pH de los suelos también ha mostrado alguna relación con la concentración foliar de nutrientes, especialmente con el K. El aumento del pH puede provocar un descenso en la disponibilidad de P (Killham, 1994) así como añadir mayor dificultad en la absorción de K, presentando este nutriente la mayor tasa de absorción a pH neutro (Lucas y Davis, 1961; citado en Mengel y Kirkby, 1987). Se debe tener en cuenta, no obstante, que el rango de variación del pH en nuestro estudio es escaso.

La concentración foliar de Mg mostró una estrecha dependencia con el contenido de Ca y K en el suelo. Ya se ha comentado que en suelos calizos la absorción de Mg disminuye con el aumento de  $\text{Ca}^{2+}$  soluble en el medio, mientras que también se ha observado en algunos cultivos que el exceso relativo de K puede provocar la aparición de carencia inducida de Mg (Dutil, 1987), debido al antagonismo entre los cationes  $\text{K}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$  (Wild, 1992). En nuestro trabajo hemos podido comprobar el efecto contrario, es decir, la disminución de la concentración de K con el aumento de la de Mg. En términos generales, los plantones presentaron niveles altos de Mg en hoja (y de Ca las carrascas), mientras que la concentración de K se encontraría por debajo de lo recogido en la bibliografía.

## CONCLUSIONES

Casi cinco años después de la plantación, el estado nutricional de los plantones de repoblación de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* no presentó diferencias entre sustratos y termoclimas. Las condiciones locales de cada parcela fueron las responsables de las mayores modificaciones en la concentración de nutrientes foliares.

En general, las relaciones entre la concentración foliar de los distintos nutrientes y entre éstas y las condiciones nutricionales edáficas fueron escasas en las dos especies, probablemente debido al estrecho margen de variabilidad de estas últimas. La relación más consistente ha sido entre el contenido de N total edáfico y la concentración foliar de P en los plantones de carrasca.

La concentración foliar de P y K fue más baja de lo observado en otros trabajos bajo condiciones ambientales similares, especialmente en los plantones introducidos sobre margas, generando cocientes N:P y N:K altos, síntomas de desequilibrios y limitaciones nutricionales.

Esto último, junto con los datos obtenidos sobre la proliferación de raíces de la vegetación natural en micrositos enriquecidos, apunta hacia una limitación del crecimiento por P, especialmente en los suelos forestales desarrollados sobre margas.



## CAPÍTULO 2. ESTADO NUTRICIONAL DE REPOBLACIONES TRAS FERTILIZACIÓN INORGÁNICA

### INTRODUCCIÓN

Las propiedades del suelo pueden ejercer un efecto importante sobre la nutrición forestal (Mengel y Kirkby, 1987), sobre todo en las primeras fases de instalación de establecimiento de los plántones. Como se ha comentado anteriormente (Introducción General y Capítulo 1), los suelos pueden presentar limitaciones nutricionales consecuencia de una alta frecuencia de perturbaciones. Por ejemplo, en zonas de alta recurrencia de incendios forestales las pérdidas de N por volatilización pueden producir deficiencias en este elemento (Seastedt *et al.*, 1991; Brockley, 1995).

La fertilización es una práctica habitual en plantaciones forestales con carácter comercial, pero es muy poco utilizada en repoblaciones protectoras o conservadoras. Dado el carácter poco productivo del monte Mediterráneo la fertilización es una técnica selvícola poco aplicada en los proyectos de repoblación a gran escala en estos ambientes (Mesón y Montoya, 1993; Pemán García y Navarro Cerrillo, 1998). No obstante, existen experiencias sobre el efecto que la fertilización inorgánica puede tener en el estado nutricional de especies forestales de ambiente Mediterráneo, tanto arbóreas, como arbustivas y herbáceas (Glyphis y Puttick, 1989; Sabaté y Gracia, 1992; Mamolos *et al.*, 1995; Henkin *et al.*, 1996; Sardans, 1997; Henkin *et al.*, 1998; Fons y Vallejo, 2000; Huesca *et al.*, 2000). Éstos y otros trabajos (Arianoutsou y Parakevopoulos, 1992) han puesto en evidencia que el elemento más limitante de la producción vegetal en los suelos de la Cuenca Mediterránea es el fósforo, si bien existe diversidad en la respuesta en función de la especie, el substrato y estado de desarrollo de la vegetación. Por ejemplo, se ha observado mayor respuesta en el crecimiento y estado nutricional de plántulas de *Quercus ilex* a la aplicación de P que de N (Sardans, 1997), mientras que encinas adultas en suelos moderadamente ácidos mostraron mayores efectos de la aplicación de N que de P (Rodà *et al.*, 1999). Por el contrario, debido al carácter típicamente oligotrófico de algunas comunidades naturales, con frecuencia se ha propuesto la eliminación o inmovilización de nutrientes para mejorar el éxito de la restauración (Zink y Allen, 1998).

*Quercus ilex* y, especialmente, *Pinus halepensis* son dos especies consideradas austeras con capacidad de desarrollarse en suelos relativamente poco profundos y pobres. Sin embargo, ambas especies muestran en ocasiones signos de limitación nutricional, especialmente por fósforo, y respuestas positivas a la fertilización (Fons, 1995; Sardans, 1997).

La duración del efecto de la fertilización está condicionada por la dosis de aplicación, por los factores ya mencionados y por otros que ejercen su acción sobre estos últimos, como las condiciones abióticas de la zona (Espelta, 1996). La dosis de nutrientes aplicada es importante pues una sobrefertilización puede producir efectos negativos sobre los individuos tratados (Bonneau, 1986; Kozłowski *et al.*, 1991; Hakulinen *et al.*, 1995; Broncano *et al.*, 1998). Por ejemplo, una aplicación de N excesiva puede causar desequilibrio nutricional mediante un mayor crecimiento (y los fenómenos de dilución de otros nutrientes asociados), un menor desarrollo de los hongos simbióticos (micorrizas o *Rhizobium*), o por una mayor concentración de  $\text{NH}_4^+$  que reduce la absorción de cationes (Skeffington y Wilson, 1988). Además, en función de la forma y la dosis de nitrógeno utilizada, se pueden producir cambios en la salinidad y en el pH de la solución del suelo en la rizosfera, con efectos negativos sobre el crecimiento vegetal (Paul y Clark, 1989; Killham, 1994).

La aplicación de fertilizantes inorgánicos puede contribuir a paliar o atenuar las limitaciones nutricionales. Una parte de los nutrientes añadidos puede ser absorbida y utilizada por la vegetación natural o preexistente, disminuyendo la disponibilidad de nutrientes de la vegetación introducida (Chang y Preston, 2000). Se ha observado que en sitios más fértiles la competencia por los recursos es mayor que en zonas más pobres en nutrientes (Wilson y Tilman, 1983). Esto no sería tanto el resultado de una menor eficiencia competitiva de las especies introducidas como un efecto de la asimetría competitiva provocada por la diferencia de tamaños y disponibilidad de otros recursos (Schenk *et al.*, 1999). La proliferación de raíces en micrositios enriquecidos nutricionalmente es un fenómeno bien documentado (Larigauderie y Richards, 1994; Mou *et al.*, 1997) y ha sido observado en suelos forestales de la Comunidad Valenciana (ver Capítulos 3 y 5). Es frecuente que la aplicación de fertilizantes inorgánicos suponga un incremento en la concentración foliar del elemento añadido en la vegetación introducida o diana (Sheriff *et al.*, 1986; Nilsson y Wiklund, 1995; Ryan *et al.*,

1996; Paquin *et al.*, 1998; Garrison *et al.*, 2000; Hawkins *et al.*, 2000). Además, se ha observado un efecto sinérgico de la aplicación de un nutriente sobre la concentración foliar de otros elementos no añadidos (Ryan *et al.*, 1996; Bennett *et al.*, 1997; de Visser y van Breemen, 1997; Sardans, 1997; Wells y Warren, 1997; Hawkins *et al.*, 2000). De la misma manera se puede producir disminución de la concentración de otros nutrientes debido al mayor crecimiento de la vegetación (dilución) o a fenómenos de antagonismo entre elementos (Sabaté y Gracia, 1992; Holopainen *et al.*, 1995; Nilsen, 1995; Bonneau, 1996; Bennet *et al.*, 1997; Hawkins *et al.*, 2000). Por otra parte, incluso en suelos relativamente pobres, la fertilización puede resultar inefectiva por baja eficacia en la absorción que puede tener diferentes orígenes. Tanto en cultivos agrícolas como forestales, la cantidad de nutrientes recuperada por la vegetación suele ser muy inferior a la cantidad total añadida (de Visser y van Breemen, 1995). Parte de los mismos se pierde por volatilización o lavado (Binkley, 1986), o se inmoviliza en biomasa microbiana edáfica (Vitousek, 1982).

El estudio de la concentración foliar de un determinado nutriente, en ausencia de información adicional, no indica si este elemento está limitando el crecimiento o no. Es necesario integrar este resultado con el crecimiento para poder determinar un diagnóstico sobre las condiciones nutricionales, pues una concentración estable en un determinado nutriente puede estar asociada con un cese del crecimiento (Weetman, 1989; Imo y Timmer, 1997). No obstante, la interpretación de resultados de concentración nutricional y crecimiento puede producir diagnósticos equivocados si existen otros factores distintos a los elementos añadidos que estén limitando el crecimiento de la vegetación (Braekke, 1996). Además, el estudio de la concentración de un elemento no informa sobre el equilibrio entre diferentes nutrientes (Bigg y Schalaus, 1990).

En este capítulo se muestra el efecto a corto plazo de la fertilización inorgánica con nitrógeno y fósforo sobre el estado nutricional de plántones de repoblación de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* en condiciones de campo en suelos desarrollados sobre margas, donde la recuperación de estas especies tras perturbaciones reiteradas (incendios forestales) es pobre.

## MATERIAL Y MÉTODOS

En febrero de 1997 se instalaron tres parcelas experimentales de repoblación en el término municipal de Ayora (provincia de Valencia). Las parcelas se seleccionaron en terrenos que habían sufrido un incendio forestal en verano de 1991, y en suelos desarrollados sobre margas, por ser éstos los que presentan más problemas de regeneración natural tras fuegos (Ferran *et al.*, 1991a; Abad *et al.*, 1997). Las tres parcelas se encuentran a una altitud entre 900 y 1000 m snm, con pendientes bajas (5-15 %), y en el momento de la plantación presentaban una vegetación arbustiva baja (< 45 cm de altura de promedio) y dispersa (50 % de cobertura total de la superficie, aproximadamente), dominada por especies germinadoras (*Rosmarinus officinalis*, *Ulex parviflorus*, *Cistus albidus*), y abundante estrato herbáceo (dominado por *Brachypodium retusum*). El ombroclima de la estación es seco (350 – 600 mm de precipitación media anual) y el termoclima es mesomediterráneo (T<sup>a</sup> media de 13 – 17°C) (Rivas-Martínez, 1987; Tabla 1). Los suelos de las parcelas son carbonatados y básicos, con algunas diferencias en las características fisico-químicas (Tabla 2).

Tabla 1. Precipitación media anual en las tres estaciones meteorológicas más próximas a las parcelas experimentales.

Estación	Altitud (m snm)	Precipitación Media Anual (l m <sup>2</sup> )
Ayora CHJ	641	384
Ayora La Hunde	1193	480
Enguera La Matea	865	537

Tabla 2. Características fisico-químicas de las parcelas de plantación. Media y error típico (entre paréntesis) de 5 muestras en cada una.

Parcela	pH (H <sub>2</sub> O)	Materia Orgánica	N total	C orgánico	CO <sub>3</sub> totales	P disp. (ppm)	Clase Textural
Boliches – Gener	8.37 (0.05)	1.6 (0.2)	0.10 (0.01)	1.1 (0.0)	37.4 (5.6)	4.3 (1.5)	Franca – Fr Arc Ar
Rincón de Cabello	7.99 (0.09)	4.3 (0.3)	0.21 (0.01)	2.6 (0.2)	10.8 (1.1)	8.1 (1.9)	Franca – Fr Arc Ar
Casa Gachas	8.34 (0.02)	3.7 (0.4)	0.16 (0.01)	2.0 (0.2)	29.9 (5.1)	6.3 (0.8)	Franco Limosa

Se utilizaron plantones de una savia de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* cultivados en un vivero privado (Vivers Todolí) (Tabla 3), siendo la procedencia de las semillas de las Sierras Ibéricas Valencianas.

Tabla 3. Características nutricionales (en mg g<sup>-1</sup>) de los plantones de vivero utilizados en las parcelas experimentales (Media y error típico entre paréntesis).

	Nitrógeno	Fósforo	Potasio
<i>P.halepensis</i>	16.7	3.15	0.77
(n=15)	(0.9)	(0.15)	(0.30)
<i>Q.ilex</i>	17.5	1.26	1.36
(n=14)	(0.5)	(0.12)	(0.38)

La preparación del terreno se realizó mediante ahoyadora mecánica con tridente de 20 cm de radio y 40 cm de altura, a una densidad de plantación muy elevada (2.260 – 3.782 pies ha<sup>-1</sup>) al tratarse de parcelas experimentales y no de proyecto de repoblación propiamente dicho.

El diseño experimental en cada una de las parcelas fue el siguiente:

Tratamiento	Dosis	Nº individuos
Control	--	50
Nitrógeno	250 kg ha <sup>-1</sup> de N	25
Fósforo	125 kg ha <sup>-1</sup> de P	25
Nitrógeno + Fósforo	250 kg ha <sup>-1</sup> de N 125 kg ha <sup>-1</sup> de P	50

El nitrógeno se aplicó en forma de urea y el fósforo como superfosfato cálcico, distribuyéndose a finales de abril en la superficie del hoyo de plantación de los individuos vivos en ese momento.

En abril de 1998, es decir, un año después de la aplicación de los fertilizantes, se realizó un muestreo de tejidos foliares producidos en el campo el año anterior. Debido al poco desarrollo de los plantones en dicho momento fue imposible tomar una muestra foliar de cantidad suficiente a partir de un solo individuo, por lo que se tomaron 3 muestras compuestas (de 4 y

6 individuos de pino y carrasca, respectivamente) de cada especie y tratamiento. En octubre de 1998 se realizó un muestreo destructivo de 5 individuos por tratamiento mediante chorro de agua a presión regulable, con cuba y motobomba. Debido a la gran cantidad de tiempo requerido para la extracción de los plantones, no se pudo realizar este muestreo en todas las parcelas y con todos los tratamientos, por lo que se eligió una parcela (Casa Gachas: por mejor accesibilidad y mayor crecimiento de los plantones hasta la fecha de muestreo) y dos tratamientos (control y +NP: por ser los tratamientos más contrastados). Los individuos extraídos se seleccionaron como representativos de la población de cada tratamiento en esa parcela. El proceso posterior para la determinación de las concentraciones de nutrientes se ha descrito en Material y Métodos del Capítulo 1. Con los datos de las concentraciones foliares y de los pesos medios de hoja se construyeron diagramas de vectores con el objetivo de realizar diagnósticos e interpretaciones sobre las posibles limitaciones nutricionales de las parcelas (Haase y Rose, 1995; Weetman, 1989).

A partir de las muestras de hojas y acículas trituradas se determinó el enriquecimiento en  $^{13}\text{C}$  mediante espectrómetro de masas conectado a cromatografía de gases (Stable Isotope Ratio Facility for Env. Res. U. Utah). Los resultados se expresan como  $\delta^{13}\text{C}$  o concentración relativa de las muestras respecto al patrón de belemnita (PDB) en ‰.

$$\delta^{13}\text{C} = (R_{\text{muestra}} - R_{\text{patrón}}) / R_{\text{patrón}} \times 1000$$

donde R corresponde a la proporción  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  (Boutton, 1991). La medida de  $\delta^{13}\text{C}$  se ha utilizado como análogo de la eficiencia en el uso del agua integrada (WUE) de los plantones (Farquhar *et al.*, 1982).

El tratamiento estadístico de los datos del muestreo de abril de 1998 consistió en análisis de la varianza de dos factores fijos (N y P) a dos niveles (presencia/ausencia) y uno aleatorio (parcela) a tres niveles. Cuando se observó interacción de alguno de los factores fijos con el aleatorio, se realizó análisis de 2 factores fijos en cada una de las parcelas. En el muestreo de octubre de 1998 se realizó análisis de la varianza de un factor (tratamiento) a dos niveles (control y fertilización N+P). En caso de heterocedasticidad de los datos, éstos fueron

transformados. En el texto se indican los casos en que no fue posible hallar transformación alguna que eliminara la heterogeneidad de la varianza.

## RESULTADOS

### 1.- Abril 1998

A principios de primavera de 1998 el estado nutricional de los plantones de pino y carrasca presentaron niveles bajos de N y K (especialmente el N de los pinos) y aceptables de P (Tabla 4). En ningún caso las concentraciones de N en los pinos y de K en ambas especies fueron superiores a 0.9 y 0.5 %, respectivamente, valores que están por debajo del rango habitual de concentración de estos nutrientes en las dos especies, y por debajo de los observados en otras repoblaciones de la Comunidad Valenciana (Capítulo 1).

Tabla 4. Concentración de macronutrientes en hoja ( $\text{mg g}^{-1}$ ) en individuos de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación y en función de los tratamientos aplicados (media y error típico; n=9).

Tratamiento	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	N	P	K	N	P	K
	$(\text{mg g}^{-1})$			$(\text{mg g}^{-1})$		
Control	7.68 (0.37)	0.86 (0.07)	4.15 (0.39)	10.27 (0.54)	0.96 (0.09)	4.60 (0.31)
+N	8.57 (0.40)	0.69 (0.05)	3.32 (0.32)	11.22 (0.54)	0.72 (0.04)	3.77 (0.25)
+P	7.04 (0.27)	1.66 (0.14)	4.53 (0.40)	9.64 (0.56)	1.30 (0.12)	4.75 (0.35)
+NP	7.57 (0.36)	0.88 (0.08)	3.78 (0.25)	10.41 (0.72)	0.84 (0.10)	4.73 (0.75)

La concentración de N foliar se incrementó sólo marginalmente en los pinos que recibieron N, aunque dicho aumento, equivalente a un 10 %, no fue suficiente para alcanzar niveles de N dentro de los valores normales. La fertilización con N inorgánico provocó una respuesta negativa sobre las concentraciones de P y K, tanto en *P. halepensis* como en *Q. ilex* (Tablas 4 y 7; Figura 1). Los plantones fertilizados sólo con N presentaron concentraciones de estos dos elementos alrededor de un 20 % inferiores a los plantones no fertilizados.

Los plantones mostraron una respuesta más marcada a la fertilización con P inorgánico, sobre todo los pinos. Éstos vieron modificada la concentración foliar de N, P y K, disminuyendo la primera y aumentando las dos últimas (Tabla 4). Los plantones de pino que recibieron sólo P mostraron una concentración foliar de fósforo casi dos veces y media superior a la de los plantones fertilizados sólo con nitrógeno y casi el doble de la de los controles (0.166 vs 0.069 y 0.086 mg g<sup>-1</sup>, respectivamente. Tabla 4; Figura 1). En las carrascas, la concentración de P foliar también incrementó significativamente con la adición de P inorgánico (Tabla 7), mostrando las plantas fertilizadas sólo con P, concentraciones foliares un 35 y 80 % superiores a la de las controles y las fertilizadas con N sólo (Tabla 4; Figura 1). La concentración de K en hojas tendió a disminuir con la fertilización nitrogenada (significativamente en las carrascas), y a aumentar con la adición de P en los pinos (Tablas 4 y 6; Figura 1). Se observó interacción significativa entre la aplicación de P inorgánico y el factor parcela en los plantones de *Q. ilex* (Tabla 7) debida a la diferente respuesta a la fertilización con P entre parcelas: en una de ellas (Casa Gachas) la fertilización con P provocó un descenso de la concentración de N, mientras que en las otras dos no hubo efecto de la aplicación de P sobre la concentración de N (Tabla 8).

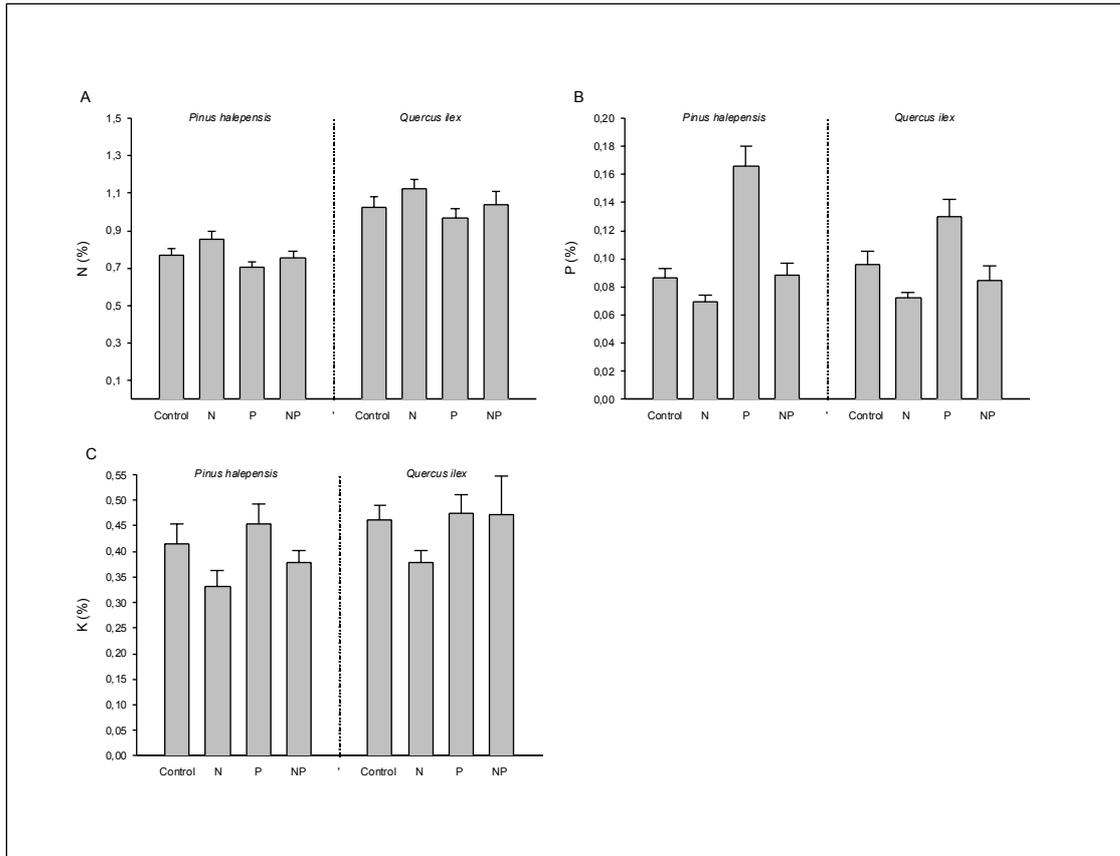


Figura 1. Concentración de N, P y K foliar en plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación en función de los tratamientos aplicados.

El peso medio de hoja de los pinos no se modificó significativamente con los tratamientos aplicados, pero en las carrascas se observó un efecto positivo de la fertilización con N y P inorgánicos, con diferencias marginal y altamente significativas, respectivamente (ver Capítulo 3). Estos cambios acentuaron los efectos sobre la concentración nutricional comentados anteriormente. Así, la aplicación de N supuso una disminución del contenido foliar de P (las dos especies) y de K (los pinos), y la adición de P provocó un descenso en el contenido de N de los pinos, y un aumento en los contenidos de P (las dos especies) y de K (sólo en pinos) (Tabla 9; Figura 2).

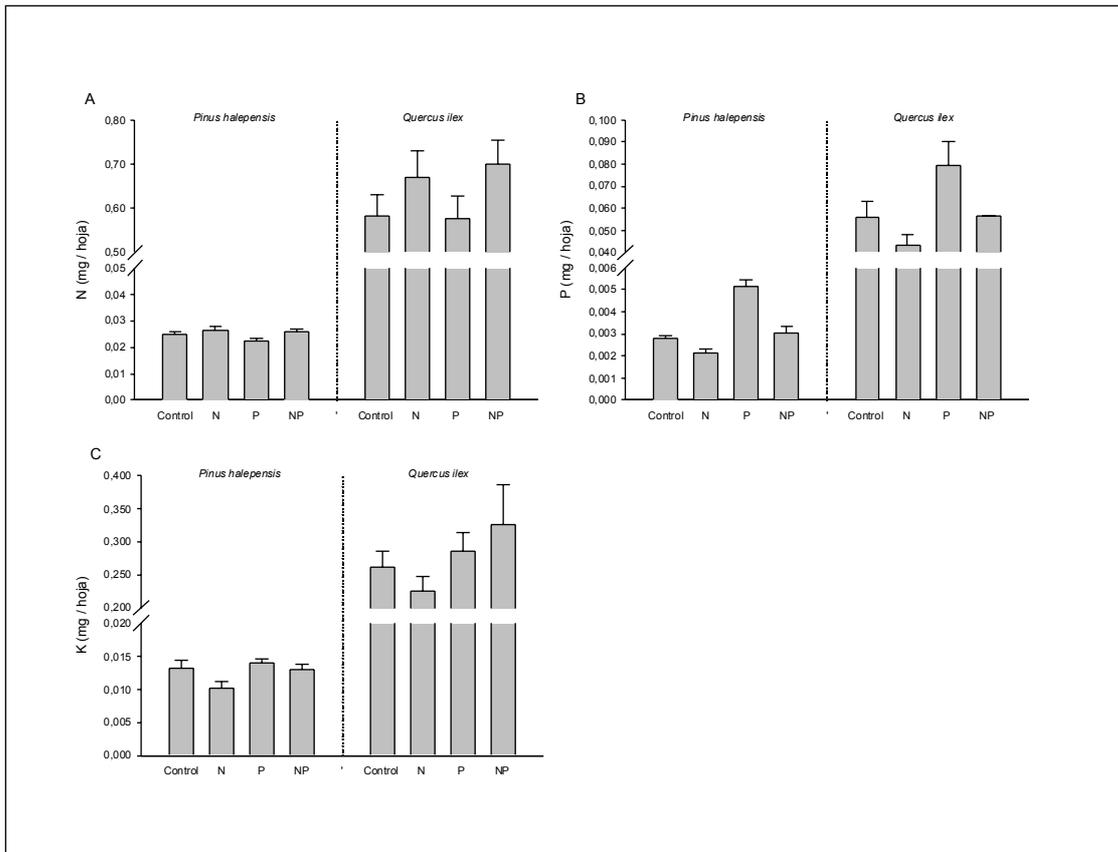


Figura 2. Contenido foliar de N, P y K en plántones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación en función de los tratamientos aplicados.

En ninguna de las dos especies se apreció una relación entre las concentraciones foliares de N y P, y las variables asociadas a la fertilidad del suelo de las parcelas de plantación (Figura 3). Los plántones de Casa Gachas (niveles intermedios de C orgánico, N total y P disponible) mostraron las menores concentraciones nutricionales.

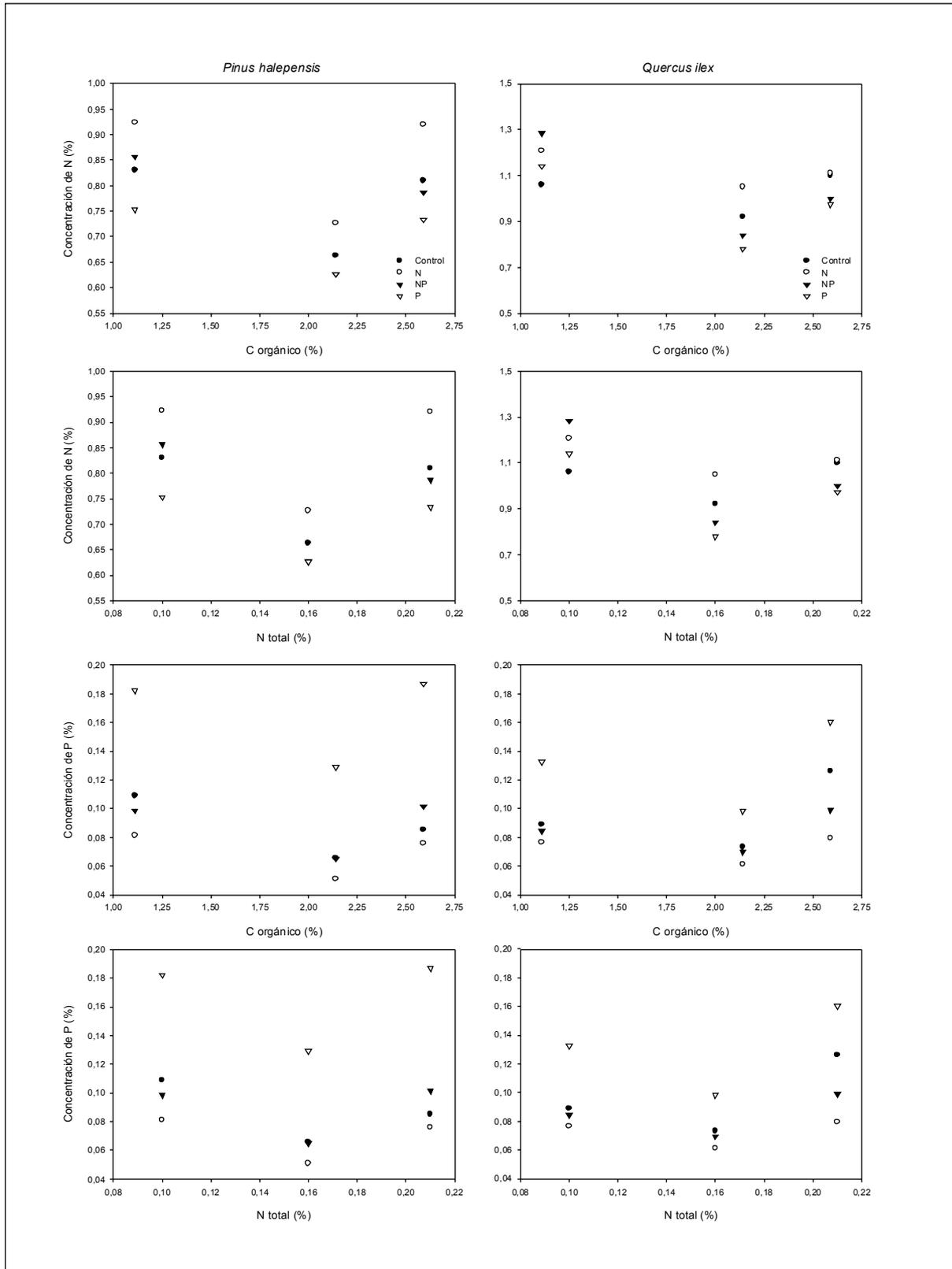


Figura 3. Concentración de N y P foliares en función de los tratamientos aplicados y del contenido de C orgánico, N total y P disponible de los suelos de las parcelas experimentales (ver Tabla 1 en Material y Métodos).

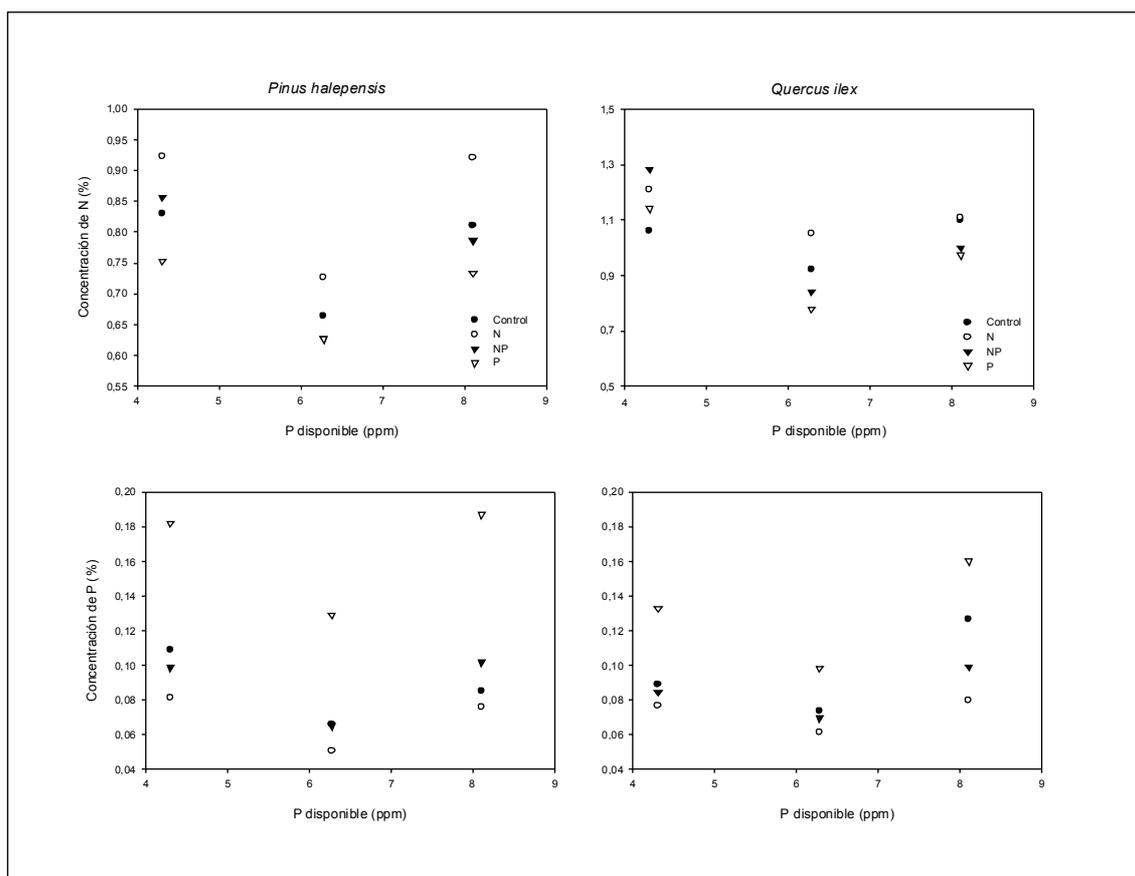


Figura 3 (cont.)

En la Figura 4 se muestran los diagramas de vectores en primavera de 1998. En ellos se aprecia cómo la aplicación de N inorgánico en las carrascas reveló una nutrición marginalmente deficiente en N, pues los individuos que recibieron N incrementaron el peso medio de hoja, la concentración y el contenido de N respecto a los controles. Los pinos que recibieron N aumentaron la concentración y el contenido de este elemento, pero no el tamaño de acícula, por lo que la interpretación de esta situación sería la de ligero exceso en el nutriente aplicado. La fertilización con urea tuvo un efecto antagónico sobre el fósforo foliar, significativo en los pinos. La fertilización combinada NP fue la que permitió mayores tasas de incremento del tamaño foliar medio y del contenido de N, por lo que podemos interpretar que N y P conjuntamente estaban limitando el crecimiento de los plantones. La respuesta de la concentración de P foliar a la fertilización fue más intensa que la de N, especialmente en carrasca (Figura 4B). En las dos especies estudiadas la concentración y el contenido de P incrementaron con la aplicación de superfosfato, pero no así el peso medio

de hoja. Según la interpretación del gráfico de vectores, se habría producido consumo de lujo. La concentración y el contenido de P foliar disminuyeron tras la aplicación de nitrógeno, sin excesivos cambios en el peso medio de hoja. Esta respuesta corresponde a antagonismo. Como en el caso del N, la aplicación conjunta de urea y superfosfato permitió el mayor crecimiento foliar, pero en el caso de las carrascas ésto llevó asociada una disminución de la concentración de P. Por tanto, la fertilización combinada habría sido capaz de promover el crecimiento, pero no de aportar suficiente P como para incrementar la concentración de este elemento. El potasio foliar mostró una relación antagónica con el nitrógeno (disminución de concentración y contenido de K tras la fertilización con urea, sin cambios en el tamaño de hoja). Por el contrario, la aplicación de superfosfato permitió un ligero incremento en la concentración y contenido de K foliar. Como en los casos anteriores, la aplicación de N y P tuvo un efecto positivo sobre el tamaño foliar que no pudo ser compensado con una entrada de K acorde, suponiendo el mantenimiento (carrasca) o disminución (pino) de la concentración de K foliar.

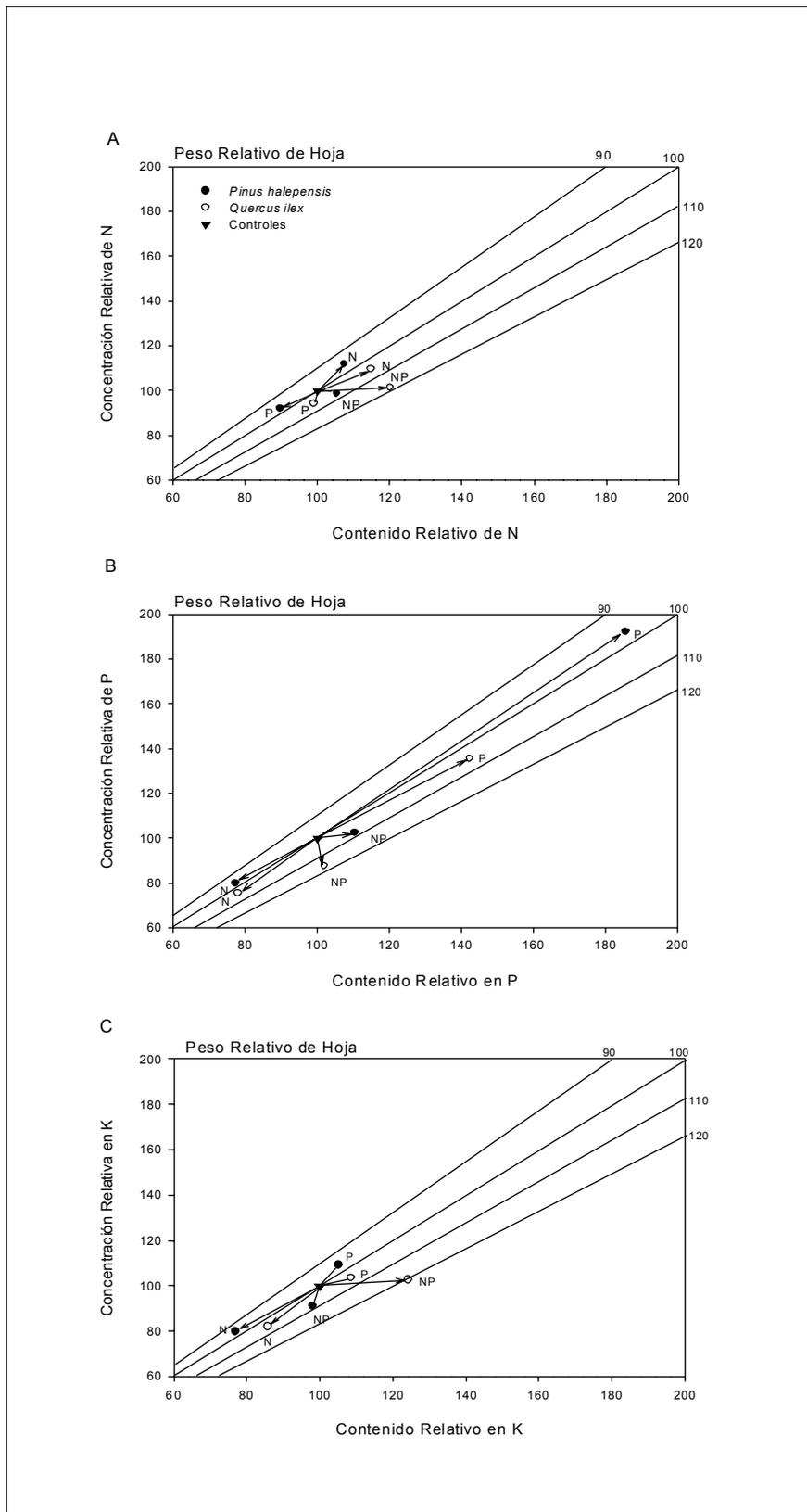


Figura 4. Diagrama de vectores de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* para N (A), P (B) y K (C), 14 meses después de la plantación.

2.- Octubre 1998.

El estado nutricional de los plantones después del segundo verano en el monte reflejó algunas modificaciones respecto al muestreo de principios de primavera. La concentración foliar de N de los pinos incrementó hasta niveles próximos al 1 % que, si bien aún bajos, fueron notablemente superiores a los de abril (Tabla 5). La misma tendencia mostró la concentración de P en acículas (superior al 0.10 %), mientras que se apreció un notable descenso en la concentración de K entre abril y octubre (0.41 y 0.24 %, respectivamente). Las carrascas mostraron una tendencia opuesta, pues la concentración de N y P disminuyó respecto a la primavera precedente, con valores inferiores al 0.7 y 0.07 % de N y P, respectivamente.

Tabla 5. Concentración de macronutrientes en hoja ( $\text{mg g}^{-1}$ ) en individuos de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* 20 meses después de la plantación y en función de los tratamientos aplicados (media y error típico;  $n=5$ ). Letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p<0.05$ ).

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	N	P	K	N	P	K
Control	9.83 (0.84)	1.09a (0.13)	2.40 (0.22)	6.49 (0.40)	0.58 (0.08)	4.68 (1.61)
NP	9.91 (0.67)	1.50b (0.08)	2.98 (0.36)	6.02 (0.45)	0.70 (0.03)	1.96 (0.14)

En este muestreo volvió a ser la concentración de P la variable nutricional más sensible a la fertilización. Los plantones fertilizados con N y P conjuntamente presentaron concentraciones foliares de P un 45 % (pino) y un 20 % (carrasca) mayores que los plantones control (Figura 5), siendo significativas las diferencias en el caso de los pinos (Tabla 10). Ni la concentración de N ni la de K mostraron un efecto significativo de la fertilización.

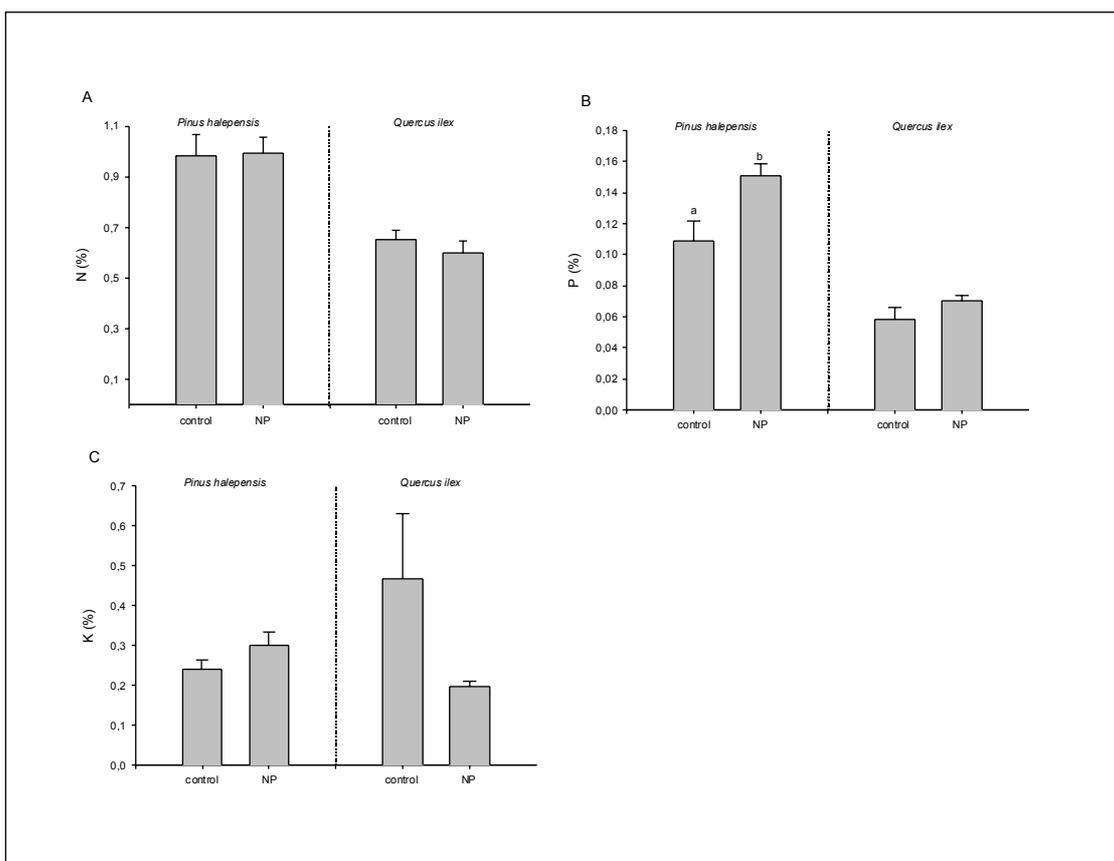


Figura 5. Concentración de macronutrientes en las hojas del año de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* en función del tratamiento, 20 meses después de la plantación. Letras diferentes indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ).

Tampoco se observaron diferencias significativas debidas al tratamiento en el peso medio de hoja, aunque la tendencia fue a disminuir en los pinos fertilizados y a aumentar en las carrascas (ver Capítulo 3). Esta disminución del tamaño medio de acícula de los pinos supuso que las diferencias observadas en concentración foliar de P desaparecieran en los contenidos foliares de P (Figura 6). Las carrascas presentaron una tendencia a aumentar el contenido de P y disminuir el de K con fertilización inorgánica, aunque estas diferencias no fueron significativas (Tabla 11).

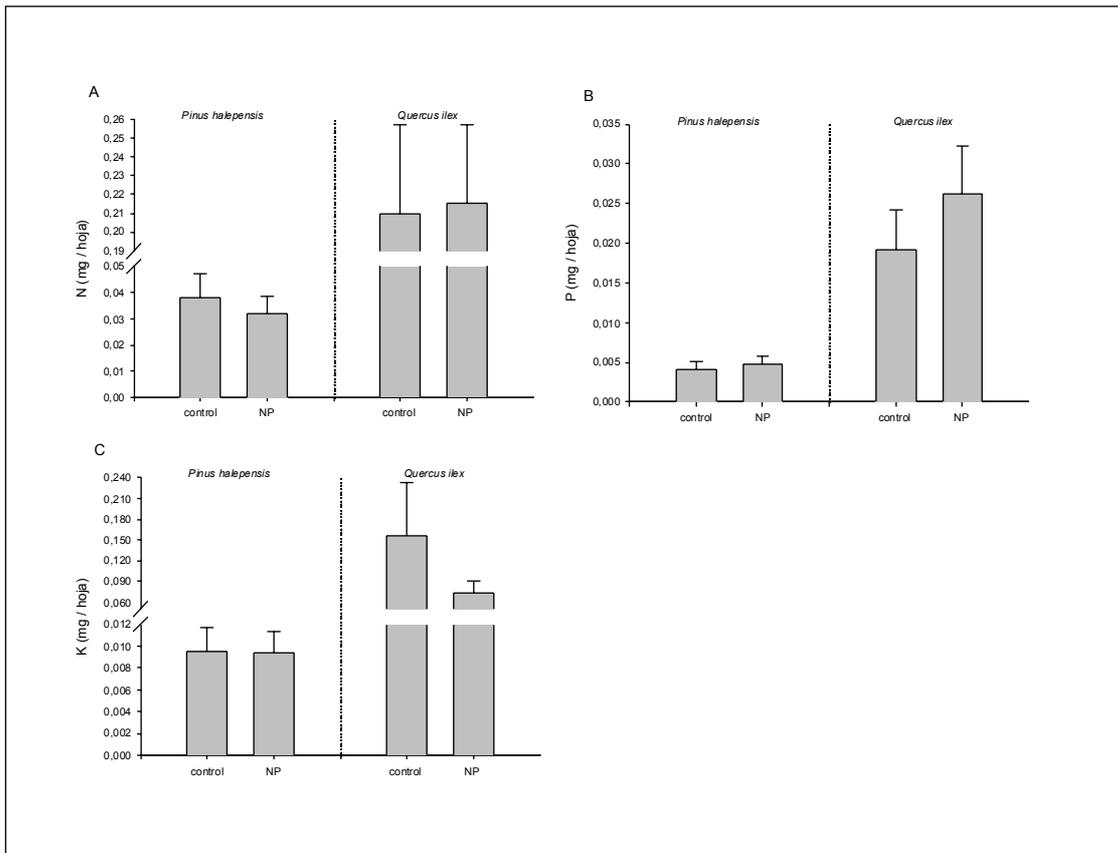


Figura 6. Contenido foliar de N, P y K en plántones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* 20 meses después de la plantación en función del tratamiento.

El análisis de vectores mostró, como en el muestreo de abril, que la respuesta nutricional de los plántones a la fertilización con N y P fue más intensa para el P que para el N. Curiosamente, la fertilización tuvo un efecto negativo sobre el tamaño de las hojas de pino, efecto que, probablemente, estaba asociado con factores no directamente relacionados con la disponibilidad nutricional. Así, el diagnóstico en el caso de esta especie se acercaría a la toxicidad para los tres elementos considerados.

Por el contrario, la aplicación de urea y superfosfato tuvo un efecto positivo sobre las dimensiones de las hojas de carrasca. Este aumento de tamaño fue acompañado por un incremento del contenido y la concentración de P (limitante), pero no de N o K (dilución y antagonismo, respectivamente).

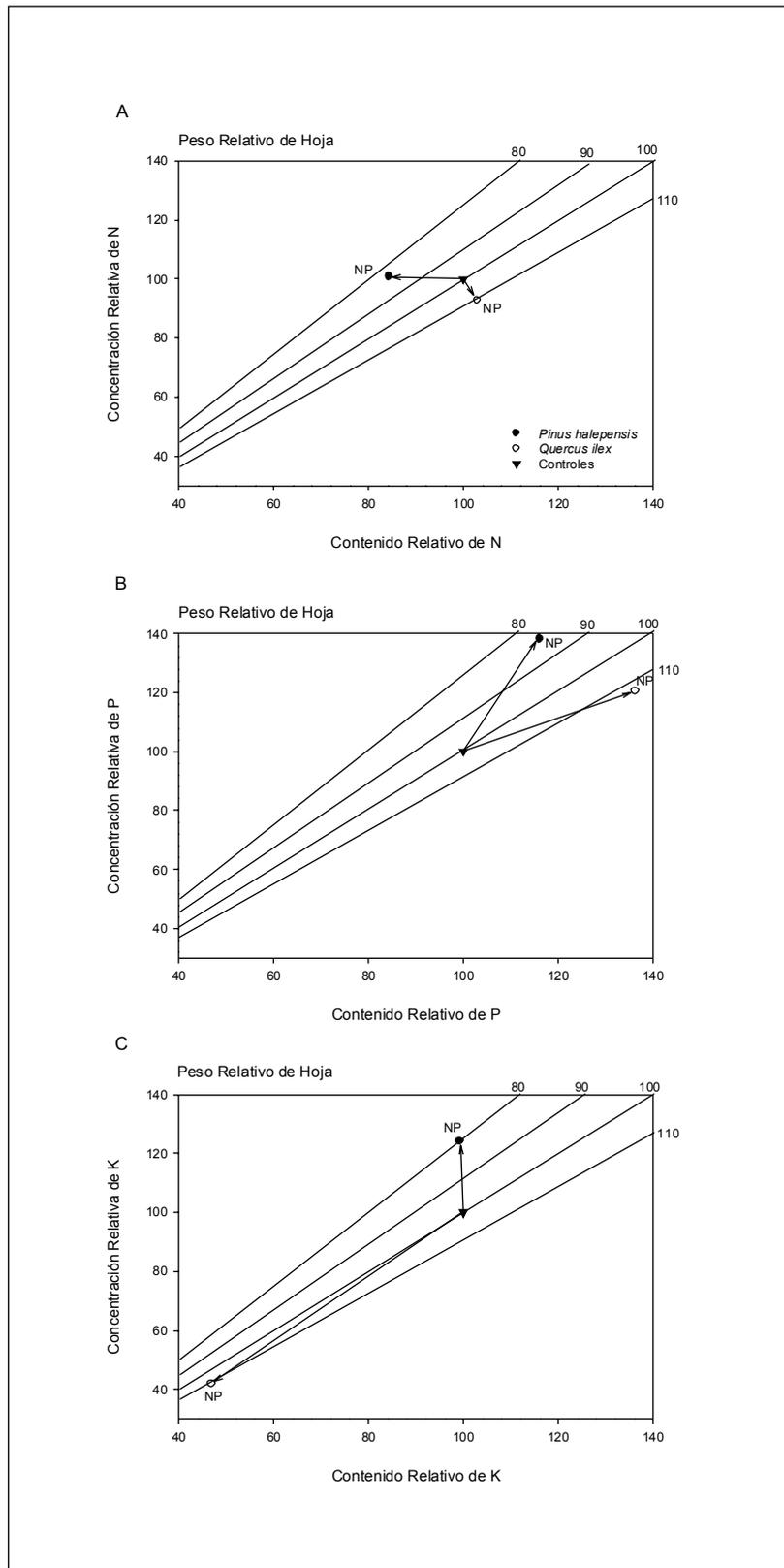


Figura 7. Diagrama de vectores de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* para N (A), P (B) y K (C) en las hojas del año, 20 meses después de la plantación.

Los plantones de carrasca mostraron valores de  $\delta^{13}\text{C}$  más bajos que los pinos (Tabla 6). La aplicación de fertilizantes inorgánicos tuvo un escaso reflejo en la eficiencia en el uso del agua. Los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de los plantones fertilizados fueron ligeramente más altos que en los controles, aunque dichas modificaciones no fueron suficientes como para observar diferencias significativas (Tabla 12). La fertilización produjo un aumento de  $\delta^{13}\text{C}$  mayor en las carrascas que en los pinos (1.04 y 0.24 ‰, respectivamente).

Tabla 6. Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  (media, en ‰, y error típico) de los plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* controles y fertilizados 20 meses después de la plantación.

	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Quercus ilex</i>
Control	-25.68 (0.18)	-28.46 (0.57)
+NP	-25.42 (0.20)	-27.42 (0.63)

Tabla 7. Resultado del análisis de la varianza para las concentraciones foliares de macronutrientes en plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación, en función de los factores experimentales.

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	N	P*	K	N	P*	K*
N	F=12.407 sig=0.072	F=183.053 sig=0.005	F=13.221 sig=0.068	F=5.465 sig=0.144	F=24.619 sig=0.038	F=39.814 sig=0.024
P	F=48.669 sig=0.020	F=73.510 sig=0.013	F=38.668 sig=0.025	F=0.872 sig=0.449	F=571.872 sig=0.002	F=1.157 sig=0.395
Parcela	F=31.129 sig=0.051	F=27.167 sig=0.061	F=31.791 sig=0.049	F=3.569 sig=0.173	F=13.353 sig=0.193	F=11.827 sig=0.509
N x P	F=2.453 sig=0.258	F=42.811 sig=0.023	F=0.181 sig=0.712	F=0.520 sig=0.546	F=6.189 sig=0.131	F=1.084 sig=0.407
N x Parcela	F=2.928 sig=0.255	F=1.009 sig=0.498	F=5.770 sig=0.148	F=7.906 sig=0.112	F=3.519 sig=0.221	F=0.031 sig=0.970
P x Parcela	F=1.000 sig=0.500	F=2.633 sig=0.275	F=0.544 sig=0.648	F=34.338 sig=0.028	F=0.051 sig=0.952	F=1.772 sig=0.361
N x P x Parcela	F=0.239 sig=0.789	F=0.362 sig=0.700	F=0.241 sig=0.787	F=0.085 sig=0.918	F=0.262 sig=0.772	F=1.185 sig=0.323

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

Tabla 8. Resultado del análisis de la varianza para las concentración foliar en N de plantones de *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación, en función de los factores experimentales en cada una de las parcelas.

	Bolínches-Gener	Casa Gachas	Rincón de Cabello
N	F=2.200 sig=0.176	F=4.087 sig=0.078	F=0.053 sig=0.824
P	F=0.642 sig=0.446	F=13.868 sig=0.006	F=2.210 sig=0.175
N x P	F=0.000 sig=0.987	F=0.555 sig=0.478	F=0.011 sig=0.919

Tabla 9. Resultado del análisis de la varianza para los contenidos foliares de macronutrientes en plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación, en función de los factores experimentales.

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	N	P*	K*	N	P*	K*
N	F=3.953 sig=0.185	F=51.901 sig=0.019	F=135.134 sig=0.007	F=7.193 sig=0.115	F=14.830 sig=0.061	F=1.136 sig=0.398
P	F=111.091 sig=0.009	F=52.349 sig=0.019	F=9.096 sig=0.095	F=0.067 sig=0.819	F=257.202 sig=0.004	F=5.350 sig=0.147
Parcela	F=1.490 sig=0.833	F=5.137 sig=0.314	F=15.725 sig=0.076	F=6.371 sig=0.066	F=46.225 sig=0.235	F=26.019 sig=0.184
N x P	F=0.697 sig=0.492	F=5.935 sig=0.135	F=24.427 sig=0.039	F=2.910 sig=0.230	F=1.053 sig=0.413	F=3.909 sig=0.187
N x Parcela	F=1.386 sig=0.419	F=0.964 sig=0.509	F=0.577 sig=0.634	F=12.297 sig=0.075	F=2.091 sig=0.324	F=0.443 sig=0.693
P x Parcela	F=0.014 sig=0.986	F=1.366 sig=0.423	F=7.907 sig=0.112	F=19.275 sig=0.049	F=0.147 sig=0.872	F=2.017 sig=0.331
N x P x Parcela	F=1.049 sig=0.366	F=0.712 sig=0.501	F=0.096 sig=0.909	F=0.077 sig=0.926	F=0.327 sig=0.724	F=0.490 sig=0.619

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

Tabla 10. Resultado del análisis de la varianza para las concentraciones foliares en macronutrientes de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* en función del tratamiento, 20 meses después de la plantación.

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	N	P	K	N	P	K*
Tratamiento	F=0.005 sig=0.945	F=7.465 sig=0.026	F=1.890 sig=0.207	F=0.620 sig=0.454	F=1.985 sig=0.197	F=2.842 sig=0.130

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

Tabla 11. Resultado del análisis de la varianza para los contenidos foliares en macronutrientes de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* en función del tratamiento, 20 meses después de la plantación.

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	N	P	K	N	P	K
Tratamiento	F=0.290 sig=0.605	F=0.256 sig=0.627	F=0.001 sig=0.982	F=0.009 sig=0.927	F=0.791 sig=0.400	F=1.158 sig=0.313

Tabla 12. Resultado del análisis de la varianza para  $\delta^{13}\text{C}$  en función del factor tratamiento dos niveles (control y +NP).

$\delta^{13}\text{C}$	
<i>Pinus halepensis</i>	F=0.904 sig=0.370
<i>Quercus ilex</i>	F=1.462 sig=0.266

## DISCUSIÓN

Las condiciones ambientales en las que fueron introducidos los plantones (mesomediterráneo seco en sustrato desarrollado sobre margas) influyeron sobre el estado nutricional de los mismos. En general, éstos presentaron concentraciones bajas de nitrógeno y potasio

(especialmente del primero en los pinos), y normales, e incluso en la parte alta del rango, de fósforo. Para individuos de pino desarrollados en condiciones similares se ha observado concentraciones de N, P y K que oscilan entre 0.94-1.31 %, 0.05-0.13 %, y 0.22-0.40 %, respectivamente, y en carrascas los rangos son 0.92-1.10 %, 0.04-0.16 %, y 0.34-0.49 % de N, P y K respectivamente; siendo, en general, los valores más altos los que corresponden a plantones y los más bajos a individuos de mayor edad (Canadell y Vilà, 1992; Fons, 1995; Sardans, 1997). Respecto a otras plantaciones en la Comunidad Valenciana (Capítulo 1), en Ayora el pino estaría en peores condiciones respecto al nitrógeno, y la carrasca mostraría unos niveles de fósforo y potasio superiores. En repoblaciones realizadas en ambientes más deficitarios de agua (semiárido en Murcia) las concentraciones en nutrientes en pino carrasco son similares a las de ambientes más húmedos, y muy superiores en N a las aquí expuestas (1.3-1.9 %, 0.06-0.14 %, y 0.30-0.55 % en N, P y K, respectivamente; Querejeta, 1998). En la recopilación realizada por Boardman *et al.* (1997) *Pinus halepensis* mostró los siguientes rangos de concentración de nutrientes para un desarrollo adecuado: 0.95-1.15 % de N, 0.1-0.2 % de P y 0.32-0.83 % de K. La concentración de N de los pinos del presente trabajo, marcadamente baja, podría estar relacionada con fenómenos de retranslocación, ya que en el momento del muestreo había comenzado el crecimiento de primavera. Este comportamiento se ha observado en otras especies del género *Pinus* (*P.radiata* en Australia - Sheriff *et al.*, 1986; *P.taeda* en EE.UU. - Piatek y Allen, 2000). En *Quercus ilex* estas variaciones no se observan tan marcadamente (Escudero *et al.*, 1992), por lo que *Quercus ilex* no se considera una especie muy eficiente en cuanto a la reabsorción de N y P (Escarré *et al.*, 1999) aunque las concentraciones nutricionales en hoja suelen ser más altas en otoño y primavera, y más bajas en verano (Sabaté *et al.*, 1999). En el presente estudio, la concentración de N en las carrascas no fertilizadas en la parcela de Casa Gachas después del verano de 1998 disminuyó desde 0.92 % hasta 0.65 % y la de P de 0.073 % a 0.058 %. Cabe la posibilidad de que la sequía estival provocara una disminución de la concentración nutricional. Esta disminución está bien descrita en la bibliografía, y estaría asociada a cambios en la morfología radicular (Nambiar, 1987), a reducciones en la asimilación de nutrientes (por reducción de la nitrificación, disminución del flujo en masa y difusión – Wild, 1992), o por pérdidas o retranslocación de nutrientes durante la sequía (Heckathorn *et al.*, 1997). Sin embargo, en *Pinus halepensis* observamos el efecto contrario, es decir, un aumento de la concentración de

N foliar después del verano, efecto descrito en plantones de esta especie a los que se les había reducido el riego (Villar *et al.*, 1999). Además, hay que tener en cuenta que los análisis de nutrientes en octubre de 1998 se realizaron en individuos extraídos en la parcela que presentó las concentraciones nutricionales foliares más bajas en abril de 1998.

Las dos especies estudiadas presentaron diferencias en la concentración foliar de N en abril, y en los tres nutrientes en octubre (mayor concentración de N y P, y menor de K en pinos que en carrascas). En general, estas dos especies presentan concentraciones de macronutrientes muy similares entre sí (ver Tabla 13 en Capítulo 1), y el contenido nutricional de las hojas de especies perennes del género *Quercus* es similar al de coníferas (Escarré *et al.*, 1987). Las concentraciones foliares (N y P) de especies de hoja perenne suele ser menor que en especies caducifolias, así como en su hojarasca, contribuyendo más a la conservación de nutrientes las bajas concentraciones que la reabsorción de los mismos (Aerts, 1996).

No se observó relación entre variables de fertilidad del suelo (materia orgánica, nitrógeno total y fósforo disponible) y las concentraciones foliares de nutrientes (N y P). Los plantones introducidos en la parcela de niveles de fertilidad intermedios (Casa Gachas) mostraron concentraciones nutricionales en hoja más bajas que las dos parcelas más ‘extremas’. Schiller (2000), en una recopilación de trabajos realizados con *Pinus halepensis* y *P. brutia*, comenta que en zonas donde la profundidad del suelo no sobrepasa los 50-60 cm y la precipitación anual media es inferior a 600 mm, es más limitante la disponibilidad de agua que el contenido nutricional de los suelos. Esta afirmación ha sido discutida por otros autores en diferentes especies vegetales (di Castri, 1981; Rapp *et al.*, 1999). En otros estudios, se ha observado relaciones negativas entre la cantidad de materia orgánica, de N total y de P de los suelos y la concentración de N de hojas del año en encinas adultas (Canadell y Vilà, 1992), aunque el rango de variación de estas variables edáficas era mucho mayor que el del presente trabajo. En especies caducifolias, como *Q. pyrenaica*, la concentración de N foliar puede estar positivamente relacionada con la materia orgánica y N total (Santa Regina, 2000). Seidou (2001) no ha encontrado relación entre la concentración de N foliar y el contenido en N total de los suelos. Es posible que la falta de relación encontrada en el presente estudio sea resultado de la relativa homogeneidad de las tres parcelas y de que, al menos en el caso del N

y para esta escala de trabajo, las concentraciones de C orgánico y de N total en los suelos sean estimadores demasiado groseros de la disponibilidad edáfica (Powers, 1984; Weetman y Wells, 1990).

Tanto en carrasca como en pino, la principal respuesta a la fertilización se relacionó con el P foliar. La aplicación de P en primavera fue el factor que más efecto tuvo sobre el estado nutricional de los plantones. En un trabajo de fertilización inorgánica de individuos de *P. halepensis* y *Q. ilex* de regeneración natural tras fuego se observó un incremento de la concentración foliar de P dos años después de la fertilización con fósforo (Sardans, 1997), al igual que en la presente experiencia. También coinciden ambos trabajos en la interacción negativa que se observa en los pinos entre la aplicación de P y la concentración de N foliar, y un escaso efecto de la fertilización nitrogenada sobre el crecimiento y sobre las concentraciones foliares de nutrientes. En la plantación de Ayora, la aplicación de N inorgánico generó un descenso de las concentraciones de P y K de las dos especies, y un aumento marginal de la concentración de N en pinos. Esto último se ha observado en pinos (Sardans, 1997) y encinas jóvenes (Abril y Diego, 1994; Sardans, 1997) y adultas (Sabaté y Gracia, 1992). También se ha observado una disminución de la concentración de K tras adición de N en encina (Sardans, 1997) y otras coníferas (Nilsen, 1995; George y Seith, 1998). En *Pinus sylvestris* se ha observado que la imposición de deficiencias de P en plantones provoca incrementos en la concentración foliar de N, probablemente debidos al retraso en el crecimiento de las plantas deficitarias en P (Palomäki y Holopainen, 1994). En nuestro trabajo se aprecia un efecto antagónico entre la aplicación de N y la concentración de P y K foliar en las dos especies, así como entre la adición de P inorgánico y la concentración foliar de N en pinos, efectos reflejados en los diagramas de vectores. Mediante éstos se observa también que los niveles de N y P (este último en mayor medida) edáfico son insuficientes (limitantes) para las carrascas, y que existe un cierto efecto sinérgico no significativo entre la adición de P y la nutrición en K, como se ha observado en otras experiencias (Sardans, 1997). Sin embargo, los niveles de fertilidad del suelo (especialmente de N) son suficientes para el crecimiento normal de los pinos ya que en algún caso la fertilización no provocó respuesta (concentración de N y K), indicando un exceso de nutrientes.

Después del segundo verano en el monte, la fertilización combinada de N y P (único tratamiento tenido en cuenta) supuso mayores concentraciones foliares de P respecto a los controles, altamente significativas en el caso de los pinos. En el resto de los nutrientes de las dos especies sólo se observaron tendencias, especialmente marcadas en el caso del K de las carrascas, donde se apreció una notable disminución de la concentración. Por tanto, no se mantuvo el efecto sinérgico entre P y K que pareció producirse en la primavera anterior. Otro de los aspectos a considerar es la pérdida del efecto positivo que tuvo la fertilización con N sobre la concentración de N foliar de los pinos. Esta observación concuerda con lo observado por Brockley (1995) en *Pinus contorta*, en el que el mayor efecto de la adición de N se producía tras el primer periodo de crecimiento, disminuyendo en los periodos posteriores. En este muestreo se continuó observando diferentes respuestas a la fertilización entre especies, indicando requerimientos nutricionales específicos. La adición de N y P fue acompañada de una disminución del tamaño foliar en los pinos. Esta disminución, que en análisis de vectores se atribuye a toxicidad, probablemente estuvo asociada a factores indirectamente relacionados con la fertilización. En carrasca la fertilización combinada tuvo un efecto positivo sobre las dimensiones foliares 20 meses después de la plantación, y este incremento fue acompañado por un aumento de la concentración (P) o disminución de ésta (N y K). Estos resultados sugieren que los niveles de fósforo en planta eran mejores que los de nitrógeno y potasio. Se debe tener en cuenta, no obstante, que las variaciones en concentración y contenido de nutrientes fueron relativamente modestas y no significativas. En la mayoría de los estudios, la fertilización inorgánica suele mejorar las condiciones nutricionales de las plantas (e.g. Sheriff *et al.*, 1986; de Visser y van Breemen, 1995; Nilsen y Abrahamsen, 1995; Palomäki y Holopainen, 1995; Ryan *et al.*, 1996; George y Seith, 1998; Paquin *et al.*, 1998; Garrison *et al.*, 2000), si bien ciertos trabajos muestran escasa respuesta (Sabaté y Gracia, 1992; Castell, 1997; Rodà *et al.*, 1999; Garrison *et al.*, 2000). Los factores ambientales deben ser tenidos en cuenta pues se puede producir interacción entre ellos y los efectos de los fertilizantes, minimizando o anulando estos últimos (MacMaster *et al.*, 1982; Field y Mooney, 1986; Stoneman y Dell, 1993: citados en Castell, 1997).

Las dos especies consideradas mostraron una respuesta similar frente a la fertilización. En ambas, la concentración foliar de P incrementó substancialmente con la aplicación de superfosfato. La concentración de N foliar respondió de forma mucho más modesta a la fertilización con urea. En ambas especies la aplicación conjunta de N y P tuvo poco efecto sobre la concentración de los tres elementos considerados pero permitió el crecimiento del tamaño foliar a corto plazo. Finalmente, en las dos especies se observó un efecto antagónico de la aplicación de N sobre los niveles de potasio. Las especies pioneras (como *Pinus halepensis*) suelen tener mayores requerimientos de luz y nutrientes que las dominantes en fases más maduras de la sucesión (como *Quercus ilex*; Espelta, 1996; Terradas, 1999), mostrando mayor plasticidad (Huante *et al.*, 1995b). De hecho, Espelta (1995) observó que cuando la disponibilidad de agua era escasa disminuía la concentración foliar de N y P de *Q. ilex*, y que el crecimiento se reducía por cierta limitación en la disponibilidad de nutrientes, a la vez que en *P. halepensis* la mayor disponibilidad de agua y luz provocaba efectos de dilución sobre las concentraciones foliares de N, P y K debido a un mayor crecimiento de los individuos. En trabajos de comparación de especies con distinta posición dentro de la sucesión ecológica se ha observado que son las especies más tardías las que menor respuesta ofrecieron al incremento de la disponibilidad de recursos del suelo (Kolb *et al.*, 1990; Canham *et al.*, 1996). Asimismo, especies del matorral mediterráneo de estrategias ecológicas contrastadas responden de manera diferente a la mejora de las condiciones nutricionales del suelo mediante fertilizantes inorgánicos (Huesca *et al.*, 1999; Fons y Vallejo, 2000).

Los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  observados en los plantones de las dos especies están dentro del rango habitual encontrado en otros trabajos. En Los Monegros (Zaragoza), en ambiente semiárido, se han registrado valores de  $\delta^{13}\text{C}$  en individuos de pino carrasco que oscilaban entre  $-25$  y  $-23$  ‰ (Peñuelas *et al.*, 1999), observándose valores más bajos ( $-30$  ‰) en condiciones no tan xéricas de Croacia (Ziegler, 1995), si bien estos últimos individuos estaban parasitados. En individuos de carrasca se han registrado valores de  $\delta^{13}\text{C}$  en el rango de  $-26$  y  $-28$  ‰ en individuos adultos en Italia y Francia (Ziegler, 1995; Damesin *et al.*, 1998a), siendo más altos cuanto más secas eran las zonas en las que se desarrollaban (Damesin *et al.*, 1998b), indicando mayor eficiencia en el uso del agua en condiciones de menor disponibilidad. En general, los resultados obtenidos fueron más negativos en carrascas que en pinos, pudiendo

indicar una mayor eficiencia en el uso del agua de esta última especie. La aplicación de los fertilizantes inorgánicos no supuso una modificación sustancial del  $\delta^{13}\text{C}$ . Existen trabajos que apuntan hacia direcciones opuestas: relación negativa (Livingston *et al.*, 1999) o positiva (Henderson *et al.*, 1995) entre  $\delta^{13}\text{C}$  y la concentración de N foliar. En cualquier caso, la ausencia de efecto en la experiencia de Ayora, concuerda con los resultados obtenidos con especies del matorral en Alicante con los mismos tratamientos y dosis de fertilizantes inorgánicos (M. Huesca, com. pers.).

## CONCLUSIONES

El estado nutricional de los plántones 14 meses después de la plantación se encontró dentro del rango normal para estas especies en las condiciones ambientales del presente trabajo, salvo el N en los individuos de *Pinus halepensis* que fue notablemente más bajo de lo habitual.

La fertilización con superfosfato produjo mejoras significativas en el estado nutricional de los plántones de las dos especies respecto a este elemento. La fertilización con urea tuvo un efecto mucho menor sobre la concentración de N foliar. La fertilización con N tuvo un efecto antagonista con respecto al K. La aplicación de N y P conjuntamente no modificó la eficiencia en el uso del agua de los plántones de ninguna de las dos especies.

Los efectos de la fertilización inorgánica se atenuaron en el transcurso de menos de dos años.

No se observó relación alguna entre el estado nutricional de los plántones o su respuesta a la fertilización y las propiedades edáficas.

A la vista de estos resultados la fertilización inorgánica, realizada en una sola dosis en el momento de la plantación, no parece mejorar suficientemente el estado de los plántones como para incluir esta técnica en las repoblaciones realizadas en las condiciones ambientales incluidas en la experimentación. De cara a la mejora de las condiciones nutricionales de los plántones, podría resultar más eficaz la adición de los fertilizantes inorgánicos en fases

posteriores de crecimiento y no inmediatamente después de la plantación, aunque probablemente el beneficio potencial no compensaría el gasto adicional que esto supondría.



### **CAPÍTULO 3: EFECTOS DE LA FERTILIZACIÓN INORGÁNICA SOBRE LA SUPERVIVENCIA, MORFOLOGÍA Y PLASTICIDAD DE LOS PLANTONES DE REPOBLACIÓN**

#### **INTRODUCCIÓN**

Las primeras etapas tras la introducción de los plantones en el monte son claves para el éxito de la repoblación por ser éste el momento en el que los plantones deben asegurar la adquisición de recursos en el nuevo medio (Burdett, 1990). Esta situación se ve agravada en zonas de clima Mediterráneo debido a la sequía estival. De hecho, los plantones introducidos están sometidos a mayor estrés hídrico y nutricional que los individuos que crecen de forma natural debido a la limitación espacial que supone el crecimiento en contenedores, además de haber desarrollado una morfología ajustada a altos niveles de disponibilidad de agua y nutrientes (Munson y Bernier, 1993). Los plantones, por tanto, deben ajustar sus demandas de recursos con el cambio en la disponibilidad de los mismos, al pasar de condiciones de crecimiento óptimas en el vivero a un medio natural en el que no se garantiza el suministro continuo de agua y nutrientes, y en el que se producen fenómenos de competencia. Se ha comprobado que en situaciones donde los plantones se ven sometidos a competencia con otra vegetación las tasas de supervivencia y la concentración de nutrientes en hoja disminuyen inducidas por la sequía asociada a la vegetación competidora (Nambiar y Zed, 1980). Los carbohidratos y nutrientes acumulados durante el crecimiento en vivero, y en especial tras una fase de endurecimiento, han de servir para asegurar el establecimiento del plantón a través de una eficiente colonización del suelo. A esto contribuirá la fotosíntesis que podrá llevar a cabo el plantón si las condiciones post-plantación son adecuadas. En este sentido, la fertilización durante la plantación debería ir dirigida a promover el desarrollo radicular, mientras que la que se produce en etapas posteriores debería conducir a un mayor crecimiento de la planta (Bennett *et al.*, 1996).

Las prácticas de fertilización no son habituales en la planificación de los trabajos de repoblación en las áreas de clima Mediterráneo de España debido al carácter conservativo y protector de estos proyectos (ver Capítulo 2). Sin embargo, en otros ambientes la aplicación

de fertilizantes inorgánicos durante la plantación o poco después de la misma es una práctica habitual que con frecuencia se traduce en mayor crecimiento de los individuos introducidos (Waring y Snowdon, 1986; Brockley, 1992a; Brockley, 1992b; Chandler y Dale, 1995; Mitchell *et al.*, 1996; Fahey *et al.*, 1998). Mediante una mejora de las condiciones nutricionales edáficas y de la vegetación se puede potenciar la actividad de la maquinaria fisiológica de los plántones, aunque pueden producirse distintos efectos sobre una misma especie, ofreciendo heterogeneidad en la respuesta en función de factores circunstanciales (Remphrey y Davidson, 1996). La fertilización inorgánica puede permitir un aumento de la supervivencia aunque la ausencia de efecto también es frecuente (Yang, 1985; Maze y Vyse, 1993; Mitchell *et al.*, 1996; Davidson *et al.*, 1998; Fahey *et al.*, 1998).

La aplicación de nutrientes puede provocar cambios en la distribución de asimilados en las distintas partes de la planta, invirtiendo menos en los órganos responsables de la obtención de los recursos que devienen menos limitantes (Chapin *et al.*, 1987). Así es frecuente observar una reducción del crecimiento relativo de la parte subterránea y un aumento del de la parte aérea (Chapin, 1980; Boot y Mensink, 1991; Chapin, 1991). La fertilización también puede originar una disminución de la colonización de las raíces por hongos micorrícicos (Väre, 1990; Mason *et al.*, 2000), alterando la capacidad de captación de recursos edáficos, si bien los resultados son contradictorios (ver Capítulo 6).

La estrategia de las especies también influye en la respuesta de la vegetación al incremento de la disponibilidad de nutrientes. De entrada, las especies leñosas son menos susceptibles que las herbáceas al estrés nutricional debido a su crecimiento más lento y a su mayor longevidad (Kozłowski *et al.*, 1991), y las especies pioneras responden en mayor medida a la mejora de las condiciones nutricionales que las dominantes en fases más tardías de la sucesión (Kolb *et al.*, 1990; Huante *et al.*, 1995b; Canham *et al.*, 1996; Fahey *et al.*, 1998), aunque este argumento podría ser circular (McCook, 1994).

En ecosistemas secos a semiáridos es obvio que el agua sería el recurso más limitante para los vegetales. Sin embargo, existe una relación negativa entre la eficiencia en el uso del agua y la eficiencia en el uso de nutrientes, lo que podría suponer una mejor eficiencia hídrica y,

consecuentemente, producción en plantas con un mejor estado nutricional. Por otra parte, la sequía puede provocar deficiencias nutricionales por modificación en los flujos edáficos y alteraciones en el metabolismo vegetal (Wild, 1992; Heckathorn *et al.*, 1997). Los suelos mediterráneos con frecuencia muestran una disponibilidad nutricional limitada (ver Capítulo 1). Por ello, no resulta sorprendente que en ecosistemas mediterráneos se haya observado un efecto positivo de la fertilización inorgánica sobre el crecimiento y producción de la vegetación (Godron *et al.*, 1981; Mamolos *et al.*, 1995; Henkin *et al.*, 1996; Sardans, 1997; Rodà *et al.*, 1999). Sin embargo, ninguno de estos estudios ha evaluado el efecto de la fertilización inorgánica sobre la actividad de plantones de repoblación de especies forestales en condiciones de campo, y el interés de incluir esta técnica entre las prácticas de restauración.

El objetivo de este capítulo es evaluar los efectos de la aplicación de fertilizantes inorgánicos (N y P) sobre la supervivencia, el crecimiento y la distribución de la biomasa de plantones de repoblación de 1 savia de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en condiciones mesomediterráneas secas.

## MATERIAL Y MÉTODOS

En el Capítulo 2 se ha descrito el diseño experimental de las parcelas de repoblación. Los muestreos de supervivencia y crecimiento se realizaron desde el momento de la aplicación de los fertilizantes (mayo de 1997) hasta julio de 1999, con una mayor frecuencia en el muestreo durante el primer año y medio (bimensual, salvo en noviembre de 1997). El primer muestreo de los diámetros basales de los plantones se realizó en julio de 1997.

Tabla 1. Características morfológicas de los plantones de vivero utilizados en las parcelas experimentales (Media y error típico entre paréntesis). R:S = relación biomasa subterránea : biomasa aérea.

	Altura (cm)	Diámetro Basal (cm)	Biomasa Foliar (g)	Biomasa Tallo (g)	Biomasa Radicular (g)	Biomasa Total (g)	R : S
<i>P.halepensis</i> (n=15)	9.2 (0.3)	0.25 (0.02)	1.000 (0.111)	0.209 (0.025)	0.879 (0.140)	2.090 (0.272)	0.67 (0.04)
<i>Q.ilex</i> (n=14)	13.7 (0.9)	0.54 (0.03)	0.906 (0.058)	0.556 (0.047)	2.392 (0.112)	3.855 (0.151)	1.68 (0.09)

Las características morfológicas de la partida de plántones de ambas especies se muestra en la Tabla 1, encontrándose dentro del rango de calidad de planta cabal y comercial.

En abril de 1998 se tomaron muestras de hojas para determinar su concentración nutricional y fueron caracterizadas morfológicamente como en el muestreo destructivo. Además dichas muestras fueron pesadas en fresco y en seco para la determinación del contenido de humedad de las mismas. Tras el muestreo destructivo realizado en octubre de 1998 (tratamientos control y +NP en la parcela de Casa Gachas; ver Capítulo 2) se procedió a la digitalización de las hojas de los plántones de ambas especies y posterior determinación de la superficie foliar proyectada mediante el programa Winrhizo (Régent Instruments Inc., 1997). Las diferentes fracciones en las que se separó la biomasa de los plántones se secaron durante 48 h a 60°C y se determinó el peso en seco de las mismas.

Las Tasas de Crecimiento Relativo (TCR) en altura y en diámetro basal se calcularon mediante la siguiente fórmula (Causton y Venus, 1981):

$$TCR = [\ln(\text{variable}_2) - \ln(\text{variable}_1)] / (t_2 - t_1)$$

Dos años después de la plantación y 21 meses desde la aplicación de los tratamientos se tomaron 5 sondas de 3 x 3 cm de superficie de los primeros 15 cm de los hoyos de plantación en cada tratamiento y parcela con el objetivo de evaluar la proliferación de raíces de la vegetación espontánea en función del incremento en la disponibilidad de nutrientes. En el laboratorio se separaron las raíces del suelo, se lavaron y se secaron durante 48 h a 60°C para pesarlas posteriormente.

Las tasas de mortalidad se analizaron mediante un análisis de tablas de frecuencia utilizando un modelo log-lineal. La morfología en los muestreos no destructivos se analizó mediante ANOVA para medidas repetidas en el tiempo con 3 factores: aplicación de nitrógeno (2 niveles), aplicación de fósforo (2 niveles), y parcela de plantación (3 niveles). En ningún caso se obtuvo la circularidad de la matriz varianza-covarianza (esfericidad) por lo que se utilizó el estadístico  $\epsilon$  de Greenhouse-Geisser para disminuir los grados de libertad, siendo referida la

significación estadística a este último análisis. Además en cada muestreo se realizaron ANOVAs con los mismos factores para la altura y el diámetro basal total, definiendo el factor parcela como aleatorio. Este mismo análisis se realizó a las biomásas de la vegetación natural obtenida con las sondas de los hoyos de plantación. En todas las circunstancias de los análisis de morfología de la planta, y con el objetivo de obtener una muestra equilibrada de casos, se seleccionó aleatoriamente el número de individuos mínimo aportado por el tratamiento de máxima mortalidad. Los datos obtenidos con el muestreo destructivo se analizaron mediante un ANOVA de un solo factor (tratamiento) a dos niveles (control o fertilización completa). En caso necesario los datos fueron transformados para conseguir la homogeneidad de las varianzas, citándose en el texto los casos en los que, a pesar de las transformaciones, ésta no se consiguió.

## **RESULTADOS**

### **1.- Supervivencia**

Después de 26 meses desde la aplicación de los tratamientos los porcentajes de supervivencia de los plántones de ambas especies fueron superiores al 80 % (Figura 1). La aplicación de N tuvo un efecto negativo sobre la supervivencia de los pinos desde el primer muestreo tras la aplicación de los fertilizantes inorgánicos (Julio 1997) y se mantuvo durante toda la experiencia (Tabla 2). Los plántones que recibieron fósforo exclusivamente mostraron los porcentajes de supervivencia más altos en el último muestreo (96 %) si bien las diferencias respecto a los demás factores no fueron significativas. El efecto parcela también se reveló altamente significativo en el último año de la experiencia, siendo la parcela situada en Rincón de Cabello la que ofreció tasas más altas de supervivencia hasta Julio de 1998, y más bajas que las otras dos parcelas a partir de entonces. Éstas mostraron un comportamiento idéntico. La fertilización inorgánica tuvo un efecto singular en cada una de las parcelas de Julio de 1998 a Julio de 1999, que se reflejó en la significación de diversas interacciones. En este periodo en la parcela de Rincón de Cabello no se apreció efecto de la aplicación de N, y en las otras dos parcelas sí (salvo en la de Casa Gachas en Julio de 1999), siendo éste negativo.

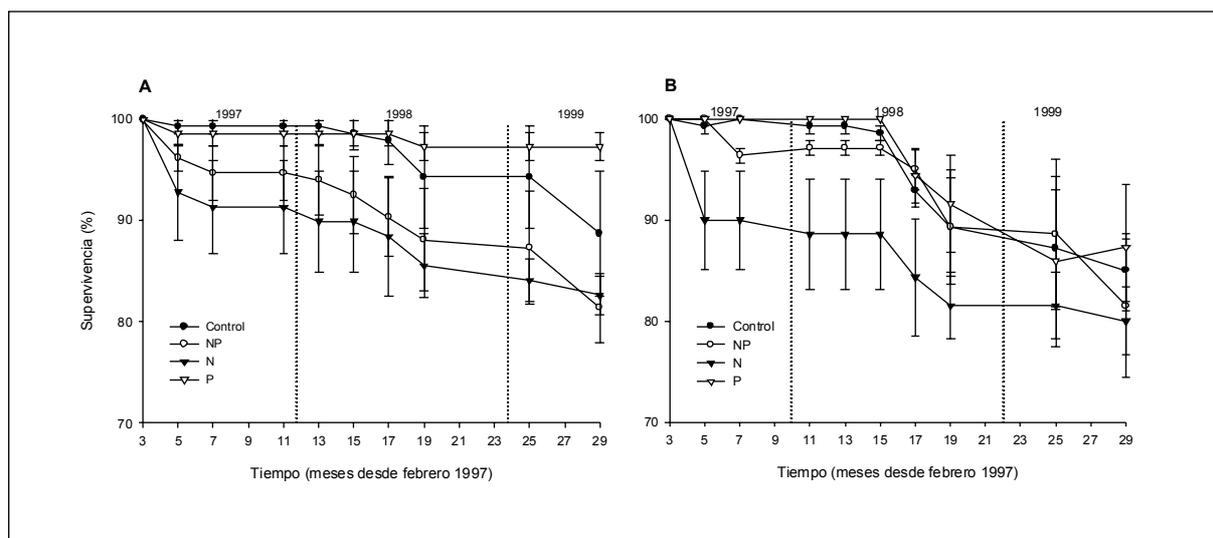


Figura 1. Evolución de la supervivencia de los plántones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) desde la aplicación de los tratamientos y en función de los mismos. Las barras corresponden al error típico.

BIBLIOTECA VIRTUAL

Tabla 2. Resultado del análisis mediante log-lineal de los datos de mortalidad de los plántones de *Pinus halepensis* en los distintos muestreos realizados. S=parcela; N=nitrógeno; P=fósforo; M=mortalidad.

	S x M	N x M	P x M	S x N x M	S x P x M	N x P x M	S x N x P x M
Jul 97	G=1.499 p=0.4726	G=7.050 p=0.0079	G=0.650 p=0.4201	G=2.685 p=0.2612	G=1.752 p=0.4164	G=1.019 p=0.3127	G=4.619 p=0.0993
Sep 97	G=2.620 p=0.2698	G=10.388 p=0.0013	G=0.524 p=0.4693	G=3.712 p=0.1563	G=1.896 p=0.3875	G=1.018 p=0.3130	G=4.617 p=0.0994
Ene 98	G=2.620 p=0.2698	G=10.388 p=0.0013	G=0.524 p=0.4693	G=3.712 p=0.1563	G=1.896 p=0.3875	G=1.018 p=0.3130	G=4.617 p=0.0994
Mar 98	G=4.315 p=0.1156	G=13.140 p=0.0003	G=0.734 p=0.3917	G=4.331 p=0.1147	G=1.547 p=0.4615	G=1.020 p=0.3126	G=4.624 p=0.0990
May 98	G=1.909 p=0.3849	G=14.113 p=0.0002	G=0.815 p=0.3666	G=4.848 p=0.0886	G=1.732 p=0.4205	G=0.382 p=0.5366	G=5.545 p=0.0625
Jul 98	G=0.867 p=0.6483	G=14.441 p=0.0001	G=0.313 p=0.5758	G=6.414 p=0.0405	G=3.947 p=0.1390	G=0.469 p=0.4932	G=24.509 p=0.0000
Sep 98	G=5.896 p=0.0524	G=10.344 p=0.0013	G=0.953 p=0.3290	G=9.119 p=0.0105	G=3.537 p=0.1706	G=0.619 p=0.4313	G=10.862 p=0.0044
Mar 99	G=7.325 p=0.0257	G=12.403 p=0.0004	G=1.022 p=0.3121	G=7.583 p=0.0226	G=3.024 p=0.2204	G=0.490 p=0.4841	G=8.113 p=0.0173
Jul 99	G=11.339 p=0.0034	G=12.505 p=0.0004	G=1.358 p=0.2438	G=7.297 p=0.0260	G=2.072 p=0.3548	G=1.503 p=0.2202	G=4.977 p=0.0830

Las tasas de supervivencia de los plántones de carrasca en Julio de 1999 estuvieron más próximas entre tratamientos, oscilando entre el 80 % de la fertilización sólo con N y el 87.3 % de la fertilización sólo con P (Figura 1). En los periodos intermedios estos porcentajes se vieron más afectados por la aplicación de P que en el caso de los pinos mientras que la aplicación de N resultó significativamente negativa menos tiempo (hasta Mayo de 1998). El resultado de la fertilización con P fue un incremento altamente significativo de la

supervivencia desde Julio de 1997 a Julio de 1998 (Tabla 3). Transcurridos 26 meses desde la aplicación de los tratamientos no quedaron efectos ni positivos ni negativos de los mismos sobre los porcentajes de supervivencia de los plantones de carrasca. El factor parcela fue altamente significativo en el último año de la experiencia, y el resultado fue similar al observado en los pinos: mejor supervivencia inicial en la parcela de Rincón de Cabello cayendo por debajo de las otras dos parcelas a partir de Septiembre de 1998.

Tabla 3. Resultado del análisis mediante log-lineal de los datos de mortalidad de los plantones de *Quercus ilex* en los distintos muestreos realizados. S=parcela; N=nitrógeno; P=fósforo; M=mortalidad.

	S x M	N x M	P x M	S x N x M	S x P x M	N x P x M	S x N x P x M
Jul 97	G=8.149 p=0.0170	G=12.037 p=0.0005	G=8.449 p=0.0037	G=1.085 p=0.5814	G=0.015 p=0.9925	G=0.112 p=0.7382	G=0.000 p=1.0000
Sep 97	G=5.956 p=0.0509	G=9.149 p=0.0025	G=0.889 p=0.3457	G=2.853 p=0.2404	G=1.913 p=0.3842	G=6.895 p=0.0086	G=0.000 p=0.9999
Ene 98	G=4.328 p=0.1149	G=15.633 p=0.0001	G=6.417 p=0.0113	G=1.386 p=0.5000	G=2.616 p=0.2704	G=0.107 p=0.7435	G=0.000 p=1.0000
Mar 98	G=4.328 p=0.1149	G=15.633 p=0.0001	G=6.417 p=0.0113	G=1.386 p=0.5000	G=2.616 p=0.2704	G=0.107 p=0.7435	G=0.000 p=1.0000
May 98	G=2.168 p=0.3382	G=12.448 p=0.0004	G=7.061 p=0.0079	G=4.898 p=0.0864	G=2.278 p=0.3202	G=1.418 p=0.2337	G=0.180 p=0.9138
Jul 98	G=2.375 p=0.3050	G=2.170 p=0.1407	G=5.235 p=0.0221	G=1.727 p=0.4217	G=3.977 p=0.1369	G=0.468 p=0.4938	G=2.582 p=0.2750
Sep 98	G=12.189 p=0.0023	G=2.602 p=0.1067	G=2.741 p=0.0978	G=3.149 p=0.2072	G=3.833 p=0.1471	G=0.002 p=0.9656	G=4.073 p=0.1305
Mar 99	G=20.101 p=0.0000	G=0.255 p=0.6135	G=0.959 p=0.3273	G=2.692 p=0.2603	G=6.211 p=0.0448	G=0.203 p=0.6526	G=4.494 p=0.1057
Jul 99	G=8.767 p=0.0125	G=2.455 p=0.1171	G=0.350 p=0.5543	G=1.675 p=0.4327	G=4.825 p=0.0896	G=0.062 p=0.8035	G=4.679 p=0.0964

Atendiendo a la mortalidad no acumulada (entre muestreos), encontramos un efecto negativo de la aplicación de N sobre la supervivencia de los pinos después del primer verano debido a que exclusivamente se produjeron marras en aquellos tratamientos que incluían la aplicación de dicho nutriente (Tabla 4). A partir del verano de 1998 también encontramos asociación entre el factor parcela y la mortalidad, pues de Julio del 98 a Marzo del 99 fue mayor el número de marras encontradas en la parcela de Rincón de Cabello que en las otras dos, mientras que estos resultados se invirtieron en el último periodo.

Tabla 4. Resultado del análisis mediante log-lineal de los datos de mortalidad no acumulada de los plantones de *Pinus halepensis* en los distintos muestreos realizados. S=parcela; N=nitrógeno; P=fósforo; M=mortalidad.

	S x M	N x M	P x M	S x N x M	S x P x M	N x P x M	S x N x P x M
Sep 97	G=6.655 p=0.0359	G=4.215 p=0.0401	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
Ene 98	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=0.9968	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
Mar 98	G=4.537 p=0.1035	G=3.388 p=0.0657	G=0.241 p=0.6233	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
May 98	G=3.090 p=0.2133	G=0.275 p=0.5998	G=0.170 p=0.6805	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=1.836 p=0.1755	G=0.001 p=0.9997
Jul 98	G=9.437 p=0.0089	G=0.698 p=0.4035	G=0.556 p=0.4560	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=3.162 p=0.0753	G=0.000 p=1.0000
Sep 98	G=12.787 p=0.0017	G=0.042 p=0.8378	G=0.749 p=0.3869	G=1.167 p=0.5579	G=1.309 p=0.5198	G=0.093 p=0.7603	G=0.000 p=0.9999
Mar 99	G=4.855 p=0.0883	G=3.282 p=0.0700	G=0.208 p=0.6485	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=0.9990	G=0.000 p=1.0000
Jul 99	G=8.176 p=0.0168	G=0.536 p=0.4641	G=0.353 p=0.5526	G=0.380 p=0.8269	G=0.321 p=0.8519	G=3.132 p=0.0768	G=0.128 p=0.9380

En el verano de 1997 y en el invierno de 1997/98 se observó asociación entre el factor P y la mortalidad de las carrasacas, aunque con efectos opuestos: mientras que en verano la aplicación de P se reveló negativa para la supervivencia de los plantones debido a las marras del tratamiento +NP, en invierno el efecto de este tratamiento fue positivo ya que sólo se produjeron marras en los tratamientos no fertilizados con P (Tabla 5). Durante el otoño-invierno de 1998/99 se produjo asociación entre la mortalidad y el factor N pues hubo mayor número de marras en los plantones control y +P que en los tratamientos con aplicación de N. La relación encontrada entre el factor parcela y la mortalidad entre Julio de 1998 y Marzo de 1999 fue idéntica a la observada en los plantones de pino, es decir, un incremento notable de las marras en la parcela de Rincón de Cabello respecto a las otras dos.

Tabla 5. Resultado del análisis mediante log-lineal de los datos de mortalidad no acumulada de los plántones de *Quercus ilex* en los distintos muestreos realizados. S=parcela; N=nitrógeno; P=fósforo; M=mortalidad.

	S x M	N x M	P x M	S x N x M	S x P x M	N x P x M	S x N x P x M
Sep 97	G=1.151 p=0.5624	G=0.894 p=0.3443	G=0.5.929 p=0.0149	G=2.687 p=0.2610	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
Ene 98	G=0.003 p=0.9985	G=0.000 p=0.9270	G=0.000 p=0.9984	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
Mar 98	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=0.9959	G=4.810 p=0.0283	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
May 98	G=2.274 p=0.3208	G=0.745 p=0.3880	G=0.836 p=0.3605	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
Jul 98	G=8.400 p=0.0150	G=1.065 p=0.3022	G=0.438 p=0.5081	G=1.102 p=0.5764	G=2.301 p=0.3164	G=1.031 p=0.3100	G=2.146 p=0.3420
Sep 98	G=27.889 p=0.0000	G=0.367 p=0.5446	G=0.171 p=0.6792	G=0.906 p=0.6358	G=0.948 p=0.6226	G=0.427 p=0.5135	G=0.000 p=1.0000
Mar 99	G=9.335 p=0.0094	G=4.478 p=0.0343	G=2.512 p=0.1130	G=0.895 p=0.6391	G=2.752 p=0.2525	G=606 p=0.4364	G=0.000 p=1.0000
Jul 99	G=1.362 p=0.5062	G=1.211 p=0.2711	G=0.934 p=0.3338	G=1.338 p=0.5123	G=4.038 p=0.1328	G=0.390 p=0.5325	G=0.159 p=0.9237

## 2.- Altura

En el último muestreo, efectuado 29 meses después de la introducción de los plántones (Julio de 1999), la altura total de los plántones de pino osciló entre 28.1 (+N) y 30.7 cm (+NP). Los plántones que recibieron ambos tipos de fertilización de forma individual (tratamientos +N y +P) fueron los que presentaron los tamaños más pequeños (reducción de un 8 % de la altura total). Los plántones fertilizados con los dos nutrientes (+NP) presentaron mayores alturas ya en Julio de 1997 que los otros tres tratamientos (Figura 2A), manteniéndose así hasta Marzo de 1998. Desde ese momento y hasta el final de la experiencia tanto los plántones control como los fertilizados con NP siguieron parejos en tamaño y superiores a ambos tratamientos de fertilización individual, también de magnitud muy similar entre ellos.

En la Tabla 6 se puede apreciar que el análisis de medidas repetidas en el tiempo no muestra efectos de los tratamientos sobre la altura total de los plántones de pino aunque sí marginalmente de la interacción de cada uno de ellos con el tiempo, lo cual quiere decir que la altura se modifica con el tiempo de diferente manera en los plántones con N (P) que en los sin N (P), en este caso más lentamente en los fertilizados. Resulta altamente significativo el factor parcela, reflejando el mayor tamaño de los plántones de Casa Gachas y menor de los de Rincón de Cabello.

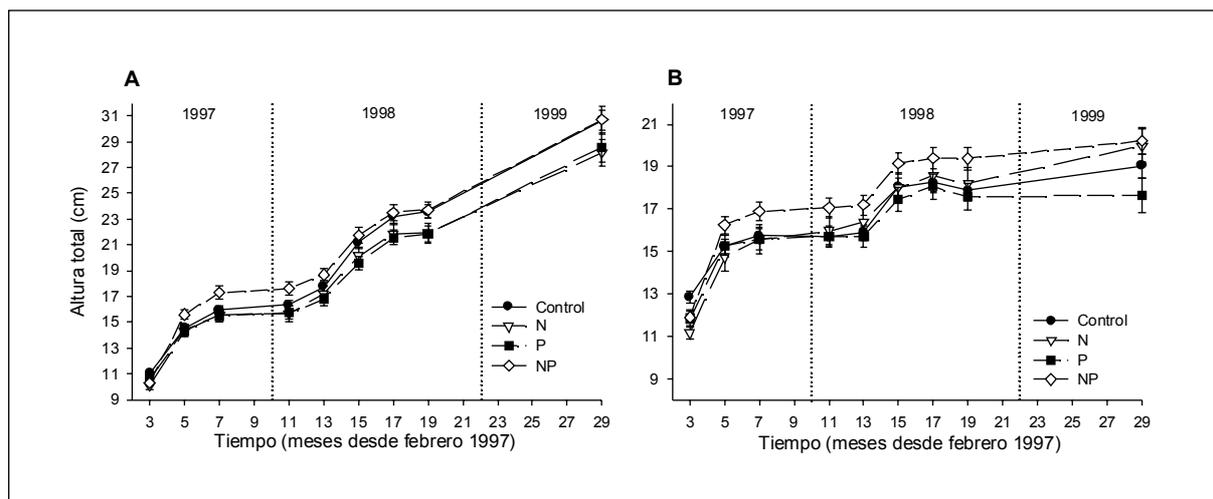


Figura 2. Altura total (media y error típico) de los plantones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) en función de los tratamientos aplicados desde Mayo de 1997 hasta el final de la experiencia. Nótese el cambio de escala entre gráficas.

Tabla 6. Resultado del análisis de la varianza para medidas repetidas en el tiempo para evaluar el efecto de la aplicación de N, de la aplicación de P y de la parcela sobre la altura total de los plantones de *Pinus halepensis*.

Inter-sujetos	gl	CM	F	p
N	1	2.0E-03	0.226	0.635
P	1	1.7E-03	0.195	0.659
Parcela	2	0.275	31.769	0.000
N*Parcela	2	7.3E-03	0.847	0.430
P*Parcela	2	2.0E-02	2.316	0.101
N*P	1	1.8E-02	2.087	0.150
N*P*Parcela	2	1.9E-03	0.220	0.803

Intra-sujetos	gl	CM	F	p	G-G <sup>†</sup>
Tiempo	8	3.391	1603.41	0.000	0.000
Tiempo*N	8	5.8E-03	2.757	0.005	0.055
Tiempo*P	8	4.9E-03	2.313	0.018	0.090
Tiempo*Parcela	16	5.7-E02	27.163	0.000	0.000
Tiempo*N*Parcela	16	2.5E-03	1.206	0.255	0.306
Tiempo*P*Parcela	16	3.8E-03	1.776	0.029	0.120
Tiempo*N*P	8	2.6E-03	1.221	0.282	0.299
Tiempo*N*P*Parcela	16	4.6E-03	2.181	0.004	0.058

†: Greenhouse-Geisser  $\epsilon = 0.298$

Los plantones de carrasca tuvieron al final del presente estudio una altura total que osciló entre los 17.7 (+P) y 22.2 cm (+NP). En esta especie los plantones que presentaron la mayor altura fueron aquéllos que recibieron N, bien individualmente o bien acompañado de P (Figura 2B). La reducción de tamaño se puede cifrar en un 6 y un 12 % de los controles y

fertilizados con P respecto a los de fertilización completa. Estos últimos ya presentaban los mayores tamaños en Julio de 1997, hecho que duró hasta el último muestreo en que los plantones control igualaron los tamaños con éstos. Los incrementos en la altura de los individuos fueron disminuyendo en los distintos periodos de crecimiento. Los efectos principales de los tratamientos considerados globalmente no fueron significativos (Tabla 7).

Tabla 7. Resultado del análisis de la varianza para medidas repetidas en el tiempo para evaluar el efecto de la aplicación de N, de la aplicación de P y de la parcela sobre la altura de los plantones de *Quercus ilex*.

Inter-sujetos	gl	CM	F	p	
N	1	26.080	1.259	0.263	
P	1	9.631	0.465	0.496	
Parcela	2	49.521	2.391	0.094	
N*Parcela	2	56.671	2.737	0.067	
P*Parcela	2	0.918	0.044	0.957	
N*P	1	38.198	1.845	0.176	
N*P*Parcela	2	34.792	1.680	0.189	
-----					
Intra-sujetos	gl	CM	F	p	G-G <sup>1</sup>
Tiempo	8	1201.17	339.884	0.000	0.000
Tiempo*N	8	26.323	7.448	0.000	0.001
Tiempo*P	8	11.958	3.384	0.001	0.032
Tiempo*Parcela	16	26.338	7.452	0.000	0.000
Tiempo*N*Parcela	16	8.474	2.398	0.001	0.046
Tiempo*P*Parcela	16	4.353	1.232	0.235	0.296
Tiempo*N*P	8	6.365	1.801	0.073	0.164
Tiempo*N*P*Parcela	16	5.323	1.506	0.089	0.197

<sup>1</sup>: Greenhouse-Geisser  $\epsilon = 0.264$

Tabla 8. Altura media (cm) y error típico (entre paréntesis) de los plantones de pino carrasco seleccionados aleatoriamente en los distintos muestreos realizados.

	May 97 (n=66)	Jul 97 (n=63)	Sep 97 (n=60)	Ene 98 (n=60)	Mar 98 (n=57)	May 98 (n=57)	Jul 98 (n=57)	Sep 98 (n=57)	Jul 99 (n=54)
Control	11.0 (0.3)	14.3 (0.4)	15.8 (0.6)	16.2 (0.6)	17.5 (0.6)	20.7 (0.7)	22.9 (0.8)	23.1 (0.8)	30.1 (1.2)
N	10.0 (0.3)	14.4 (0.5)	15.6 (0.6)	15.7 (0.6)	17.1 (0.6)	20.1 (0.7)	21.8 (0.7)	21.9 (0.7)	28.1 (1.1)
P	10.6 (0.3)	14.3 (0.5)	15.5 (0.5)	15.7 (0.5)	16.9 (0.5)	19.8 (0.6)	22.0 (0.7)	22.2 (0.7)	29.7 (1.4)
NP	10.5 (0.3)	15.8 (0.6)	17.3 (0.7)	17.7 (0.8)	19.1 (0.8)	22.3 (1.0)	24.1 (1.0)	24.4 (1.1)	31.7 (1.7)

La aplicación de fósforo a los plantones de pino tuvo un efecto positivo sobre la altura total de los plantones, principalmente en los veranos de 1997 (también efecto positivo del factor N) y de 1998 (Tablas 8 y 9). Se observó una significación marginal de la interacción entre los

factores N y P en el muestreo de Mayo de 1997. Al término de la experiencia ningún factor mantuvo influencia sobre la altura total de los pinos.

Tabla 9. Resultado del análisis de la varianza de las alturas totales de los plántones de *Pinus halepensis* en los distintos muestreos en función de los factores considerados. En las fechas de muestreo marcadas.

	Altura May 97	Altura Jul 97	Altura Sep 97	Altura Ene 98	Altura Mar 98*	Altura May 98*	Altura Jul 98	Altura Sep 98	Altura Jul 99
N	F=1.47 Sig=0.349	F=10.29 Sig=0.085	F=4.36 Sig=0.172	F=0.61 Sig=0.518	F=3.76 Sig=0.192	F=1.13 Sig=0.399	F=0.09 Sig=0.794	F=0.44 Sig=0.577	F=0.02 Sig=0.907
P	F=0.53 Sig=0.541	F=35.67 Sig=0.027	F=66.77 Sig=0.015	F=16.45 Sig=0.056	F=2.42 Sig=0.260	F=3.69 Sig=0.195	F=12.58 Sig=0.071	F=74.91 Sig=0.013	F=2.94 Sig=0.229
Parcela	F=20.0 Sig=0.073	A	A	A	A	A	F=23.61 Sig=0.323	F=596.61 Sig=0.994	F=53.60 Sig=0.780
N x P	F=10.0 Sig=0.087	F=5.09 Sig=0.153	F=4.53 Sig=0.167	F=4.03 Sig=0.182	F=4.64 Sig=0.164	F=3.59 Sig=0.199	F=3.99 Sig=0.184	F=5.24 Sig=0.149	F=1.47 Sig=0.349
N x Parcela	F=7.72 Sig=0.115	F=0.520 Sig=0.658	F=0.44 Sig=0.692	F=0.42 Sig=0.702	F=0.35 Sig=0.739	F=0.60 Sig=0.625	F=2.08 Sig=0.325	F=1.01 Sig=0.497	F=1.11 Sig=0.473
P x Parcela	F=0.27 Sig=0.786	F=0.189 Sig=0.841	F=0.04 Sig=0.957	F=0.10 Sig=0.906	F=0.52 Sig=0.657	F=0.13 Sig=0.888	F=0.07 Sig=0.935	F=0.02 Sig=0.983	F=0.16 Sig=0.861
N x P x Parcela	F=0.28 Sig=0.759	F=0.518 Sig=0.596	F=0.61 Sig=0.544	F=1.06 Sig=0.350	F=0.61 Sig=0.545	F=0.89 Sig=0.412	F=0.71 Sig=0.493	F=0.87 Sig=0.420	F=1.39 Sig=0.252

A: No se pudieron calcular los grados de libertad por el método de Satterthwaite.

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

Tabla 10. Altura media (cm) y error típico (entre paréntesis) de los plántones de carrasca seleccionados aleatoriamente en los distintos muestreos realizados.

	May 97 (n=63)	Jul 97 (n=63)	Sep 97 (n=63)	Ene 98 (n=60)	Mar 98 (n=60)	May 98 (n=60)	Jul 98 (n=54)	Sep 98 (n=54)	Jul 99 (n=54)
Control	13.1 (0.5)	15.9 (0.5)	16.4 (0.5)	16.3 (0.6)	16.6 (0.6)	18.7 (0.6)	19.2 (0.7)	18.7 (0.7)	20.3 (0.8)
N	11.3 (0.3)	14.7 (0.6)	15.6 (0.7)	16.1 (0.7)	16.5 (0.7)	18.1 (0.7)	18.8 (0.8)	18.6 (0.8)	20.3 (0.8)
P	11.9 (0.4)	15.1 (0.5)	15.5 (0.5)	15.6 (0.5)	15.5 (0.6)	17.3 (0.6)	17.9 (0.7)	17.7 (0.7)	17.6 (0.9)
NP	11.7 (0.4)	16.0 (0.6)	16.6 (0.6)	16.9 (0.7)	17.1 (0.7)	19.1 (0.7)	19.3 (0.8)	19.5 (0.8)	21.2 (0.9)

La altura total de los plántones de carrasca no se vió modificada por los distintos factores considerados en ninguno de los muestreos realizados, si bien ya hemos comentado anteriormente el mayor tamaño final de los plántones que recibieron N con o sin P (Tablas 10 y 11). Exclusivamente encontramos una significación marginal de la interacción de los factores N y P al final de la experiencia (Julio 99), debida a que los mayores plántones sin N eran los que tampoco tenían P y los más altos con N eran los también fertilizados con P. El factor parcela tampoco influyó en la altura total de las carrascas.

Tabla 11. Resultado del análisis de la varianza de las alturas totales de los plantones de *Quercus ilex* en los distintos muestreos en función de los factores considerados.

	Altura May 97	Altura Jul 97	Altura Sep 97*	Altura Ene 98*	Altura Mar 98*	Altura May 98*	Altura Jul 98	Altura Sep 98*	Altura Jul 99
N	F=7.30 Sig=0.114	F=0.03 Sig=0.886	F=0.01 Sig=0.930	F=0.14 Sig=0.746	F=0.22 Sig=0.688	F=0.13 Sig=0.749	F=0.10 Sig=0.785	F=0.30 Sig=0.638	F=1.15 Sig=0.395
P	F=2.27 Sig=0.271	F=0.65 Sig=0.505	F=0.04 Sig=0.860	F=0.01 Sig=0.932	F=0.76 Sig=0.475	F=0.26 Sig=0.659	F=6.18 Sig=0.131	F=0.00 Sig=0.955	F=3.18 Sig=0.216
Parcela	F=72.70 Sig=0.786	F=4.90 Sig=0.483	F=0.97 Sig=0.552	F=0.97 Sig=0.528	F=0.80 Sig=0.577	F=0.60 Sig=0.687	F=0.37 Sig=0.771	F=0.40 Sig=0.729	F=0.35 Sig=0.745
N x P	F=4.00 Sig=0.183	F=2.03 Sig=0.290	F=2.36 Sig=0.264	F=2.27 Sig=0.271	F=2.02 Sig=0.291	F=2.39 Sig=0.262	F=1.05 Sig=0.412	F=1.91 Sig=0.301	F=8.73 Sig=0.098
N x Parcela	F=0.76 Sig=0.567	F=1.80 Sig=0.357	F=4.69 Sig=0.176	F=7.71 Sig=0.115	F=6.89 Sig=0.127	F=2.63 Sig=0.275	F=2.88 Sig=0.258	F=5.14 Sig=0.163	F=7.34 Sig=0.120
P x Parcela	F=0.47 Sig=0.678	F=0.20 Sig=0.831	F=0.18 Sig=0.849	F=0.31 Sig=0.761	F=0.29 Sig=0.772	F=0.23 Sig=0.811	F=0.04 Sig=0.963	F=0.13 Sig=0.882	F=0.68 Sig=0.594
N x P x Parcela	F=1.25 Sig=0.290	F=1.68 Sig=0.188	F=1.08 Sig=0.342	F=0.71 Sig=0.494	F=0.91 Sig=0.404	F=1.49 Sig=0.228	F=1.47 Sig=0.233	F=0.86 Sig=0.424	F=0.48 Sig=0.616

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

No se observaron diferencias en las Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) en altura total de los plantones de ambas especies debido en parte a la elevada heterogeneidad de esta variable dentro de cada tratamiento (Tablas 12 y 13). La TCR fue mayor en el primer periodo de crecimiento en el monte (Mayo – Septiembre 97). En los pinos la TCR en este periodo osciló entre 0.09 y 0.12 para los controles y los fertilizados con NP respectivamente, y en las carrascas varió entre 0.05 y 0.08 en los mismos tratamientos (Figura 3A y B). Las principales diferencias de crecimiento de los plantones fertilizados respecto a los controles se produjeron en este primer periodo, promediando los plantones de pino fertilizados con NP un incremento de la TCR en altura del 34 % y los de carrasca un 71 %. Las TCR desde la aplicación de la fertilización hasta el final de la experiencia apenas fueron diferentes en los diferentes tratamientos de los pinos, y en carrasca los individuos enmendados con N tuvieron un aumento de la TCR en altura de un 50 % respecto a los no fertilizados.

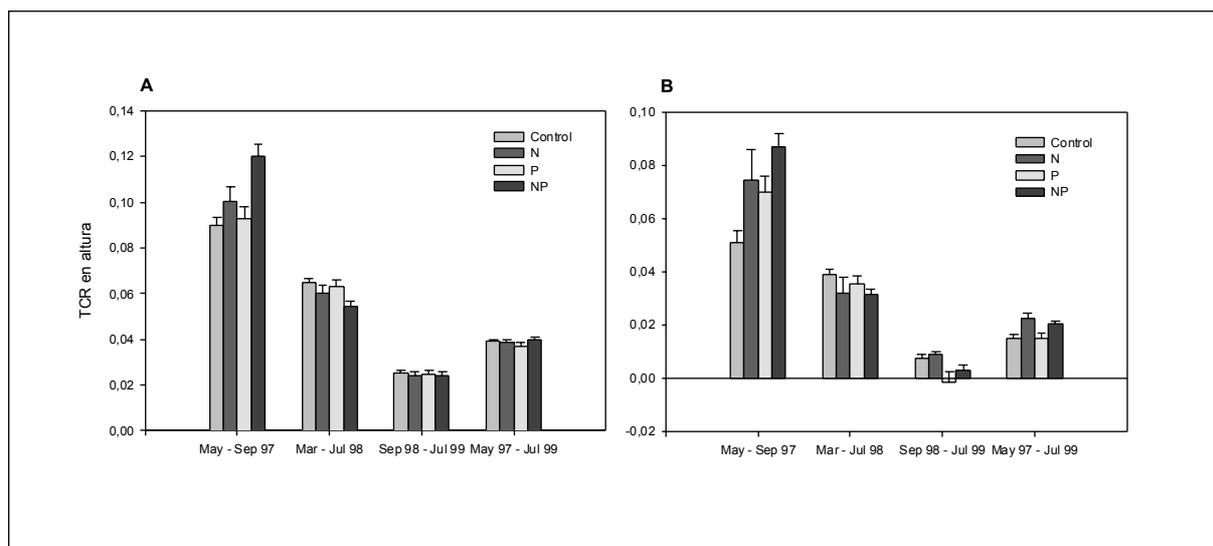


Figura 3. Tasa de Crecimiento Relativo mensual en altura total en diferentes periodos de plántones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) en función de los tratamientos aplicados.

Tabla 12. Resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de los factores N, P y parcela de plantación sobre la tasa de crecimiento relativo (TCR) en altura total de plántones de *Pinus halepensis* en diferentes fases de crecimiento en el campo.

	TCR May-Sep 97	TCR Mar-Jul 98*	TCR Sep 98-Jul 99*	TCR May 97-Jul 99
N	F=2.716 Sig=0.241	F=3.866 Sig=0.188	F=0.274 Sig=0.653	F=0.010 Sig=0.929
P	F=8.037 Sig=0.105	F=2.593 Sig=0.249	F=0.050 Sig=0.844	F=0.405 Sig=0.590
Parcela	F=7.206 Sig=0.589	F=46.338 Sig=0.625	F=23.834 Sig=0.429	F=14.822 Sig=0.341
N x P	F=0.335 Sig=0.621	F=0.381 Sig=0.600	F=0.008 Sig=0.936	F=0.047 Sig=0.849
N x Parcela	F=1.406 Sig=0.416	F=1.187 Sig=0.457	F=0.976 Sig=0.506	F=1.578 Sig=0.388
P x Parcela	F=0.225 Sig=0.816	F=0.236 Sig=0.809	F=0.664 Sig=0.601	F=0.410 Sig=0.709
N x P x Parcela	F=1.838 Sig=0.162	F=1.472 Sig=0.232	F=1.705 Sig=0.184	F=2.135 Sig=0.121

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

Tabla 13. Resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de los factores N, P y parcela de plantación sobre la tasa de crecimiento relativo (TCR) en altura total de plántones de *Quercus ilex* en diferentes fases de crecimiento en el campo.

	TCR May-Sep 97*	TCR Mar-Jul 98*	TCR Sep 98-Jul 99*	TCR May 97-Jul 99
N	F=0.649 Sig=0.505	F=0.630 Sig=0.511	F=8.356 Sig=0.102	F=4.288 Sig=0.174
P	F=2.620 Sig=0.247	F=0.024 Sig=0.892	F=5.709 Sig=0.139	F=3.453 Sig=0.204
Parcela	F=0.675 Sig=0.630	F=3.004 Sig=0.327	F=6.636 Sig=0.112	F=6.010 Sig=0.215
N x P	F=0.005 Sig=0.949	F=0.322 Sig=0.627	F=7.526 Sig=0.111	F=0.030 Sig=0.878
N x Parcela	F=3.806 Sig=0.208	F=3.897 Sig=0.204	F=1.745 Sig=0.364	F=4.088 Sig=0.197
P x Parcela	F=0.362 Sig=0.734	F=0.345 Sig=0.744	F=5.654 Sig=0.150	F=0.363 Sig=0.734
N x P x Parcela	F=1.824 Sig=0.164	F=0.865 Sig=0.422	F=0.246 Sig=0.782	F=0.676 Sig=0.510

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

### 3.- Diámetro Basal

El primer muestreo de los diámetros basales de los plántones se realizó en Julio de 1997, poco más de dos meses después de la aplicación de los nutrientes. En las dos especies se apreció un ligero incremento de dicha variable en aquellos individuos que recibieron la fertilización completa. Dicho tratamiento fue el que mayores valores absolutos ofreció alcanzando incrementos de diámetro del 11.5 % en los pinos (en Enero de 1998) y del 14 % en las carrascas (Mayo de 1998) respecto a los plántones no fertilizados (Figura 4). En el último muestreo (26 meses después de la aplicación de los nutrientes) los diámetros basales de los pinos oscilaron entre 0.79 (P) y 0.87 cm (NP) suponiendo una variación del -4 % y +5 % respecto a los controles en cada caso (Tabla 14).

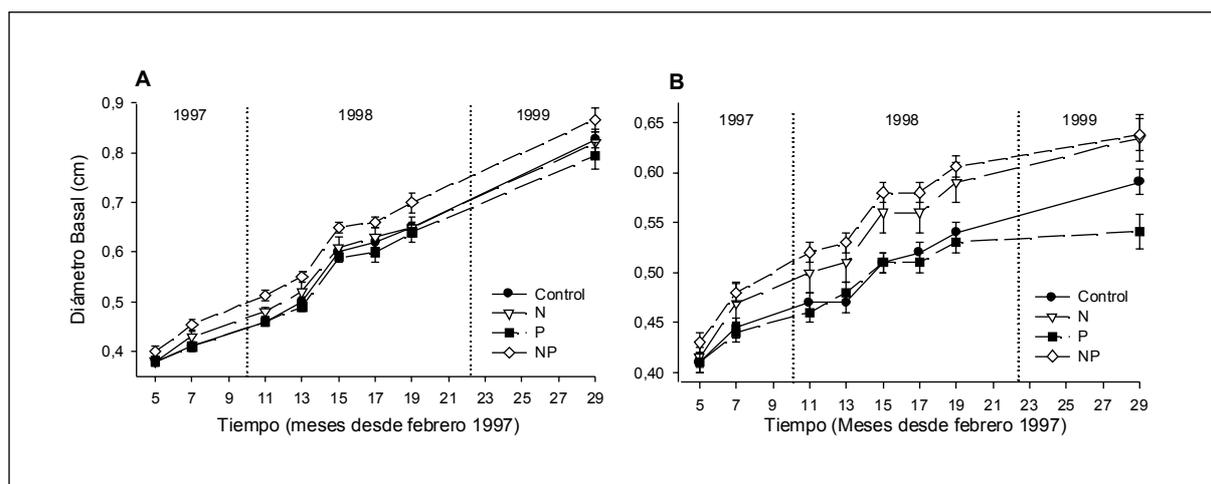


Figura 4. Evolución del diámetro basal total (media y error típico) de los plántones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B), en función de los tratamientos aplicados, desde Mayo de 1997 hasta Julio de 1999. Nótese el cambio de escala entre gráficas.

Tabla 14. Diámetro basal medio (cm) y error típico (entre paréntesis) de los plántones de pino carrasco en los distintos muestreos realizados.

	Jul 97 (n=60)	Sep 97 (n=60)	Ene 98 (n=57)	Mar 98 (n=57)	May 98 (n=57)	Jul 98 (n=57)	Sep 98 (n=57)	Jul 99 (n=54)
Control	0.37 (0.01)	0.40 (0.01)	0.46 (0.01)	0.50 (0.01)	0.60 (0.01)	0.62 (0.02)	0.65 (0.02)	0.83 (0.03)
N	0.38 (0.01)	0.43 (0.01)	0.48 (0.01)	0.52 (0.02)	0.62 (0.02)	0.63 (0.02)	0.66 (0.02)	0.82 (0.03)
P	0.37 (0.01)	0.40 (0.01)	0.46 (0.01)	0.48 (0.02)	0.57 (0.02)	0.59 (0.02)	0.63 (0.02)	0.79 (0.03)
NP	0.40 (0.01)	0.44 (0.01)	0.50 (0.02)	0.53 (0.02)	0.64 (0.02)	0.65 (0.02)	0.70 (0.02)	0.86 (0.04)

El resultado de los tratamientos en los plántones de carrasca fue similar en sentido pero mayor en proporción respecto a los controles que en los pinos, oscilando los valores de diámetro finales entre 0.54 (P) y 0.64 cm (NP). Esto supuso una disminución del 8.5 y del 15 % de diámetro de los plántones fertilizados exclusivamente con P respecto a los controles y a los que recibieron fertilización completa, respectivamente (Tabla 15). Por su parte, este último tratamiento supuso un incremento del diámetro basal de un 8 % respecto a los no fertilizados.

La aplicación de N inorgánico tuvo un efecto positivo significativo sobre el diámetro basal de los plántones de pino y de carrasca según indica el análisis de medidas repetidas en el tiempo (Tablas 16 y 17). Este mismo análisis mostró que el factor parcela influyó sobre el diámetro de los pinos, siendo los mayores los plantados en Casa Gachas y los menores los de Rincón de

Cabello. En las carrascas, además del significativo efecto del factor N y de la parcela (Bolinches Gener la de menores diámetros) encontramos interacción entre estos dos factores y, marginalmente, entre el N y el P. La primera de las interacciones se debió al efecto positivo del N en dos de las parcelas (Casa Gachas y Rincón de Cabello) y negativo en la tercera (Bolinches-Gener). La interacción marginal entre el N y el P se produjo porque los mayores diámetros de los plantones sin N se encontraron cuando fue añadido P y, por el contrario, los fertilizados con N eran mayores en ausencia de P.

Tabla 15. Diámetro basal medio (cm) y error típico (entre paréntesis) de los plantones de carrasca en los distintos muestreos realizados.

	Jul 97 (n=60)	Sep 97 (n=63)	Ene 98 (n=60)	Mar 98 (n=60)	May 98 (n=60)	Jul 98 (n=54)	Sep 98 (n=54)	Jul 99 (n=54)
Control	0.41 (0.01)	0.46 (0.01)	0.48 (0.01)	0.48 (0.01)	0.53 (0.01)	0.54 (0.01)	0.57 (0.01)	0.62 (0.02)
N	0.42 (0.01)	0.47 (0.02)	0.50 (0.02)	0.51 (0.02)	0.55 (0.02)	0.56 (0.02)	0.59 (0.02)	0.65 (0.02)
P	0.41 (0.01)	0.44 (0.01)	0.46 (0.01)	0.47 (0.01)	0.50 (0.01)	0.51 (0.01)	0.52 (0.02)	0.53 (0.02)
NP	0.44 (0.01)	0.50 (0.01)	0.53 (0.02)	0.54 (0.02)	0.60 (0.02)	0.60 (0.02)	0.63 (0.02)	0.68 (0.02)

Tabla 16. Resultado del análisis de la varianza para medidas repetidas en el tiempo para evaluar el efecto de la fertilización inorgánica y la parcela sobre el diámetro basal de los plantones de pino.

Inter-sujetos	gl	CM	F	p	
N	1	0.259	5.278	0.023	
P	1	1.9E-03	0.040	0.841	
Parcela	2	1.954	39.803	0.000	
N*Parcela	2	0.113	2.299	0.103	
P*Parcela	2	6.70E-02	1.365	0.258	
N*P	1	6.0E-03	0.123	0.727	
N*P*Parcela	2	6.75E-02	1.375	0.256	
					G-G <sup>1</sup>
Intra-sujetos	Gl	CM	F	p	p
Tiempo	7	2.204	1597.7	0.000	0.000
Tiempo*N	7	2.56E-03	1.860	0.073	0.127
Tiempo*P	7	4.70E-03	3.407	0.001	0.014
Tiempo*Parcela	14	4.27E-02	30.941	0.000	0.000
Tiempo*N*Parcela	14	1.03E-03	0.748	0.727	0.627
Tiempo*P*Parcela	14	2.29E-03	1.660	0.058	0.119
Tiempo*N*P	7	5.01E-04	0.363	0.924	0.803
Tiempo*N*P*Parcela	14	8.45E-04	0.613	0.857	0.740

<sup>1</sup>: Greenhouse-Geisser  $\epsilon = 0.484$ .

No se cumplió la homogeneidad de varianzas en todos los casos.

Tabla 17. Resultado del análisis de la varianza para medidas repetidas en el tiempo para evaluar el efecto de la fertilización inorgánica y la parcela sobre el diámetro basal de los plántones de carrasca.

Inter-sujetos	gl	CM	F	p
N	1	0.303	4.489	0.035
P	1	0.104	1.535	0.217
Parcela	2	0.425	6.298	0.002
N*Parcela	2	0.261	3.875	0.022
P*Parcela	2	5.81E-02	0.862	0.424
N*P	1	0.222	3.289	0.071
N*P*Parcela	2	3.17E-02	0.470	0.626

Intra-sujetos	Gl	CM	F	P	p
Tiempo	7	0.593	323.235	0.000	0.000
Tiempo*N	7	7.11E-03	3.877	0.000	0.005
Tiempo*P	7	5.06E-03	2.759	0.008	0.031
Tiempo*Parcela	14	1.88E-02	10.271	0.000	0.000
Tiempo*N*Parcela	14	4.05E-03	2.209	0.006	0.029
Tiempo*P*Parcela	14	2.51E-03	1.370	0.160	0.212
Tiempo*N*P	7	3.30E-03	1.799	0.084	0.133
Tiempo*N*P*Parcela	14	2.36E-03	1.285	0.209	0.252

Greenhouse-Geisser  $\epsilon = 0.526$

El análisis de la varianza del diámetro basal de los plántones de pino en cada uno de los muestreos reveló el efecto positivo desde Septiembre de 1997 hasta el final de la experiencia, con mayor o menor significación, de la aplicación de N sobre esta variable (Tabla 18). Sólo justo después de la aplicación del fertilizante (Julio de 1997) observamos otros factores e interacciones significativas. En este muestreo la aplicación de P produjo un menor diámetro de los plántones aunque fueron aquéllos que recibieron la fertilización completa los de mayores diámetros (interacción N x P). El resto de efectos estuvo relacionado con el factor Parcela: la de Casa Gachas fue la de mayor diámetro y los plántones introducidos en ella incrementaron el diámetro tanto con P como con N, mientras que en Rincón de Cabello no hubo efecto del N y en Bolinches-Gener el efecto del P fue negativo (interacciones N x Parcela y P x Parcela, respectivamente).

El diámetro de los plántones de carrasca no reflejó un efecto de los factores principales aunque sí de algunas de sus interacciones (Tabla 19). Desde Enero de 1998 y hasta el final de la experiencia se apreció una interacción de los factores N y P debido a que los mayores diámetros los encontramos con P y sin P, en función de si se les añadió N o no, respectivamente. En las parcelas de Casa Gachas y Rincón de Cabello la aplicación de N

afectó positivamente el diámetro basal de los plantones en muestreos posteriores al invierno de 1997/98 mientras que en Bolinches-Gener no tuvo ningún efecto (interacción N x Parcela). En Septiembre de 1998 la fertilización con P fue positiva en Casa Gachas, sin efecto en Bolinches-Gener, y negativa en Rincón de Cabello (interacción P x Parcela).

Tabla 18. Resultado del análisis de la varianza de los diámetros basales de los plantones de *Pinus halepensis* en los distintos muestreos en función de los factores considerados.

	Diám. Jul 97	Diám. Sep 97	Diám. Ene 98	Diám. Mar 98	Diám. May 98*	Diám. Jul 98	Diám. Sep 98	Diám. Jul 99
N	F=1.602 Sig=0.333	F=10.139 Sig=0.086	F=17.809 Sig=0.052	F=156.514 Sig=0.006	F=43.502 Sig=0.022	F=7.728 Sig=0.109	F=30.617 Sig=0.031	F=10.060 Sig=0.087
P	F=1.607 Sig=0.333	F=0.283 Sig=0.648	F=0.028 Sig=0.882	F=0.055 Sig=0.836	F=0.609 Sig=0.517	F=12.680 Sig=0.071	F=0.959 Sig=0.431	F=0.037 Sig=0.866
Parcela	F=32.036 Sig=0.007	F=359.298 Sig=0.895	A	A	A	F=158.043 Sig=0.563	F=247.473 Sig=0.776	A
N x P	F=99.030 Sig=0.010	F=0.317 Sig=0.630	F=0.218 Sig=0.687	F=1.072 Sig=0.409	F=1.064 Sig=0.411	F=6.708 Sig=0.122	F=4.727 Sig=0.162	F=2.857 Sig=0.233
N x Parcela	F=313.63 Sig=0.003	F=1.010 Sig=0.497	F=0.410 Sig=0.709	F=0.078 Sig=0.928	F=0.076 Sig=0.930	F=1.419 Sig=0.413	F=0.230 Sig=0.813	F=0.130 Sig=0.885
P x Parcela	F=120.28 Sig=0.008	F=0.137 Sig=0.879	F=0.255 Sig=0.797	F=0.423 Sig=0.703	F=0.409 Sig=0.710	F=0.057 Sig=0.946	F=1.010 Sig=0.498	F=0.119 Sig=0.894
N x P x Parcela	F=0.004 Sig=0.996	F=0.896 Sig=0.410	F=1.014 Sig=0.365	F=0.583 Sig=0.559	F=1.252 Sig=0.288	F=0.392 Sig=0.676	F=0.461 Sig=0.632	F=0.776 Sig=0.461

A: No se pudieron calcular los grados de libertad por el método de Satterthwaite.

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

Tabla 19. Resultado del análisis de la varianza de los diámetros basales de los plantones de *Quercus ilex* en los distintos muestreos en función de los factores considerados.

	Diám. Jul 97	Diám. Sep 97*	Diám. Ene 98*	Diám. Mar 98*	Diám. May 98	Diám. Jul 98	Diám. Sep 98*	Diám. Jul 99
N	F=0.758 Sig=0.476	F=2.464 Sig=0.257	F=1.215 Sig=0.385	F=2.529 Sig=0.253	F=2.886 Sig=0.231	F=2.395 Sig=0.262	F=2.223 Sig=0.274	F=4.383 Sig=0.171
P	F=4.239 Sig=0.176	F=0.024 Sig=0.890	F=0.312 Sig=0.633	F=0.204 Sig=0.696	F=0.162 Sig=0.726	F=0.039 Sig=0.862	F=0.224 Sig=0.683	F=1.532 Sig=0.341
Parcela	F=4.219 Sig=0.204	F=4.197 Sig=0.151	F=3.797 Sig=0.154	F=2.104 Sig=0.279	F=1.787 Sig=0.305	F=1.166 Sig=0.462	F=0.327 Sig=0.743	F=0.325 Sig=0.748
N x P	F=5.525 Sig=0.143	F=7.654 Sig=0.110	F=15.505 Sig=0.059	F=8.184 Sig=0.104	F=8.928 Sig=0.096	F=4.176 Sig=0.178	F=263.413 Sig=0.004	F=35.953 Sig=0.027
N x Parcela	F=14.012 Sig=0.067	F=5.689 Sig=0.149	F=14.092 Sig=0.066	F=14.388 Sig=0.065	F=9.965 Sig=0.091	F=4.746 Sig=0.174	F=160.870 Sig=0.006	F=16.427 Sig=0.057
P x Parcela	F=0.533 Sig=0.652	F=2.622 Sig=0.276	F=5.007 Sig=0.166	F=4.209 Sig=0.192	F=4.871 Sig=0.170	F=1.265 Sig=0.442	F=52.553 Sig=0.019	F=4.244 Sig=0.191
N x P x Parcela	F=0.392 Sig=0.676	F=0.443 Sig=0.643	F=0.346 Sig=0.708	F=0.293 Sig=0.747	F=0.501 Sig=0.607	F=1.256 Sig=0.287	F=0.032 Sig=0.968	F=0.285 Sig=0.752

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

La Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) en diámetro basal durante el primer verano en el monte de las dos especies fue muy superior en los plantones que recibieron N que en los controles (Figura 5). En este periodo la fertilización con N influyó significativa y positivamente sobre la TCR en diámetro de los pinos (Tabla 20) y supuso un incremento del 53 % en dicha variable de los individuos fertilizados completamente respecto a los controles (0.06 vs 0.04, respectivamente). En la segunda primavera los pinos enmendados con P

disminuyeron marginalmente la TCR en diámetro respecto a los controles en un 10 y un 21 % (tratamientos P y NP, respectivamente), así como en el último periodo considerado (Septiembre 98 – Julio 99). La TCR que comprende todo el periodo de estudio no se vió afectada por los diferentes factores, rondando en todos los casos el valor de 0.03.

Las diferencias de TCR en diámetro entre tratamientos en los plantones de carrasca fueron mayores que las observadas en pinos, si bien la mayor variabilidad de la respuesta en cada tratamiento impidió que las diferencias registradas fueran significativas (Tabla 21). En el primer verano la aplicación de N supuso un incremento de la TCR del 51 % respecto a los controles (0.06 vs 0.04) y la aplicación de N con P en torno al 30 %. Por su parte, la TCR en el tratamiento P se redujo un 21 %. En la segunda primavera los tratamientos tuvieron efecto negativo sobre la TCR pues ésta se redujo entre un 14 (N) y un 32 % (P) indicando un beneficio efímero de la fertilización inorgánica sobre la TCR en diámetro. No obstante, la TCR durante todo el periodo de estudio fue un 23 % superior en el tratamiento N que en el control, y la aplicación exclusivamente de P supuso una reducción de la TCR de un 28 %.

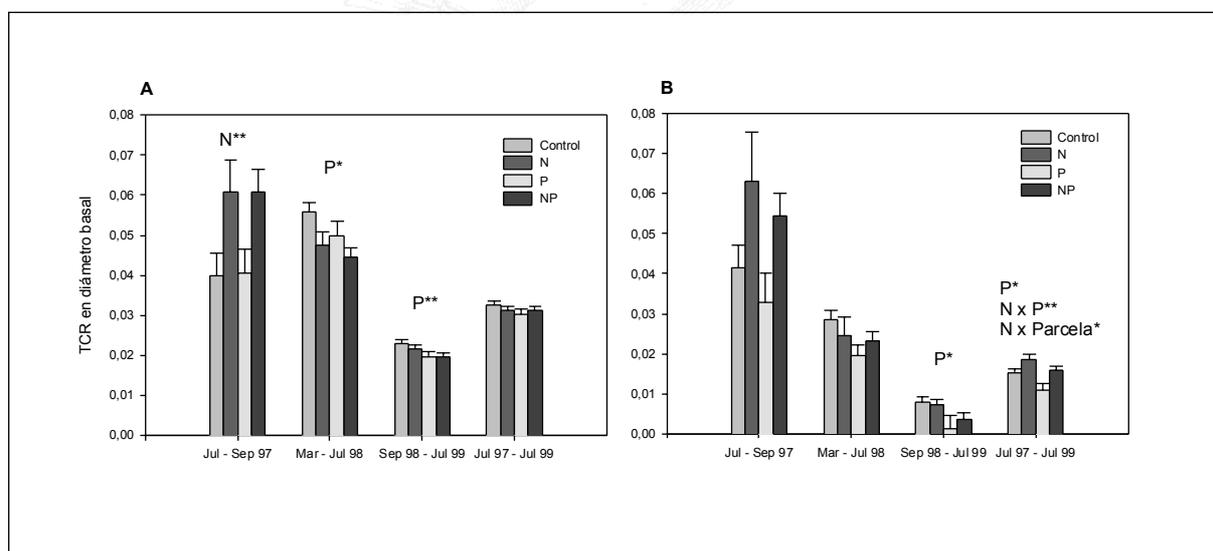


Figura 5. Tasa de Crecimiento Relativo mensual en diámetro basal en diferentes periodos de plantones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) en función de los tratamientos aplicados. Para cada periodo considerado se indica el o los factores con un efecto significativo sobre la variable, así como el nivel de significación (\*: p<0.1; \*\*: p<0.05).

Tabla 20. Resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de los factores N, P y parcela de plantación sobre la tasa de crecimiento relativo (TCR) en altura total de plantones de *Pinus halepensis* en diferentes fases de crecimiento en el campo.

	TCR Jul-Sep 97	TCR Mar-Jul 98	TCR Sep 98-Jul 99	TCR Jul 97-Jul 99
N	F=26.827 Sig=0.035	F=4.148 Sig=0.179	F=3.307 Sig=0.211	F=1.111 Sig=0.402
P	F=0.079 Sig=0.805	F=14.450 Sig=0.063	F=29.723 Sig=0.032	F=1.193 Sig=0.389
Parcela	A	F=11.007 Sig=0.122	A	F=34.103 Sig=0.185
N x P	F=0.000 Sig=0.988	F=4.170 Sig=0.178	F=0.725 Sig=0.484	F=0.504 Sig=0.551
N x Parcela	F=0.069 Sig=0.935	F=5.477 Sig=0.154	F=0.542 Sig=0.649	F=0.885 Sig=0.531
P x Parcela	F=0.907 Sig=0.524	F=0.428 Sig=0.700	F=0.155 Sig=0.866	F=1.218 Sig=0.451
N x P x Parcela	F=2.284 Sig=0.104	F=0.282 Sig=0.755	F=1.016 Sig=0.364	F=1.146 Sig=0.320

A: No se pudieron calcular los grados de libertad por el método de Satterthwaite.

Tabla 21. Resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de los factores N, P y parcela de plantación sobre la tasa de crecimiento relativo (TCR) en diámetro basal total de plantones de *Quercus ilex* en diferentes fases de crecimiento en el campo.

	TCR Jul-Sep 97	TCR Mar-Jul 98	TCR Sep 98-Jul 99*	TCR Jul 97-Jul 99
N	F=2.840 Sig=0.234	F=1.053 Sig=0.413	F=4.457 Sig=0.169	F=6.853 Sig=0.120
P	F=0.338 Sig=0.620	F=4.705 Sig=0.162	F=9.787 Sig=0.089	F=17.504 Sig=0.053
Parcela	F=1.106 Sig=0.473	A	F=7.203 Sig=0.220	F=4.061 Sig=0.144
N x P	F=0.696 Sig=0.492	F=0.647 Sig=0.506	F=6.989 Sig=0.118	F=22.343 Sig=0.042
N x Parcela	F=2.209 Sig=0.312	F=0.008 Sig=0.992	F=0.847 Sig=0.541	F=12.424 Sig=0.074
P x Parcela	F=1.903 Sig=0.345	F=0.155 Sig=0.866	F=1.948 Sig=0.339	F=4.569 Sig=0.180
N x P x Parcela	F=0.868 Sig=0.421	F=1.996 Sig=0.138	F=0.226 Sig=0.798	F=0.105 Sig=0.901

A: No se pudieron calcular los grados de libertad por el método de Satterthwaite.

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

#### 4.- Morfología foliar

##### 4.1 Abril 1998

Once meses después de la aplicación de los fertilizantes inorgánicos a los hoyos de plantación los plántones de pino que recibieron simultáneamente N y P presentaron un tamaño medio de acícula un 10 % superior respecto a los otros tratamientos. El peso específico foliar y el contenido de humedad foliar apenas se vieron modificados con la aplicación de nutrientes. La fertilización con P en carrascas produjo un incremento significativo del peso foliar medio y del contenido de humedad de las hojas. Este aumento es equivalente al 20 % en el tamaño medio de hoja (+NP) y del 16 % en % de humedad (+P) respecto a los plántones no fertilizados (Tablas 22 y 23). El factor parcela no fue relevante en ningún caso. Sólo se observó una interacción significativa entre dicho factor y la aplicación de P en el porcentaje de humedad de los pinos, debida al efecto positivo del P sobre esta variable en la parcela de Casa Gachas, mientras que en las otras dos réplicas este tratamiento no tuvo efecto alguno.

Tabla 22. Peso medio de hoja (MLW), peso específico foliar (SLW) y contenido de humedad de las hojas nacidas en el anterior periodo de crecimiento de los plántones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en función de los tratamientos aplicados.

	<i>Pinus halepensis</i>				<i>Quercus ilex</i>			
	Control	+N	+P	+NP	Control	+N	+P	+NP
MLW	3.2	3.1	3.2	3.5	56.1	58.2	59.4	67.1
(mg)	(0.1)	(0.1)	(0.2)	(0.1)	(3.0)	(4.0)	(3.9)	(2.5)
SLW	12.3	11.9	11.6	12.7	21.0	21.5	21.4	21.8
(mg cm <sup>-2</sup> )	(0.5)	(0.5)	(0.5)	(0.4)	(0.0)	(0.3)	(0.3)	(0.3)
Humedad	47.1	47.8	48.2	48.5	27.8	28.5	32.3	31.4
(%)	(0.6)	(0.4)	(0.6)	(0.4)	(1.5)	(0.3)	(1.1)	(1.1)

Tabla 23. Resultado del análisis de la varianza del peso foliar medio (MLW), peso específico foliar (SLW) y contenido de humedad de las dos especies del factor tratamiento y parcela de plantación.

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	MLW	SLW	% humedad	MLW	SLW	% humedad*
N	F=0.564 Sig=0.531	F=1.296 Sig=0.373	F=1.569 Sig=0.337	F=9.450 Sig=0.092	F=1.292 Sig=0.374	F=0.011 Sig=0.925
P	F=6.568 Sig=0.124	F=0.018 Sig=0.905	F=3.189 Sig=0.216	F=46.490 Sig=0.021	F=1.460 Sig=0.350	F=25.967 Sig=0.036
Parcela	F=48.477 Sig=0.780	F=3.389 Sig=0.226	F=3.354 Sig=0.149	F=52.370 Sig=0.341	F=4.946 Sig=0.325	F=2.309 Sig=0.780
N x P	F=3.397 Sig=0.207	F=7.812 Sig=0.108	F=4.839 Sig=0.159	F=4.257 Sig=0.175	F=0.000 Sig=0.988	F=0.219 Sig=0.686
N x Parcela	F=0.990 Sig=0.502	F=1.507 Sig=0.399	F=14.192 Sig=0.066	F=1.335 Sig=0.428	F=1.410 Sig=0.415	F=1.182 Sig=0.458
P x Parcela	F=0.275 Sig=0.784	F=3.132 Sig=0.242	F=20.866 Sig=0.046	F=0.432 Sig=0.698	F=0.906 Sig=0.525	F=0.235 Sig=0.810
N x P x Parcela	F=0.731 Sig=0.492	F=0.448 Sig=0.644	F=0.050 Sig=0.951	F=0.216 Sig=0.807	F=1.534 Sig=0.236	F=0.822 Sig=0.452

\*: no conseguida la homogeneidad de las varianzas.

#### 4.2 Octubre 1998

La fertilización inorgánica supuso una disminución no significativa del tamaño medio de acícula del 10 y 25 % en la cohorte joven y del año anterior, respectivamente, y del peso específico foliar inferior al 10 % en la cohorte de acículas jóvenes de los plantones de pino (Tabla 24). El peso medio de acícula osciló entre 3 y 4 mg en los plantones fertilizados y control, respectivamente. La superficie foliar total tendió a aumentar con la aplicación de nutrientes a pesar del menor peso foliar medio de estos individuos. Esto se debió al incremento que la fertilización supuso sobre la biomasa foliar de los pinos (ver más adelante). La adaptación foliar que la fertilización supuso en las carrascas fue una disminución no significativa del peso foliar medio en la cohorte más vieja del 18 % (58.6 vs 48 mg), y un aumento en la más joven del 16 % (31.7 vs 36.9 mg), mientras que el peso específico foliar apenas se vió modificado. Este dato, junto con la mayor producción de hojas de los plantones fertilizados (2.0 vs 0.9 g de los plantones control), se tradujo en un incremento significativo del 140 % de la superficie foliar de la cohorte de 1998 (Tabla 25).

Tabla 24. Peso medio de hoja (MLW), peso específico foliar (SLW) y superficie foliar total (TLA) de las cohortes foliares de 1997 y 1998 de los plántones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* evaluadas en octubre de 1998, en función de los tratamientos aplicados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

	Cohorte	<i>Pinus halepensis</i>		<i>Quercus ilex</i>	
		Control	NP	Control	NP
MLW (mg)	1998	3.7 (0.6)	3.3 (0.6)	31.7 (6.4)	36.9 (7.9)
	1997	4.1 (1.1)	3.0 (0.6)	58.6 (8.0)	48.0 (10.1)
SLW (mg cm <sup>-2</sup> )	1998	19.2 (0.9)	17.7 (0.6)	20.1 (0.2)	19.4 (1.2)
	1997	18.1 (1.1)	17.8 (1.2)	21.0 (0.7)	20.3 (0.8)
TLA (cm <sup>2</sup> )	1998	302 (16)	376 (45)	44a (6)	106b (15)
	1997	226 (29)	256 (26)	111 (8)	69 (21)
	Total	532 (17)	633 (68)	156 (6)	175 (16)

Tabla 25. Resultado del análisis de la varianza del peso foliar medio (MLW), peso específico foliar (SLW) y la superficie foliar total (TLA) de las dos especies y cohortes en función del factor tratamiento.

	MLW		SLW		TLA		Total
	1998	1997	1998	1997	1998	1997	
<i>Pinus</i>	F=0.253	F=0.797	F=1.891	F=0.039	F=2.069	F=0.638	F=1.586
<i>halepensis</i>	Sig=0.629	Sig=0.398	Sig=0.206	Sig=0.849	Sig=0.188	Sig=0.448	Sig=0.243
<i>Quercus ilex</i>	F=0.265	F=0.672	F=0.399	F=0.485	F=17.797	F=3.289	F=0.772
	Sig=0.621	Sig=0.436	Sig=0.545	Sig=0.506	Sig=0.003	Sig=0.107	Sig=0.405

## 5.- Distribución de la Biomasa

El muestreo destructivo realizado en Octubre de 1998 (20 meses desde la plantación, 17 desde la fertilización) indicó que el modelo de desarrollo subterráneo de los plántones de carrasca no se vió modificado por la aplicación de nutrientes inorgánicos ya que los valores de longitud radicular, extensión lateral, y profundidad de enraizamiento máximas fueron prácticamente los mismos entre los controles y los del tratamiento NP (Tabla 26). Sin embargo los plántones de pino mostraron una tendencia a reducir los valores de todas estas variables con la fertilización inorgánica, mostrando una reducción del 16 % en la profundidad de enraizamiento y en la extensión lateral, y casi del 20 % en la longitud máxima de la raíz.

Tabla 26. Características de la parte subterránea de los plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* extraídos después de 20 meses en el campo, en función de los tratamientos aplicados (media y error típico entre paréntesis; n=5).

		Longitud Máxima de la Raíz (cm)	Extensión Lateral Máxima (cm)	Profundidad Máxima de Enraizamiento (cm)
<i>Pinus halepensis</i>	Control	76.8 (7.3)	54.6 (6.2)	47.4 (3.4)
	NP	61.0 (6.5)	45.6 (7.8)	40.0 (3.4)
<i>Quercus ilex</i>	Control	44.4 (2.1)	24.6 (3.2)	34.2 (2.2)
	NP	42.8 (3.5)	24.0 (1.9)	35.2 (1.7)

Los plantones de pino fertilizados con NP tendieron a incrementar la biomasa aérea (16 %) y las fracciones foliar (15 %) y leñosa (19 %) respecto a los plantones no tratados (Tabla 27). La reducción en los valores de las variables de la Tabla 20 se tradujo en una disminución no significativa de la biomasa subterránea total (15 %). En carrascas el incremento de biomasa aérea con la fertilización inorgánica fue similar al observado en los pinos (14 %), y en biomasa de tallo y ramas alcanzó hasta un 25 %, siendo esta última diferencia marginalmente significativa (Tabla 29). A diferencia de los pinos, en carrascas no se observó modificación de la biomasa subterránea con la aplicación de nutrientes.

Tabla 27. Acumulación de la biomasa en las diferentes fracciones de los plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* extraídos en octubre de 1998, después de 20 meses en el campo, en función de los tratamientos aplicados (media y error típico entre paréntesis). Letras diferentes indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ).

		Biomasa Total (g)	Biomasa Aérea (g)	Biomasa Radicular (g)	Biomasa Foliar (g)	Biomasa Tallo + Ramas (g)
<i>Pinus halepensis</i>	Control	24.4 (0.5)	15.2 (0.5)	9.2 (0.6)	9.9 (0.5)	5.3 (0.3)
	NP	25.5 (4.0)	17.7 (2.5)	7.8 (1.5)	11.4 (1.6)	6.3 (0.9)
<i>Quercus ilex</i>	Control	14.9 (0.9)	5.6 (0.2)	9.3 (0.9)	3.2 (0.1)	2.4 (0.2)a
	NP	15.9 (1.4)	6.4 (0.4)	9.5 (1.1)	3.4 (0.4)	3.0 (0.2)b

La fertilización inorgánica modificó los patrones de distribución de biomasa de los pinos ya que produjo un aumento del peso relativo foliar y de tallo + ramas, y una disminución del peso relativo de raíces (Tabla 28), siendo significativas las dos últimas (Tabla 29). Estos cambios produjeron una disminución en el índice biomasa subterránea : biomasa aérea mayor del 40 %. La mejora nutricional redujo este índice en los plantones de carrascas también en  $0.19 \text{ g g}^{-1}$  si bien la diferencia relativa fue menor que en los pinos (11 %). En general, las carrascas mostraron menos plasticidad que los pinos en las variables subterráneas y de distribución de la biomasa con la mejora de las condiciones nutricionales edáficas.

Tabla 28. Índices de fraccionamiento de la biomasa de los plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* extraídos después de 20 meses en el campo, en función de los tratamientos aplicados (media y error típico entre paréntesis). LWR = peso relativo de hojas. RWR = peso relativo de raíces. SWR = peso relativo de tallo y ramas. R:S = relación biomasa subterránea:biomasa aérea. Letras diferentes indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ).

		LWR	RWR	SWR	R : S
<i>Pinus halepensis</i>	Control	0.41 (0.02)	0.38a (0.02)	0.22a (0.01)	0.61a (0.05)
	NP	0.45 (0.01)	0.30b (0.02)	0.25b (0.00)	0.43b (0.03)
<i>Quercus ilex</i>	Control	0.22 (0.01)	0.62 (0.03)	0.17 (0.02)	1.66 (0.19)
	NP	0.21 (0.01)	0.59 (0.02)	0.19 (0.02)	1.47 (0.12)

Tabla 29. Resumen del resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de la aplicación conjunta de nitrógeno y fósforo inorgánico sobre las diferentes variables morfológicas. Estos análisis se llevaron a cabo únicamente en la parcela experimental de Casa Gachas (n=5).

		<i>Pinus halepensis</i>	<i>Quercus ilex</i>
Profundidad de enraizamiento	F	2.417	0.124
	Sig	0.159	0.734
Extensión lateral máxima	F	0.810	0.026
	Sig	0.394	0.875
Longitud máxima	F	2.623	0.154
	Sig	0.144	0.705
Biomasa total	F	0.071	0.312
	Sig	0.796	0.592
Biomasa aérea	F	0.928	2.664
	Sig	0.364	0.141
Biomasa subterránea	F	0.735	0.021
	Sig	0.416	0.888
Biomasa foliar	F	0.764	0.312
	Sig	0.408	0.592
Biomasa tallo + ramas	F	0.591	5.043
	Sig	0.464	0.055
LWR	F	2.751	0.009
	Sig	0.136	0.925
RWR	F	8.464	0.453
	Sig	0.020	0.520
SWR	F	6.740	0.935
	Sig	0.032	0.362
R / S	F	8.383	0.535
	Sig	0.020	0.486

## 6.- Desarrollo de la vegetación espontánea en el hoyo de plantación

Dos años después de la plantación (febrero de 1999) se había producido una colonización de los hoyos de plantación por parte de la vegetación natural de las parcelas, siendo ésta mayor

en aquellos hoyos que habían recibido fertilizantes (Figura 6). En los hoyos donde se aplicó urea la densidad de raíces de las plantas naturales se incrementó un 16 % respecto a los controles, y en los que además se aplicó superfosfato el aumento fue mayor del 50 %. Pero los hoyos que presentaron mayor colonización de raíces fueron aquellos que recibieron únicamente superfosfato pues en ellos la proliferación de raíces de la vegetación espontánea dobló a la que se registró en los hoyos sin fertilizar. Debido a la heterogeneidad observada en las muestras de cada tratamiento así como entre las diferentes parcelas las diferencias observadas, aunque considerables, no resultaron significativas (Tabla 30).

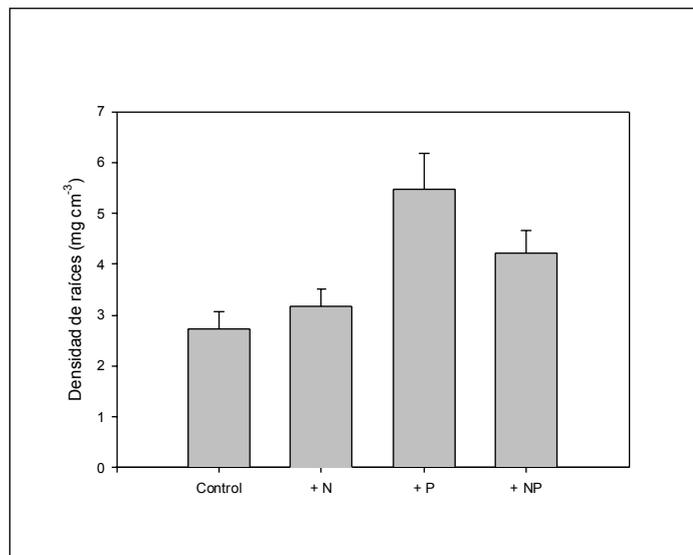


Figura 6. Colonización del hoyo de plantación 2 años después de la misma por parte de raíces de la vegetación natural en función del tratamiento aplicado al hoyo.

Tabla 30. Resultado del análisis de la varianza para la colonización del hoyo de plantación por parte de la vegetación espontánea en función de los factores considerados.

Factor	Biomasa Colonizadora
N	F=0.128 sig=0.755
P	F=7.499 sig=0.111
Parcela	F=11.571 sig=0.402
N x P	F=2.094 sig=0.285
N x Parcela	F=0.295 sig=0.772
P x Parcela	F=1.640 sig=0.379
N x P x Parcela	F=2.175 sig=0.119

## DISCUSIÓN

Los porcentajes de supervivencia de los plantones fueron elevados, independientemente del tratamiento aplicado, en términos absolutos y si los comparamos con experiencias realizadas en condiciones similares (Baeza *et al.*, 1991; Vilagrosa *et al.*, 1997a). En las mismas condiciones ambientales en la Comunidad Valenciana (mesomediterráneo seco) Vilagrosa *et al.* (1997b) obtuvieron unos porcentajes de supervivencia que oscilaban entre el 50 y 60 % tras un año de la plantación en *Quercus ilex*. En parcelas muy próximas a las del presente trabajo (término municipal de Ayora), Royo *et al.* (2000) observaron altos niveles de supervivencia de carrascas, similares a las del presente trabajo (85 % de supervivencia tras dos veranos en el monte) relacionándolo con la cantidad y el reparto de las precipitaciones en la primera primavera y verano tras la plantación. Rey Benayas (1998) encontró supervivencias de carrascas similares (85–95 %) tras la aplicación de tratamientos de riego y sombreado en plantaciones en terrenos agrícolas abandonados semiáridos del centro de la Península, mientras que las no regadas ni sombreadas mostraron una supervivencia alrededor del 50 %. Oliet (1995) en condiciones mesomediterráneas secas en Almería obtuvo supervivencias de *Pinus halepensis* entre el 40 (testigo) y 80 % tras dos años en el monte en función del tipo de protección aplicado a los plantones. Hay que tener en cuenta que, en este caso, la preparación del terreno se realizó mediante retroexcavadora, preparación del terreno más profunda que en

nuestro trabajo. Experiencias en Murcia con pino carrasco ofrecieron supervivencias tras más de dos años del 80 y 95 %, si bien en este trabajo, al igual que en el anterior, la labor de preparación del terreno previa a la plantación fue más profunda (fajas y terrazas manuales y mecánicas) que en nuestra experiencia (Querejeta, 1998). En la Comunidad Valenciana se ha observado que repoblaciones realizadas mediante subsolado o retroexcavadora la supervivencia de *Pinus halepensis* era significativamente superior a las realizadas mediante ahoyado manual o ahoyado con barrena (Fuentes, 2000). En nuestro trabajo hemos de considerar que estos porcentajes están calculados a partir de los individuos vivos en el momento de la aplicación de los tratamientos (abril de 1997). El periodo en el que se suele obtener el mayor número de marras es el comprendido entre la plantación y finales del primer verano ya que las plántulas son más sensibles a los factores ambientales pues presentan menor capacidad de desarrollo de los mecanismos de respuesta (Gómez Sanz y Elena Rosselló, 1997). En el presente trabajo la mayor mortalidad puntual se produjo a partir de la primavera de 1998 ya que las precipitaciones hasta ese momento habían sido elevadas (por encima de la media de la serie histórica). Desde entonces las precipitaciones registradas estuvieron por debajo de la media aunque no hasta el extremo de poder considerar esta segunda mitad de la experiencia como ‘especialmente seca’ al no ser las precipitaciones inferiores a la mitad de la precipitación anual media (Olcina, 1994).

Uno de los primeros aspectos a comentar es el moderado y efímero efecto de los tratamientos de fertilización sobre los plantones, si bien no es extraño encontrar ejemplos de escaso efecto de la fertilización, tanto en magnitud como de persistencia en el tiempo (Brockley, 1992a; Remphrey y Davidson, 1996; Valinger *et al.*, 2000). El efecto negativo de la fertilización nitrogenada sobre la supervivencia de los plantones observado en ambas especies (en carrasca sólo el primer año) también tiene precedentes en la bibliografía. Broncano *et al.* (1998) obtuvieron mayor mortalidad en plántulas de pino y de carrascas fertilizadas con N en condiciones de invernadero. Estos autores justifican en parte esta disminución de la supervivencia mediante la incapacidad de los plantones de hacer frente a un elevado estrés hídrico ya que el mayor número de marras se registró en verano. Además encontraron asociación entre el tamaño del plantón y la mortalidad, siendo más vulnerables los individuos mayores a los que se les supone una mayor demanda transpirativa. Trabajos con otras

especies y en otras condiciones ambientales coinciden en señalar a los individuos fertilizados con N como más susceptibles a periodos de fuerte sequía que los no fertilizados debido a una mayor cantidad de biomasa foliar de los primeros que conlleva un agotamiento del agua del suelo más rápido ya que la cantidad de agua utilizada por la planta es mayor (Nilsen, 1995). También es posible que la dosis de N aplicada a los plántones haya sido excesiva, ya que la fertilización nitrogenada a niveles elevados puede causar estrés a algunos individuos dando como resultado un bajo crecimiento y una alta mortalidad (Hakulinen *et al.*, 1995). La sobrefertilización puede reducir también el crecimiento de los plántones, sobre todo en medios secos, por un aumento de la concentración de sales en la solución del suelo que puede aumentar el potencial osmótico y, por tanto, la absorción de agua, dando como resultado deshidratación foliar, cierre de estomas, disminución de la fotosíntesis y daño foliar (Kozłowski *et al.*, 1991). Runion *et al.* (1999) observaron que esta exacerbación del estrés se debió a la disminución del potencial de presión del xilema en plantas con escasa disponibilidad de agua cuando se incrementaba la disponibilidad de N. Es frecuente que las prácticas de fertilización supongan mejoras en la actividad de la maquinaria fisiológica, incrementando las tasas de fotosíntesis y la eficiencia en el uso del agua (Linder y Rook, 1984; Lajtha y Getz, 1993), si bien la respuesta al incremento en la disponibilidad de nutrientes puede ser opuesta en función de la especie que se considere (Vaitkus y McLeod, 1995). Por ejemplo, en coníferas las tasas de fotosíntesis máximas no muestran una relación tan estrecha con el incremento en la disponibilidad de nutrientes en el suelo como las especies caducifolias, debido a su menor capacidad de incrementar sus niveles de enzimas fotosintéticas (Waring y Schlesinger, 1985). Tanto el N como el P pueden favorecer la eficiencia en el uso del agua de las plantas si bien los mecanismos por los que lo hacen parecen diferentes: el incremento de la concentración foliar de P favorece el incremento de las tasas de fotosíntesis en mayor medida que la conductancia estomática, mientras que una mayor concentración foliar de N contribuye a disminuir dicha variable en mayor proporción que el descenso en fotosíntesis (Sheriff *et al.*, 1986).

La aplicación de nitrógeno y fósforo inorgánico no modificó sustancialmente la altura total de los plántones al final de la experiencia, especialmente en pino carrasco. En ensayos con estas dos especies se han obtenido incrementos en altura tras la fertilización con P de individuos de

regeneración natural 5 años después de un incendio (Sardans, 1997). En el trabajo de este autor, la fertilización con N no supuso un aumento de la altura total de los plantones tres años después de la aplicación, debido a una alta cantidad de materia orgánica total en el suelo (6.5 %) y a tasas de mineralización que posibilitaban un buen aporte de nitrógeno. El porcentaje de carbono orgánico en los hoyos de plantación de las parcelas experimentales del presente trabajo oscila entre el 1.1 y el 2.6 %, muy inferior al del citado trabajo por lo que era esperable una mayor respuesta de la vegetación introducida a la fertilización nitrogenada. El diámetro basal de los plantones de las dos especies respondió positivamente a la aplicación de N, así como las tasas de crecimiento relativo (TCR) tanto en altura como en diámetro, sobre todo en el primer periodo de crecimiento tras la fertilización. De hecho, la relación altura : diámetro basal de los plantones de las dos especies se redujo con la aplicación de nutrientes en todos los casos (salvo en carrasca con P), en consonancia con resultados que indican que el agua promueve el desarrollo en altura y los nutrientes lo hacen en diámetro (Wiklund *et al.*, 1995). Existen numerosos ejemplos de efectos positivos de distintos tipos de fertilización inorgánica sobre el crecimiento en altura, diámetro y en sus TCR de especies, principalmente coníferas, en otras condiciones ambientales (Sheriff *et al.*, 1986; Waring y Snowdon, 1986; Nambiar y Fife, 1987; Väre, 1990; Maze y Vyse, 1993; Chandler y Dale, 1995; Xu *et al.*, 1995; Wells y Warren, 1997), aunque también existen experiencias que no han observado efecto de la fertilización sobre la altura (Guo *et al.*, 1998; Garrison *et al.*, 2000; Valinger *et al.*, 2000) y la TCR (Wilson y Tilman, 1993), o incluso reducción del tamaño de los individuos (Holopainen *et al.*, 1995). Lo que sí se ha observado es un efecto cooperativo en la aplicación de ambos nutrientes al igual que en otras experiencias, en las que se consiguió un incremento del crecimiento con la aplicación combinada de N y P (Sheriff *et al.*, 1986; Gupta *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 1997; Guo *et al.*, 1998). En condiciones mediterráneas la fertilización con N y P puede promover el crecimiento en altura, diámetro y TCR en volumen de plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* en condiciones controladas (Sardans, 1997; Broncano *et al.*, 1998) y otras especies del matorral (Huesca *et al.*, 1999), aunque también existen trabajos en encinares adultos de fertilización con N y P en las mismas dosis que las utilizadas en la presente experiencia que no han mostrado modificación sustancial del diámetro de los individuos (Rodà *et al.*, 1999). El efecto positivo que tuvo la aplicación de N y P sobre los valores absolutos de altura y diámetro y sobre las TCR en ambas variables

durante el primer periodo de crecimiento tras la aplicación se diluyó en las fases posteriores de la experiencia debido al agotamiento o pérdida de los recursos añadidos, insuficientes para el mantenimiento de la estructura conseguida (Ingestad y Agren, 1991), a la ineficiencia de una morfología poco adecuada para soportar condiciones climáticas poco favorables (especialmente en relación al cociente R:S), o al incremento de la competencia subterránea (ver más adelante). El efecto negativo que tuvo la aplicación de N (tratamientos N y NP) sobre la tasa de crecimiento relativo de los plantones durante la segunda primavera en el campo, parece apoyar estas consideraciones.

La disminución del peso foliar medio de las acículas de pino y de la cohorte más vieja de carrasca con el tratamiento de fertilización combinada de N y P es en cierto modo sorprendente, aunque no inédito (Sardans, 1997). Pero, por regla general, el tamaño medio de hoja de esta especie suele incrementar con la mejora nutricional del suelo donde crece, bien sea con P (Sardans, 1997) o con N (Rodà *et al.*, 1999). Bennett *et al.* (1997) encontraron efectos negativos de la fertilización sobre el tamaño de hoja, asociados principalmente a descensos en la disponibilidad de agua, si bien son más comunes los casos de incremento del peso medio de hoja con la aplicación de nutrientes que explican el mayor crecimiento y producción de los individuos (Wells y Warren, 1997; Tang *et al.*, 1999). El incremento en biomasa y en superficie foliar obtenido con la fertilización inorgánica se debió a un aumento en el número de hojas más que a un aumento del tamaño de las mismas, como ya se ha observado en otras especies (Prior *et al.*, 1997).

El peso específico foliar mostró una tendencia a disminuir con la fertilización, sobre todo en los pinos. La mejora de las condiciones nutricionales del suelo suele dar como resultado un aumento del área específica foliar (inversa del peso específico foliar) en un gran abanico de especies y de condiciones ambientales (Elberse y Berendse, 1993; Graglia *et al.*, 1997; Sardans, 1997; Fahey *et al.*, 1998). Busotti *et al.* (2000) han relacionado incrementos en el peso específico foliar de *Quercus ilex* con descensos en las concentraciones nutricionales foliares debido al incremento de compuestos con función estructural.

La superficie foliar total de los plántones fertilizados presentó una tendencia a aumentar respecto a los no fertilizados, siendo éste el efecto más generalizado en experiencias de fertilización (Chandler y Dale, 1995; Gupta *et al.*, 1995; Graglia *et al.*, 1997; Prior *et al.*, 1997; Rodà *et al.*, 1999; Tang *et al.*, 1999) aunque en algún caso no se ha modificado esta variable con una fertilización completa (Paquin *et al.*, 1998). El efecto positivo de la fertilización sobre el área foliar se manifestó con más fuerza el segundo año tras la aplicación (significativamente en el caso de las carrascas), resultado que está en consonancia con lo observado por Sardans (1997) tras aplicación de P a plántones de encina en condiciones controladas.

Las variables relacionadas con la morfología subterránea no se vieron modificadas con la fertilización inorgánica en las carrascas, aunque sí cambiaron en los plántones de pino. Los resultados sugieren que los sistemas radiculares de *Pinus halepensis* exploran menor volumen de suelo con la mejora de las condiciones nutricionales del mismo, manifestándose en una menor longitud máxima, extensión lateral de la raíz, y profundidad de enraizamiento. Se ha observado en esquejes de *Cupressus* spp que dosis altas de fertilización nitrogenada disminuyen la tasa de enraizamiento en 3 especies mientras que en otras dos esta variable no se ve modificada (Spanos *et al.*, 1999). Una de las causas que puede haber limitado el desarrollo de la profundidad de enraizamiento en los plántones de pino fertilizados es el aumento de la competencia subterránea observada en los hoyos fertilizados, especialmente los que recibieron P, apuntando a una limitación de la productividad del sistema por este elemento. El incremento de la densidad de raíces en micrositios enriquecidos en nutrientes ha sido frecuentemente descrita (Raich *et al.*, 1994; ver Capítulo 1), y supondría una limitación a la aplicación de fertilizantes en hoyos de plantación. Graham *et al.* (1989) observaron que plántones de abeto de Douglas dos años después de la plantación incrementaban la profundidad de enraizamiento tras la eliminación de la vegetación competidora. A pesar de ello, no se han observado relaciones claras entre la tasa de crecimiento relativo en altura y diámetro de los plántones, considerados individualmente, y la densidad de raíces de la vegetación natural en el hoyo de plantación.

La aplicación de nutrientes provocó un aumento de la biomasa aérea de las dos especies, aunque éste fue más notable en los pinos tanto en la biomasa aérea total, como en las fracciones foliar y de tallo + ramas. Este incremento unido a la disminución y al mantenimiento de la producción de biomasa subterránea en pino y carrasca respectivamente, dio como resultado un descenso del índice biomasa subterránea : biomasa aérea (R:S) en las dos especies. En numerosos estudios se observa una disminución de dicha relación como respuesta de las plantas a la mejora de las condiciones nutricionales del suelo (Väre, 1990; Boot y Mensink, 1991; Holopainen *et al.*, 1995). Haynes y Gower (1995) postulan que la inversión de carbono en estructuras subterráneas está inversamente relacionado con la disponibilidad de nutrientes, estando nuestros resultados en la línea de esta aseveración. En condiciones controladas la asignación de recursos a la parte subterránea puede aumentar en mayor proporción que a las fracciones de biomasa aérea en pinos fertilizados con P, mientras que en encinas no se vería alterada (Sardans, 1997). En otro caso de mejora de las condiciones edáficas (de agua, en concreto) la relación R:S disminuyó tanto en encina como en pino carrasco (Espelta, 1996). Tanto la biomasa relativa del tallo + ramas (SWR) como la foliar (LWR) incrementaron con la fertilización en los plantones de pino a la vez que la biomasa radicular relativa (RWR) disminuyó, indicando un mayor esfuerzo en el desarrollo de la parte aérea con la mejora de las condiciones nutricionales del medio. Broncano *et al.* (1998) también observaron mayor respuesta en la plasticidad del pino frente a la encina traducida en una disminución del R:S y en un aumento del RWR. Esto puede estar relacionado con la supuesta mayor plasticidad fenotípica a los cambios ambientales en especies pioneras que en especies más tardías en la sucesión (Bazzaz y Wayne, 1994). En un estudio con especies pioneras y de estadios posteriores de la sucesión Canham *et al.* (1996) observaron que sólo las especies pioneras respondían a la fertilización, siendo una especie de pino la que ofrecía mayores cambios en la distribución de recursos en las distintas fracciones, y la que menos, una especie de roble. Las especies con los patrones de asignación de recursos a la raíz más conservativos (las de etapas más tardías de la sucesión) fueron las que mostraron las respuestas más modestas a la mayor disponibilidad de recursos del suelo, aumentando el RWR con la fertilización, lo cual refleja un compromiso entre maximizar el crecimiento aéreo y minimizar el riesgo de mortalidad durante periodos de sequía. En nuestro trabajo fue el pino el que presentó mayores valores de TCR de la parte aérea y menor RWR encontrando una

relación inversamente proporcional entre ambas variables, y directamente proporcional entre las TCR y el índice R:S. Estos resultados coinciden con los observados por diversos autores (Reich *et al.*, 1992; Wright y Westoby, 2000). En estas condiciones a la carrasca se le podría considerar como especie competitiva por el elevado RWR y área foliar, y al pino como ruderal-pionera por su alta LWR (P'yankov *et al.*, 2000).

## CONCLUSIONES

La aplicación de nitrógeno inorgánico en la dosis empleada en el presente estudio puede tener un ligero efecto negativo sobre la supervivencia, especialmente de *Pinus halepensis*. La aplicación de fósforo inorgánico mejoró la supervivencia de los plantones de *Quercus ilex* durante el primer año y medio desde la plantación. En todos los casos las diferencias fueron modestas debido, en parte, a una baja mortalidad general, probablemente asociada a condiciones climáticas benignas.

El diámetro basal de los plantones incrementó con la aplicación de N en las dos especies, así como las tasas de crecimiento relativo en altura y diámetro durante el primer periodo de crecimiento tras la aplicación de los tratamientos. Los plantones enmendados sólo con P fueron los que menores tamaños ofrecieron.

Ambas especies incrementaron la superficie foliar total con la fertilización si bien en el pino este incremento fue acompañado de un aumento de la biomasa foliar, con menores cambios en la morfología de las acículas, mientras que en carrasca el incremento de la superficie foliar fue resultado del aumento del tamaño medio de hoja.

La fertilización supuso un ligero cambio en los patrones de asignación de recursos, con un descenso en todas las variables subterráneas de los pinos y un incremento en las fracciones aéreas en las dos especies, reduciendo en los dos casos la proporción de biomasa asignada a raíces respecto a la asignada a la parte aérea.

## CAPÍTULO 4. ESTADO NUTRICIONAL DE REPOBLACIONES ENMENDADAS CON BIOSÓLIDOS

### INTRODUCCIÓN

Es ampliamente conocido el efecto beneficioso que la aplicación de materia orgánica tiene sobre las condiciones físico-químicas de los suelos, a través de una mejora de la infiltración, el contenido nutricional, el incremento de la actividad microbiana, etc... (Navarro Pedreño *et al.*, 1995). Los biosólidos contienen cantidades elevadas de materia orgánica y nutrientes, y su aplicación en suelos puede favorecer la actividad de enzimas edáficos y de la biomasa microbiana (Banerjee *et al.*, 1997), así como mejorar las características texturales de los mismos (Henry *et al.*, 1995). Ésto puede ser especialmente relevante en suelos pobres de ambientes secos o en zonas donde el régimen de perturbaciones ha supuesto pérdidas notables de nitrógeno por volatilización (Ferran *et al.*, 1991a) y alteraciones en los ciclos biogeoquímicos (Vallejo *et al.*, 2000). En suelos de ambiente semiárido se ha comprobado que la enmienda con residuos urbanos proporcionó claros beneficios a medio plazo sobre la fertilidad del suelo pues los nutrientes esenciales para las plantas eran retenidos (Albaladejo *et al.*, 1994), a la vez que se mejoraban las características físicas de los suelos a través de un incremento de la cantidad de agregados estables (Díaz *et al.*, 1994; Roldán *et al.*, 1994). No obstante, existen trabajos en los que no se han observado efectos de la aplicación de lodos sobre la estabilidad de agregados (Albiach *et al.*, 2001), o en los que el efecto ha sido efímero (Sort y Alcañiz, 1999). La mejora de estas características, así como el mayor desarrollo de la cubierta vegetal, influyen positivamente en la reducción de las tasas de escorrentía y erosión (Aguilar *et al.*, 1994).

Desde el punto de vista nutricional, la aplicación de compuestos ricos en materia orgánica supone una fertilización de liberación gradual, por lo que permite que sus efectos sobre la vegetación natural o introducida puedan ser más persistentes en el tiempo que en el caso de la aplicación de fertilizantes inorgánicos (Miller, 1990). En estudios realizados en la Universidad de Washington (EE.UU.) se ha observado que dos años después de la aplicación del biosólido sobre el suelo forestal todavía permanecía en éste el 65 y 80-90 % del N y P

aplicados originalmente (Edmonds y Mayer, 1981). Si la aplicación se realiza en superficie, la mayor parte del P añadido puede permanecer allí sin apreciable lavado, debido a la baja movilidad de los compuestos de P (Sommers y Sutton, 1980). Los elementos nutritivos asociados a la materia orgánica son menos móviles que sus formas inorgánicas, reduciendo así el riesgo de pérdidas de los mismos por lavado, ayudando la vegetación a reducir aún más dichas pérdidas (Schiess y Cole, 1981; citado en Binkley, 1986). Las pérdidas de N por volatilización pueden suponer del 50 al 75 % del N del biosólido dependiendo de la textura de los suelos, disminuyendo notablemente este porcentaje cuando el lodo es incorporado en mayor o menor medida (Smith y Peterson, 1982). Gran parte del N mineralizado a partir de los biosólidos aplicados superficialmente se puede perder por volatilización o denitrificación (Vogt *et al.*, 1981).

BIBLIOTECA VIRTUAL

Los lodos procedentes de la depuración de aguas residuales son productos ricos en materia orgánica y, dependiendo del origen del efluente, en nutrientes. El potasio, sin embargo, suele mostrar concentraciones relativamente bajas ya que se suele perder en el proceso de depuración (Mengel y Kirkby, 1987). El N contenido en los biosólidos se encuentra principalmente en formas orgánicas, aunque la proporción correspondiente a formas solubles como amoníaco y nitratos puede ser relevante. La mayor parte del P se encuentra en formas orgánicas y se libera lentamente (Brockway *et al.*, 1986).

La respuesta más frecuente tras la aplicación de biosólidos es el incremento en la concentración de N y P en los tejidos foliares de la vegetación introducida debido a que son éstos los nutrientes que se hallan en mayor cantidad en estos subproductos (Moffat *et al.*, 1991; Prescott y Zabek, 1997; Sheedy, 1997). Resulta más infrecuente encontrar un aumento en la concentración foliar de K por idéntico motivo (Harrison *et al.*, 1996). De la misma manera, el estado nutricional de la vegetación que se desarrolla de forma natural en las zonas de plantación también incrementa la concentración nutricional foliar (Richter *et al.*, 1982; Brockway, 1983), potenciando posibles fenómenos de competencia que pueden ejercer un papel importante en el crecimiento de la vegetación introducida (Stone y Powers, 1989).

En la cuenca Mediterránea existen pocos trabajos que hayan evaluado los efectos de las enmiendas orgánicas sobre el estado nutricional de la vegetación (espontánea o introducida), pese a las características de los suelos forestales degradados y el interés en la reutilización de este tipo de productos (ver Introducción General). Experiencias realizadas con compost de residuos municipales aplicado en *Pinus halepensis* en medio semiárido sugieren que el estado nutricional de los plantones puede mejorar considerablemente (Querejeta *et al.*, 1998). Estos resultados corroborarían lo observado en la bibliografía relativa a especies agrícolas (King y Morris, 1972; Sommers y Sutton, 1980; Paliwal *et al.*, 1998).

En este capítulo se evalúan los efectos de la adición de biosólidos sobre el estado nutricional de plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* introducidos en ambiente seco sobre margas.

## MATERIAL Y MÉTODOS

Se instalaron tres parcelas experimentales de repoblación en clima mesomediterráneo seco en suelos desarrollados sobre margas. Las características de las parcelas y de las partidas de plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* utilizadas se explican en el Capítulo 2.

Se realizaron dos tipos de tratamientos relacionados con la aplicación de biosólidos: en forma líquida (98.6 % de humedad) en el fondo del hoyo de plantación (febrero 1997), y en forma seca (15 % de humedad) en la superficie del mismo (mayo de 1997), ambos a una dosis de 10 Mg ha<sup>-1</sup> (peso seco), ó 560 kg N ha<sup>-1</sup> calculado sobre la superficie del hoyo de plantación. Las características del biosólido utilizado figuran en la Tabla 1. Asimismo se consideró un tercer tratamiento de comparación en el que los plantones no fueron fertilizados. Se introdujeron 50 individuos en los tratamientos control y aplicación de lodo líquido, y 25 en el de aplicación de lodo seco superficial, en cada una de las parcelas y en las dos especies.

Tabla 1. Características del lodo utilizado como enmienda en las parcelas experimentales, valores medios de los biosólidos producidos en la Comunidad Valenciana en el año 1994, y valores máximos fijados por la legislación para su utilización en terrenos agrícolas.

	EDAR AYORA	PROMEDIO BIOSÓLIDOS C.V. (1994)*	LÍMITE SUELOS pH > 7
% Cenizas	71	-	-
% M.O.	29	-	-
% N	5.6	4	-
% P	2	4.4	-
Fe (ppm)	3938	-	-
Cu (ppm)	220	391	1750
Zn (ppm)	803	1970	4000
Ni (ppm)	16	171	400
Cd (ppm)	0.3	2.1	40
Cr (ppm)	27	1409	1500
Pb (ppm)	68	349	1200
Hg (ppm)	< 0.05	3	25

\* Datos facilitados por la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas de la Comunidad Valenciana.

En abril de 1998 se realizó un muestreo de tejidos foliares producidos en el campo el año anterior. Se tomaron 3 muestras compuestas (de 4 y 6 individuos de pino y carrasca, respectivamente) de cada especie y tratamiento. En octubre de 1998 se realizó un muestreo destructivo de 5 individuos por tratamiento en la parcela de Casa Gachas (15 individuos en total de cada especie). El proceso posterior para la determinación de las concentraciones de nutrientes se ha descrito en Material y Métodos del Capítulo 1. Con los datos de las concentraciones foliares y de los pesos medios de hoja se construyeron diagramas de vectores con el objetivo de realizar diagnósticos e interpretaciones sobre las posibles limitaciones nutricionales de las parcelas (Weetman, 1989; Haase y Rose, 1995).

A partir de las muestras de hojas y acículas trituradas se determinó el enriquecimiento en  $^{13}\text{C}$  mediante espectrómetro de masas conectado a cromatografía de gases (Stable Isotope Ratio Facility for Env. Res. U. Utah). Los resultados se expresan como  $\delta^{13}\text{C}$  o concentración relativa de las muestras respecto al patrón de belemnita (PDB) en ‰.

$$\delta^{13}\text{C} = (\text{R}_{\text{muestra}} - \text{R}_{\text{patrón}}) / \text{R}_{\text{patrón}} \times 1000$$

donde R corresponde a la proporción  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  (Boutton, 1991). La medida de  $\delta^{13}\text{C}$  se ha utilizado como análogo de la eficiencia en el uso del agua integrada (WUE) de los plantones (Farquhar *et al.*, 1982).

El relativo enriquecimiento en  $^{15}\text{N}$  de los lodos de depuradora (Macko y Osborn, 1994; Villar *et al.*, 1998) permitió utilizar este isótopo para estimar la proporción de N proveniente de la enmienda que era incorporado en hojas y acículas. A partir de las muestras de hojas y acículas trituradas se determinó la proporción o enriquecimiento en  $^{15}\text{N}$  mediante espectrómetro de masas conectado a cromatografía de gases (Stable Isotope Ratio Facility for Env. Res. U. Utah). Los resultados se expresan como  $\delta^{15}\text{N}$  o concentración relativa de las muestras respecto al  $\text{N}_2$  atmosférico (0.3663 % atómico respecto al  $^{14}\text{N}$ ) en ‰.

$$\delta^{15}\text{N} = (\text{R}_{\text{muestra}} - \text{R}_{\text{patrón}}) / \text{R}_{\text{patrón}} \times 1000$$

donde R corresponde a la proporción  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  (Lajtha y Marshall, 1994). Asimismo se estimó la proporción del N foliar proveniente del lodo líquido y seco a partir de la expresión (Powlson y Barraclough, 1993):

$$F = T (A_S - A_B) / A_F$$

donde F es el peso de N foliar proveniente del lodo, T es el contenido de N de la hoja o acícula, y A son los porcentajes de variación atómica (*atom % excess*) de la muestra problema (S), el control (B) y el lodo (F), respectivamente. El porcentaje de variación atómica se calcula como la diferencia entre el porcentaje atómico de  $^{15}\text{N}$  en una muestra dada y el porcentaje en el aire (0.3663). Como  $A_F$  se tomó un valor frecuentemente recogido en la bibliografía ( $\delta^{15}\text{N} + 15$ ; Heaton, 1986), aunque se debe tener en cuenta que este valor muestra un amplio rango de variación (+8 a +22).

El tratamiento estadístico de los datos del muestreo de abril de 1998 consistió en análisis de la varianza de un factor fijo (tratamiento) y uno aleatorio (parcela) a tres niveles cada uno. En el muestreo de octubre de 1998 se realizó análisis de la varianza de un factor (tratamiento) a tres

niveles (control/lodo líquido/lodo seco). Cuando el efecto tratamiento resultó significativo se compararon los diferentes grupos mediante el test HSD de Tukey. En caso de heterocedasticidad de los datos, éstos fueron transformados, quedando reflejado en el texto los casos en que no se cumplió la homogeneidad de las varianzas.

## **RESULTADOS**

### 1.- Abril 1998

A principios de primavera de 1998 (14 y 11 meses después de la aplicación del lodo líquido y seco, respectivamente) ambas especies mostraron un incremento en el tamaño medio de hoja con la adición de lodos de depuradora. Los plantones de pino que recibieron lodo líquido presentaron acículas significativamente mayores que los no fertilizados y que los que recibieron lodo seco (Tablas 2 y 5). Las carrascas enmendadas con lodo seco tenían hojas un 12 % mayores que las controles, aunque en este caso las diferencias no fueron significativas. Del estado nutricional de los plantones cabe destacar el bajo valor de la concentración de nitrógeno en los plantones de pino ( $< 0.80\%$ ), sin observarse efecto de los tratamientos aplicados. Las carrascas enmendadas con lodo seco presentaron una concentración de N foliar casi un 15 % superior a las controles, siendo, en general, estos valores relativamente bajos. La concentración de K foliar tampoco se vio modificada por los tratamientos aplicados en ninguna de las dos especies. La concentración de P foliar es la variable que mostró mayor respuesta al tratamiento. Los plantones de pino y carrasca enmendados con lodo líquido presentaron un incremento de esta variable respecto a los controles del 50 y 25 %, respectivamente (Tabla 2; Figura 1), siendo las diferencias estadísticamente significativas en los pinos (Tabla 5).

Tabla 2. Peso foliar medio (mg) y concentración de macronutrientes en hoja (mg g<sup>-1</sup>) en individuos de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación y en función de los tratamientos aplicados (media y error típico; n=9).

	<i>Quercus ilex</i>				<i>Pinus halepensis</i>			
	Peso Foliar Medio	N	P	K	Peso Foliar Medio	N	P	K
Control	56.34 (2.97)	10.27 (0.54)	0.96 (0.09)	4.60 (0.31)	3.24a (0.12)	7.68 (0.37)	0.86a (0.07)	4.15 (0.39)
Lodo líquido	57.56 (3.54)	10.66 (0.66)	1.22 (0.12)	4.33 (0.34)	4.07b (0.23)	7.62 (0.19)	1.48b (0.07)	3.85 (0.34)
Lodo seco	63.46 (4.11)	11.79 (0.64)	1.21 (0.10)	4.44 (2.60)	3.69ab (0.33)	7.74 (0.33)	1.30b (0.07)	4.09 (0.40)

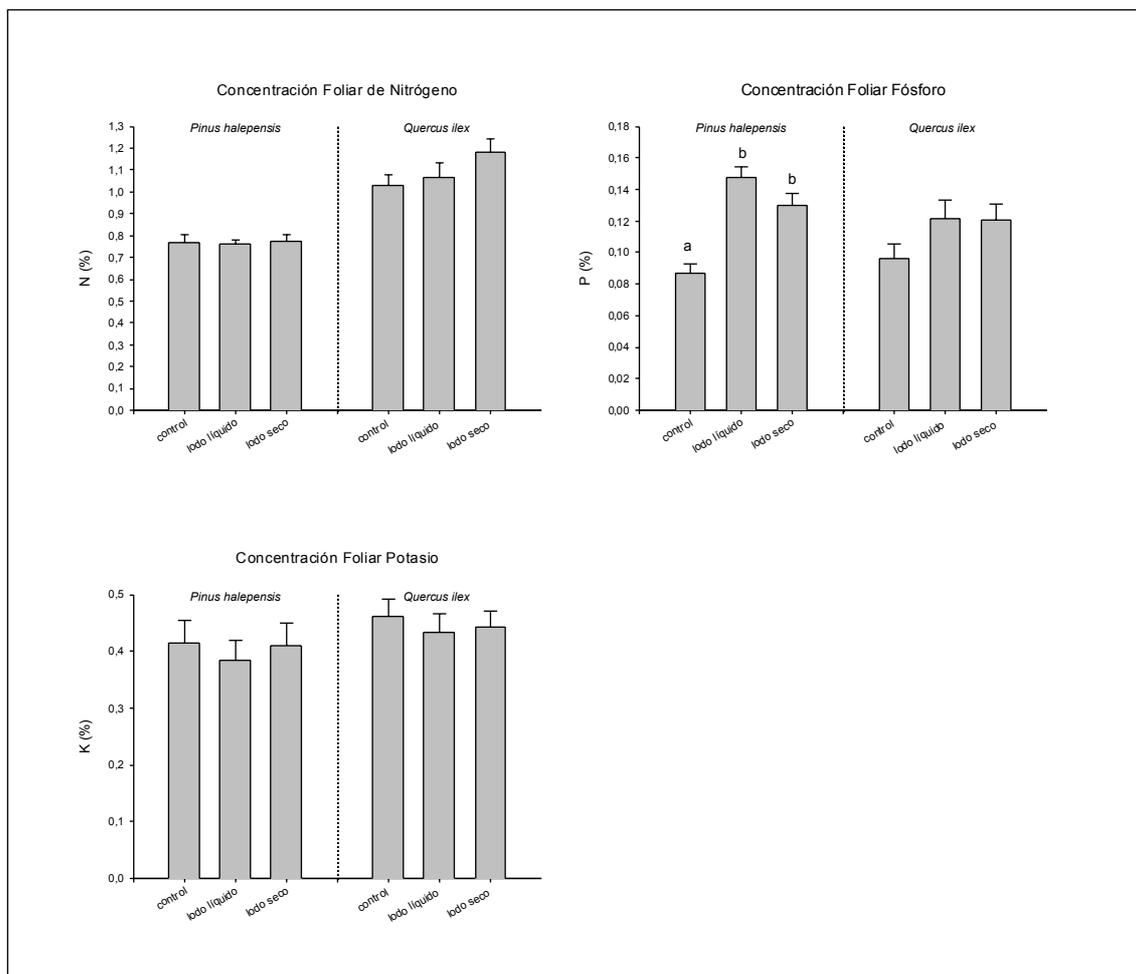


Figura 1. Concentración de N, P y K foliar en plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación en función de los tratamientos aplicados. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0.05) según el test HSD de Tukey.

Debido al aumento del tamaño medio de hoja en los plantones fertilizados, el contenido total de N y P foliar también incrementó con las enmiendas. Las carrasacas que recibieron lodo seco

presentaron un contenido de N foliar significativamente superior a las no fertilizadas, y todos los pinos fertilizados tuvieron mayor contenido de P en acículas que los controles, siendo mayor el efecto de la aplicación de lodo líquido (Tabla 6; Figura 2).

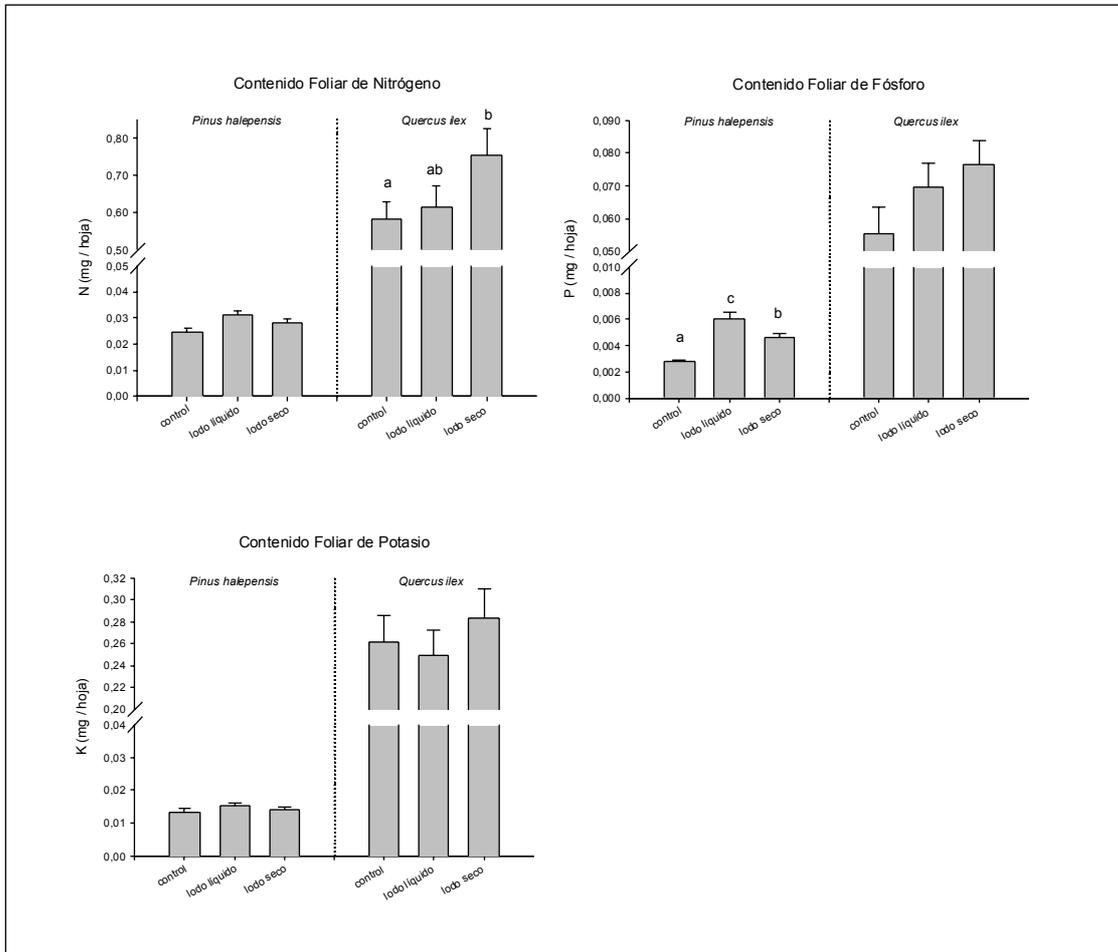


Figura 2. Contenido foliar de N, P y K en plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* 14 meses después de la plantación en función de los tratamientos aplicados. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) según el test HSD de Tukey.

En todos los casos, salvo en las concentraciones y contenidos en P, se reveló como altamente significativo el factor parcela (Tablas 5 y 6). A pesar de ello, las concentraciones de N y P foliares no siguieron una relación lineal con algunas variables relacionadas con la fertilidad de los suelos de las tres parcelas (Figura 3). En la parcela de Casa Gachas, de contenidos en materia orgánica y N total edáficos intermedios, se obtuvieron las concentraciones nutricionales foliares más bajas (salvo el P en *P. halepensis*). En la parcela con menores contenidos de materia orgánica y N total (Bolinches-Gener) es donde más efecto tuvieron las enmiendas orgánicas, especialmente sobre la concentración de P en *Q. ilex*, mientras que en la más rica en materia orgánica y N (Rincón de Cabello) las enmiendas incrementaron la concentración de P y N de los plantones de pino y carrasca, respectivamente.

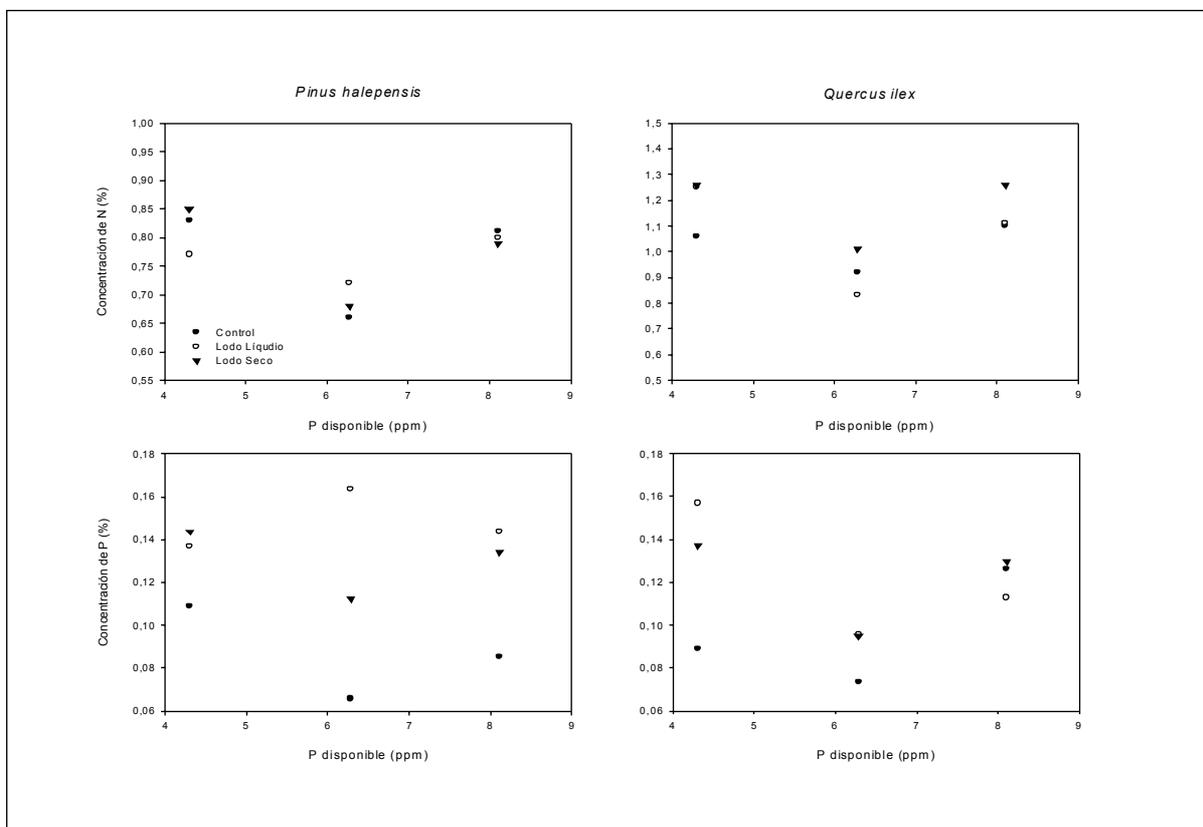


Figura 3. Concentración de N y P foliares en función de los tratamientos aplicados y del contenido de P disponible, C orgánico, y N total de los suelos de las parcelas experimentales (ver Tabla 1 en Capítulo 2).

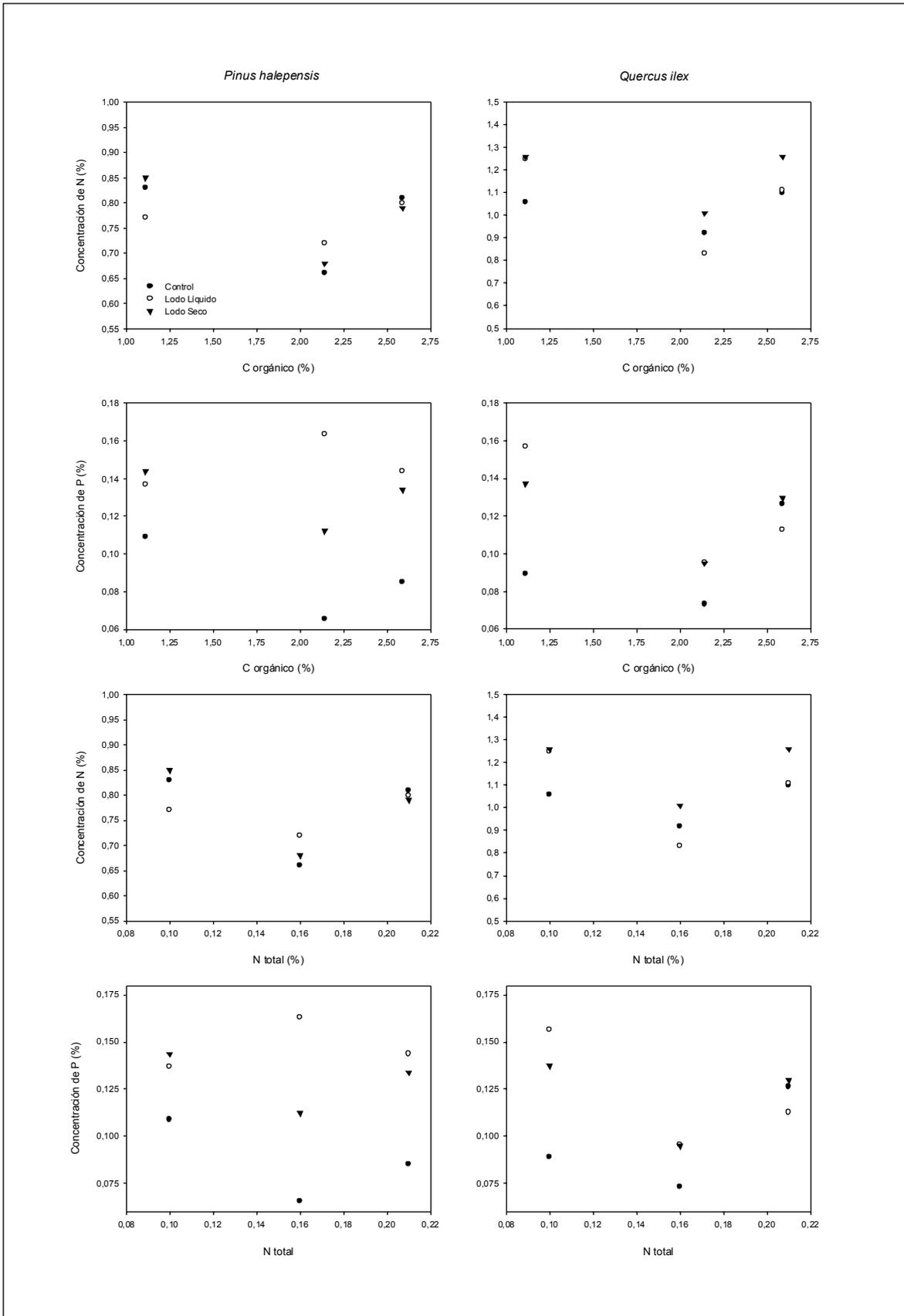


Figura 3 (cont.)

En la integración de las modificaciones del peso medio de hoja, las concentraciones y los contenidos de nutrientes debidas a los tratamientos (Figura 4) se puede observar indicios de ciertas limitaciones al crecimiento de los plantones. La adición de lodo permitió un mayor crecimiento asociado a mejoras en el contenido y concentración de N de las carrascas (Figura 4A) indicando una posible limitación al crecimiento de las carrascas por N. Ese crecimiento no se tradujo en un aumento de la concentración de N en los pinos, por lo que el N se encontraría en niveles suficientes para el crecimiento de esta especie. El crecimiento de los pinos (y de las carrascas en menor medida) estuvo asociado a un mayor contenido y concentración de P foliar (Figura 4B), pudiendo interpretarse que es éste el nutriente que con mayor intensidad está limitando el crecimiento de los plantones de *Pinus halepensis*. La adición de ambos tipos de lodo en las dos especies provocó fenómenos de dilución de K debido a la menor concentración pero mayor contenido de este nutriente por el incremento en el tamaño de hoja (Figura 4C), si bien estos cambios no fueron significativos (Tablas 5 y 6).

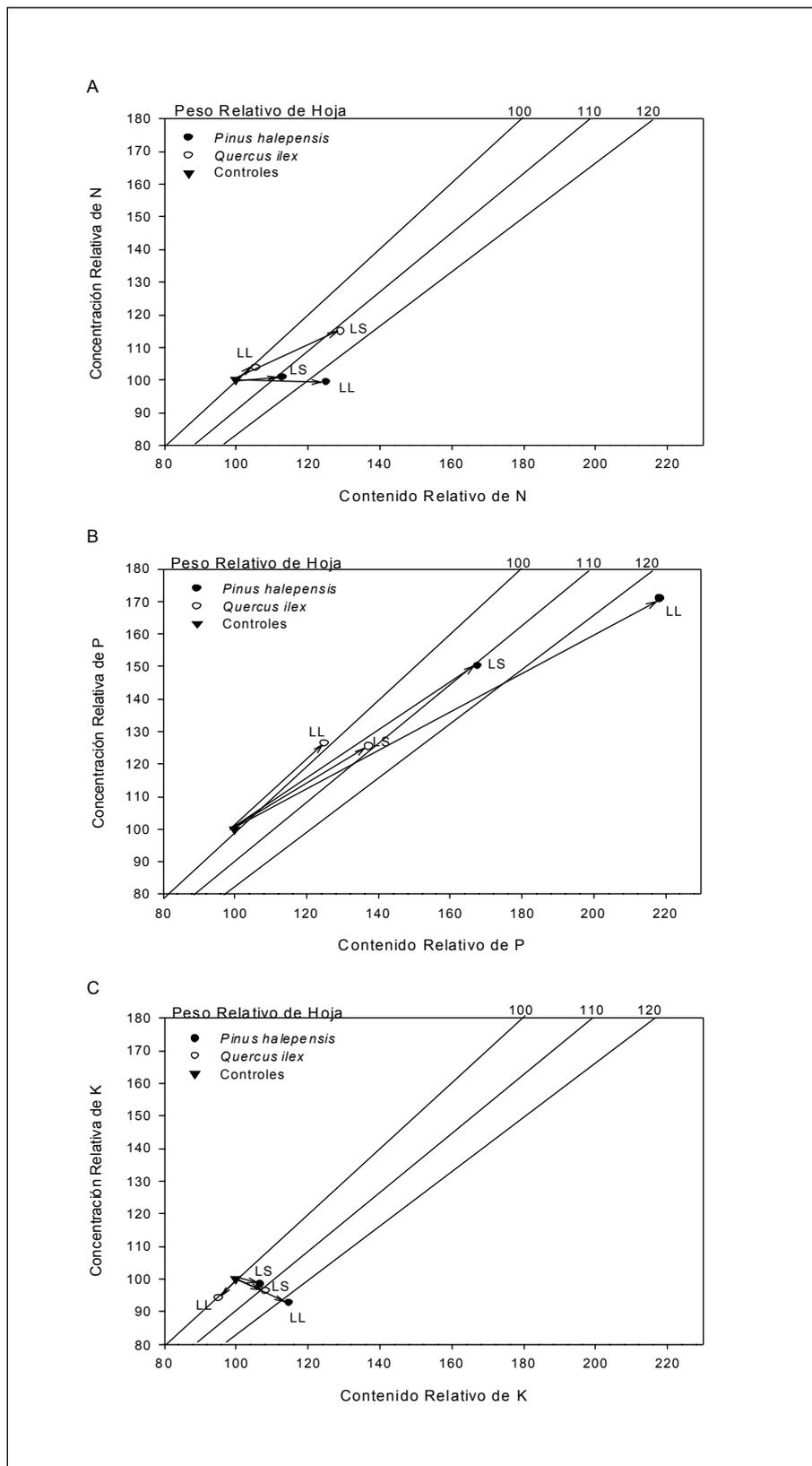


Figura 4. Diagrama de vectores de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* para N (A), P (B) y K (C), 14 meses después de la plantación. LL=Lodo Líquido; LS=Lodo Seco.

2.- Octubre 1998

Tras el segundo verano el peso medio de hoja mostró una tendencia a incrementar con los tratamientos de fertilización orgánica. Los pinos que recibieron lodo presentaron un peso medio de acícula superior en un 17-20 % a los controles, y las carrascas en un 66-90 % (Tabla 3), si bien las diferencias no fueron significativas (Tabla 7). La concentración foliar de N fue baja en todos los casos, especialmente en carrascas ( $< 7 \text{ mg g}^{-1}$ ), así como el K en los pinos ( $< 3 \text{ mg g}^{-1}$ ) (Tabla 3; Figura 5). La aplicación de biosólidos incidió especialmente sobre la concentración foliar de P de las dos especies, siendo significativas las diferencias en el caso de los pinos (Tabla 7) donde la aplicación de lodo dobló la concentración de P respecto a los controles. Sin embargo, este tipo de enmienda provocó una tendencia a disminuir la concentración de K en los plantones de carrasca.

Tabla 3. Peso foliar medio (mg) y concentración de macronutrientes ( $\text{mg g}^{-1}$ ) en hojas del año en individuos de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* 20 meses después de la plantación y en función de los tratamientos aplicados (media y error típico; n=5). Letras distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

	<i>Quercus ilex</i>				<i>Pinus halepensis</i>			
	Peso Foliar Medio	N	P	K	Peso Foliar Medio	N	P	K
Control	31.66 (7.97)	6.49 (0.40)	0.58 (0.08)	4.68 (1.61)	3.73 (0.61)	9.83 (0.84)	1.09a (0.13)	2.40 (0.22)
Lodo líquido	60.45 (16.48)	6.59 (0.18)	0.78 (0.11)	2.81 (0.43)	4.36 (0.72)	9.49 (0.33)	2.55c (0.20)	2.38 (0.28)
Lodo seco	52.68 (5.11)	6.75 (0.48)	0.57 (0.04)	5.11 (0.66)	4.47 (0.65)	9.17 (0.78)	1.92b (0.19)	2.65 (0.34)

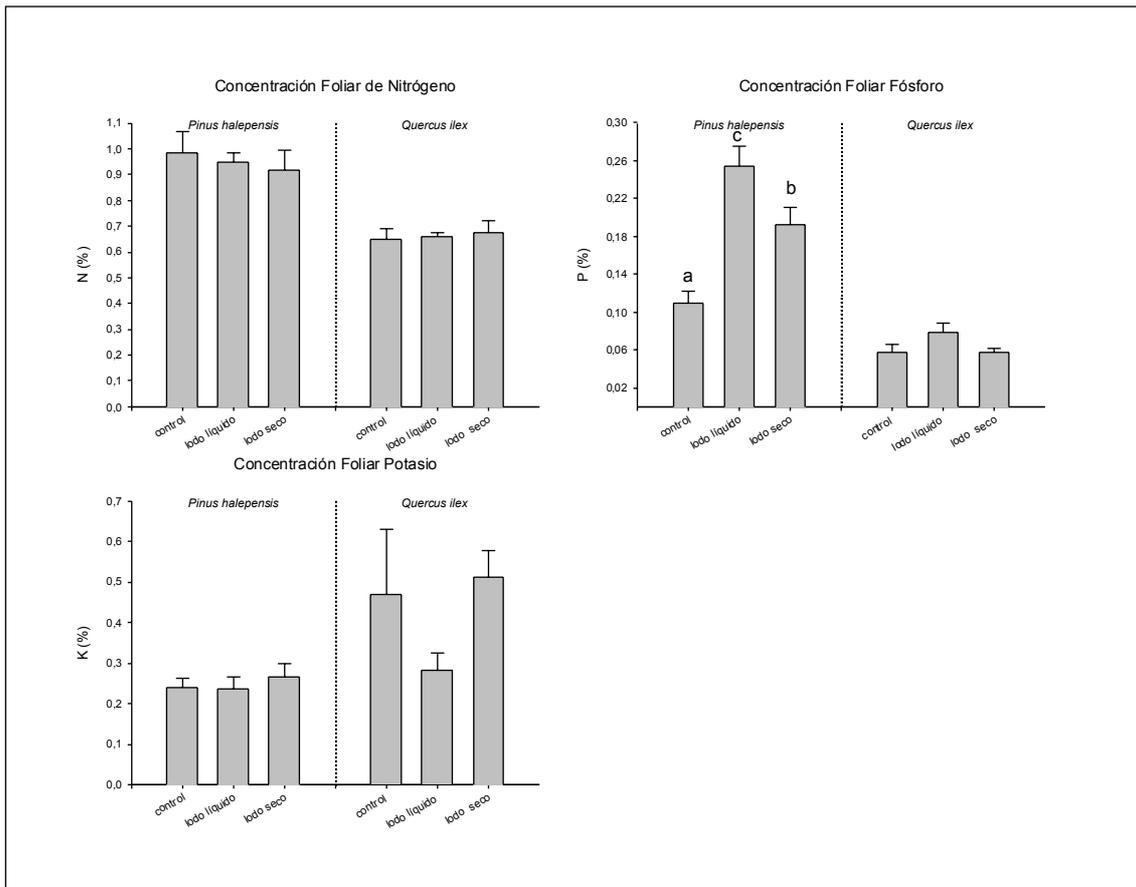


Figura 5. Concentración de macronutrientes en las hojas del año de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* en función de los tratamientos aplicados, 20 meses después de la plantación. Letras distintas indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

Al incrementar notablemente los pesos medios de hojas, los contenidos foliares de macronutrientes presentaron mayores diferencias entre tratamientos que las concentraciones (Figura 6). Los mayores efectos se siguieron observando sobre el contenido de P foliar.

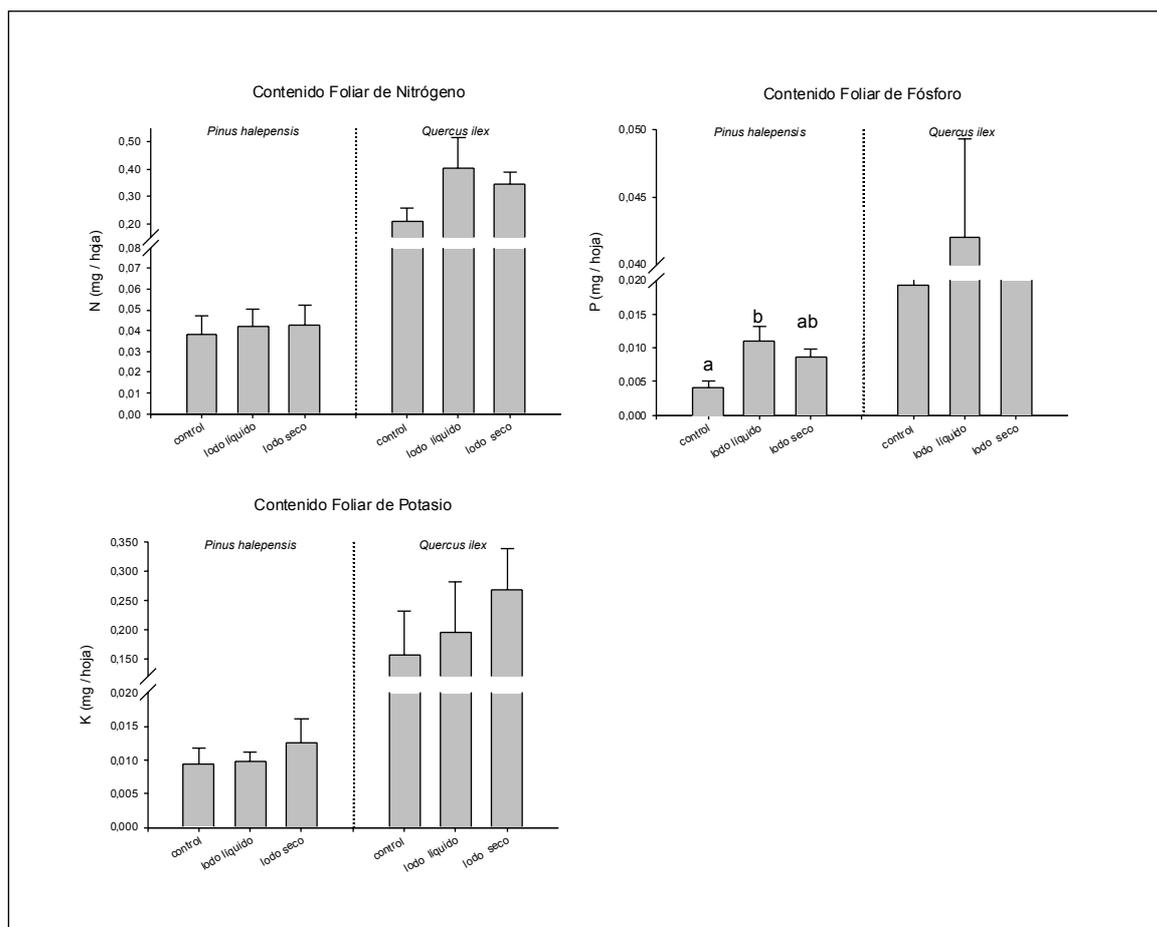


Figura 6. Contenido foliar de N, P y K en plántones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* 20 meses después de la plantación en función de los tratamientos aplicados. Letras diferentes indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) según el test HSD de Tukey.

Los diagramas de vectores para las hojas y acículas del año reflejaron una respuesta positiva de la aplicación de biosólidos sobre el estado nutricional de P en las dos especies (Figura 7), pudiendo limitar este elemento el crecimiento de los plántones. Los pinos apenas modificaron los niveles de N, mientras que las carrascas incrementaron el tamaño de hoja y el contenido foliar en N indicando que la absorción de este elemento tras los tratamientos aplicados es suficiente para permitir el crecimiento de los plántones de esta especie. Con respecto al K, la aplicación de lodo seco mejoró el estado nutricional de los plántones de las dos especies en dicho elemento, eliminando una posible limitación del crecimiento, mientras que la aplicación de lodo líquido en las carrascas produjo un crecimiento que no pudo ser acompañado por una mayor eficiencia en la absorción de K, generando efectos de dilución.

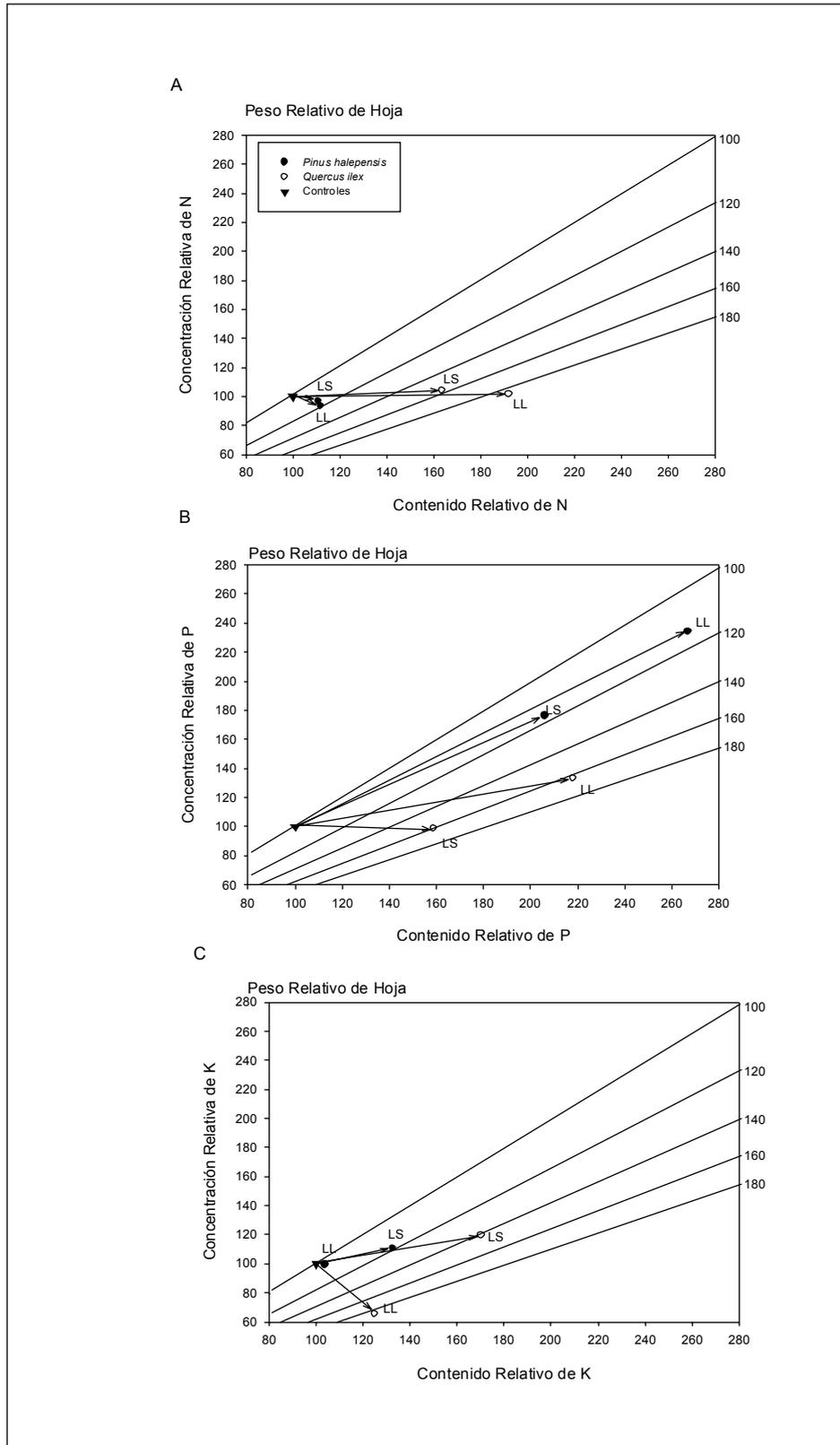


Figura 7. Diagrama de vectores de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* para N (A), P (B) y K (C) en las hojas del año, 20 meses después de la plantación. LL= Lodo Líquido; LS= Lodo Seco.

Respecto a la eficiencia en el uso del agua, el  $\delta^{13}\text{C}$  osciló entre  $-25.5$  y  $-28.5$ , valores comunes en tejidos foliares de xerófitos. Los valores más altos, correspondieron a las hojas de pino (Tabla 4). La variación en  $\delta^{13}\text{C}$  de los plantones sometidos a los diferentes tratamientos fue muy modesta ( $< 1$  ‰ en las dos especies), a pesar de lo cual se encontraron diferencias significativas entre las dos formas de aplicación del biosólido en los plantones de pino, presentando mayor eficiencia en el uso del agua (mayor discriminación respecto al  $^{15}\text{N}$ ) la aplicación de lodo seco en la superficie del hoyo (Tabla 9). En carrascas no se observó efecto del tratamiento sobre la eficiencia en el uso del agua, aunque ésta aumentó ligeramente en los individuos fertilizados. Tampoco relación significativa entre la eficiencia en el uso del agua y las concentraciones foliares de N y P.

Tabla 4. Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  (media y error típico) de los plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en función de los tratamientos aplicados. Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ).

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	Control	Lodo Líquido	Lodo Seco	Control	Lodo Líquido	Lodo Seco
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	-25.68ab (0.18)	-26.36b (0.21)	-25.52a (0.26)	-28.46 (0.57)	-27.66 (0.60)	-27.78 (0.41)
$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	-5.42a (0.39)	2.20b (0.58)	0.74b (0.47)	-6.74a (0.86)	1.96c (1.17)	-1.72b (0.69)

El enriquecimiento en  $^{15}\text{N}$  de las plantas control fue  $-5.42$  y  $-6.74$  para pino y carrasca respectivamente (Tabla 4). La aplicación de lodos, especialmente en forma líquida, provocó un aumento considerable del  $\delta^{15}\text{N}$  en ambas especies (Tabla 9). Estos resultados sugieren que el N aportado por las enmiendas jugó un papel importante en la nutrición de los plantones. Considerando los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y contenido de N foliares, se estimó que en carrasca el porcentaje de N foliar proveniente del lodo líquido y sólido era del 68 % y 54 %, respectivamente. En el caso del pino los porcentajes fueron 44 % y 46 %.

Tabla 5. Resultado del análisis de la varianza para el peso foliar medio y las concentraciones de nutrientes en hoja 14 meses después de la plantación en función de los factores tratamiento y parcela.

	<i>Quercus ilex</i>				<i>Pinus halepensis</i>			
	peso foliar	N*	P	K	peso foliar	N	P	K*
Tratamiento	F=3.967 sig=0.112	F=3.475 sig=0.133	F=1.489 sig=0.329	F=0.388 sig=0.701	F=5.891 sig=0.064	F=0.063 sig=0.940	F=8.289 sig=0.038	F=1.586 sig=0.311
Parcela	F=22.406 sig=0.007	F=12.387 sig=0.019	F=3.411 sig=0.137	F=14.408 sig=0.015	F=12.041 sig=0.020	F=11.093 sig=0.023	F=0.540 sig=0.620	F=94.478 sig=0.000
Tratamiento x Parcela	F=0.514 sig=0.726	F=0.783 sig=0.551	F=2.259 sig=0.103	F=1.388 sig=0.278	F=1.406 sig=0.272	F=0.756 sig=0.567	F=3.876 sig=0.019	F=0.993 sig=0.436

\*: varianzas no homogéneas.

Tabla 6. Resultado del análisis de la varianza para los contenidos de nutrientes en hoja 14 meses después de la plantación en función de los factores tratamiento y parcela.

	<i>Quercus ilex</i>			<i>Pinus halepensis</i>		
	N cont	P cont	K cont*	N cont	P cont	K cont
Tratamiento	F=8.378 sig=0.037	F=4.264 sig=0.102	F=0.737 sig=0.534	F=4.008 sig=0.111	F=8.856 sig=0.034	F=3.229 sig=0.146
Parcela	F=23.587 sig=0.006	F=13.174 sig=0.017	F=12.814 sig=0.018	F=1.668 sig=0.297	F=0.895 sig=0.477	F=20.028 sig=0.008
Tratamiento x Parcela	F=0.499 sig=0.737	F=0.811 sig=0.534	F=2.054 sig=0.130	F=1.222 sig=0.336	F=6.909 sig=0.001	F=0.783 sig=0.551

\*: varianzas no homogéneas.

Tabla 7. Resultado del análisis de la varianza para el peso foliar medio y las concentraciones de nutrientes en hoja 20 meses después de la plantación en función del factor tratamiento.

	<i>Quercus ilex</i>				<i>Pinus halepensis</i>			
	peso foliar	N	P	K*	peso foliar	N	P	K
Tratamiento	F=1.637 sig=0.235	F=0.123 sig=0.886	F=1.859 sig=0.198	F=1.407 sig=0.283	F=0.364 sig=0.702	F=0.228 sig=0.800	F=16.896 sig=0.000	F=0.282 sig=0.759

\*: varianzas no homogéneas.

Tabla 8. Resultado del análisis de la varianza para los contenidos de nutrientes en hoja 20 meses después de la plantación en función del factor tratamiento.

	<i>Quercus ilex</i>			<i>Pinus halepensis</i>		
	N cont	P cont	K cont	N cont	P cont	K cont
Tratamiento	F=1.657 sig=0.232	F=3.199 sig=0.077	F=0.523 sig=0.606	F=0.076 sig=0.927	F=5.223 sig=0.023	F=0.419 sig=0.667

Tabla 9. Resultado del análisis de la varianza para  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  teniendo en cuenta el factor tratamiento a tres niveles (control; lodo líquido; lodo seco).

	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
<i>Pinus halepensis</i>	F=4.077 sig=0.045	F=69.017 sig=0.000
<i>Quercus ilex</i>	F=0.653 sig=0.538	F=22.103 sig=0.000

## DISCUSIÓN

El estado nutricional de los plantones de carrasca en abril de 1998 estuvo dentro de los valores normales encontrados en la bibliografía, si bien la concentración foliar de N y K (algo superiores a 1 y 0.4 %, respectivamente) cayó en la parte más baja del rango observado por otros autores (ver Tabla 13 del Capítulo 1) y por nosotros mismos en repoblaciones de más edad en la Comunidad Valenciana (Capítulo 1). Sin embargo, los pinos presentaron concentraciones foliares de N muy bajas ( $< 0.8$  %). Ésto podría ser debido a que los fenómenos de retranslocación de primavera hubieran empezado en el momento del muestreo. Esta pauta se ha observado en plantaciones de *Pinus radiata* en Australia, siendo mayor la cantidad de N retranslocado en aquellos individuos que fueron fertilizados (Sheriff *et al.*, 1986; Nambiar y Fife, 1987). En *Quercus ilex* no se observa este comportamiento, posiblemente porque la retranslocación del N almacenado en las hojas sólo se produce durante la senescencia de las mismas, de manera similar a especies caducifolias (Escudero *et al.*, 1992). Estos mismos autores observaron un comportamiento muy contrastado de esta especie con otra conífera (*Pinus pinea*) pues esta última mostraba un patrón de retranslocación muy parecido al comentado para *P. radiata*. Los niveles relativamente bajos de K en las dos especies suelen ser normales en árboles que crecen sobre substrato calcáreo (Bergmann, 1992; citado en Cenni *et al.*, 1998).

La aplicación de enmiendas orgánicas a los plantones de repoblación de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* modificó la morfología de las hojas y el estado nutricional de los plantones ya en la segunda primavera de los mismos en el monte, manteniéndose los efectos tras el segundo verano. Estos cambios estuvieron asociados a un mayor tamaño de hoja y a un incremento en la concentración de P, principalmente. En repoblaciones experimentales de *P. halepensis* sobre substrato margoso y en ambiente semiárido, en las que se contemplaba la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos, la concentración de P en acículas fue la variable nutricional que en mayor medida respondió a la aplicación de la enmienda orgánica (Querejeta, 1998). Este mismo efecto también se ha observado tras la aplicación de lodos de depuradora a plantaciones de *Pinus nigra* var. *maritima* en Reino Unido (Moffat *et al.*, 1991). No obstante, sorprende el escaso reflejo de la aplicación de lodos sobre la concentración foliar

de N de los pinos, pues es habitual encontrar mejoras en dicha variable tras la aplicación de lodos en coníferas (Moffat *et al.*, 1991; Sheedy, 1997). Querejeta (1998) observó mayores concentraciones foliares de N en pino carrasco tras la adición de compost aunque las diferencias con respecto a los individuos no fertilizados disminuían en el segundo año tras la aplicación. Ésto puede estar asociado a una menor limitación del crecimiento por este elemento. El incremento del contenido de nutrientes observado tras la aplicación de lodos (especialmente tras el segundo verano) es lógico debido a la amplificación de las diferencias de concentración al tener en cuenta el incremento en el peso medio de hoja de los individuos tratados orgánicamente. El aumento del contenido de nutrientes tras enmienda orgánica también se ha observado en *P. halepensis* (Querejeta *et al.*, 1998).

El análisis de vectores es una herramienta de comparación que permite interpretar el diagrama independientemente de si los niveles de concentración nutricional están o no dentro de niveles críticos predeterminados (Haase y Rose, 1995). De su interpretación se observan requerimientos nutricionales diferenciados entre las especies consideradas en el estudio en la primera fase de los plantones en el monte. En abril de 1998 la aplicación de lodo seco (y líquido en menor medida) en las carrascas supuso una mayor absorción de N que se tradujo en un mayor crecimiento, indicando que éste podía estar limitado por N. Esta mejora de las condiciones de N foliar permitió a los plantones de carrasca potenciar su crecimiento hasta octubre de 1998, sin que el efecto positivo de los lodos se hubiera diluido. En abril, las enmiendas en los pinos provocaron un mayor tamaño de hoja y contenido de N pero sin modificar la concentración. En este caso el diagnóstico sería de suficiencia y el elemento no se consideraría limitante (Weetman, 1989). Tanto en abril como en octubre el P se reveló como el nutriente más limitante en las dos especies, por la dirección y magnitud de los vectores. La absorción de K de ambas especies parece más limitada que la de N y P debido a la escasa cantidad de K añadida en el lodo, pues en abril se observaron síntomas de dilución de K, pasando a niveles de suficiencia en octubre, en el que la cantidad de K requerida para el crecimiento es absorbida por la planta, sin que este elemento limite el crecimiento.

La aplicación de biosólidos, tanto en líquido como en seco, tuvo mayor efecto sobre el estado nutricional de ambas especies que la aplicación de fertilizantes inorgánicos (ver Capítulo 2),

probablemente debido a la menor pérdida de los nutrientes añadidos en el biosólido así como a la más lenta liberación de los mismos que este tipo de fertilización supone (Miller, 1990).

La parcela ejerció un efecto significativo sobre el estado nutricional de los plantones de ambas especies (salvo P), pero no se ha encontrado una relación clara entre las concentraciones foliares de nutrientes y las propiedades edáficas. En encinares maduros se ha observado una relación negativa entre el contenido edáfico de materia orgánica y N total y la concentración de N foliar (Canadell y Vilà, 1992) que en nuestro caso no puede ser corroborada por los datos que muestra la parcela de Rincón de Cabello, de mayor materia orgánica y N total edáfico (ver Discusión Capítulo 2). En este caso, otros condicionantes bióticos o abióticos (características microclimáticas, microtopografía...) deben estar teniendo su influencia sobre los resultados obtenidos.

*Pinus halepensis* mostró valores de  $\delta^{13}\text{C}$  más altos que *Q. ilex* ssp y otras especies leñosas de la Comunidad Valenciana como *Cistus albidus*, *Ulex parviflorus* (M. Huesca, com. pers.), *Medicago arborea*, *Pistacia lentiscus*, *Quercus coccifera* (F. Maestre, com. pers.), o *Myrtus communis* y *Erica arborea* (Tognetti *et al.*, 2000), pero similares a *Juniperus communis* (Tognetti *et al.*, 2000) y a algunas poblaciones de *Pistacia lentiscus* (Jonasson *et al.*, 1997). Considerando que los plantones eran de la misma edad, que tenían una altura parecida y que su período de actividad era más o menos simultáneo (Ehleringer y Cook, 1991; Buchmann *et al.*, 1997), los resultados sugieren que *P. halepensis* fue más eficiente en el uso del agua que *Q. ilex*. Aunque las diferencias entre especies deben hacerse con precaución, ya que pueden existir factores genotípicos que afecten al enriquecimiento en  $^{13}\text{C}$  (Ehleringer, 1991). Una mayor WUE sería uno de los componentes que permitirían una mayor resistencia a la sequía, aunque no el único, de manera que plantas con niveles contrastados de aclimatación a la sequía pueden mostrar valores de  $\delta^{13}\text{C}$  similares (Zhang *et al.*, 1997).

El modesto efecto de los tratamientos y la poca relación entre WUE y el estado nutricional de las dos especies ensayadas es hasta cierto punto inesperado. Existen numerosas evidencias de que el  $\delta^{13}\text{C}$  se relaciona negativamente con la concentración de N (Livingston *et al.*, 1999) y el peso específico de N (Araus *et al.*, 1997). Esta relación sería el resultado de una mayor

capacidad fotosintética en las plantas con niveles óptimos de N (Sparks y Ehleringer, 1997). También se ha sugerido que refleja una mayor conductancia estomática en las plantas deficientes en N (Livingston *et al.*, 1999). Algunos estudios han mostrado que la relación entre el N foliar y la eficiencia en el uso del agua se hace más patente en condiciones de estrés hídrico (Jenkinson *et al.*, 1995). Sin embargo, las condiciones de crecimiento en Ayora (especialmente durante el segundo año en el campo) deberían haber permitido que se manifestara esta relación. Es posible que el rango de variación de la concentración de N no fuera lo suficientemente contrastado, aunque no podemos rechazar la posibilidad de que en las especies incluidas en este estudio, variaciones en la concentración de N como las registradas no sean suficientes para modificar sustancialmente los procesos que regulan la eficiencia en el uso del agua. Cabe mencionar que la fertilización inorgánica (urea y superfosfato; Capítulo 2) tampoco mostró efecto sobre la WUE, y que el mismo tratamiento sobre plántulas de *Cistus albidus* y *Ulex parviflorus* no mostró relación alguna entre los niveles de N y WUE (M. Huesca com. pers.).

Los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de pinos y carrascas no tratados fueron particularmente bajos, especialmente si consideramos la precipitación media de las parcelas experimentales (Nadelhoffer y Fry, 1994; Handley *et al.*, 1999). Estos últimos autores atribuyeron los valores bajos de  $\delta^{15}\text{N}$  del ecosistema a una tasa de renovación elevada de N, quizás asociada al acceso directo de las plantas al N orgánico. Plantones y plantas adultas de especies mediterráneas como *Brachypodium retusum*, *Rosmarinus officinalis*, *Ulex parviflorus*, *Medicago arborea*, *Pistacia lentiscus* y *Quercus coccifera* muestran  $\delta^{15}\text{N}$  menos negativos, mientras que *Cistus albidus* puede presentar valores similares a los observados en el presente estudio (M. Huesca y F. Maestre, datos no publicados). Otras determinaciones de  $\delta^{15}\text{N}$  en individuos de *Pinus halepensis* de 3 a 18 años de edad en medios mediterráneos secos sobre margas han proporcionado valores negativos aunque no tan bajos como los observados en el presente estudio (-1.5 a -3.1; M. Huesca, datos no publicados). No obstante, sí se han encontrado valores de  $\delta^{15}\text{N}$  entre -5 y -7 en individuos naturales de *Pinus halepensis* en ambiente subdesértico (Peñuelas *et al.*, 1999).

La enmienda con lodos tuvo un reflejo claro en la proporción de  $^{15}\text{N}$  foliar, confirmando que el N contenido en las enmiendas, y especialmente en el lodo líquido, resulta fácilmente asimilable para la vegetación. La proporción de N foliar proveniente de las enmiendas mostró valores elevados en ambas especies, superando en pino el 60 %. Estos valores son superiores a los encontrados por Villar *et al.* (1998) utilizando enmiendas orgánicas enriquecidas artificialmente con  $^{15}\text{N}$  (16.5 % para el lodo de depuradora, 22.8-24.0 % para otros residuos). Este tipo de estimaciones está sujeta a considerables errores (Shearer y Kohl, 1993; Handley y Scrimgeour, 1997), y su interpretación no es inmediata. Existen demasiadas fuentes de variabilidad en el trayecto entre el N aportado y el N foliar o de la planta entera para que la estimación de la proporción de N capturado por la planta sea precisa. Por ejemplo, la aplicación de enmiendas orgánicas podría haber afectado a procesos edáficos con capacidad para discriminar  $^{15}\text{N}$  y por tanto podría haber modificado el enriquecimiento del N mineral autóctono (Kelley *et al.*, 1991; Nadelhoffer y Fry, 1994). También podría haber afectado a la actividad micorrícica, actividad que puede provocar cambios sustanciales (2-3 ‰) en el  $\delta^{15}\text{N}$  vegetal (Handley *et al.*, 1993; Azcón *et al.*, 1998) aunque no siempre ocurra así (Schoeneberger *et al.*, 1989). Además, puede haber discriminaciones internas, de manera que el  $\delta^{15}\text{N}$  de las hojas no fuera representativo del de toda la planta (Nielsen y Orcutt, 1996), aunque estas diferencias por lo general no superan el 1 ‰ (Shearer y Kohl, 1993). Sin embargo, pese a las incertidumbres mencionadas, tanto los datos de  $\delta^{15}\text{N}$  como del porcentaje de N proveniente de las enmiendas sugieren que los plantones enmendados son capaces de incorporar buena parte del nitrógeno a partir de las mismas.

## **CONCLUSIONES**

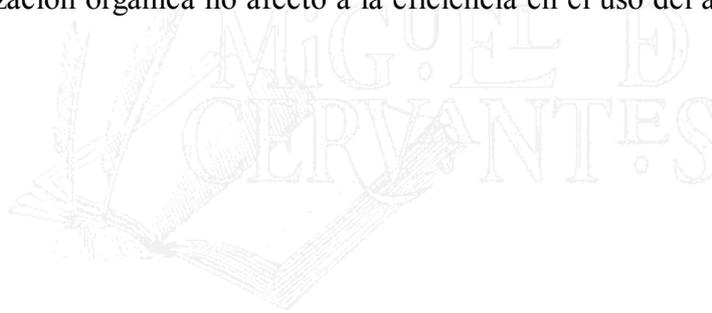
Un año después de la plantación, los valores de concentración de nutrientes en hoja se hallaba dentro del rango normal para estas especies, salvo el N en los pinos, cuya concentración se encontraba bastante por debajo de los niveles habituales.

La fertilización con biosólidos permitió un incremento del tamaño de hoja que pudo ser compensado con una mayor asimilación de N, en buena parte proveniente de las mismas enmiendas, de manera que la concentración foliar de este elemento apenas varió.

Los mayores efectos de los tratamientos se observaron sobre las variables nutricionales relativas al P, sugiriendo que, en las condiciones del presente trabajo, éste es el nutriente más limitante del crecimiento de los plántones.

La fertilización apenas provocó cambios en los niveles de potasio, pese a que éstos fueron, incluso en las plantas no fertilizadas, relativamente bajos.

Pese a la mejoría generalizada del estado nutricional, y a posibles cambios en la cantidad de agua disponible, la fertilización orgánica no afectó a la eficiencia en el uso del agua integrada de los plántones.



## **CAPÍTULO 5: EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE LODOS DE DEPURADORA SOBRE LA SUPERVIVENCIA, MORFOLOGÍA Y PLASTICIDAD DE LOS PLANTONES DE REPOBLACIÓN**

### **INTRODUCCIÓN**

En capítulos anteriores se ha comentado los efectos positivos que pueden provocar las aplicaciones de materia orgánica sobre las condiciones físico-químicas del suelo y nutricionales de la vegetación, así como el alto contenido en materia orgánica que los lodos procedentes de la depuración de aguas residuales suelen presentar (Brockway *et al.*, 1986; Henry y Cole, 1994; Henry *et al.*, 1995; Marx *et al.*, 1995; Al-Wabel *et al.*, 1998). Es lógico pensar, por tanto, que las enmiendas orgánicas potencien el desarrollo de la vegetación y produzcan cambios en los patrones de distribución de asimilados, y en la estructura y función de las hojas debido a la modificación en la disponibilidad de recursos (Medina, 1981; Chapin *et al.*, 1987).

La mayoría de las aplicaciones de biosólidos en el sector forestal se han realizado en EE.UU., Australia, Nueva Zelanda y, en menor medida, en Europa con un claro objetivo productivo (Brockway, 1983; Fresquez *et al.*, 1990; Jokela y Smith, 1991; Moffat *et al.*, 1991; Henry *et al.*, 1995; Marx *et al.*, 1995; Sheedy, 1997; Pibot, 1998). También existen ensayos con un carácter conservacionista y restaurador (Aguilar y Loftin, 1994; Rodgers y Anderson, 1995; Whitbread-Abrutat, 1997; White *et al.*, 1997). La tasa de supervivencia de los individuos jóvenes o introducidos, por el contrario, suele mostrar una respuesta modesta a la aplicación o incluso negativa (Sheedy, 1997; Zagas *et al.*, 2000), sobre todo a dosis altas. Una posible explicación a este hecho es la intolerancia de las plántulas o individuos jóvenes al estrés salino que este tipo de enmiendas puede suponer, a pesar de que el lavado de sales es más o menos rápido tras la aplicación, cuando se producen episodios lluviosos (Albaladejo *et al.*, 1994).

Los efectos de este tipo de fertilización sobre el crecimiento pueden ser, al menos, de igual duración y magnitud que el obtenido con fertilizantes comerciales (Zasoski *et al.*, 1983; Hasselgren, 1998). Aplicaciones de biosólidos en dosis elevadas pueden generar problemas relacionados con deficiencias en nutrientes presentes en pequeñas cantidades en el biosólido (e.g. Mg) debido a efectos antagonistas con otros nutrientes, así como a una mayor mineralización de N y nitrificación que contribuye a un lavado de cationes más rápido (Harrison *et al.*, 1996). También la aplicación de lodos con un cociente C:N alto en suelos húmedos ha dado como resultado disminución en el crecimiento y mortalidad radicular debido a condiciones de anoxia (Bayes *et al.*, 1987). Estos resultados negativos se obtienen en condiciones concretas y, especialmente, con dosis de aplicación muy elevadas (en algunos casos equivalentes a 8.000 kg N ha<sup>-1</sup>).

BIBLIOTECA VIRTUAL

En la cuenca Mediterránea la aplicación de biosólidos se ha realizado desde la perspectiva de la restauración. Así por ejemplo, los lodos de depuradora se han utilizado para la restauración de canchales (Sort y Alcañiz, 1996, 1999; Brofas *et al.*, 2000; Moreno-Peñaranda, 2000), de cultivos abandonados (Ibáñez-Granell *et al.*, 1994), o de terrenos degradados (Navas *et al.*, 1999), con resultados positivos sobre las condiciones del suelo y el desarrollo de la vegetación. Dentro de experiencias de repoblación, se ha utilizado compost de residuos sólidos urbanos en plantones de *Pinus halepensis* (Querejeta, 1998; Querejeta *et al.*, 1998; Capítulo 6) y de *Quercus ilex* (Seva *et al.*, 1996). En la primera de las especies los incrementos de crecimiento en ambiente semiárido fueron notables, mientras que con la carrasca en ambiente seco se apreciaron crecimientos menores debido a posibles fenómenos de competencia, circunstancia observada en otros trabajos (Stone y Powers, 1989). En experiencias de repoblación en ambiente seco en Grecia se ha observado un ligero aumento de la mortalidad de los plantones de *P. halepensis* con la aplicación de lodos, a la vez que un mayor crecimiento de los mismos en las primeras etapas de desarrollo que se atenuaron con el tiempo (Zagas *et al.*, 2000). En la actualidad se están desarrollando trabajos de investigación sobre los efectos de la aplicación de lodos en repoblaciones de la Comunidad Valenciana (Valdecantos *et al.*, 2001) y Murcia (A. Garrido, com.pers.).

En la mayoría de los casos citados la aplicación de lodos se ha realizado en forma sólida o semi-sólida (slurry), y cuando se ha hecho en líquido, se ha aplicado de forma generalizada, un tipo de uso que difícilmente sería asumible en el monte mediterráneo. Las principales razones para el uso de formas con bajo contenido de humedad son la facilidad de manejo, la reducción de los costes de transporte, y la posibilidad de aplicar dosis más elevadas. Sin embargo, la aplicación de lodos en forma líquida podría suponer, además del aporte de materia orgánica y nutrientes, un riego de plantación que podría favorecer el desarrollo temprano del sistema radicular y las posibilidades de supervivencia y crecimiento. Por otro lado, la aplicación de lodos en forma seca sobre el suelo podría resultar de mayor interés al permitir una liberación lenta de nutrientes y originar un cierto efecto de mulch.

En el presente capítulo hemos evaluado el efecto de la aplicación de lodos de depuradora en forma sólida y líquida sobre la supervivencia y crecimiento de plántones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* introducidos en una zona degradada en medio mesomediterráneo seco.

## MATERIAL Y MÉTODOS

En los Capítulos 2, 3 y 5 se describe con detalle el diseño experimental así como las características de las parcelas de plantación y de las partidas de plántones utilizadas. Brevemente, recordar que fueron 3 las parcelas experimentales instaladas en febrero de 1997, siendo los tratamientos aplicados los siguientes: control, lodo líquido en el fondo del hoyo ( $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  con un 98.6 % de humedad), y lodo seco en la superficie del hoyo aplicado en mayo de 1997 ( $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  con un 15 % de humedad). Estas dosis correspondían a  $560 \text{ kg N ha}^{-1}$  y  $200 \text{ kg P ha}^{-1}$  aplicados en el hoyo de plantación, ó 8.96 y 3.20 g de N y P por plánton, respectivamente.

Los muestreos de supervivencia y crecimiento se realizaron desde marzo de 1997 a julio de 1999, con un muestreo destructivo de 5 individuos de cada tratamiento en la parcela de Casa Gachas en octubre de 1998, en el que se determinó la biomasa de cada fracción de la planta (radicular, foliar y leñosa), así como sus proporciones relativas al peso total del individuo, y el tamaño medio de hoja y el peso específico foliar previa digitalización de las hojas y acículas y

posterior determinación de su superficie mediante el programa Winrhizo (Régent Instruments Inc., 1997). En abril de 1998 se tomaron muestras compuestas de tejidos foliares en las tres parcelas sobre las que se determinó su morfología y contenido de humedad. En febrero de 1999 se sacaron sondas de 3 x 3 cm de superficie de los 15 cm superficiales de los hoyos de plantación de los tratamientos control y adición de lodo seco en las que se evaluó la colonización de raíces de la vegetación natural en función del tratamiento aplicado.

La supervivencia se analizó mediante tablas de frecuencia (modelo log-linear), y la morfología mediante ANOVA para medidas repetidas en el tiempo con dos factores: tratamiento y parcela de plantación, ambos a tres niveles. Cuando no se cumplió el requisito de esfericidad de la matriz varianza-covarianza se utilizó un estimador muy conservador (el  $\epsilon$ - de Greenhouse-Geisser) para reducir los grados de libertad. En cada fecha de muestreo se realizó análisis de la varianza de los datos de altura y diámetro basal con el factor parcela como aleatorio, y el tratamiento como fijo. Los datos de los individuos se seleccionaron aleatoriamente tomando el número mínimo de supervivientes en el tratamiento de mayor mortalidad con el objetivo de que el número de muestras fuera homogéneo. En el muestreo destructivo, el análisis de la varianza se realizó con un único factor (tratamiento) a 3 niveles. Los registros de biomasa de raíces de la vegetación natural en las sondas de los hoyos de plantación se analizaron mediante ANOVA con dos factores: tratamiento (control y lodo seco) y parcela (3 niveles). En caso necesario los datos fueron transformados para conseguir la homogeneidad de las varianzas, citándose en el texto los casos en los que, a pesar de las transformaciones, ésta no se consiguió.

## **RESULTADOS**

### **1.- Supervivencia**

La supervivencia registrada en las parcelas experimentales tras 29 meses de la plantación fueron superiores al 80 %, con independencia del tratamiento aplicado y en las dos especies (Figura 1). La utilización de lodo de depuradora (en forma líquida o seca) mostró una tendencia a mejorar la supervivencia de los plantones de carrasca en condiciones de campo.

La aplicación de lodo seco a los plantones de pino dio como resultado un ligero incremento de la tasa de supervivencia de los mismos hasta el último muestreo. No obstante, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas (Tabla 1). Se observó asociación entre el factor parcela y la mortalidad en todas las ocasiones salvo desde verano a invierno y primavera de 1997/98 en pinos y carrascas, respectivamente. La parcela situada en el paraje de Bolinches-Gener presentó los niveles más altos de supervivencia (alrededor del 95 % en ambas especies), mientras que las establecidas en Casa Gachas y Rincón de Cabello ofrecieron porcentajes ligeramente más bajos (81-87 %). En el muestreo de mayo de 1997 sólo se evaluó la diferencia de mortalidad entre los plantones control y los que recibieron lodo líquido ya que fue entonces cuando se aplicó el tratamiento de lodo seco. La aplicación de lodo líquido provocó una disminución de la mortalidad de implantación de los plantones de carrasca respecto a los control (99.3 vs 92.7 %;  $p=0.0016$ ). En el primer y en el último muestreo se apreció un efecto significativo de la interacción Parcela x Tratamiento en los plantones de pino indicando una respuesta diferente de los tratamientos según la parcela. Realizando el análisis en cada una de las parcelas observamos que la adición de lodo líquido mejoró la supervivencia de implantación en la réplica del Rincón de Cabello (la de supervivencia más baja) mientras que en la de Bolinches-Gener (la de mayor supervivencia) ésta disminuyó. En esta última parcela al final de la experiencia la mortalidad fue significativamente mayor con la enmienda de lodo seco respecto a los otros dos tratamientos, si bien esta mayor mortalidad se debió a la muerte de tan sólo dos individuos.

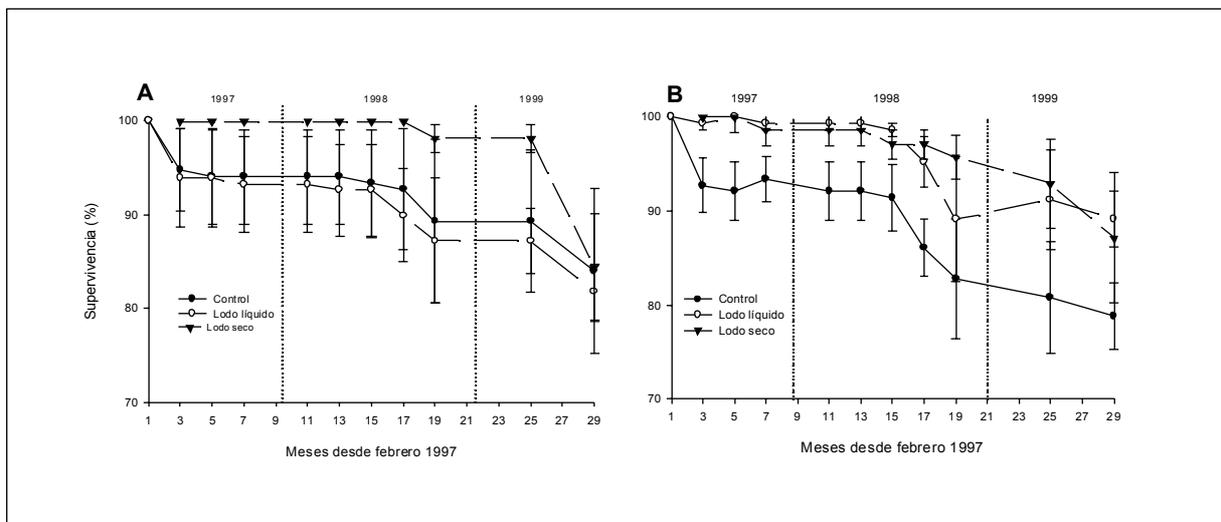


Figura 1. Evolución de la tasa de supervivencia de los plantones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) en función de los tratamientos aplicados. Las barras indican el error típico.

Atendiendo a las mortalidades entre muestreos (no acumuladas) se observó un efecto positivo de los lodos seco y líquido sobre la supervivencia de los plántones de carrasca en Julio 98 y Marzo 99 (marginalmente), respectivamente (Tabla 2). En el primer caso el dato comprende el periodo de crecimiento primaveral, y los plántones con lodo seco fueron los de mayores incrementos en altura de ese periodo, por lo que es posible que dicho tratamiento permitiera a estos individuos hacer frente a los requerimientos de ambas funciones. La asociación significativa obtenida entre el factor parcela y la mortalidad en varios muestreos de los años 98 y 99 en las dos especies se debió, en todos los casos, a una menor supervivencia de los plántones introducidos en la parcela del Rincón de Cabello (de menor profundidad de suelo). En el último muestreo obtuvimos en los pinos una asociación significativa entre los 3 factores debida a que en la parcela de Bolinches-Gener los individuos enmendados con lodo seco tuvieron mayor mortalidad que en los otros tratamientos, y en las demás parcelas todos los tratamientos ofrecieron un comportamiento parecido.

Tabla 1. Resultado del análisis log-lineal de los datos de mortalidad acumulada de los plántones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en los distintos muestreos realizados. P=parcela; T=tratamiento; M=mortalidad. En Mayo 97 exclusivamente se compararon los tratamientos control y lodo líquido.

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	P x M	T x M	P x T x M	P x M	T x M	P x T x M
Mayo 97	G=14.516 p=0.0007	G=0.090 p=0.7639	G=11.152 p=0.0038	G=4.689 p=0.0959	G=10.000 p=0.0016	G=1.612 p=0.4467
Julio 97	G=2.406 p=0.3003	G=1.965 p=0.3744	G=0.000 p=1.000	G=1.662 p=0.4357	G=2.381 p=0.3041	G=1.895 p=0.7552
Septiembre 97	G=4.504 p=0.1052	G=0.875 p=0.6457	G=0.000 p=1.0000	G=2.085 p=0.3525	G=3.235 p=0.1984	G=0.000 p=1.0000
Enero 98	G=4.504 p=0.1052	G=0.875 p=0.6457	G=0.000 p=1.0000	G=1.662 p=0.4357	G=2.381 p=0.3041	G=1.895 p=0.7552
Marzo 98	G=6.630 p=0.0363	G=1.535 p=0.4642	G=0.000 p=1.0000	G=1.662 p=0.4357	G=2.381 p=0.3041	G=1.895 p=0.7552
Mayo 98	G=9.069 p=0.0107	G=1.768 p=0.4132	G=0.000 p=1.0000	G=1.479 p=0.4773	G=1.475 p=0.4783	G=3.172 p=0.5295
Julio 98	G=18.091 p=0.0001	G=3.877 p=0.1439	G=0.000 p=1.0000	G=6.006 p=0.0496	G=2.555 p=0.2787	G=3.321 p=0.5056
Septiembre 98	G=36.127 p=0.0000	G=3.654 p=0.1609	G=1.330 p=0.8563	G=22.122 p=0.0000	G=3.718 p=0.1558	G=1.727 p=0.7857
Marzo 99	G=34.816 p=0.0000	G=3.619 p=0.1637	G=1.319 p=0.8581	G=24.498 p=0.0000	G=3.157 p=0.2063	G=2.846 p=0.5839
Julio 99	G=21.549 p=0.0000	G=0.465 p=0.7926	G=25.481 p=0.0000	G=5.436 p=0.0660	G=2.962 p=0.2274	G=1.272 p=0.8661

Tabla 2. Resultado del análisis log-lineal de los datos de mortalidad no acumulada de los plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en los distintos muestreos realizados. P=parcela; T=tratamiento; M=mortalidad. En Julio 97 exclusivamente se compararon los tratamientos control y lodo líquido.

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	P x M	T x M	P x T x M	P x M	T x M	P x T x M
Julio 97	G=2.406 p=0.3003	G=1.534 p=0.2156	G=0.000 p=1.0000	G=2.241 p=0.3262	G=1.419 p=0.2336	G=0.000 p=1.0000
Septiembre 97	G=2.099 p=0.3502	G=1.683 p=0.04311	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
Enero 98	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=2.241 p=0.3262	G=1.811 p=0.4044	G=0.000 p=1.0000
Marzo 98	G=2.126 p=0.3455	G=1.707 p=0.4260	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 p=1.0000
Mayo 98	G=2.439 p=0.2954	G=1.959 p=0.3756	G=0.000 p=1.0000	G=6.529 p=0.0382	G=0.260 p=0.8780	G=0.000 p=1.0000
Julio 98	G=9.022 p=0.0110	G=2.650 p=0.2658	G=0.000 p=1.0000	G=5.413 p=0.0668	G=6.948 p=0.0310	G=2.104 p=0.7166
Septiembre 98	G=19.166 p=0.0001	G=1.190 p=0.5515	G=1.212 p=0.8761	G=20.652 p=0.0000	G=3.646 p=0.1615	G=1.515 p=0.8239
Marzo 99	G=0.000 p=1.0000	G=0.000 P=1.0000	G=0.000 p=1.0000	G=6.325 p=0.0423	G=5.430 p=0.0662	G=0.627 p=0.9600
Julio 99	G=0.393 p=0.8216	G=1.299 P=0.5222	G=10.425 p=0.0338	G=2.657 p=0.2648	G=1.528 p=0.4658	G=0.783 p=0.9408

## 2.- Altura

Al término de la experiencia (Julio 1999) la altura de los plantones osciló entre 30 y 34 cm en los pinos y alrededor de los 20 cm en las carrascas. El crecimiento se produjo en primavera (entre los meses de marzo y julio). La aplicación de lodos de depuradora supuso un incremento de la altura total de los individuos de *Pinus halepensis* (lodo líquido) y de *Quercus ilex* (lodo seco) de alrededor del 10 % respecto a los plantones no enmendados (Figura 2).

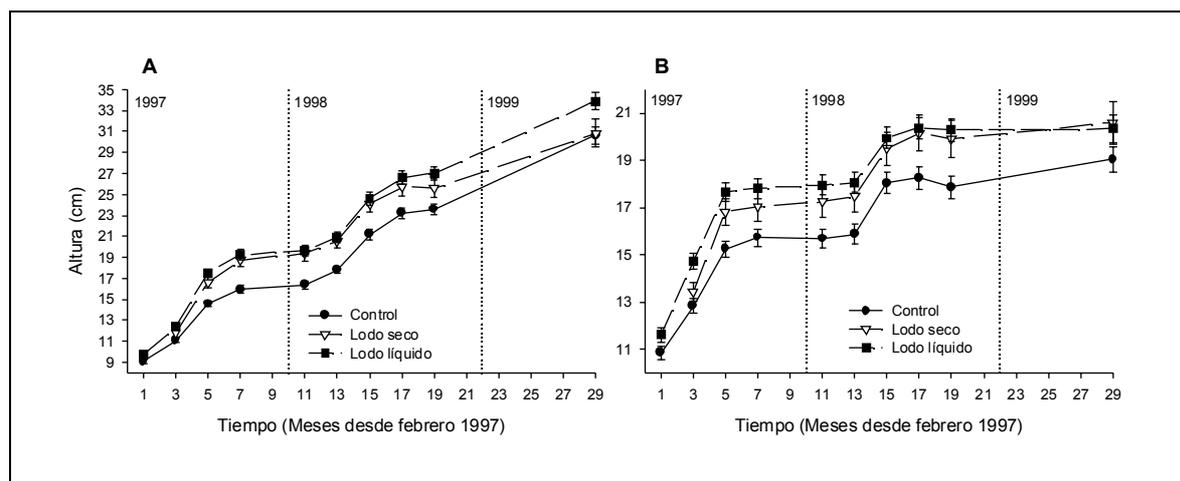


Figura 2. Evolución de la altura total (media y error típico) de los plantones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) con y sin la aplicación de ambos tipos de lodo desde el momento de la plantación hasta julio de 1999. Nótese el cambio de escala entre gráficas.

El análisis de medidas repetidas en el tiempo reflejó la existencia de un efecto significativo del tratamiento sobre la altura total de los plantones de *Pinus halepensis* (Tabla 3). La interacción significativa Tiempo x Tratamiento indica que, aunque en todos los casos la altura incrementó con el tiempo, los pinos fertilizados crecieron proporcionalmente más que los controles. También se observó un efecto significativo del factor parcela, siendo la réplica de Casa Gachas la que presentó mayores alturas y Rincón de Cabello la de menores. Sin embargo las diferencias observadas en la altura total de los individuos de carrasca en función del tratamiento aplicado no fueron estadísticamente significativas (Tabla 4). Sólo encontramos un nivel de significación elevado en la interacción Tiempo x Parcela, indicando un mayor crecimiento proporcional en unas parcelas respecto a otras (Tabla 4; probabilidad ajustada mediante el épsilon de Greenhouse-Geisser).

Tabla 3. Resultado del análisis de la varianza para medidas repetidas en el tiempo para evaluar el efecto de la adición de lodos y la parcela sobre la altura de los plantones de pino carrasco.

Inter-sujetos	gl	CM	F	p
Tratamiento	2	189.073	10.275	0.000
Parcela	2	145.768	7.921	0.001
Tratamiento*Parcela	4	28.873	1.569	0.192

Intra-sujetos	gl	CM	F	p	G-G <sup>1</sup>
Tiempo	9	3522.698	351.605	0.000	0.000
Tiempo*Tratamiento	18	44.502	4.442	0.000	0.005
Tiempo*Parcela	18	30.595	3.054	0.000	0.029
Tiempo*Tratamiento*Parcela	36	9.383	0.937	0.577	0.475

<sup>1</sup>: Greenhouse-Geisser  $\epsilon = 0.174$

Tabla 4. Resultado del análisis de la varianza para medidas repetidas en el tiempo para evaluar el efecto de la adición de lodos y la parcela sobre la altura de los plántones de carrasca.

Inter-sujetos	gl	CM	F	p	
Tratamiento	2	29.266	1.414	0.246	
Parcela	2	0.389	0.019	0.981	
Tratamiento*Parcela	4	25.825	1.248	0.293	
-----G-G <sup>1</sup> -----					
Intra-sujetos	gl	CM	F	p	p
Tiempo	9	1463.179	306.685	0.000	0.000
Tiempo*Tratamiento	18	8.311	1.742	0.027	0.132
Tiempo*Parcela	18	22.960	4.812	0.000	0.001
Tiempo*Tratamiento*Parcela	36	9.125	1.913	0.001	0.049

<sup>1</sup>: Greenhouse-Geisser  $\epsilon = 0.249$

Los individuos de pino carrasco incrementaron su altura total con la aplicación de lodo líquido. Tres meses después de la plantación (Mayo de 1997) ya se apreció estadísticamente el efecto que dicha enmienda tuvo sobre la altura (Tabla 5). Los individuos fertilizados de esta manera mostraron alturas significativamente superiores a los no fertilizados hasta septiembre de 1998 (19 meses en el monte). Al final de la experiencia, su altura era casi un 15 % superior a la de los plántones control, si bien las diferencias sólo fueron marginalmente significativas (Tabla 6). La mayor diferencia en la altura total entre plántones enmendados con lodo líquido y los controles se obtuvo en invierno de 1997/98, cuando los individuos fertilizados mostraron una altura un 26 % mayor que los controles. La adición de lodo seco tuvo un efecto positivo sobre la altura total de los plántones de pino carrasco a partir de finales del primer verano (septiembre de 1997; Tabla 5) alcanzando los individuos el mismo tamaño que los fertilizados con lodo líquido a partir de esa fecha. Conviene recordar que este tratamiento se aplicó a finales de Mayo de 1997. La adición de lodo seco dejó de tener efectos significativos sobre la altura a los 19 meses de la plantación (septiembre de 1998; Tabla 6). En todos los periodos de muestreo se puso de manifiesto un efecto muy significativo del factor parcela (Tabla 6).

Tabla 5. Altura media (cm) y error típico (entre paréntesis) de los plantones de pino carrasco en los distintos muestreos realizados. Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

	Mar97	May97 (n=33)	Jul97 (n=33)	Sep97 (n=33)	Ene98 (n=33)	Mar98 (n=33)	May98 (n=33)	Jul98 (n=33)	Sep98 (n=33)	Jul99 (n=27)
Control	9.1 (0.2)	11.3a (0.4)	14.9a (0.5)	16.3a (0.6)	16.4a (0.7)	17.8a (0.6)	21.2a (0.8)	23.2a (1.0)	23.3a (1.0)	31.0 (1.8)
L. Líquido	9.7 (0.2)	13.3b (0.4)	18.4b (0.7)	20.3b (0.8)	20.7b (0.8)	21.8b (0.9)	25.8b (1.0)	27.5b (1.1)	27.7b (1.2)	35.6 (2.0)
L. Seco	9.7 (0.3)	11.5a (0.5)	16.4a (0.7)	18.6b (0.9)	19.3b (0.9)	20.7b (0.9)	24.4b (1.0)	26.2b (1.0)	25.9ab (1.0)	31.7 (1.9)

Tabla 6. Resultado del análisis de la varianza realizado en cada fecha de muestreo para evaluar el efecto de los tratamientos y la parcela de plantación sobre la altura total de los plantones de pino carrasco.

	Altura Mar 97	Altura May 97	Altura Jul 97	Altura Sep 97	Altura Ene 98	Altura Mar 98	Altura May 98	Altura Jul 98	Altura Sep 98	Altura Jul 99
Tratamiento	F=4.64 Sig=0.091	F=39.60 Sig=0.002	F=31.92 Sig=0.003	F=10.73 Sig=0.025	F=23.37 Sig=0.006	F=18.83 Sig=0.009	F=39.32 Sig=0.002	F=14.92 Sig=0.014	F=14.49 Sig=0.015	F=6.67 Sig=0.053
Parcela	F=22.80 Sig=0.007	F=81.16 Sig=0.001	F=67.68 Sig=0.001	F=26.55 Sig=0.005	F=46.12 Sig=0.002	F=36.43 Sig=0.003	F=75.62 Sig=0.001	F=37.93 Sig=0.003	F=37.19 Sig=0.003	F=23.57 Sig=0.006
Tratamiento x Parcela	F=1.13 Sig=0.343	F=0.23 Sig=0.923	F=0.32 Sig=0.861	F=0.82 Sig=0.517	F=0.45 Sig=0.775	F=0.43 Sig=0.787	F=0.19 Sig=0.942	F=0.36 Sig=0.836	F=0.36 Sig=0.836	F=0.29 Sig=0.885

El lodo líquido provocó un incremento significativo de la altura de los plantones de carrasca desde la primera primavera (Mayo de 1997) y dicho efecto se mantuvo hasta finales de verano de 1998, si bien no fue consistentemente significativo en todos los muestreos. La aplicación del lodo seco presentó una tendencia a incrementar el tamaño de los plantones de carrasca respecto a los plantones control (Tabla 7), llegando a ser significativa en el verano de 1998 (Tabla 8). En el último muestreo (Julio de 1999) los individuos enmendados con lodo seco eran los que presentaban la mayor altura (más de un 12 % más de tamaño que los controles). Al igual que en los pinos, la mayor diferencia de tamaño entre los plantones enmendados y los controles se produjo durante el invierno de 1997/98 (18 % mayor altura en los fertilizados con lodo líquido). El factor parcela sólo fue significativo en los dos primeros muestreos (Tabla 8).

Tabla 7. Altura media (cm) y error típico (entre paréntesis) de los plantones de carrasca en los distintos muestreos realizados. Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

	Mar97	May97 (n=60)	Jul97 (n=60)	Sep97 (n=60)	Ene98 (n=60)	Mar98 (n=60)	May98 (n=60)	Jul98 (n=60)	Sep98 (n=60)	Jul99 (n=59)
Control	11.1 (0.3)	12.5a (0.5)	14.9 (0.5)	15.3 (0.6)	15.1 (0.6)	15.3 (0.6)	17.6 (0.7)	17.8 (0.7)	17.5a (0.7)	18.2 (0.7)
L. Líquido	11.6 (0.3)	14.6b (0.5)	17.6 (0.6)	17.9 (0.7)	17.9 (0.7)	18.0 (0.7)	19.7 (0.7)	20.3 (0.7)	20.0b (0.7)	19.9 (0.8)
L. Seco	10.8 (0.3)	13.4ab (0.4)	16.5 (0.6)	17.0 (0.7)	17.2 (0.7)	17.5 (0.7)	19.5 (0.8)	20.2 (0.8)	19.9b (0.8)	20.5 (0.9)

Tabla 8. Resultado del análisis de la varianza realizado en cada fecha de muestreo para evaluar el efecto de los tratamientos y la parcela de plantación sobre la altura total de los plántones de carrasca.

	Altura Mar 97	Altura May 97	Altura Jul 97	Altura Sep 97	Altura Ene 98	Altura Mar 98	Altura May 98	Altura Jul 98	Altura Sep 98	Altura Jul 99
Tratamiento	F=3.47 Sig=0.134	F=20.44 Sig=0.008	F=4.51 Sig=0.094	F=3.02 Sig=0.158	F=3.82 Sig=0.118	F=3.16 Sig=0.150	F=4.84 Sig=0.086	F=6.32 Sig=0.058	F=6.99 Sig=0.050	F=2.41 Sig=0.206
Parcela	F=11.38 Sig=0.022	F=26.20 Sig=0.005	F=1.83 Sig=0.273	F=1.15 Sig=0.404	F=1.59 Sig=0.310	F=0.79 Sig=0.513	F=0.95 Sig=0.458	F=1.27 Sig=0.374	F=0.64 Sig=0.574	F=2.32 Sig=0.214
Tratamiento x Parcela	F=0.64 Sig=0.634	F=0.26 Sig=0.905	F=1.11 Sig=0.354	F=1.42 Sig=0.231	F=1.19 Sig=0.315	F=1.36 Sig=0.251	F=0.54 Sig=0.703	F=0.56 Sig=0.690	F=0.51 Sig=0.728	F=0.65 Sig=0.630

La Tasa de Crecimiento Relativo (TCR) nos permite valorar el crecimiento de las especies independientemente del tamaño de los individuos al comienzo del periodo considerado. Los mayores valores de TCR se obtuvieron, como era de esperar, durante los periodos primaverales, principalmente en el primer año tras la plantación (Figura 3A). La TCR en altura de los pinos en la primera primavera-verano tras la plantación osciló entre 0.09 de los controles y 0.11 de los enmendados con lodo líquido (un 20 % mayor que los no enmendados). Sin embargo, en el último periodo considerado (Septiembre 98 – Julio 99) la TCR de los plántones control pasó a ser un 9 y un 35 % superior que en los que recibieron lodo líquido y seco respectivamente. Por ésto, al evaluar la TCR para toda la experiencia los resultados fueron muy similares en los tres tratamientos. En el último periodo de crecimiento y en el que incluye toda la experiencia se mostró significativo el factor parcela presentando una mayor TCR la réplica de Bolinches-Gener y la que menor Casa Gachas (Tabla 9).

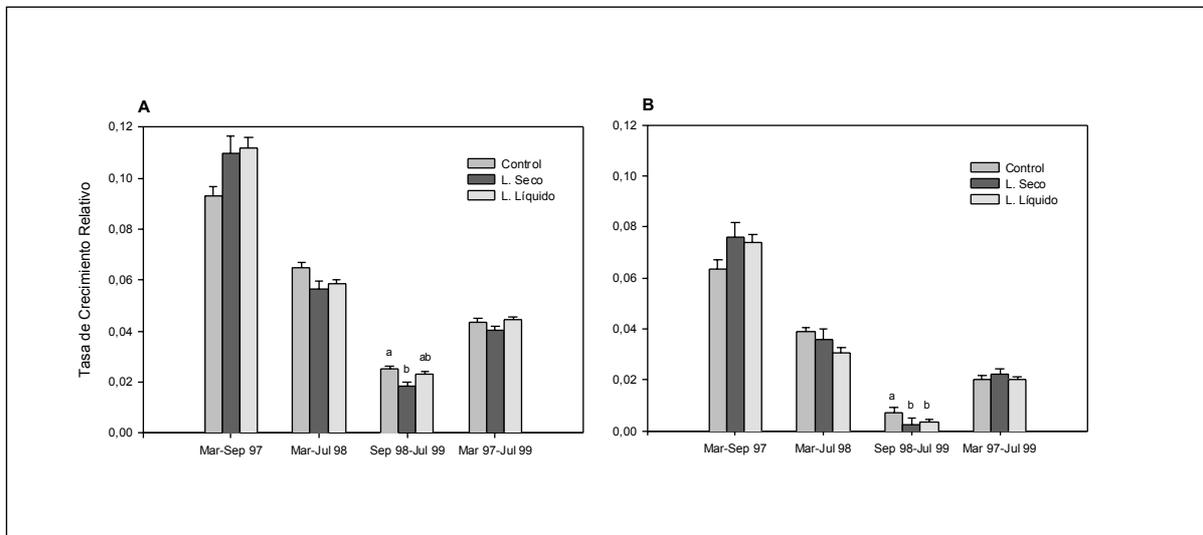


Figura 3. Tasa de Crecimiento Relativo mensual en altura total (media y error típico) en diferentes periodos de plántones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) en función de los tratamientos aplicados. Letras diferentes indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ).

Tabla 9. Resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de la adición de lodos y la parcela de plantación sobre la tasa de crecimiento relativo (TCR) en altura total de plántones de *Pinus halepensis* en diferentes fases de crecimiento en el campo.

	TCR Mar-Sep 97	TCR Mar-Jul 98	TCR Sep 98-Jul 99	TCR Mar 97-Jul 99
Tratamiento	F=0.318 Sig=0.744	F=342 Sig=0.729	F=4.659 Sig=0.090	F=0.862 Sig=0.489
Parcela	F=3.206 Sig=0.148	F=3.283 Sig=0.143	F=17.038 Sig=0.011	F=13.982 Sig=0.016
Tratamiento x Parcela	F=0.662 Sig=0.620	F=1.716 Sig=0.153	F=0.639 Sig=0.636	F=0.497 Sig=0.738

Tabla 10. Resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de la adición de lodos y la parcela de plantación sobre la tasa de crecimiento relativo (TCR) en altura total de plántones de *Quercus ilex* en diferentes fases de crecimiento en el campo.

	TCR Mar-Sep 97	TCR Mar-Jul 98	TCR Sep 98-Jul 99	TCR Mar 97-Jul 99
Tratamiento	F=2.426 Sig=0.204	F=1.471 Sig=0.332	F=18.999 Sig=0.009	F=0.542 Sig=0.619
Parcela	F=15.146 Sig=0.014	F=0.554 Sig=0.613	F=39.627 Sig=0.002	F=19.217 Sig=0.009
Tratamiento x Parcela	F=0.268 Sig=0.898	F=2.772 Sig=0.029	F=0.207 Sig=0.934	F=0.570 Sig=0.685

Los plántones de carrasca mostraron una respuesta a los tratamientos muy parecida a la de los pinos desde el punto de vista de la TCR. No obstante, la magnitud de esta diferencia fue muy inferior, y las diferencias en el periodo Septiembre 98 – Julio 99, altamente significativas (Figura 3B y Tabla 10). La aplicación de lodo líquido y seco supuso en este periodo una reducción de la TCR en altura total de las carrascas de un 53 y un 66 % respecto a los controles, respectivamente. De cualquier modo, la TCR de este periodo fue extremadamente baja en todos los casos, no superando 0.008 (cm mes<sup>-1</sup>). También el factor parcela fue significativo en todos los periodos salvo entre Marzo y Julio de 1998, presentando mayores y menores TCR los individuos plantados en Bolinches-Gener y Rincón de Cabello, respectivamente.

### 3.- Diámetro Basal

El diámetro basal de los plántones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* se vió positivamente afectado por la aplicación de enmiendas orgánicas (Figura 4), si bien el análisis de la varianza

de medidas repetidas en el tiempo sólo mostró efectos significativos en el caso de los pinos (Tablas 11 y 12). Asimismo se observó un crecimiento diferencial de los plantones de ambas especies en función de la parcela de plantación. La interacción Tiempo x Tratamiento x Parcela mostró una significación marginal en carrascas ( $p < 0.1$ ), indicando efectos diferentes de los tratamientos en las distintas parcelas y fechas de muestreo, si bien en ninguna de las parcelas el factor Tratamiento fue significativo (análisis no mostrado).

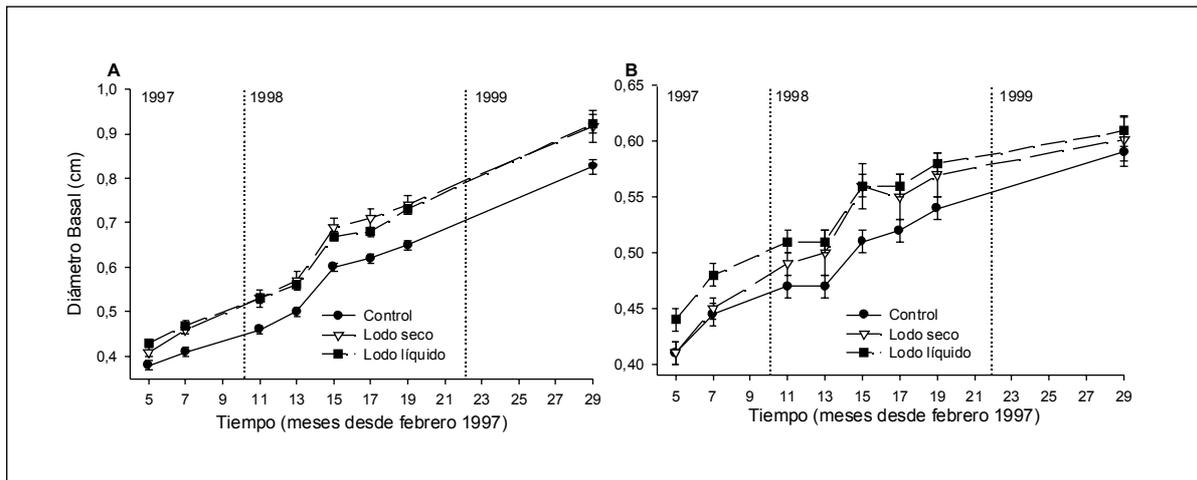


Figura 4. Evolución del diámetro basal total (media y error típico) de los plantones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B), con y sin la aplicación de ambos tipos de lodo, desde Julio de 1997 hasta Julio de 1999. Nótese el cambio de escala entre gráficas.

Tabla 11. Resultado del análisis de la varianza para medidas repetidas en el tiempo para evaluar el efecto de la adición de lodos y la parcela sobre el diámetro basal total de los plantones de pino carrasco. Análisis realizado sobre datos transformados logarítmicamente.

Inter-sujetos	gl	MC	F	p
Tratamiento	2	4.428E-02	9.289	0.000
Parcela	2	9.085E-02	19.057	0.000
Tratamiento*Parcela	4	1.217E-02	2.552	0.046

Intra-sujetos	gl	MC	F	p	G-G <sup>1</sup>
Tiempo	7	1.011	712.246	0.000	0.000
Tiempo*Tratamiento	14	2.938E-03	2.071	0.012	0.063
Tiempo*Parcela	14	1.613E-03	11.371	0.000	0.000
Tiempo*Tratamiento*Parcela	28	1.564E-03	1.103	0.329	0.361

<sup>1</sup>: Greenhouse-Geisser  $\epsilon = 0.296$

Tabla 12. Resultado del análisis de la varianza para medidas repetidas en el tiempo para evaluar el efecto de la adición de lodos y la parcela sobre el diámetro basal total de los plantones de carrasca. Análisis realizado sobre datos transformados logarítmicamente.

Inter-sujetos	gl	MC	F	p
Tratamiento	2	1.805E-03	0.223	0.800
Parcela	2	1.912E-02	2.364	0.097
Tratamiento*Parcela	4	1.179E-02	1.457	0.218

---

Intra-sujetos	gl	MC	F	p	$\bar{G}-\bar{G}^1$
Tiempo	7	0.477	288.801	0.000	0.000
Tiempo*Tratamiento	14	2.541E-03	1.540	0.090	0.139
Tiempo*Parcela	14	9.392E-02	5.692	0.000	0.000
Tiempo*Tratamiento*Parcela	28	2.524E-03	1.529	0.039	0.083

<sup>1</sup>: Greenhouse-Geisser  $\epsilon = 0.578$

En Julio de 1997, los individuos de pino carrasco que recibieron cualquiera de las enmiendas orgánicas presentaron mayores diámetros que los plantones control (Tablas 13 y 14). Estas diferencias se siguieron observando en todos los muestreos posteriores hasta el final de la experiencia. En el último muestreo, los pinos que recibieron lodo seco presentaban un diámetro basal total hasta un 20 % mayor, aunque la diferencia no fue significativa. En enero de 1998 fue cuando más contraste existió en el diámetro de los plantones que recibieron lodo líquido y los controles (27 %). Al igual que se observó en los análisis de las alturas totales, el factor parcela fue significativo en todos los muestreos realizados (Tabla 14).

Tabla 13. Diámetro basal medio (cm) y error típico (entre paréntesis) de los plantones de pino carrasco en los distintos muestreos realizados. Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

	Jul97 (n=33)	Sep97 (n=33)	Ene98 (n=33)	Mar98 (n=33)	May98 (n=33)	Jul98 (n=33)	Sep98 (n=33)	Jul99 (n=27)
Control	0.37a (0.01)	0.40a (0.01)	0.44a (0.01)	0.47 (0.01)	0.58a (0.01)	0.60a (0.02)	0.61a (0.02)	0.80 (0.03)
L. Líquido	0.44b (0.01)	0.48b (0.01)	0.56b (0.02)	0.58 (0.02)	0.69b (0.02)	0.69b (0.02)	0.74b (0.02)	0.93 (0.04)
L. Seco	0.41b (0.01)	0.46b (0.02)	0.53b (0.02)	0.56 (0.02)	0.70b (0.03)	0.71b (0.03)	0.74b (0.03)	0.96 (0.04)

Tabla 14. Resultado del análisis de la varianza realizado en cada fecha de muestreo para evaluar el efecto de los tratamientos y la parcela de plantación sobre la altura total de los plántones de pino carrasco.

	Diám Jul 97	Diám Sep 97	Diám Ene 98	Diám Mar 98	Diám May 98	Diám Jul 98	Diám Sep 98	Diám Jul 99
Tratamiento	F=12.80 Sig=0.018	F=9.58 Sig=0.030	F=17.02 Sig=0.011	F=5.69 Sig=0.068	F=8.72 Sig=0.035	F=12.23 Sig=0.020	F=13.91 Sig=0.016	F=4.13 Sig=0.106
Parcela	F=30.87 Sig=0.004	F=13.05 Sig=0.018	F=10.25 Sig=0.027	F=9.53 Sig=0.030	F=10.07 Sig=0.027	F=24.06 Sig=0.006	F=20.09 Sig=0.008	F=8.54 Sig=0.036
Tratamiento x Parcela	F=0.95 Sig=0.441	F=1.30 Sig=0.277	F=1.01 Sig=0.407	F=1.46 Sig=0.221	F=1.36 Sig=0.253	F=0.77 Sig=0.548	F=0.88 Sig=0.482	F=1.43 Sig=0.234

En el primer muestreo se observó una tendencia positiva sobre el diámetro basal de los plántones de carrasca enmendados con lodo líquido (5 meses después de la aplicación). Las diferencias en diámetro basal establecidas hasta la segunda primavera tendieron a desaparecer posteriormente debido a un mayor crecimiento de los plántones control respecto a los fertilizados. Únicamente en enero de 1998 (11 meses tras la plantación) los diámetros absolutos de los plántones con lodo líquido fueron significativamente mayores que los no enmendados (Tablas 15 y 16). Sin embargo, fue en la primavera de 1998 cuando las diferencias en diámetro basal total entre los plántones control y los que recibieron lodo seco fueron mayores (12 %), atenuándose a partir de entonces hasta presentar los mismos valores al final de la experiencia. No se observaron diferencias en el diámetro basal de los plántones entre las distintas parcelas salvo en el muestreo de enero de 1998 (Tabla 16), presentando mayores diámetros los plántones introducidos en la parcela del Rincón de Cabello.

Tabla 15. Diámetro basal medio (cm) y error típico (entre paréntesis) de los plántones de carrasca en los distintos muestreos realizados. Letras distintas en la misma columna indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

	Jul97 (n=60)	Sep97 (n=60)	Ene98 (n=60)	Mar98 (n=60)	May98 (n=60)	Jul98 (n=60)	Sep98 (n=60)	Jul99 (n=59)
Control	0.40 (0.01)	0.43 (0.01)	0.46a (0.01)	0.46 (0.01)	0.50 (0.01)	0.51 (0.01)	0.54 (0.01)	0.60 (0.02)
L. Líquido	0.44 (0.01)	0.47 (0.01)	0.50b (0.02)	0.50 (0.02)	0.54 (0.02)	0.56 (0.02)	0.58 (0.02)	0.61 (0.02)
L. Seco	0.41 (0.01)	0.45 (0.01)	0.49ab (0.01)	0.50 (0.02)	0.56 (0.02)	0.56 (0.02)	0.57 (0.02)	0.60 (0.02)

Tabla 16. Resultado del análisis de la varianza realizado en cada fecha de muestreo para evaluar el efecto de los tratamientos y la parcela de plantación sobre el diámetro basal total de los plantones de carrasca.

	Diám Jul 97	Diám Sep 97	Diám Ene 98	Diám Mar 98	Diám May 98	Diám Jul 98	Diám Sep 98	Diám Jul 99
Tratamiento	F=1.50 Sig=0.327	F=1.76 Sig=0.283	F=2.10 Sig=0.237	F=2.47 Sig=0.200	F=1.67 Sig=0.297	F=0.96 Sig=0.457	F=0.88 Sig=0.483	F=0.00 Sig=0.998
Parcela	F=2.64 Sig=0.186	F=5.05 Sig=0.080	F=14.50 Sig=0.015	F=4.54 Sig=0.093	F=6.09 Sig=0.061	F=2.20 Sig=0.227	F=0.96 Sig=0.457	F=0.13 Sig=0.881
Tratamiento x Parcela	F=1.72 Sig=0.147	F=1.13 Sig=0.344	F=1.38 Sig=0.241	F=1.30 Sig=0.272	F=1.94 Sig=0.106	F=3.02 Sig=0.019	F=3.07 Sig=0.018	F=1.95 Sig=0.104

La TCR en diámetro basal de los pinos incrementó con la adición de lodo seco en las primeras fases tras la aplicación. En el periodo Julio – Septiembre de 1997 dicha tasa fue un 46 % superior a la que presentaron los plantones control (0.058 vs 0.040) y casi un 30 % mayor que la de los enmendados con lodo líquido (0.045) (Figura 5A). Los valores variaron mucho entre individuos por lo que dichas diferencias no resultaron estadísticamente significativas (Tabla 17). En periodos posteriores los valores de las TCR se igualaron sin apreciarse diferencias en el periodo completo de la experiencia (valores alrededor de 0.032). El efecto principal de la enmienda con lodo líquido pudo haberse producido durante la primavera (datos no disponibles) ya que el diámetro basal en Julio de 1997 ya era significativamente mayor que el de los plantones control (Tablas 13 y 14). La significación de la interacción Parcela x Tratamiento en el periodo Julio 97 - Julio 99 se debe a que en la parcela de Bolinches-Gener la mayor TCR la presentaron los plantones control mientras que en Rincón de Cabello y Casa Gachas dicho tratamiento presentó las tasa más bajas (datos no mostrados).

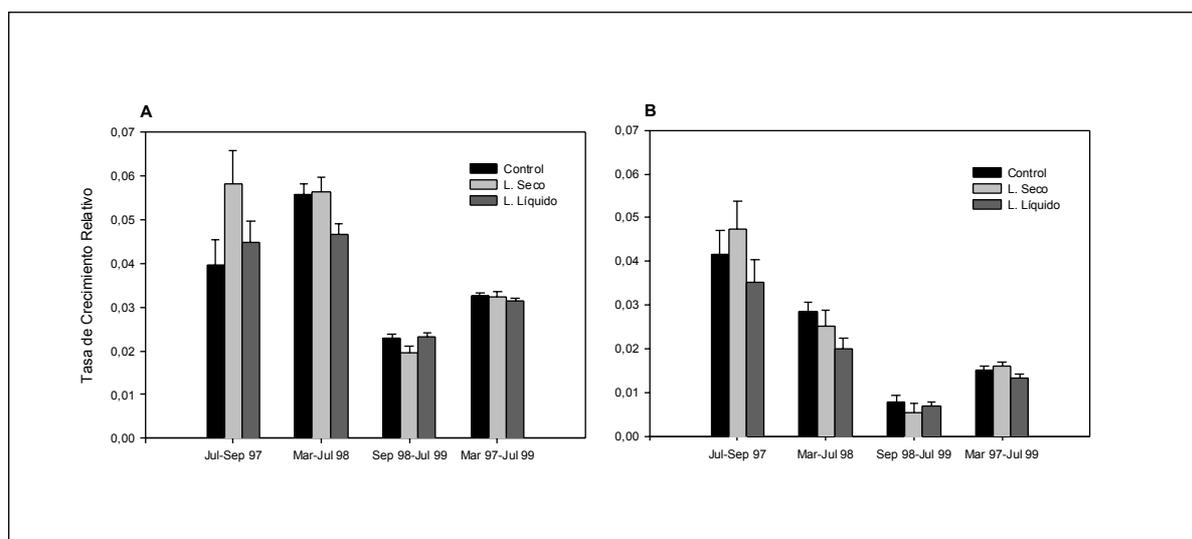


Figura 5. Tasa de Crecimiento Relativo mensual (media y error típico) en diámetro basal de plantones de *Pinus halepensis* (A) y *Quercus ilex* (B) en función de los tratamientos aplicados y de los periodos de muestreo.

Tabla 17. Resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de la adición de lodos y la parcela de plantación sobre la tasa de crecimiento relativo (TCR) en diámetro basal de plántones de *Pinus halepensis* en diferentes fases de crecimiento en el campo.

	TCR Jul-Sep 97	TCR Mar-Jul 98	TCR Sep 98-Jul 99	TCR Jul 97-Jul 99
Tratamiento	F=0.238 Sig=0.799	F=1.941 Sig=0.258	F=1.470 Sig=0.332	F=0.521 Sig=0.630
Parcela	F=5.355 Sig=0.074	F=2.392 Sig=0.207	F=0.614 Sig=0.585	F=4.708 Sig=0.089
Tratamiento x Parcela	F=1.389 Sig=0.244	F=1.464 Sig=0.220	F=1.300 Sig=0.278	F=3.050 Sig=0.022

El crecimiento relativo en diámetro de las carrascas fue inferior al de los pinos aunque la diferencia no fue tan acusada como la relativa a la altura (Figuras 4B y 5B) indicando diferencias en los patrones de crecimiento entre ambas especies. Las carrascas enmendadas con lodo seco también presentaron las mayores TCR en diámetro durante el verano de 1997 (0.047) aunque las diferencias con los otros tratamientos fueron menos acusadas que en los pinos (13 y 34 % de incremento respecto a los control y con lodo líquido respectivamente). La patente disminución de las TCR en los plántones enmendados (con lodo seco y líquido) respecto a los control en los periodos posteriores se manifestó en un diámetro basal absoluto prácticamente igual en el último muestreo realizado (Tabla 15). Esta inferior TCR fue significativa en el periodo Septiembre 1998 – Julio 1999 (Tabla 18). Entre Julio y Septiembre de 1997 el factor parcela ofreció diferencias significativas, separando la parcela de Casa Gachas (de menor TCR) de las otras dos parcelas.

Tabla 18. Resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de la adición de lodos y la parcela de plantación sobre la tasa de crecimiento relativo (TCR) en diámetro basal de plántones de *Quercus ilex* en diferentes fases de crecimiento en el campo.

	TCR Jul-Sep 97	TCR Mar-Jul 98	TCR Sep 98-Jul 99	TCR Jul 97-Jul 99
Tratamiento	F=3.870 Sig=0.116	F=0.580 Sig=0.601	F=7.492 Sig=0.044	F=1.410 Sig=0.344
Parcela	F=27.785 Sig=0.004	F=0.628 Sig=0.579	F=6.852 Sig=0.051	F=4.620 Sig=0.091
Tratamiento x Parcela	F=0.043 Sig=0.996	F=2.936 Sig=0.022	F=0.283 Sig=0.889	F=1.121 Sig=0.348

#### 4.- Morfología foliar

##### 4.1 Abril 1998

En abril de 1998, 14 y 11 meses después de la aplicación del lodo líquido y seco respectivamente, los plantones fertilizados mostraron un incremento en el tamaño de hoja respecto a los controles. Los pinos enmendados con lodo líquido presentaron un peso medio de acícula superior en un 28 % al de los controles, siendo estas diferencias significativas (Tablas 19 y 20). El lodo seco fue el tratamiento que mayor incremento tuvo sobre el peso foliar medio en los plantones de carrasca (13 % superiores a los controles) presentando una significación marginal. El peso específico foliar de ambas especies no se vió modificado por las enmiendas, mientras que los individuos enmendados con lodo seco mostraron un mayor contenido de humedad foliar que los controles (incremento del 18 % en carrasca) posiblemente debido al efecto de mulch de esta enmienda que pudo provocar un aumento de la cantidad de agua disponible en el hoyo de plantación.

Tabla 19. Peso medio de hoja (MLW), peso específico foliar (SLW) y contenido de humedad de las hojas nacidas en el anterior periodo de crecimiento de los plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en función de los tratamientos aplicados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
	Control	Lodo Líquido	Lodo Seco	Control	Lodo Líquido	Lodo Seco
MLW (mg)	3.2a (0.1)	4.1b (0.2)	3.7ab (0.3)	56.1 (3.0)	56.4 (3.7)	63.5 (4.1)
SLW (mg cm <sup>-2</sup> )	12.3 (0.5)	13.1 (0.4)	12.6 (0.5)	21.0 (0.0)	20.6 (0.3)	20.7 (0.3)
Humedad (%)	47.1a (0.6)	48.6ab (0.4)	49.1b (0.7)	27.8a (1.5)	29.9ab (0.9)	33.0b (0.8)

Se encontraron diferencias significativas entre parcelas en las dos especies y en todas las variables, salvo en el contenido de humedad de carrasca. En la parcela de Rincón de Cabello fue donde los pinos presentaron los valores menores de peso medio de acículas y de peso específico foliar, y mayores valores las carrascas. El porcentaje de humedad de ambas especies en esta zona fue mayor que en las otras dos. No se observó interacción entre los factores tratamiento y parcela en ningún caso.

Tabla 20. Resultado del análisis de la varianza del peso foliar medio (MLW), peso específico foliar (SLW) y contenido de humedad de las dos especies del factor tratamiento y parcela de plantación.

	Pinus halepensis			Quercus ilex		
	MLW	SLW	% humedad	MLW	SLW	% humedad
Tratamiento	F=5.891 Sig=0.064	F=2.023 Sig=0.247	F=9.397 Sig=0.031	F=4.954 Sig=0.083	F=0.475 Sig=0.653	F=6.092 Sig=0.061
Parcela	F=12.041 Sig=0.020	F=11.927 Sig=0.021	F=12.159 Sig=0.020	F=25.819 Sig=0.005	F=6.917 Sig=0.050	F=2.585 Sig=0.190
Tratamiento x Parcela	F=1.406 Sig=0.272	F=0.407 Sig=0.801	F=0.383 Sig=0.818	F=0.499 Sig=0.737	F=1.506 Sig=0.242	F=1.057 Sig=0.406

#### 4.2 Octubre 1998

El peso foliar medio (MLW) y el peso específico foliar (SLW) se vieron modificados de distinta manera en función de las enmiendas en cada una de las especies. El MLW en los plantones de pino enmendados con lodo mostró una tendencia a disminuir, sobre todo en la cohorte más joven. El rango de variación entre tratamientos fue de 0.63 mg en la cohorte más joven entre los controles y el tratamiento de lodo seco, equivalente a casi el 23 % del peso medio de las acículas de este último tratamiento (Tabla 21). El SLW, calculado a partir de la superficie proyectada de las acículas sobre un plano, presentó la misma tendencia que el MLW en ambas cohortes. Por el contrario el MLW en las carrasca tendió a incrementar con la adición de lodos: de 31.7 a 60.4 mg en la cohorte más joven de los plantones control y enmendados con lodo líquido respectivamente, equivalente a un incremento del peso foliar medio del 90 %. El SLW apenas se vió modificado, indicando que el lodo produjo hojas mayores pero de la misma densidad. La superficie foliar total de los plantones de las dos especies aumentó con la aplicación de lodo líquido conjuntamente con la mayor producción de biomasa foliar (ver más adelante). Estas diferencias fueron significativas en las dos cohortes consideradas en los pinos, siendo siempre la adición de lodo líquido el tratamiento que mayor superficie foliar produjo (Tabla 22). También se encontraron diferencias marginalmente significativas entre los tratamientos en la cohorte de 1998 de los plantones de carrasca.

Tabla 21. Peso medio de hoja (MLW), peso específico foliar (SLW) y superficie foliar total (TLA) de las cohortes foliares de 1997 y 1998 de los plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en función de los tratamientos aplicados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) mediante el test HSD de Tukey.

	Cohorte	<i>Pinus halepensis</i>			<i>Quercus ilex</i>		
		Control	Lodo Líquido	Lodo Seco	Control	Lodo Líquido	Lodo Seco
MLW (mg)	1998	3.7 (0.6)	4.4 (0.7)	4.5 (0.6)	31.7 (6.4)	60.4 (16.5)	52.7 (9.7)
	1997	4.1 (1.1)	3.1 (0.7)	4.4 (1.2)	58.6 (8.0)	76.5 (16.6)	68.1 (5.1)
SLW (mg cm <sup>-2</sup> )	1998	19.2 (0.9)	17.6 (0.7)	18.0 (0.7)	20.1 (0.2)	20.4 (0.9)	19.9 (1.2)
	1997	18.1 (1.1)	16.8 (0.8)	19.9 (0.8)	21.0 (0.7)	21.1 (0.4)	20.8 (0.2)
TLA (cm <sup>2</sup> )	1998	301.8a (16.3)	548.3b (74.1)	415.0ab (66.9)	43.9 (6.4)	152.7 (44.1)	93.6 (24.7)
	1997	225.8ab (29.4)	321.0b (41.8)	196.0a (18.2)	111.3 (8.5)	128.0 (10.5)	134.6 (55.2)
	Total	531.9 (17.5)	794.6 (115.0)	600.5 (84.0)	156.3 (6.1)	280.4 (49.3)	228.4 (58.9)

Tabla 22. Resultado del análisis de la varianza del peso foliar medio (MLW), peso específico foliar (SLW) y la superficie foliar total (TLA) de las dos especies y cohortes en función del factor tratamiento.

	MLW		SLW		TLA		Total
	1998	1997	1998	1997	1998	1997	
<i>Pinus halepensis</i>	F=0.364 Sig=0.702	F=0.450 Sig=0.648	F=1.143 Sig=0.351	F=2.691 Sig=0.108	F=4.924 Sig=0.027	F=4.106 Sig=0.044	F=2.087 Sig=0.167
<i>Quercus ilex</i>	F=1.637 Sig=0.235	F=0.657 Sig=0.536	F=0.200 Sig=0.822	F=0.124 Sig=0.885	F=3.476 Sig=0.064	F=0.232 Sig=0.797	F=2.551 Sig=0.119

## 5.- Distribución de la Biomasa

Los sistemas radiculares de las dos especies se vieron afectados de diferente manera por los tratamientos. Los plantones de carrasca aparentemente exploraron un mayor volumen de suelo cuando recibieron la enmienda de lodo líquido, gracias a un incremento de la extensión lateral, de la longitud máxima de la raíz, y de la profundidad de enraizamiento, aunque la tendencia únicamente fue significativa para las dos últimas variables. Los plantones de pino presentaron la tendencia opuesta aunque sólo fue marginalmente significativa (Tablas 23 y 26; Figura 6).

Tabla 23. Características de la parte subterránea de los plantones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* extraídos después de 20 meses en el campo, en función de los tratamientos aplicados (media y error típico entre paréntesis). Letras diferentes indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ).

		Longitud Máxima de la Raíz (cm)	Extensión Lateral Máxima (cm)	Profundidad Máxima de Enraizamiento (cm)
<i>Pinus halepensis</i>	Control	76.8 (7.3)	54.6 (6.2)	47.4 (3.4)
	Lodo Líquido	59.2 (3.5)	33.2 (3.4)	40.0 (2.2)
	Lodo Seco	59.8 (6.6)	48.4 (8.8)	37.2 (2.7)
<i>Quercus ilex</i>	Control	44.4 (2.1)a	24.6 (3.2)	34.2 (2.2)a
	Lodo Líquido	58.6 (4.9)b	27.8 (4.9)	47.8 (3.4)b
	Lodo Seco	49.9 (3.3)ab	22.4 (4.1)	38.8 (2.3)a

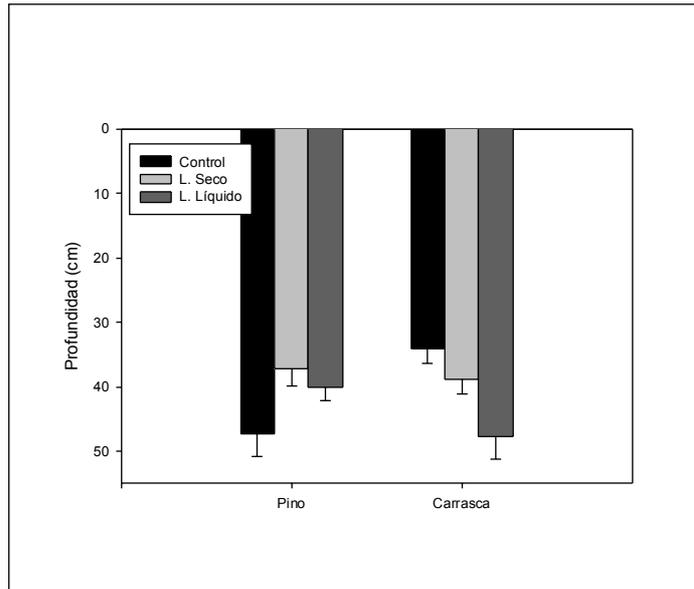


Figura 6. Profundidad máxima de enraizamiento 20 meses después de la plantación de plantones de pino carrasco y carrasca en función de los tratamientos aplicados. La profundidad media de aplicación del lodo líquido fue de 36 cm mientras que la del lodo seco fue de 0 cm (aplicación superficial).

La adición de lodo, en forma líquida principalmente, supuso un incremento en la acumulación de biomasa de los plantones de las dos especies si bien esta tendencia se mostró significativa sólo en la biomasa aérea y en la biomasa de tallo + ramas del pino (Tablas 24 y 26). La biomasa foliar presentó también una tendencia a aumentar con los tratamientos de fertilización en las dos especies. En la biomasa radicular se volvió a poner de manifiesto las diferencias entre especies observadas en las características morfológicas, ya que en los individuos de carrasca esta fracción aumentó con las enmiendas orgánicas mientras que en los pinos se redujo. Es de destacar que al final del periodo de 20 meses la biomasa de los plantones control y enmendados con lodo seco fue muy similar, especialmente en pino.

En la Tabla 25 se aprecia la reducción del peso proporcional del sistema radicular, especialmente en los plántones de pino, y el incremento de los pesos proporcionales de las dos fracciones de la parte aérea, quedando reflejado en una disminución significativa del índice R : S (Tabla 26).

Tabla 24. Acumulación de la biomasa en las diferentes fracciones de los plántones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* extraídos en octubre de 1998, después de 20 meses en el campo, en función de los tratamientos aplicados (media y error típico entre paréntesis). Letras diferentes indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ).

		Biomasa Total (g)	Biomasa Aérea (g)	Biomasa Radicular (g)	Biomasa Foliar (g)	Biomasa Tallo + Ramas (g)
<i>Pinus halepensis</i>	Control	24.4 (0.5)	15.2 (0.5)a	9.2 (0.6)	9.9 (0.5)	5.3 (0.3)a
	L. Líquido	31.2 (2.5)	22.2 (2.2)b	9.0 (0.7)	13.7 (1.9)	8.5 (0.9)b
	L. Seco	24.5 (3.0)	17.2 (2.1)ab	7.3 (0.9)	11.4 (1.4)	5.8 (0.8)ab
<i>Quercus ilex</i>	Control	14.9 (0.9)	5.6 (0.2)	9.3 (0.9)	3.2 (0.1)	2.4 (0.2)
	L. Líquido	23.9 (2.9)	10.6 (1.9)	13.3 (1.1)	5.8 (1.0)	4.8 (1.0)
	L. Seco	19.5 (4.1)	8.2 (1.8)	11.2 (2.5)	4.6 (1.1)	3.6 (0.7)

Tabla 25. Índices de fraccionamiento de la biomasa de los plántones de *Pinus halepensis* y de *Quercus ilex* extraídos después de 20 meses en el campo, en función de los tratamientos aplicados (media y error típico entre paréntesis). LWR = peso relativo de hojas. RWR = peso relativo de raíces. SWR = peso relativo de tallo y ramas. R : S = relación biomasa subterránea : biomasa aérea. Letras diferentes indican diferencias significativas mediante el test HSD de Tukey ( $p < 0.05$ ).

		LWR	RWR	SWR	R : S
<i>Pinus halepensis</i>	Control	0.41 (0.02)	0.38 (0.02)a	0.22 (0.01)	0.61 (0.05)a
	L. Líquido	0.44 (0.04)	0.29 (0.02)b	0.27 (0.02)	0.42 (0.05)b
	L. Seco	0.46 (0.01)	0.30 (0.01)b	0.24 (0.02)	0.43 (0.02)b
<i>Quercus ilex</i>	Control	0.22 (0.01)	0.62 (0.03)	0.17 (0.02)	1.66 (0.19)
	L. Líquido	0.24 (0.02)	0.57 (0.03)	0.19 (0.01)	1.37 (0.19)
	L. Seco	0.24 (0.02)	0.57 (0.05)	0.19 (0.03)	1.41 (0.22)

En una integración de los resultados mostrados en las Tablas 24 y 25 se puede apreciar como en la carrasca la disminución del cociente R : S se produjo como consecuencia de un mayor crecimiento de la parte aérea respecto a la subterránea, aunque ésta también fue estimulada por la adición de enmiendas orgánicas. Sin embargo, en el pino la reducción del índice R : S se debió únicamente a un incremento de la biomasa aérea, ya que los sistemas radiculares de los plántones fertilizados presentaron igual o menor biomasa absoluta que los control.

Tabla 26. Resumen del resultado de los análisis de la varianza realizados para evaluar el efecto de la adición de enmiendas orgánicas sobre las diferentes variables morfológicas. Estos análisis se llevaron a cabo únicamente en la parcela experimental de Casa Gachas (n=5).

		<i>Pinus halepensis</i>	<i>Quercus ilex</i>
Profundidad de enraizamiento	F	3.516	6.461
	Sig	0.063	0.012
Extensión lateral máxima	F	2.842	0.432
	Sig	0.098	0.659
Lóngitud máxima	F	2.763	3.876
	Sig	0.103	0.050
Biomasa total	F	2.768	1.501
	Sig	0.103	0.262
Biomasa aérea	F	4.047	2.571
	Sig	0.045	0.118
Biomasa subterránea	F	1.939	1.433
	Sig	0.186	0.277
Biomasa foliar	F	1.815	2.165
	Sig	0.205	0.157
Biomasa tallo + ramas	F	5.557	2.736
	Sig	0.020	0.105
LWR	F	0.842	0.328
	Sig	0.455	0.727
RWR	F	6.685	0.593
	Sig	0.011	0.568
SWR	F	2.532	0.628
	Sig	0.121	0.550
R / S	F	6.651	0.597
	Sig	0.011	0.566

## 6.- Desarrollo de la vegetación espontánea en el hoyo de plantación

Los hoyos que habían recibido lodo seco en la superficie en la primavera del año de plantación presentaron mayor colonización del mismo por parte de raíces de la vegetación espontánea de la zona. En estos hoyos la cantidad de biomasa radicular fue un 80 % superior a la encontrada en los hoyos no tratados (Figura 7), indicando mayor competencia por los recursos edáficos en los hoyos enmendados. Teniendo en cuenta el factor parcela, las diferencias no resultaron significativas y sí lo fue la interacción entre tratamiento y parcela (Tabla 27). Ésta fue un reflejo de la diferencia entre la parcela de Rincón de Cabello, donde no se observan diferencias significativas, y las otras dos (Tabla 28). La biomasa de raíces de la vegetación natural en los hoyos enmendados multiplicó por 3.5, 1.75 y 1.5 a la de los hoyos control en Bolinches-Gener, Rincón de Cabello y Casa Gachas, respectivamente.

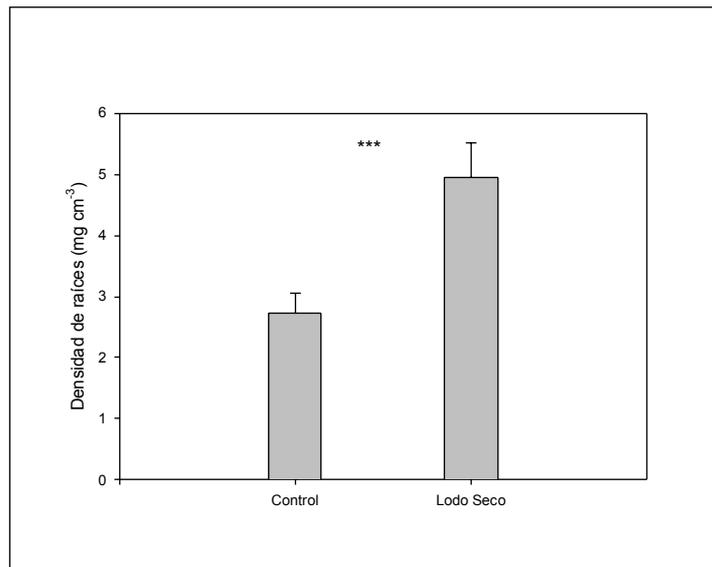


Figura 7. Colonización del hoyo de plantación 2 años después de la misma por parte de raíces de la vegetación natural en función de la aplicación o no de lodo seco en superficie (\*\*\*:  $p < 0.01$ ).

Tabla 27. Resultado del análisis de la varianza para la colonización del hoyo de plantación por parte de la vegetación espontánea en función del tratamiento.

Factor	Biomasa Colonizadora
Tratamiento	F=6.481 sig=0.126
Parcela	F=5.202 sig=0.161
Tratamiento x Parcela	F=3.843 sig=0.028

Tabla 28. Resultado del análisis de la varianza para la colonización del hoyo de plantación por parte de la vegetación espontánea en función del tratamiento, en cada una de las parcelas

Factor	Bolínches-Gener	Rincón de Cabello	Casa Gachas
Tratamiento	F=20.944 sig=0.000	F=2.833 sig=0.111	F=4.885 sig=0.040

## DISCUSIÓN

Los plantones de la presente experiencia han presentado unos resultados de supervivencia muy parecidos a los obtenidos con la fertilización inorgánica (en todos los casos superiores al 80 %), y elevados en comparación con trabajos de otros autores (ver Discusión en el Capítulo 1). Las primeras fases tras la plantación son determinantes para la instalación definitiva del

plantón, y en la presente experiencia el primer momento desfavorable para las plantas en cuanto a precipitaciones fue a partir de finales de primavera de 1998. Es posible que por esta razón no encontremos diferencias significativas entre tratamientos respecto a esta variable. La misma situación ha sido descrita por Royo *et al.* (2000) en zonas muy próximas a las del presente estudio. Los valores máximos de mortalidad en nuestras condiciones ambientales suelen producirse en el primer año (Vilagrosa *et al.*, 1997a; Rey Benayas, 1998) o hasta el segundo verano tras la plantación (Baeza *et al.*, 1991). Davidson *et al.* (1998) observaron en plantaciones en clima tropical que la mortalidad de las especies pioneras en la sucesión se estabiliza en el primer año, mientras que en las más tardías en la sucesión este hecho se produce algo más tarde (1.5 años). Debido al relativamente bajo número de plantones introducidos en cada situación (parcela, especie y tratamiento), los cambios en los porcentajes de supervivencia obtenidos en nuestras plantaciones se deben a la muerte de muy pocos individuos por lo que las parcelas de la presente experiencia deben estar en fase de mantenimiento de la mortalidad salvo episodios de fuerte y prolongada sequía, habituales en el Mediterráneo y, por tanto, no descartables.

La aplicación de lodos residuales o compost en las plantaciones forestales suele tener mayor efecto sobre el crecimiento de los individuos plantados que sobre la supervivencia de los mismos. Sheedy (1997) observó una ligera disminución de la supervivencia de los plantones de *Picea glauca* en la provincia de Quebec (Canadá) enmendados con lodos de depuradora tras 3 años de la plantación pero, como en nuestro caso, con porcentajes de supervivencia superiores al 85 %. En un estudio en condiciones de laboratorio Alonso *et al.* (2000) no observaron efectos positivos de la aplicación de lodos sobre la supervivencia de plantones de *Quercus ilex* un año después de la misma, tanto en suelos calizos como margosos. Los autores apuntan que los efectos negativos de la aplicación pudieron ser debidos al incremento de la salinidad que supuso la enmienda, y la consiguiente reducción en la disponibilidad de agua. Otros trabajos han observado también efectos negativos de la aplicación de dosis de lodos muy superiores a las aplicadas en el presente trabajo sobre la supervivencia de *Pinus halepensis*, *Celtis australis* y *Cedrus* sp (Zagas *et al.*, 2000). Pero también existen ejemplos de efectos positivos de las enmiendas orgánicas sobre la supervivencia de plantones forestales. En Galicia, Rigueiro-Rodríguez *et al.* (1997) obtuvieron tasas de supervivencia

muy similares (86 y 85 %) tras año y medio de la plantación de individuos de una savia de *Pinus radiata* con y sin enmienda de lodos de lechería. Seva *et al.* (1996) realizaron ensayos de plantación de carrascas con y sin enmienda de compost de RSU sobre suelos desarrollados sobre margas en condiciones secas de la Comunidad Valenciana. Las carrascas en condiciones secas presentaron tasas de supervivencia menores con la enmienda (42.5 % controles vs 30-35 % con compost). Los autores justifican este descenso de la supervivencia por posibles fenómenos de competencia subterránea asociados a la aplicación de la enmienda, una observación basada en el aumento de raíces finas de la vegetación espontánea en el hoyo de plantación. Seis años después de la plantación, pinos introducidos en clima mesomediterráneo semiárido enmendados con compost presentaron una supervivencia superior a los controles, aunque los resultados variaban con la calidad de los lotes de plántones empleados (Vilagrosa *et al.*, 2001). En la ya comentada experiencia de Murcia, Querejeta (1998) evaluó la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos sin observar efectos sobre la supervivencia, salvo una ligera disminución no significativa de la misma en los plántones de pino carrasco introducidos tras una preparación del terreno en fajas. La aplicación de compost de RSU en otras especies arbóreas y arbustivas ha aportado resultados similares a los ya expuestos. Por ejemplo, Vilagrosa *et al.* (1997a) obtuvieron ligeros incrementos en los porcentajes de supervivencia tras 3 años en el monte de *Pinus pinaster*, *Juniperus phoenicea* y *Erica multiflora* enmendados con compost en suelos margo-calizos de la Comunidad Valenciana. Sin embargo en ambiente mesomediterráneo semiárido, 6 años después de la plantación la aplicación de compost no ofreció ninguna tendencia a modificar la tasa de supervivencia en plántones de *Rhamnus lycioides* (Bellot *et al.*, 1999).

La disminución de la mortalidad de implantación en los plántones de carrasca y no en los pinos puede deberse a la aplicación de agua que este tratamiento lleva aparejado. El pino carrasco tiene una notable capacidad para tolerar una baja disponibilidad hídrica en las primeras fases del desarrollo (Abbas *et al.*, 1984; Bastide, 1987; Broncano, 1995; Espelta, 1996), mientras que la encina sería más sensible a la sequía (Espelta, 1996).

A pesar de que a priori se seleccionaron tres parcelas de plantación muy similares, se ha puesto de manifiesto una asociación entre el factor parcela y la mortalidad en ambas especies,

separándose una de las parcelas (Bolinches-Gener) con una tasa de supervivencia mayor. La particularidad que presenta esta parcela es que es la única que fue cultivada en el pasado y que resultó tener una mayor profundidad de suelo. Además, mostró una profundidad de preparación del terreno algo mayor que la parcela de Rincón de Cabello y una pedregosidad algo menor (10.8 y 15.1 %, respectivamente). Por otro lado, la parcela de Bolinches-Gener, presentó los valores más altos de carbonatos, la mayor densidad aparente, y los menores contenidos en C orgánico y N total (ver Tabla 2 en Capítulo 2), por lo que los resultados pondrían de manifiesto la importancia del volumen de suelo disponible para el establecimiento de los plantones. Estas diferencias de resultados entre parcelas aparentemente similares suelen ser frecuentes (Baeza *et al.*, 1991; Fonseca, 1999) pudiendo ser debidas a factores no obvios tales como factores climáticos (criptoprecipitaciones, exposición al viento,...), pequeñas variaciones en el volumen de suelo potencialmente explorable por las raíces y en su textura, etc... (Vilagrosa *et al.*, 1997a).

La fertilización de plantones de repoblación de pino carrasco y de encina carrasca con lodos de depuradora favoreció el desarrollo de la parte aérea. La mayoría de los trabajos realizados con lodos de depuradora han mostrado efectos positivos de estas enmiendas sobre el crecimiento de la vegetación. La enmienda con lodos residuales de lecherías en Galicia produjo incrementos significativos en la altura y el diámetro basal de plantones de *Pinus radiata* respecto a los no enmendados y a los fertilizados inorgánicamente (Rigueiro Rodríguez *et al.*, 1997). Estos autores explican sus resultados por el lento incremento en la disponibilidad de nutrientes que supone la adición del lodo, incremento del que los plantones se aprovecharían más fácilmente que de la fertilización inorgánica. En un estudio en condiciones de laboratorio Alonso *et al.* (2000) no observaron efectos positivos un año después de la aplicación de lodos de depuradora a suelos calizos y margosos sobre el crecimiento de plantones de *Quercus ilex*, debido probablemente a los efectos negativos causados por el incremento de la salinidad y la consiguiente reducción de la disponibilidad de agua. En plantaciones forestales de especies de uso energético (como *Salix* sp) se observaron incrementos en altura y diámetro basal de entre 70 y 140 % en función de la especie de sauce que se tratara (Labrecque *et al.*, 1995). También Hasselgren (1998) obtuvo mayores crecimientos de especies de este género con mayores dosis de aplicación de lodo seco. En

plantaciones maduras de *Pinus nigra* var. *maritima* fertilizadas con lodos de depuradora, Moffat *et al.* (1991) no encontraron incrementos en DBH en las primeras fases tras la aplicación, pero sí a los 5 años de la misma. Este tipo de enmienda se reveló como el medio más favorable para promover el crecimiento de plántulas de 2 savias de *Alnus glutinosa* y *Acer pseudoplatanus* en condiciones de laboratorio, dentro de una gama de fertilizantes orgánicos e inorgánicos (Whitbread-Abrutat, 1997). El riego con aguas residuales en plantaciones de especies de crecimiento rápido en clima semiárido también ha dado como resultado incrementos de altura, si bien a concentraciones mayores del 50 % en volumen de residuo la altura de los individuos se veía reducida (Paliwal *et al.*, 1998). Plantaciones de *Pinus radiata* regadas con aguas residuales también presentaron incrementos en las áreas basales (Barton, 1984). Existen otros trabajos que demuestran el efecto positivo de la aplicación de subproductos residuales sobre la producción de pastizales con lodos de depuradora (Fresquez *et al.*, 1990; Aguilar y Loftin, 1994; Rodgers y Anderson, 1995) o con gallinaza y estiércol vacuno (Vázquez *et al.*, 1996; Villar *et al.*, 1998). También se ha observado un efecto positivo sobre el desarrollo de la vegetación, introducida o espontánea, en zonas marginales o degradadas (Ibáñez-Granell *et al.*, 1994; Navas *et al.*, 1999;). No obstante, en prácticamente todas las experiencias mencionadas las dosis de aplicación de las enmiendas fueron superiores a las utilizadas en el presente trabajo. Con dosis parecidas a las utilizadas en el presente estudio, Berry (1977) no observó efecto significativo de la aplicación de lodos sobre el crecimiento de diversas especies del género *Pinus* del SE de los Estados Unidos.

En condiciones geográficas y ambientales más parecidas a las del presente estudio, diversos autores han obtenido resultados positivos de la aplicación de residuos sólidos urbanos a plántulas de *Pinus halepensis* en condiciones de campo (Roldán *et al.*, 1996; Querejeta, 1998; Querejeta *et al.*, 1998). En estos trabajos se llegaron a alcanzar alturas totales de 1 metro tras algo más de dos años de la plantación con la combinación de aplicación de enmiendas orgánicas, preparación del terreno mediante terrazas mecánicas y micorrización controlada en vivero. En el caso de preparación manual del terreno y sin micorrización en vivero, los plántulas sin adición de RSU fueron menores que los controles del presente trabajo, transcurrido el mismo tiempo en el monte. Esta diferencia podría estar relacionada con las

mejores condiciones pluviométricas de nuestra área de estudio. Los pinos fertilizados con RSU en los trabajos mencionados mostraron mayor tamaño que los enmendados con lodo en la presente experiencia. Es posible que esta diferencia sea consecuencia de la diferente dosis aplicada en ambos casos. Así por ejemplo la cantidad total de nitrógeno y fósforo aportada por pino en las plantaciones realizadas en Murcia fue de 24 y 3.2 g respectivamente (estimación suponiendo un ahoyado de 40x40 cm), mientras que en las parcelas de esta experiencia la dosis fue de 7 y 2.5 g por plantón.

Otros estudios en zona semiárida han registrado crecimientos muy escasos de los pinos (menos de 80 cm de altura tras 14 años de la plantación), incluso con aterrazado mecánico (de Wit y Brouwer, 1998), o menos de 5 cm en dos años en el campo con la aplicación de compost urbano en el hoyo de plantación (ver Capítulo 6). Los crecimientos alcanzados por los pinos que recibieron lodo, principalmente líquido, se podrían comparar con los obtenidos en plantaciones de pino en campos abandonados en ambiente seco libres de competencia (Peñuelas, 1996; Peñuelas *et al.*, 1997).

La tasa de crecimiento en altura de los pinos, independientemente del tratamiento aplicado, fue similar a la obtenida por Espelta (1996) en Cataluña sometiendo a los plantones a un sombreado equivalente a una radiación del 16-36 % del PAR. No obstante la TCR en diámetro fue muy inferior a las registradas con cualquier nivel de radiación y riego. Es obvio que la extinción de la radiación no ha sido el factor limitante del crecimiento de los pinos en esta comunidad vegetal degradada dominada por nanofanerófitos. Por tanto, otros factores bióticos y abióticos deben haber sido responsables de las relativamente bajas tasas de crecimiento. Éstas han sido superiores a las obtenidas por Bellot *et al.* (1999) en condiciones climáticas más limitantes (semiárido). Estos autores sí observaron un incremento del 66 y 75 % en las tasas de crecimiento relativo anuales en altura en plantones de pino carrasco enmendados con compost de RSU en ambiente mesomediterráneo semiárido de la provincia de Alicante tras seis años desde la plantación. La TCR en diámetro basal de los plantones observada por estos autores también se vio incrementada con la adición de compost aunque de una manera más modesta (25 – 38 %). La TCR en altura y en diámetro basal obtenidas en nuestra experiencia son superiores a las de pimpollos de regeneración natural tras un incendio forestal en

ambiente similar. Albeza *et al.* (1999) obtuvieron TCR anuales en altura de *Pinus halepensis* de 0.169-0.212 (con mayor o menor grado de competencia) mientras que nuestros resultados equivalen a TCR anuales de 0.485-0.532. Las diferencias en TCR en diámetro basal son menores: 0.257-0.375 vs 0.377-0.391.

En la altura de la carrasca también se manifestó el efecto de la enmienda de lodos, si bien éste se atenuó en el último muestreo. Es en los muestreos que se realizaron durante y justo después de las fases de crecimiento donde se observaron diferencias más claras en altura a favor de las plantas fertilizadas con lodo líquido (1997 y 1998) y seco (1998). Ésto podría estar relacionado con la mayor demanda nutricional de los plántones en los periodos de crecimiento. Aunque *Quercus ilex* también puede tener crecimiento en otoño, éste es breve y modesto debido a la baja temperatura del aire y a la menor duración del fotoperiodo en esta estación (Gratani, 1996; Ne'eman y Gonbitz, 1999). En nuestra zona de estudio se puso de manifiesto esta dinámica, ya que apenas se observó incremento de altura después de primavera. La magnitud del crecimiento en altura fue similar a la observada por Rey Benayas (1998) en ambiente semiárido continental con riego, y por Seva (1999) en las mismas condiciones experimentales que el presente trabajo con adición de gel hidrofílico. Las diferencias en diámetro basal entre tratamientos, 7 meses después de la plantación, caen en la zona baja del rango de incrementos en diámetro encontrados por Lee *et al.* (1998) en plántones de 1 savia cultivados durante el mismo tiempo en atmósfera enriquecida en CO<sub>2</sub>. Por el contrario, tanto el incremento en altura como en diámetro registrados en el presente estudio fueron superiores a los observados por Seva *et al.* (1996) en condiciones climáticas similares, contemplando experiencias de adición de compost urbano y micorrización controlada en vivero. Es posible que parte de estas diferencias se deban a la calidad de la planta utilizada, mucho más equilibrada en el presente trabajo. Las tasas relativas de crecimiento (en altura y diámetro) no se vieron alteradas por la fertilización orgánica, en oposición a lo observado por Broncano *et al.* (1998) en plántones de *Quercus ilex* y *Pinus halepensis* a los que aplicaron un fertilizante inorgánico de liberación lenta; si bien las TCR medida por estos autores fue en volumen. Espelta (1996) evaluó las TCR en altura y diámetro basal en individuos de las mismas dos especies. Las TCR anuales en altura del pino obtenidas en nuestro trabajo (0.48-0.53) fueron alcanzadas en el trabajo de Espelta (1996) a radiaciones

de entre el 16 y 36 % de PAR (0.60-0.39) y con riegos equivalentes a 550-700 mm año<sup>-1</sup> (0.46-0.52), condiciones mucho más favorables que las de nuestras parcelas experimentales. Sin embargo, todas las TCR en altura de los plantones de *Quercus ilex* fueron muy superiores a las obtenidas en el presente trabajo (0.45 con un 60 % de PAR y 0.64 con 400 mm H<sub>2</sub>O año<sup>-1</sup>). No obstante, las TCR en altura de las carrascas obtenidas en nuestro trabajo (equivalentes a 0.241-0.270 anuales) son iguales a las obtenidas por Sesma *et al.* (1997) también dos años después de la plantación, si bien en un ambiente hiperhúmedo oceánico del País Vasco. Las TCR en diámetro basal están dentro del rango más bajo obtenido por estos mismos autores (0.158-0.192 de nuestros plantones vs. 0.18-0.33).

Los crecimientos en altura y diámetro basal, independientemente de los tratamientos aplicados, fueron mayores en pino carrasco que en carrasca, en consonancia con lo observado por otros autores (Vilagrosa *et al.*, 1997a). Los tratamientos fueron más efectivos en la especie que presenta mayor tasa de crecimiento (*Pinus halepensis*). Estas observaciones están de acuerdo con Stock y Midgley (1995) que afirman que las especies con más bajas tasas de crecimiento responderán a la fertilización más débilmente. En ambiente tropical, Huante *et al.* (1995b) apreciaron que cuando se mejoraban las condiciones nutricionales las especies pioneras crecían más que las más tardías dentro de la sucesión. Estas especies que aparecen antes en la sucesión suelen presentar más plasticidad a los cambios en disponibilidad de agua y recursos. Las plántulas de especies pioneras de bosques templados deben crecer y usar los recursos disponibles más rápidamente. Esta plasticidad probablemente las hace menos competitivas (Kozlowski *et al.*, 1991). No obstante, cabe destacar que sólo observamos diferencias significativas en la tasa de crecimiento relativo durante el primer periodo de crecimiento en el monte en el pino. Weetman *et al.* (1993) también encontraron diferencias en las TCR en el primer año tras la aplicación de lodos de depuradora a individuos de diferentes especies de coníferas 8 años después de la plantación.

La aplicación de lodos a los plantones no supuso una modificación significativa de la morfología foliar de ambas especies aunque se revelaron algunas tendencias y, sobre todo, una respuesta diferente entre las especies. El peso foliar medio se redujo con las enmiendas en los pinos y aumentó en las carrascas, mientras que el peso específico foliar de los pinos

también disminuyó y el de las carrascas no se modificó con las enmiendas. Rodà *et al.* (1999) encontraron un incremento del peso medio de las hojas producidas en la segunda primavera tras la fertilización nitrogenada en encinares adultos. Los valores del peso específico foliar en pino son similares a los encontrados por Espelta (1996) en plantones de la misma edad introducidos en formaciones vegetales con radiación intermedia. Concretamente este autor obtuvo unos valores de SLW de 14.4, 19.1 y 21.5 mg cm<sup>-2</sup> con un 28, 36 y 80 % de radiación lumínica, respectivamente, mientras que en Ayora los valores oscilaron entre 16.8 y 19.9 mg cm<sup>-2</sup>. En carrasca los datos obtenidos por este autor son muy inferiores a los de nuestro trabajo (entorno a 20 mg cm<sup>-2</sup>), incluso con un 80 % de radiación solar (14.8 mg cm<sup>-2</sup>). Los plantones en nuestras parcelas, en general, no han tenido ningún sombreado relevante pues la vegetación natural de las mismas es un matorral bajo y disperso, por lo que la radiación incidente ha debido ser mayor que en las peores condiciones del trabajo mencionado. Hättenschwiler *et al.* (1997) hallaron valores de SLW parecidos en encinares maduros de Italia en una atmósfera natural con alta concentración de CO<sub>2</sub> (20 mg cm<sup>-2</sup>), mientras que los que crecían en ambientes con niveles normales de CO<sub>2</sub> presentaron valores menores de SLW (16.4 mg cm<sup>-2</sup>). Gracia *et al.* (1999) encontraron valores similares a éstos e inferiores en encinares adultos tras tratamientos de aclareo, incrementando el SLW con la intensidad del aclareo (14.8 vs. 17.5 mg cm<sup>-2</sup> en no tratados y con máximo aclareo, respectivamente). Los autores atribuyen este incremento del SLW con la intensidad del aclareo al aumento de radiación que éste supone. En las encinas de Ayora apenas se modificó el SLW con las enmiendas aplicadas mientras que los pinos que recibieron lodo líquido presentaron SLW más bajos que los otros tratamientos en las dos cohortes consideradas. Salvo en los tratamientos control y adición de lodo líquido de los plantones de pino, observamos un aumento del peso específico foliar con el aumento de edad de las hojas (mayor en la cohorte de 1997 que en la de 1998), en consonancia con Reich *et al.* (1992). Estos autores encuentran también correlación positiva entre la superficie específica foliar (inversa del peso específico foliar) y la tasa de crecimiento relativo en biomasa, y negativa entre la primera variable y el crecimiento en altura de las plántulas. Los resultados obtenidos en los plantones de pino están de acuerdo con esta segunda observación. La reducción del peso específico foliar es uno de los resultados más frecuentes tras tratamientos de fertilización en muchas formas vitales (Elberse y Berendse, 1993; Fahey *et al.*, 1998) aunque también existen trabajos con *Pinus halepensis* y

*Quercus ilex* que no observaron diferencias en esta variable tras la fertilización (Broncano *et al.*, 1998). Graglia *et al.* (1997) estudiando arbustos árticos con tratamientos de fertilización observaron incrementos en la superficie específica foliar (por tanto, reducción del peso específico foliar) tanto en hojas de temporada como del año anterior en los individuos fertilizados, si bien advierten de la ausencia de efectos en otras especies o incluso de que éstos pueden ser opuestos. En las carrascas enmendadas en nuestro trabajo no se modificó el SLW pero sí incrementó la biomasa total y de las diferentes fracciones de los individuos respecto a los plantones no enmendados. Buena parte de los beneficios de la fertilización de árboles forestales, al menos en coníferas, se traducen en un aumento del área foliar total (Brix, 1983; Boot y Mensink, 1991), lo cual concuerda con lo observado en este trabajo en el que apreciamos un notable incremento del área foliar total de los individuos enmendados con lodos. Las superficies foliares totales de las carrascas también fueron superiores, aunque no significativamente, en aquéllas que recibieron lodo respecto a las controles, al igual que lo observado por Rodà *et al.* (1999) en encinas adultas dos años después de la fertilización.

La colonización del suelo se modificó con la aplicación de enmiendas orgánicas. La carrasca exploró mayor volumen de suelo cuando fue enmendada con lodo líquido. Llama poderosamente la atención el incremento registrado en la profundidad de enraizamiento de los plantones con lodo líquido respecto a los controles. Este dato es especialmente relevante debido a la tendencia que presentan las quercíneas mediterráneas (árboles y arbustos) a desarrollar un sistema radicular pivotante (Mesón y Montoya, 1993) con el objetivo de explorar horizontes profundos del suelo con mayor contenido de agua, lo cual ayudaría a la supervivencia de la misma planta y, eventualmente, de las raíces más superficiales (Kosola y Eissenstat, 1994). En coníferas no mediterráneas también se ha observado la existencia de tendencias a incrementar la profundidad de enraizamiento de raíces finas con la mejora de las propiedades físicas del suelo, si bien no estaba claro que los tratamientos de preparación del terreno mejoren la absorción de nutrientes y agua (Nadeau y Pluth, 1997). Pero algunos autores apuntan a otras características distintas de la profundidad de enraizamiento como más importantes en cuanto a la tolerancia a la sequía en ambientes Mediterráneos como pueden ser las adaptaciones foliares ya discutidas (Kummerow, 1980). Tanto la profundidad de enraizamiento como la longitud máxima de la raíz en las carrascas enmendada con lodo

líquido fueron similares a las obtenidas por Seva (1999) antes del periodo estival en carrascas a las que se añadió gel hidrofílico.

La respuesta observada en el pino fue la inversa. Los plántones de *Pinus halepensis* no enmendados mostraron una mayor profundidad de enraizamiento que los de *Quercus ilex*. Este hecho está en consonancia con las observaciones de otros autores en cuanto al desarrollo de un sistema radicular más profundo en las especies de crecimiento más rápido (Kachi y Rorison, 1991). Los individuos fertilizados presentaron niveles de exploración del suelo inferiores a los control. Este diferente comportamiento de las especies a la fertilización puede estar relacionado con las distintas estrategias de las mismas. La carrasca es una especie rebrotadora que suele desarrollar un sistema radicular que le garantice la posibilidad de respuesta a perturbaciones. La mejora de las condiciones nutricionales y estructurales del suelo debidas a la adición del lodo líquido en el fondo del hoyo de plantación le podría proporcionar más facilidades a la raíz para continuar su desarrollo en profundidad. El pino no presenta esta tendencia, por lo que si encuentra condiciones estructurales y nutricionales del suelo favorables es probable que destine menos recursos a la construcción del sistema radicular.

La aplicación de lodo, particularmente en forma líquida, permitió un incremento de la biomasa total. El efecto más consistente fue el del incremento de la fracción leñosa, estando en consonancia con lo observado por Huante *et al.* (1995a). En situación similar aunque en ambiente semiárido hemos observado un aumento de las fracciones de biomasa aérea y subterránea en plántones enmendados con compost urbano (Capítulo 6). La biomasa radicular de los plántones de pino carrasco tendió a disminuir, o cuanto menos a no aumentar, con la fertilización orgánica, lo cual puede estar relacionado con una menor transferencia de carbono a las raíces (Ahlström *et al.*, 1988; Ceulemans y Mousseau, 1994), aunque esta cuestión ha sido ampliamente discutida (Hendricks *et al.*, 1993). Por el contrario, en el caso de las carrascas, la biomasa radicular tendió a aumentar con la aplicación de lodos.

Como consecuencia del menor crecimiento relativo de las raíces, el cociente R:S disminuyó tras la fertilización. Esta observación es frecuente en la literatura (Labrecque *et al.*, 1995;

Vázquez *et al.*, 1996; George y Seith, 1998). Numerosos estudios revelan una disminución de dicho índice con la mejora de las condiciones nutricionales de los suelos o de los substratos de cultivo (Boot y Mensink, 1991; Proe y Millard, 1994; Rincón y Huante, 1994; Huante *et al.*, 1995b; Colpaert *et al.* 1996), aunque existen excepciones (Seva *et al.*, 1996). Esto se produce porque la respuesta de las plantas a una cantidad de recursos insuficiente conlleva cambios compensatorios en la distribución de biomasa para maximizar la adquisición de los recursos que están limitando el crecimiento (Bloom *et al.*, 1985; Chapin *et al.*, 1987). La disminución del peso relativo de raíces con la mejora de las condiciones nutricionales y estructurales del suelo en el caso del pino vino determinada por un incremento de la biomasa aérea y por una reducción en términos absolutos de la biomasa radicular. El R:S de las carrasas fertilizadas se redujo respecto a las control pero esta disminución fue acompañada de incrementos en la biomasa radicular. Boot y Mensink (1991) observaron que las especies de hábitats más fértiles, sometidas a menor disponibilidad de N, invierten relativamente más biomasa en la parte subterránea que las de sitios menos fértiles. Esta reducción del índice puede conllevar una mayor susceptibilidad del plantón al estrés hídrico debido al incremento de la tasa de absorción de agua por unidad de raíz (Van der Eerden y Pérez-Soba, 1992). El aumento de la biomasa subterránea representa un alto coste para los plantones en términos de carbohidratos respirados, lo que supone una menor asignación a hojas y tallos (Espelta, 1996). Por ello la ventaja que supone esta mayor distribución de biomasa a las raíces se ve contrarrestada por el coste que representa su mantenimiento (Walters *et al.*, 1993).

## **CONCLUSIONES**

La aplicación de lodos de depuradora favoreció el desarrollo de la parte aérea de plantones de repoblación de pino carrasco y carrasca, incluso a dosis relativamente bajas como las utilizadas en la presente experiencia.

Los efectos de los lodos sobre la morfología aérea fueron más notables en pinos que en carrasas. Esta plasticidad contribuiría al éxito de la primera especie en los primeros estadios de la sucesión.

Las adaptaciones foliares a las diferentes condiciones nutricionales impuestas por los tratamientos fueron diferentes en ambas especies, aunque fue una respuesta generalizada el aumento de la superficie foliar total de los plantones fertilizados.

La fertilización de la carrasca permitió potenciar la tendencia de dicha especie a desarrollar un sistema de raíces pivotante y profundo. Los pinos, por el contrario, redujeron la exploración del suelo, probablemente como consecuencia de encontrar recursos suficientes para su desarrollo dentro del hoyo de plantación.

Se produjo mayor asignación proporcional de recursos a la construcción de las partes aéreas al reducir la limitación nutricional. En el caso del pino la biomasa radicular se redujo incluso en términos absolutos. En ambas especies, no obstante, la fertilización provocó la reducción del cociente R:S.



## **CAPÍTULO 6: SUPERVIVENCIA Y CRECIMIENTO DE PLANTONES DE *Pinus halepensis* EN CLIMA SEMIÁRIDO TRAS APLICACIÓN DE COMPOST URBANO Y MICORRIZACIÓN EN VIVERO**

### **INTRODUCCION**

*Pinus halepensis* Mill. es una de las especies forestales más representadas en la cuenca Mediterránea. Por un lado, las frecuentes perturbaciones (especialmente el fuego) han permitido la dominancia de especies poco exigentes con las propiedades físico-químicas del suelo y con el clima, con una buena capacidad de colonización, y, por otra parte, estas características han justificado su utilización intensiva en las repoblaciones durante los últimos 50 años (Ortuño, 1990). En los últimos años esta tendencia se ha atenuado con la puesta en práctica de la política agrícola de la Unión Europea y de los gobiernos regionales que favorecen la plantación de frondosas (Gómez-Jover y Jiménez, 1998). Cabe destacar también que *Pinus halepensis* es una de las pocas especies forestales que pueden establecerse en clima semiárido, razón por la cual esta especie presenta un gran potencial para la repoblación de terrenos degradados en estas condiciones.

Como consecuencia de sus propiedades morfo-funcionales y de la optimización de las prácticas selvícolas, los resultados de las repoblaciones con pino carrasco han mejorado progresivamente. Sin embargo, las posibilidades de mejora son aún considerables, sobre todo en condiciones edáficas y climáticas desfavorables. Numerosos estudios han observado que la inoculación con hongos micorrícicos puede mejorar la nutrición de las plantas. En medios secos y semiáridos cobran especial importancia los efectos beneficiosos que las micorrizas pueden tener sobre la mejora del estado hídrico de las plantas (Killham, 1994). Además, Bowen (1973) observó que los plantones micorrizados pueden resistir mejor la sequía que aquéllos no inoculados. La reducción del estrés hídrico puede incrementar la tasa fotosintética y la producción vegetal de los plantones micorrizados (Trent *et al.*, 1989). La inoculación de plantones con hongos micorrícicos puede incrementar su supervivencia y crecimiento en

terrenos muy perturbados y con un potencial de inoculación bajo (Chalot *et al.*, 1988; Allen, 1991; Browning y Whitney, 1992).

Las perturbaciones suelen provocar una disminución de la densidad de inóculo (Allen, 1991; Amaranthus y Trappe, 1993). Se ha observado una reducción substancial del número de plantas micorrizadas en experiencias relacionadas con la revegetación de minas (Díaz y Honrubia, 1993; Wicklow-Howard, 1994). Por tanto, la disminución de la densidad de inóculo depende de la magnitud y del tipo de la perturbación. Por ejemplo, Gurr y Wicklow-Howard (1994) no encontraron ninguna diferencia entre el potencial de inoculación de comunidades de *Artemisia tridentata* var. *wyomingensis* quemadas y testigo, a pesar de que el nivel de micorrización de esta especie fue más bajo en el sitio quemado. Honrubia (1995) observó una disminución importante de la abundancia de hongos micorrícicos en numerosos suelos quemados de la Comunidad Valenciana después de incendios forestales, pero Torres *et al.* (1995) encontraron que el porcentaje de micorrización de los plantones de *Pinus halepensis* y *P. pinaster* a partir de semillas fue cercano al 100 %, por lo que es posible que estos suelos sigan manteniendo una cantidad de propágulos suficiente.

Además del bajo precio y de la elevada disponibilidad, la utilización de abonos (compost urbano) para la plantación es interesante por dos razones. Por un lado, el compost urbano es un residuo orgánico que favorece la actividad de los organismos del suelo (Roldán *et al.*, 1994) y aumenta la estabilidad de agregados (Díaz *et al.*, 1994) y, en consecuencia, es capaz de mejorar las condiciones físico-químicas del suelo. Además, el compost urbano puede ser rico en elementos nutritivos pudiendo mejorar el estado nutricional y el crecimiento de los plantones. No obstante, el aumento de la disponibilidad de estos elementos nutritivos en el suelo puede disminuir el nivel de micorrización (Beckjord *et al.*, 1985; Väre, 1990; Newton y Pigott, 1991; Mason *et al.*, 2000), y puede neutralizar, e incluso revertir, el efecto de la simbiosis (Joon Lee, 1984; Brechelt, 1989; Chakravarty y Chatarpaul, 1989; Browning y Whitney, 1992 ).

En este capítulo se presentan los resultados de un estudio sobre los efectos de la micorrización en vivero y la aplicación de compost urbano sobre la supervivencia y el crecimiento de plantones de *Pinus halepensis* en clima semiárido.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Micorrización en vivero

La producción de los plantones se llevó a cabo en Vivers La Fageda (Girona) en un substrato con alto contenido de turba. La mitad de los mismos fueron inoculados con una solución de esporas y con micelio encapsulado de *Hebeloma edurum* y *Suillus collinitus*. Los pinos tenían dos savias cuando fueron transplantados al monte.

### Zona de estudio

Para este estudio se eligieron zonas con una cubierta vegetal degradada y escasa. El substrato litológico de las parcelas son calizas y margas, los dos substratos más representados en la Comunidad Valenciana. Las parcelas fueron instaladas en exposición Sur, con pendientes de 20-35°, oscilando la altitud entre 500 y 800 m snm. Las parcelas se localizan cerca de la Sierra del Reclot (Alicante: roca madre caliza; 2 parcelas), y de Tibi y Petrer (Alicante: roca madre marga; una parcela en cada localidad), en clima de tipo mesomediterraneo semiárido (temperatura media anual: 13-17 °C; pluviometría media anual: 250-350 mm) (Tabla 1).

Tabla 1. Características edáficas de las parcelas de plantación (media y desviación típica)

Parcela	n	M.O. (%)	C org (%)	N total (%)	C :N (1.36)	pH (H <sub>2</sub> O) (0.15)	CaCO <sub>3</sub> (%) (6.7)	Clase Textural
Petrer	8	4.87 (1.48)	2.84 (0.86)	0.22 (0.08)	13.2 (1.36)	7.91 (0.15)	65.6 (6.7)	Fr. - Fr. Ar. -Fr. Arc.
Tibi	4	5.00 (0.21)	2.81 (0.18)	0.23 (0.01)	12.3 (0.6)	7.94 (0.07)	78.8 (1.0)	Fr. Ar.
Reclot	4	7.2 (0.5)	4.19 (0.28)	0.40 (0.01)	10.3 (0.6)	7.97 (0.08)	21.2 (5.5)	Fr.- Fr. Lim. - Fr. Arc.

La plantación en cada localidad siguió un diseño factorial completo con dos factores: micorrización controlada en vivero (+M) y aplicación de compost urbano (+C) a dos niveles

(presente/ausente). El número de réplicas se indica en cada caso. La instalación de las parcelas se realizó durante el invierno de 1992/1993 en hoyos manuales de 40 x 40 x 40 cm.

En el fondo de los hoyos se añadió 1 kg de compost urbano. El compost, procedente de los residuos municipales de la ciudad de Valencia, presentaba las siguientes características: humedad 32.5 %, N total 1.74 %, materia orgánica total 57.2 %, partículas de diámetro inferior a 15 mm 100 %. El compost se mezcló con el suelo y se situó alrededor de los plantones a, al menos, 10 cm de las raíces y a una profundidad de unos 20 cm.

#### Crecimiento de los plantones

La altura y el diámetro basal de los plantones se registró en dos ocasiones: en verano de 1993 e invierno de 1994-95. A partir de estos datos se calculó el crecimiento en altura y en diámetro durante dicho periodo. La mayoría de los plantones introducidos en calizas murieron antes del verano de 1994, razón por la que faltan datos de crecimiento en este caso. En invierno de 1994-95 se determinó el porcentaje de mortalidad de los plantones.

#### Extracción de los plantones

El muestreo destructivo de los plantones se realizó durante el verano de 1995. Cuando fue posible (en margas), se utilizó un cilindro metálico de 50 cm de altura y 35 cm de diámetro que se introducía en el suelo con un martillo neumático para extraer el plantón situado en el centro. Se trasladaban a laboratorio donde se separaban las raíces del plantón y de otras plantas, con la ayuda de agua a presión.

En Reclot, la presencia de rocas calizas en la superficie del suelo impidió la utilización del cilindro. En este caso, se aplicó chorro de agua *in situ*. Los dos métodos empleados aseguraban la recolección de la mayoría de los sistemas radiculares. No obstante, la utilización de métodos diferentes impidió realizar la comparación de los sistemas radiculares de los plantones introducidos en margas y en calizas.

Una vez extraídos y limpios los plantones, se separaron los sistemas radiculares del cepellón de los que colonizaron el suelo del hoyo de plantación, y, en cada caso, se separaron las raíces de diámetro superior e inferior de 2 mm. Finalmente, en las raíces finas se contó el número de puntas radiculares totales y aquéllas que estaban micorrizadas y se calculó el porcentaje de micorrización de cada plantón. Posteriormente, las raíces se secaron a 65°C para la determinación de la biomasa radicular.

En cuanto a la parte aérea de los plantones, se determinó el peso de acículas y del tallo (secos a 65°C), además de la altura total y el diámetro basal.

#### Análisis estadístico

Los datos se transformaron para conseguir la homogeneidad de las varianzas. Los porcentajes se transformaron a :  $\arcsin(x + \text{constante})^{1/2}$ . Para el resto de variables se calculó el logaritmo decimal. El efecto de los tratamientos y, en el caso de la parte aérea de los plantones, del substrato litológico se evaluó por análisis de la varianza (Norusis, 1992). El porcentaje de supervivencia se evaluó mediante análisis log-lineal con 4 factores: supervivencia, substrato, micorrización, y compost. Los resultados de los análisis se presentan en los Anejos 1 a 4.

## RESULTADOS

La mortalidad de los plantones introducidos en calizas fue muy elevada y superior a la observada en margas (Tabla 2 y Anejo 1). No se observó ningún efecto de los tratamientos sobre la supervivencia de los plantones.

Tabla 2. Porcentaje de mortalidad después de dos años en el monte de plántones de *P. halepensis* introducidos en sustrato calizo y margoso (media de dos parcelas y error típico).

	Control	Compost	Micorr.	Comp+Mic
Calizas	88.9 (11.1)	93.3 (6.6)	94.6 (2.6)	95.3 (0.6)
Margas	37.8 (11.1)	27.7 (16.6)	36.0 (6.7)	43.3 (24.6)

Desde el verano de 1993 al invierno de 1994-95 el crecimiento en altura y diámetro de los plántones de *Pinus halepensis* plantados en margas fue mayor en los plántones que recibieron compost (Tabla 3 y Anejo 2), aunque la micorrización controlada en vivero tuvo un efecto marginalmente negativo sobre el crecimiento en altura. La triple interacción significativa observada en el crecimiento en diámetro basal se debe a que en Tibi ninguno de los tratamientos ofreció diferencias significativas, mientras que en Petrer la adición de compost supuso un mayor crecimiento en diámetro de los plántones y la micorrización en vivero una disminución marginal del mismo.

Tabla 3. Crecimiento en altura y en diámetro basal entre verano de 1993 e invierno de 1994-95 de plántones de *P. halepensis* introducidos en sustrato margoso.

	N	Altura (cm)	Diámetro (cm)
Control	28	3.76 (0.64)	0.10 (0.01)
Compost	34	5.31 (0.53)	0.17 (0.02)
Micorr.	26	3.18 (0.33)	0.08 (0.01)
Comp + Micorr.	28	3.24 (0.43)	0.15 (0.01)

No se observaron diferencias significativas entre el porcentaje de micorrización de los plántones de pino carrasco micorrizados en vivero y los controles, o entre los que recibieron compost y los que no fueron fertilizados (Tabla 4 y Anejo 5). No obstante, el porcentaje de puntas micorrizadas de los plántones introducidos en calizas fue superior en los plántones micorrizados en vivero (resultado del análisis de la varianza no mostrado).

Tabla 4. Porcentaje de micorrización de las distintas fracciones de las raíces, y biomasa subterránea de los plantones y de plantas espontáneas en función de los tratamientos y del sustrato de las parcelas (media y error típico). Las variables medidas en las raíces exteriores (RE) e interiores (RI) al cepellón y en las totales (R) son: REM, RIM, RM, porcentaje de puntas radiculares micorrizadas; RE<2, RI<2, biomasa de raíces finas; RE>2, RI>2, biomasa de raíces gruesas; RE/RI, relación raíces exteriores :raíces interiores al cepellón; BS, biomasa subterránea total; RO, biomasa de raíces de la vegetación espontánea.

		REM (%)	RIM (%)	RM (%)	RE<2 (g)	RE>2 (g)	RI<2 (g)	RI>2 (g)	RE/RI	BS	RO (g)
Calizas	Control	52.98 (4.19)	61.79 (8.20)	58.13 (6.15)	1.74 (0.24)	0.04 (0.04)	1.83 (0.36)	3.20 (0.83)	0.36 (0.04)	6.81 (0.86)	
	Compost	51.70 (6.42)	68.01 (5.59)	58.85 (6.10)	2.27 (0.97)	0.27 (0.20)	1.66 (0.44)	2.39 (0.55)	0.58 (0.21)	6.59 (1.56)	
	Micorr.	69.39 (7.75)	81.42 (3.81)	77.81 (3.57)	2.18 (0.50)	0.65 (0.23)	1.46 (0.18)	2.45 (0.51)	0.70 (0.09)	6.75 (1.01)	
	Comp +	46.44 (11.4)	67.29 (6.56)	55.07 (6.01)	2.19 (0.44)	1.23 (0.39)	2.28 (0.49)	4.55 (0.90)	0.50 (0.08)	10.26 (1.86)	
	Micorr.										
Margas	Control	41.09 (6.19)	49.65 (4.15)	45.22 (3.10)	0.67 (0.21)	0.00 (0.00)	1.25 (0.35)	0.64 (0.12)	0.42 (0.15)	2.56 (0.47)	5.86 (3.84)
	Compost	47.31 (6.21)	50.43 (4.80)	50.75 (4.24)	3.41 (0.81)	0.44 (0.29)	1.67 (0.29)	2.94 (0.82)	0.80 (0.09)	8.46 (1.96)	11.33 (7.65)
	Micorr.	41.10 (9.39)	53.74 (4.62)	47.65 (5.55)	0.98 (0.18)	0.00 (0.00)	0.74 (0.33)	1.19 (0.18)	0.59 (0.13)	2.91 (0.40)	9.81 (3.15)
	Comp +	50.74 (4.72)	60.45 (3.31)	55.04 (3.34)	1.28 (0.19)	0.00 (0.00)	1.35 (0.24)	2.43 (0.59)	0.41 (0.07)	5.06 (0.63)	19.50 (7.42)
	Micorr.										

La roca madre tuvo un efecto muy importante sobre la parte aérea de los plantones (Figura 1 y Anejo 3). La biomasa total, la de la fracción foliar y de tallo, la altura y el diámetro basal de los plantones fue superior en calizas que en margas. La adición de compost tuvo también un efecto positivo sobre ciertas variables, como la biomasa foliar, la biomasa del tallo y, en suma, sobre la biomasa total (Tabla 5). Los plantones micorrizados en vivero presentaron mayor altura y biomasa.

Tabla 5. Características de la parte aérea de los plantones: BF, biomasa foliar; BT, biomasa del tallo; BA, biomasa aérea total; R:S, relación biomasa subterránea:biomasa aérea.

		Altura	Diám.	BF	BT	BA	R :S
Calizas	Control	40.20 (2.01)	0.68 (0.04)	11.67 (1.01)	8.57 (0.65)	20.24 (1.41)	0.34 (0.05)
	Compost	39.25 (4.05)	0.72 (0.10)	12.22 (3.82)	9.34 (2.21)	21.56 (6.03)	0.34 (0.06)
	Micorr.	53.37 (1.48)	0.85 (0.13)	12.00 (2.36)	10.95 (1.95)	22.95 (4.29)	0.30 (0.02)
	Comp +	53.5 (7.69)	0.83 (0.16)	17.35 (3.74)	17.18 (2.96)	34.53 (6.69)	0.30 (0.01)
	Micorr.						
	Micorr.						
Margas	Control	30.44 (1.80)	0.49 (0.04)	3.36 (0.48)	2.53 (0.29)	5.89 (0.73)	0.43 (0.08)
	Compost	33.37 (1.79)	0.66 (0.07)	12.65 (3.68)	8.78 (3.04)	21.43 (6.43)	0.47 (0.06)
	Micorr.	50.06 (1.69)	0.54 (0.02)	4.22 (0.79)	5.31 (0.48)	9.54 (1.24)	0.32 (0.04)
	Comp +	51.50 (1.72)	0.69 (0.06)	7.34 (1.20)	8.36 (1.27)	15.70 (2.45)	0.33 (0.02)
	Micorr.						
	Micorr.						

Después de dos años en el monte, el efecto de los tratamientos sobre la biomasa subterránea de *P. halepensis* introducidos sobre calizas fue escaso. Sólo la fracción de raíces finas que había colonizado el hoyo de plantación mostró una respuesta positiva a la micorrización. La interacción entre compost y micorrización del análisis de la varianza mostró un efecto significativo y positivo de la aplicación de compost sobre la biomasa de raíces exteriores y la biomasa de raíces gruesas interiores al cepellón de los plantones micorrizados en vivero. Los individuos de pino carrasco plantados en margas mostraron un efecto significativo de la aplicación de compost urbano sobre la biomasa de raíces finas exteriores al cepellón y de raíces gruesas interiores al mismo. El compost también tuvo un efecto significativo sobre la totalidad de las raíces interiores y exteriores del cepellón, pero no para el sistema radicular completo. La micorrización en vivero tuvo un efecto significativo y positivo sobre la biomasa de raíces exteriores al cepellón aunque la magnitud del cambio fue bastante pequeña. La interacción entre los factores de adición de compost y micorrización controlada en vivero fue significativa, con una disminución de la biomasa de raíces exteriores de los individuos micorrizados que habían recibido compost frente aquéllos que sólo fueron fertilizados. Los plantones micorrizados en vivero presentaron una relación R:S menor.



Figura 1. Biomasa subterránea y aérea total de los plántones de *P. halepensis* introducidos en calizas y margas, en función de los tratamientos aplicados.

## **DISCUSION**

Los plántones de *Pinus halepensis* mostraron una mortalidad muy alta en calizas (cerca del 95 %). Estos resultados son parecidos a los obtenidos por otros autores con ésta y otras especies, que mostraron una diferencia de mortalidad entre los plántones introducidos en margas y en calizas (Vallejo *et al.*, 1994; Fuentes, 2000). Vilagrosa *et al.* (1997a) observaron que los plántones de *Pistacia lentiscus*, *Quercus coccifera* y *Q. ilex ssp. ballota* son capaces de resistir mejor la sequía prolongada sobre suelos margosos que sobre calizas. Estas diferencias

probablemente están relacionadas con una textura más fina en los suelos desarrollados sobre calizas, y una menor disponibilidad hídrica (Vilagrosa *et al.*, 1997a; Vilagrosa, com. pers.). Además, es posible que otros factores (como la pedregosidad o el volumen de suelo colonizable por las raíces) afecten también a la disponibilidad hídrica.

Al contrario que en la supervivencia, el crecimiento y la biomasa aérea y subterránea de los plantones fueron mayores en calizas. No obstante, debemos tener en cuenta que estas variables se han evaluado sobre los plantones que habían sobrevivido, y que esta mortalidad elevada pudo representar una selección de los plantones más fuertes, de aquéllos capaces de adaptarse más rápidamente a las condiciones del terreno, o de los introducidos en micrositos más favorables.

La adición de compost urbano favoreció el crecimiento de la parte aérea de los plantones de *P. halepensis* y, en margas, de la parte subterránea también (raíces interiores y exteriores del cepellón). La mejora de las propiedades físico-químicas del suelo mezclado con el compost (Díaz *et al.*, 1994; García *et al.*, 1994) puede explicar estos resultados. No obstante, la supervivencia de los plantones no mejoró por la adición de compost.

La micorrización controlada en vivero tuvo, en general, un efecto más modesto sobre la parte aérea de los plantones. El único efecto que puso de manifiesto fue sobre la morfología de los plantones micorrizados, notablemente más altos. Este efecto fue, probablemente, una consecuencia del tiempo de crecimiento en el vivero ya que (1) no se observó ningún efecto de la micorrización a lo largo del periodo de crecimiento en el campo, y (2) el crecimiento de los plantones micorrizados fue, sobre todo, en diámetro, y muy pobre en altura (Alloza y Vallejo, 1995).

Numerosos estudios han mostrado un aumento del crecimiento de los plantones micorrizados en vivero una vez transplantados al campo (Chalot *et al.*, 1988; Browning y Whitney, 1992), e incluso, un efecto cooperativo con enmiendas de compost de RSU (Querejeta *et al.*, 1998). No obstante, otros trabajos no encontraron efectos significativos de la micorrización controlada

en vivero. Por ejemplo, Badía Villas y Martí Dalmau (1994) no observaron ningún efecto de la inoculación con *Glomus* sp sobre la biomasa aérea de herbáceas en clima semiárido y sobre margas. Berch y Roth (1993) tampoco encontraron ninguna diferencia de crecimiento de los plantones de *Pseudotsuga menziesii* inoculados con *Rhizopogon vinicolor* en vivero, aunque atribuyeron estos resultados al pisoteo del ganado que afectó a los plantones tratados y controles. Resultados similares han sido presentados por Cram *et al.* (1999) en relación a la micorrización de *Pinus palustris* y *P. taeda* con *Pisolithus tinctorius*. Seva *et al.* (1996) encontraron un efecto muy débil de la micorrización controlada sobre el crecimiento y la supervivencia de plantones de *Quercus ilex* ssp. *ballota* plantados en ambiente seco. Estos resultados, aparentemente enfrentados, demuestran que el estudio de la comunidad de hongos micorrícicos de los plantones y de la relación entre el porcentaje de micorrización y la ecofisiología de los plantones son necesarios para explicar la relación entre la micorrización, la supervivencia y el crecimiento de los plantones forestales.

## **CONCLUSIONES**

El efecto de la roca madre sobre la supervivencia y el crecimiento de los plantones confirma los resultados obtenidos por Vallejo *et al.* (1994) y Vilagrosa *et al.* (1997a): mejores resultados sobre margas que sobre calizas.

La aplicación de compost puede estar justificada para aumentar el crecimiento en el monte del pino carrasco en medio semiárido, sobre todo en suelos margosos.

Contrariamente, los resultados de este estudio no parecen aconsejar la micorrización controlada en vivero que nosotros hemos utilizado para la repoblación en terrenos degradados en clima semiárido, ya que su efecto sobre la supervivencia y el crecimiento de los plantones resultó débil.

**ANEJOS**

Anejo 1. Resultado del análisis log-lineal de la mortalidad de  
plantones de *P. halepensis*. M=Mortalidad; S=Substrato;  
C=Compost; H=Micorrización.

	Primavera 1993	Otoño 1993	Otoño 1994
M x S	G=7.727 P=0.0054	G=534.292 P=0.0000	G=377.522 P=0.0000
M x C	G=0.560 P=0.4541	G=0.460 P=0.4977	G=0.354 P=0.5520
M x H	G=0.110 P=0.7405	G=0.029 P=0.8640	G=4.444 P=0.350
M x C x S	G=0.079 P=0.7781	G=0.092 P=0.7616	G=0.874 P=0.3499
M x H x S	G=0.086 P=0.7697	G=1.689 P=0.1938	G=0.686 P=0.4074
M x H x C	G=0.012 P=0.9123	G=0.712 P=0.3987	G=2.100 P=0.1473
M x H x C x S	G=0.955 P=0.3286	G=2.025 P=0.1547	G=1.912 P=0.1668

Anejo 2. Análisis de la varianza del crecimiento de plantones  
de *P. halepensis* sobre margas. P=Parcela; M=Micorrización;  
C=Compost.

	Crecimiento en Altura	Crecimiento en Diámetro
C	F=0.281 sig=0.689	F=0.657 sig=0.566
M	F=48.101 sig=0.091	F=7.262 sig=0.226
P	F=2.270 sig=0.538	F=1.370 sig=0.547
C x M	F=0.433 sig=0.630	F=0.030 sig=0.891
C x P	F=3.027 sig=0.332	F=4.013 sig=0.295
M x P	F=0.062 sig=0.845	F=0.068 sig=0.838
C x M x P	F=1.967 sig=0.164	F=4.019 sig=0.047

Anejo 3. Análisis de la varianza de la biomasa aérea de plántulas de *P. halepensis*. Las variables medidas son: BF, biomasa de hojas; BT, biomasa de tallo; LT, altura del tallo; DT, diámetro basal; BA, biomasa aérea total.

	Biomasa Foliar	Biomasa Tallo*	Altura*	Diámetro Basal	Biomasa Aérea*
C	F=6.049 sig=0.018	F=9.188 sig=0.004	F=0.076 sig=0.784	F=2.345 sig=0.134	F=7.544 sig=0.009
M	F=0.265 sig=0.609	F=9.631 sig=0.004	F=62.830 sig=0.000	F=2.102 sig=0.155	F=2.688 sig=0.109
S	F=21.312 sig=0.000	F=25.993 sig=0.000	F=7.174 sig=0.011	F=10.676 sig=0.002	F=23.589 sig=0.000
C x M	F=0.003 sig=0.960	F=0.027 sig=0.871	F=0.112 sig=0.740	F=0.230 sig=0.634	F=0.007 sig=0.936
C x S	F=3.863 sig=0.056	F=2.413 sig=0.128	F=1.014 sig=0.320	F=3.109 sig=0.086	F=3.264 sig=0.078
M x S	F=0.592 sig=0.446	F=0.020 sig=0.889	F=3.726 sig=0.061	F=0.221 sig=0.640	F=0.132 sig=0.718
C x M x S	F=1.691 sig=0.201	F=2.878 sig=0.098	F=0.127 sig=0.723	F=0.008 sig=0.927	F=2.408 sig=0.129

\*: Varianzas no homogéneas

Anejo 4. Resultado del análisis de la varianza de la biomasa subterránea de los plántulas de *P. halepensis* introducidos sobre sustrato calizo y margoso. Las variables medidas en las raíces exteriores (RE), interiores (RI) en el cepellón y totales (R) son: RE<2, RI<2, biomasa de raíces finas; RE>2, RI>2, biomasa de raíces gruesas; RE/RI, relación raíces exteriores : raíces interiores al cepellón. BS, biomasa subterránea total; BS/BA, relación biomasa subterránea : biomasa aérea; RA: raíces de otras plantas. Los factores corresponden a la adición de compost urbano (C) y a la micorrización en vivero (M).

	Calizas			Margas		
	C	M	C x M	C	M	C x M
RE < 2	F=0.016 sig=0.900	F=0.293 sig=0.598	F=0.009 sig=0.927	F=16.190* sig=0.000	F=1.934* sig=0.175	F=8.248* sig=0.008
RC < 2	F=0.719 sig=0.413	F=0.107 sig=0.749	F=1.651 sig=0.223	F=2.840 sig=0.103	F=1.902 sig=0.179	F=0.093 sig=0.763
RE > 2	F=2.743 sig=0.124	F=12.814 sig=0.004	F=0.186 sig=0.674	F=2.285* sig=0.142	F=2.285* sig=0.142	F=2.285* sig=0.142
RC > 2	F=0.794 sig=0.391	F=0.974 sig=0.343	F=4.075 sig=0.066	F=11.822* sig=0.002	F=0.002* sig=0.961	F=1.054* sig=0.313
RE	F=0.318 sig=0.583	F=2.018 sig=0.181	F=0.001 sig=0.970	F=15.808* sig=0.000	F=2.297* sig=0.141	F=8.408* sig=0.007
RC	F=0.797 sig=0.390	F=0.805 sig=0.387	F=5.449 sig=0.038	F=13.808 sig=0.001	F=0.035 sig=0.853	F=0.282 sig=0.600
RE : RC	F=0.003 sig=0.956	F=1.102 sig=0.315	F=2.812 sig=0.119	F=0.746 sig=0.395	F=0.916 sig=0.347	F=5.762 sig=0.023
Biomasa Radicular	F=0.402 sig=0.538	F=1.342 sig=0.269	F=1.524 sig=0.241	F=15.386 sig=0.001	F=0.019 sig=0.890	F=2.038 sig=0.165
R : S	F=0.003 sig=0.958	F=1.014 sig=0.334	F=0.000 sig=0.998	F=0.259 sig=0.615	F=4.945 sig=0.034	F=0.085 sig=0.773
Raíces Espontáneas	F=1.592* sig=0.231	F=1.147* sig=0.305	F=0.741* sig=0.406	F=1.663 sig=0.208	F=1.062 sig=0.312	F=0.129 sig=0.722

\*: Varianzas no homogéneas

Anejo 5. Análisis de la varianza del porcentaje de micorrización de los plantones de *Pinus halepensis*. Los factores corresponden a la fracción de raíces interiores o exteriores al cepellón (F), la adición de compost urbano (C), y a la micorrización en vivero (M).

	F	C	M	F x C	F x M	C x M	F x C x M
Calizas	F=8.312 sig=0.008	F=2.551 sig=0.123	F=2.231 sig=0.148	F=0.658 sig=0.425	F=0.149 sig=0.703	F=4.364 sig=0.047	F=0.004 sig=0.948
Margas*	F=4.451 sig=0.039	F=2.099 sig=0.153	F=1.183 sig=0.281	F=0.270 sig=0.606	F=0.438 sig=0.511	F=0.337 sig=0.564	F=0.024 sig=0.877

\* : Varianzas no homogéneas



## CONSIDERACIONES FINALES

El estado nutricional de los plantones de *Pinus halepensis* y *Quercus ilex* en condiciones mediterráneas secas en el medio plazo es relativamente homogéneo entre sustratos y termoclimas, presentando concentraciones foliares bajas en P y K y altas relaciones N:P y N:K, especialmente en margas. No obstante, dentro de cada situación se aprecia una heterogeneidad notable entre parcelas, como queda corroborado con la experiencia de Ayora, donde los plantones presentan concentraciones de N foliares bajas, más marcadas en el caso de los pinos. En general, ni en las plantaciones llevadas a cabo en 1993 ni en las de 1997, parecen existir relaciones sencillas entre las propiedades edáficas y las concentraciones de nutrientes en hoja, probablemente debido al estrecho margen de variación de las variables edáficas entre las parcelas estudiadas.

Los resultados de crecimiento y estado nutricional de los plantones junto con los de proliferación de raíces espontáneas en puntos enriquecidos en nutrientes y en los hoyos de plantación, apuntan a que el nutriente más limitante para el desarrollo de la vegetación es el fósforo, mientras que el nitrógeno lo es en menor medida (sobre todo en *Pinus halepensis*).

La aplicación de N inorgánico puede suponer un mayor riesgo de mortalidad de los plantones de pino, pero su aplicación promueve el crecimiento de las dos especies (sin modificar la concentración foliar de este nutriente). Sin embargo, la aplicación de P en forma de superfosfato cálcico no supone una mejora del estado nutricional de este elemento. La aplicación conjunta de N y P no sólo supone un aumento del crecimiento sino que también permite un mejor estado nutricional. Debido al efecto antagónico observado entre el N y el K, existe un peligro de producir desequilibrios nutricionales en caso de no considerar la aplicación de este último nutriente, si bien con el tiempo se diluyen estos riesgos.

La mejora de las condiciones nutricionales de los suelos mediante la aplicación de biosólidos, provoca incrementos del crecimiento y mejoras en el estado nutricional de los plantones, especialmente en P, así como un incremento de la densidad de raíces espontáneas en los hoyos de plantación, con el posible aumento de fenómenos de competencia. Los valores de

$\delta^{15}\text{N}$  de las plantas enmendadas sugieren que éstas son capaces de absorber el N aplicado en los biosólidos, que les permite un mayor crecimiento con aporte nutricional suficiente como para no disminuir la concentración de N foliar.

Ninguno de los tratamientos de fertilización mejoró la eficiencia en el uso del agua de las dos especies, aunque la aplicación de lodo seco en la superficie del hoyo de plantación originó valores de  $\delta^{13}\text{C}$  más altos que los demás tratamientos indicando una tendencia a una mayor eficiencia en el uso del agua, posiblemente debido al efecto mulch.

La aplicación de biosólidos tuvo mayor efecto sobre la morfología y el estado nutricional de los plantones que los tratamientos de fertilización inorgánica. Los nutrientes añadidos como urea y superfosfato cálcico pueden sufrir procesos de pérdida o inmovilización, disminuyendo la cantidad de los mismos disponibles para las plantas, mientras que los elementos aplicados en los biosólidos se liberan de manera lenta y gradual, pudiendo ser utilizados por las plantas en distintas fases de crecimiento. A pesar de ello, los efectos producidos por la fertilización (orgánica e inorgánica) se produjeron, básicamente, durante la primera primavera de los plantones en el monte, atenuándose las diferencias a partir de entonces. La baja dosis de aplicación de los biosólidos (10 Mg peso seco  $\text{ha}^{-1}$ ) puede ser la responsable de lo efímero de estos efectos, así como la obtención de una morfología poco eficiente en la adquisición de recursos cuando éstos se van agotando y los posibles fenómenos de competencia asociados a la mejora de las condiciones nutricionales edáficas. El crecimiento de los plantones de pino se vio afectado en mayor medida que los de carrasca tras la aplicación de biosólidos, de acuerdo con lo observado por distintos autores que postulan que son las especies que presentan mayores tasas de crecimiento relativo las que responden con más vigor a los cambios en la disponibilidad de recursos debido a su mayor plasticidad.

La mejora de las condiciones nutricionales de los hoyos de plantación supuso cambios en la distribución de asimilados que se tradujeron en una disminución de la relación R:S en ambas especies con la aplicación de los fertilizantes. Asimismo, se pusieron de manifiesto diferencias interespecíficas en cuanto al desarrollo de la parte subterránea con las enmiendas, promoviéndose el desarrollo de esta fracción en los plantones de carrasca (biomasa y

profundidad de enraizamiento) y disminuyendo en los de pino. Estas diferencias pueden estar relacionadas con la estrategia rebrotadora de la carrasca, por lo que tendería a acumular reservas en su parte subterránea que le permitieran una rápida regeneración tras perturbaciones.

En zonas degradadas de ambiente semiárido, la aplicación de compost de RSU incrementó el desarrollo de la parte aérea de los plantones de pino, mientras que la micorrización controlada en vivero no mejoró la supervivencia ni el crecimiento de los mismos. Ésto pudo ser consecuencia de una sustitución del hongo inoculado una vez introducidos los plantones en el monte por otro nativo de la zona, más eficaz y competitivo que el inoculado en vivero, como se puede inferir por la ausencia de diferencias en el porcentaje de micorrización de los plantones inoculados y controles dos años después de la plantación.

Globalmente, los resultados apuntan a una mejora del, frecuentemente, precario estado nutricional de los plantones y a un aumento del crecimiento (aunque de manera más bien tímida y efímera). Es posible que estos efectos se pudieran potenciar aumentando las dosis aplicadas, de manera que incrementara la fertilidad y estructura de los suelos, y atenuara las posibles interacciones competitivas. Considerando únicamente los residuos orgánicos con valor fertilizante (es decir, dejando de lado aquellos con concentraciones elevadas de metales pesados, salinidad excesiva, etc.) un aumento de la dosis sería probablemente aceptable por la mayoría de especies forestales mediterráneas. De hecho, en el marco del proyecto *Técnicas para mejorar las repoblaciones en suelos deficitarios en agua y/o nutrientes* (CICYT – FEDER, proyecto nº IFD97-1117-C01), hemos podido comprobar que con elevada disponibilidad hídrica, pero en ambientes confinados y condiciones climáticas mediterráneas, especies como *Q. ilex* y *P. halepensis* no mostraban signos de toxicidad a dosis que eran órdenes de magnitud superiores a las utilizadas en el presente trabajo. No obstante, existen evidencias de efectos tóxicos sobre especies leñosas. De manera que resulta imprescindible definir límites biológicos a la aplicación para poder gestionar eficazmente la aplicación de este tipo de compuestos en medios forestales.

Por otra parte, la aplicación de este tipo de residuos en medio forestales supone riesgos en ámbitos como la fertilidad del suelo a largo plazo, la eutrofización de las aguas y otros aspectos de la salud pública. Pese a que estas cuestiones no han sido estudiadas en la presente memoria, es evidente que deben ser tenidas en cuenta en cualquier plan de gestión. Idénticas consideraciones se deben hacer en relación con la aceptación social de este tipo de prácticas: proyectos de gestión diseñados con las máximas garantías y las expectativas más prometedoras se han visto truncados por problemas asociados a los malos olores, la abundancia de insectos, y la misma concepción de utilizar residuos humanos en medios naturales. Aunque se puede acudir a razones históricas (la conocida utilización de aguas negras en regadíos de la Huerta de Valencia), la mejor razón para convencer a usuarios escépticos de la bondad del uso de enmiendas orgánicas de este tipo es la garantía de que los riesgos ambientales se minimizan y por el contrario se potencian los beneficios, y esto pasa por un mejor conocimiento de los mecanismos implicados. Por otra parte, es necesario tener en cuenta que los medios forestales muestran algunas características (lejanía de núcleos de población, permanencia de la vegetación a lo largo de todo el año, interés en mantener poco alterada la comunidad biótica existente,...) que los diferencian claramente de los medios agrícolas. Por ello, la mera transposición de normativas y recomendaciones hechas en este ámbito debería tomarse como un remedio temporal, previo a la elaboración de códigos de buenas prácticas y legislación específica para medios forestales.

Finalmente, las repoblaciones suelen trabajar con presupuestos muy ajustados. De manera que un encarecimiento de la intervención, por pequeño que sea, es difícilmente asumible por los gestores, a no ser que los resultados justificaran dicho gasto. En el caso de repoblaciones, una disminución sustancial del número de marras sería una buena razón para abogar por la utilización de enmiendas orgánicas, especialmente si la reducción permite olvidar la onerosa reposición de marras. En nuestro estudio las supervivencias han sido, en general, muy altas, y de manera general no parece evidente un efecto positivo de las enmiendas en este sentido. Sin embargo, sería necesario profundizar más en estas cuestiones, puesto que es posible que una acertada aplicación de biosólidos pudiera resultar positiva en años climáticos más desfavorables. Por otra parte, el incremento de la producción forestal que puede permitir la aplicación de enmiendas orgánicas, no suele ser económicamente relevante ni en plantaciones

de crecimiento rápido, por lo que es una cuestión sin discusión en ambientes mediterráneos degradados. No obstante, destinar residuos ricos en materia orgánica y nutrientes a vertederos, resulta una opción relativamente cara y probablemente lo será más un futuro cercano. Y esto dejando de lado la dudosa rentabilidad económica de deshacerse de este tipo de recursos. Evaluaciones económicas hechas por nuestro grupo de investigación muestran que con maquinaria sencilla la aplicación de dosis elevadas de biosólidos en el hoyo de plantación puede suponer un encarecimiento considerable de los costes de repoblación, pero estos costes pueden ser fácilmente reducidos a 1/3 con mejoras técnicas actualmente disponibles. En estas condiciones, el coste de aplicación se reduciría a 8.11 Euro Mg<sup>-1</sup> (1.350 pesetas Mg<sup>-1</sup>), sustancialmente por debajo de los 36.06 Euro Mg<sup>-1</sup> (6.000 pts Mg<sup>-1</sup>) que cuesta actualmente el vertido (datos de la Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana). Por otra parte, considerando estos presupuestos, la aplicación de biosólidos según la dosis empleada en el presente trabajo sin tener en cuenta los gastos derivados del transporte supondría un gasto de 81 Euro ha<sup>-1</sup> (13.500 pts ha<sup>-1</sup>). Los gastos de la fertilización inorgánica (con urea y superfosfato cálcico aplicados conjuntamente) se elevarían a 4.16 Euro ha<sup>-1</sup> (693 pts ha<sup>-1</sup>). Dada la respuesta de los plántones a ambos tipos de tratamientos (en términos de crecimiento y estado nutricional), y la disponibilidad actual de residuos orgánicos, resulta obvio que este tipo de enmiendas sería claramente ventajosa.

## BIBLIOGRAFÍA

- Abad, N., Caturla, R.N., Baeza, J., Bladé, C., Vieira, F., Carbó, E., Valdecantos, A., Bonet, A., Serrasolsas, I., Guàrdia, R., Raventós, J., Alloza, J.A., Bellot, J. y V.R. Vallejo. 1997. Regeneración de los montes quemados. *En: La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana*. V.R. Vallejo (ed.). CEAM, Valencia. 51-148.
- Abbas, H., Barbero, M. y R. Loisel. 1984. Réflexions sur le dynamisme actuel de la régénération naturelle du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans les pinèdes incendiées en Provence calcaire (de 1973 à 1979). *Ecologia Mediterranea* X (3-4): 85-95.
- Aber, J.D. y J.M. Melillo. 1991. *Terrestrial ecosystems*. Saunders College Publishing, Philadelphia.
- Adams, F. 1980. Interactions of phosphorus with other elements in soils and in plants. *En: The role of phosphorus in agriculture*. ASA-CSSA-SSSA. Madison. 655-680.
- Adams, J.A., Warren, J.H. y K.C. Cameron. 1991. Potential nitrogen and phosphorus leaching from a sandy soil under *Pinus radiata* following amendment with municipal sewage sludge. *En: 3rd Australian Forest Soils and Nutrition Conf.* Pp. 111.
- Aerts, R. 1996. Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns? *Journal of Ecology* **84**: 597-608.
- Aguilar, R. y S.R. Loftin. 1994. Rangeland restoration with treated municipal sewage sludge. *En: Sewage sludge: Land utilization and the environment*. ASA-CSSA-SSSA. Pp: 211-220.
- Aguilar, R., Loftin, S.R. y P.R. Fresquez. 1994. Rangeland restoration with treated municipal sewage sludge. *En: Sewage sludge: Land utilization and the environment*. ASA-CSSA-SSSA, SSSA Miscellaneous Publication. Madison, WI. Pp: 211-220.
- Ahlström, K., Persson, H. e I. Börjesson. 1988. Fertilization in a mature Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand – effects on fine roots. *Plant and Soil* **106**: 179-190.
- Albaladejo, J. 1995. Soil rehabilitation and desertification control: case study in Murcia. *En: Desertification in a European context: Physical and socio-economic aspects*. Fantechi, R., Peter, D., Balabanis, P. y J.L. Rubio (eds.). European Union, Brussels. Pp: 213-224.
- Albaladejo, J. y E. Díaz. 1990. Degradación y regeneración del suelo en el litoral mediterráneo español: experiencias en el proyecto LUCDEME. *En: Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. CSIC. Pp: 191-214.
- Albaladejo, J., Stocking, M., Díaz, E. y V. Castillo. 1994. Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semi-arid environment: effect on soil chemical properties. *Soil Technology* **7**: 249-260.
- Albeza, E., Arques, E., Bernabé, A., Escarré, A., Jiménez-Ortiz, T., Lledó, M.J. y J.R. Sánchez. 1999. Experiencias para la mejora de masas forestales. *En: Reunión de Coordinación del Programa I+D sobre la Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valencia, Castellón, 22-24 Septiembre 1999*. Pp: 21-40.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F. y F. Ingelmo. 2001. Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* **76**: 125-129.
- Alcañiz, J.M., Comellas, L. y M. Pujolà. 1996. *Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora: recuperació de terrenys marginals*. Junta de Sanejament, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Allen, M.F. 1991. *The ecology of mycorrhizae*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Allison, L.E. y C.E. Moodie. 1965. Methods of soil analysis. *Agronomy* **9**.
- Alonso, F.J., Viladrich, O., Oliveira, G. e I. Serrasolses. 2000. Use of sewage sludge for restoration of degraded land. *En: Third International Congress of the European Society for Soil Conservation (ESSC): Man and Soil in the Third Millennium*. 28 March-1 April 2000. Valencia.
- Alloza, J.A. y V.R. Vallejo. 1995. *Características alométricas de los plantones de pino carrasco (Pinus halepensis)*. Serie: Restauración Forestal N° 1. Cuadernos CEAM. Valencia.
- Al-wabel, M.I., Alomran, A.M., Shalaby, A.A. y M.I. Choudhary. 1998. Effect of sewage sludge on some chemical properties of calcareous sandy soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **29**: 2713-2724.
- Amaranthus M.P. y J.M. Trappe. 1993. Effects of erosion on ecto- and VA-mycorrhizal inoculum potential of soil following forest fire in southwest Oregon. *Plant and Soil* **150**: 341-49.
- Araus, J.L., Bort, J., Ceccarelli, S. y S. Grando. 1997. Relationship between leaf structure and carbon isotope discrimination in field grown barley. *Plant Physiology and Biochemistry* **35**: 533-541.

- Arianoutsou, M. y G. Ne'eman. 2000. Post-fire regeneration of natural *Pinus halepensis* forests in the East Mediterranean Basin. *En: Ecology, biogeography and management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin*. Ne'eman, G. y L. Trabaud (eds.). Backhuys Publishers. Leiden. Pp: 269-289.
- Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C. y R. Pontanier. 1993. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South. *Rest Ecol.* March: 8-17.
- Attiwill, P.M. y M.A. Adams. 1993. Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* **124**: 561-582.
- Aubert, G. 1990. Les teneurs en métaux lourds dans les sols naturels et les sols enrichis en résidus d'épuration urbaine du Sud de la France. *Ecologia Mediterranea* XVI: 383-393.
- Azcón, R., Handley, L.L. y C.M. Scrimgeour. 1998 The  $\delta^{15}\text{N}$  of lettuce and barley are affected by AM status and external concentration of N. *New Phytologist* **138**: 19-26.
- Badía Villas, D. y C. Martí Dalmau. 1994. Mejora del valor pastoral y medio-ambiental de zonas semiáridas degradadas mediante técnicas de revegetación, remicorrización y acolchado: II. Aplicación en suelos margosos (*Calcaric Regosol*). *Lucas Mallada*, **6**: 37-53.
- Baeza, M.J., Pastor, A., Martín, J. y M. Ibáñez. 1991. 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.
- Ballard, R. 1980. Phosphorus nutrition and fertilization of forest trees. *En: The role of phosphorus in agriculture*. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. Pp: 763-804.
- Ballard, T.M. y R.E. Carter. 1984. Evaluating forest stand nutrient status. *Land Manag. Rep.* 20, B.C. Min. For., Victoria, B.C., 60 pp.
- Banerjee, M.R., Burton, D.L. y S. Depoe. 1997. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. *Agric. Ecosystems Environ.* **66**: 241-249.
- Barbéro, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D.M. y F. Romane. 1998. Pines of the Mediterranean Basin. *En: Ecology and biogeography of Pinus*. Richardson, D.M. (ed.). Cambridge University Press. Pp: 153-170.
- Barton, P.G. 1984. Preliminary results from spraying irrigating domestic sewage effluent under *Pinus radiata* at Waitangi forest. *En: Land treatment of wastes. Proceedings of a seminar*. Edited by R.J. Wilcock. Water & Soil Miscellaneous Publication No. 69: 63-84.
- Barton, P.G., Dyck, W.J. y P.N. McFarlane. 1987. Recent developments in irrigating wastewaters into production forests. *En: 56<sup>th</sup> ANZAAS Congress*, Palmerston North.
- Bastide, B. 1987. Effects du dessèchement du sol sur les régénérations de pins en milieu dunaire littoral. *En: Time scales and water stress: Proceedings of 5<sup>th</sup> international conference on Mediterranean ecosystems*. F. Di Castri, C. Floret, S. Rambal, y J. Roy. (eds.). The International Union of Biological Sciences (IUBS), Paris. pp: 143-148.
- Bastion, R.K. 1986. Overview on sludge utilization. *En: The Forest Alternative for the Treatment and Utilization of Municipal and Industrial Waste*. D.W. Cole, C.L. Henry y W.L. Nutter (eds.). Univ. of Washington Press, Seattle. Pp: 7-25.
- Bautista, S. 1999. *Regeneración post-incendio de un pinar (Pinus halepensis, Miller) en ambiente semiárido. Erosión del suelo y medidas de conservación a corto plazo*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante.
- Baven, L.D., Gardner, W.H. y W.R. Gardner. 1972. Retención del agua en el suelo. *En: Física de suelos*. Unión Tipográfica Editorial Hispano-Americana.
- Bayes, C.D., Davis, J.M. y C.M.A. Taylor. 1987. Sewage sludge as a forest fertilizer: experience to date. *Water Pollut. Control*, March 1987: 138-171.
- Bazzaz, F.A. y P.M. Wayne. 1994. Coping with environmental heterogeneity: the physiological ecology of tree seedlings regeneratin across the gap-understory continuum. *En: Exploitation of environmental heterogeneity by plants, ecophysiological processes above and belowground*. M.M.Caldwell y R.W.Pearcy (eds.). Academic Press, London. Pp: 391-414.
- Beckjord, P.R., Melhuis, J.H.Jr. y M.S. McIntosh. 1985. Effects of nitrogen and phosphorus fertilization on growth and formation of ectomycorrhizae of *Quercus alba* and *Q. rubra* seedlings by *Pisolithus tinctorius* and *Scleroderma auranteum*. *Can. J. Bot.* **63**: 1667-1680.
- Bell, R.L. y D. Binkley. 1989. Soil nitrogen mineralization and immobilization in response to periodic prescribed fir in a loblolly pine plantation. *Can. J. For. Res.* **19**: 816-820.
- Bellot, J., Cortina, J., Sánchez, J.R., Raventós, J., Bonet, A., Vilagrosa, A., Caturla, R., Ortiz de Urbina, J.M., Hernández, N., Chirino, E., Rubio, E., Maestre, F., Cremades, M. y D. Fonseca. 1999. Restauración forestal en clima semiárido e investigación específica de los problemas de regeneración y control de la erosión en

- zonas con riesgo de desertificación. *En*: Reunión de Coordinación del Programa I+D sobre la Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana, Castellón, 22-24 Septiembre 1999. Pp: 3-20.
- Bennett, L.T., Weston, C.J., Judd, T.S., Attiwill, P.M. y P.H. Whiteman. 1996. The effects of fertilizers on early growth and foliar nutrient concentrations of three plantations eucalypts on high quality sites in Gippsland, southeastern Australia. *For Ecol. Manage.* **89**: 213-226.
- Bennett, L.T., Weston, C.J. y P.M. Attiwill. 1997. Biomass, nutrient content and growth response to fertilisers of six-year-old Eucalyptus globulus plantations at three contrasting sites in Gippsland, Victoria. *Aust.J.Bot.* **45**: 103-121.
- Benyon, R., Hutchinson, D., Stewart, H.T.L. y P.J. O'Shaughnessy. 1991. Establishment of eucalypt plantations irrigated with sewage at Werribee, Victoria. *En*: 3rd Australian Forest Soils and Nutrition Conf. Pp: 107-108
- Berch, S.M. y A.L. Roth. 1993. Ectomycorrhizae and growth of Douglas-fir seedlings preinoculated with *Rhizopogon vinicolor* and outplanted on eastern Vancouver Island. *Can. J. For. Res.* **23**: 1711-1715.
- Bergmann, W. 1992. *Nutritional disorders of plants*. G. Fisher Verlag, Jena.
- Berry, C.R. 1977. Initial response of pine seedlings and weeds to dried sewage sludge in rehabilitation of an eroded forest site. *USDA FSR Note SE* – 249.
- Bigg, W.L. y J.W. Schalaus. 1990. Mineral nutrition and the target seedling. *En*: Target seedling symposium: Proceedings, combined meeting of the western forest nursery associations. USDA Forest Service Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Report RM-200. Pp: 139-160.
- Binkley, D. 1986. *Forest nutrition management*. John Wiley & Sons. New York. 290 pp.
- Binkley, D. 1993. *Nutrición forestal. Prácticas de manejo*. Editorial Limusa, S.A. de C.V. México, D.F. 518 pp.
- Binkley, D., Richter, D., David, M.B. y B. Caldwell. 1992. Soil chemistry in a loblolly pine forest with interval burning. *Ecological Applications* **2**: 157-164.
- Bloom, A.J., Chapin, F.S. y H.A. Mooney. 1985. Resource limitations in plants - an economic analysis. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **16**: 363-392.
- Bonneau, M. 1986. Fertilisation à la plantation. *R.F.F.* XXXVIII: 293-300.
- Boot, R.G.A. y M. Mensink. 1991. The influence of nitrogen availability on growth parameters of fast- and slow-growing perennial grasses. *En*: Plant root growth. An ecological perspective. D. Atkinson, ed. Blackwell Scientific Publications. Oxford. Pp: 161-168.
- Boutton, T.W. 1991. Stable carbon isotope ratios of natural materials: I. Sample preparation and mass spectrometric analysis. *En*: Carbon Isotope Techniques. Coleman, D.C. y B. Fry (eds.). Academic Press. San Diego.
- Bowen, G.D. 1973. *En*: Ectomycorrhizae - Their Ecology and Physiology. G.D. Marks y T.T. Kozlowski (éds.). Academic Press, New York, pp. 151-205.
- Bradbury, D.E. 1981. The physical geography of the Mediterranean lands. *En*: Ecosystems of the world. XI. Mediterranean-type shrublands. F. Di Castri, F., D.W. Goodall, y R.L. Specht. (eds). Elsevier, Amsterdam. Pp: 53-62.
- Bradshaw, A.D. y M.J. Chadwick. 1988. *Restauració de terres*. Manuals de la Diputació de Barcelona 4. Barcelona.
- Brechelt, A. 1989. Effect of different organic manures on the efficiency of VA mycorrhiza. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **29**: 55-58.
- Brix, H. 1983. Effects of thinning and nitrogen fertilization on growth of Douglas-fir; relative contributions of foliage quality and efficiency. *Can.J.For.Res.* **13**: 167-175.
- Brockley, R.P. 1992a. Response of thinned, immature lodgepole pine to nitrogen fertilization: six-year growth response. FRDA II, Rep. 184. B.C. Ministry of Forests. 34 pp.
- Brockley, R.P. 1992b. Effects of fertilization on the nutrition and growth of a slow-growing Englemann spruce plantation in south central British Columbia. *Can. J. For. Res.* **22**: 1617-1622.
- Brockway, D.G. 1983. Forest floor, soil, and vegetation responses to sludge fertilization in red and white pine plantations. *Soil Sci.Soc.Am.J.* **47**: 776-784.
- Brockway, D.G., Urie, D.H., Nguyen, P.V. y J.B. Hart. 1986. Wastewater and sludge nutrient utilization in forest ecosystems. *En*: The forest alternative for treatment and utilization of municipal and industrial wastes. Cole, D.W., Henry, C.L. y W.L. Nutter (eds.). University of Washington Press, Seattle. Pp: 221-245.
- Brofas, G., Michopoulos, P. y D. Alifragis. 2000. Sewage sludge as an amendment for calcareous bauxite mine spoils reclamation. *Journal of Environmental Quality* **29**: 811-816.
- Broncano, M.J. 1995. *Estudio de la revegetación de zonas potencialmente ocupadas por bosques mixtos de pino carrasco y encina*. Trabajo experimental de máster. Universidad Autónoma de Barcelona, Barcelona.

- Broncano, M.J., Riba, M. y J. Retana. 1998. Seed germination and seedling performance of two Mediterranean tree species, holm oak (*Quercus ilex* L.) and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.): a multifactor experimental approach. *Plant Ecology* **138**: 17-26.
- Browning, M.H.R. y R.D. Whitney. 1992. The influence of phosphorus concentration and frequency of fertilization and ectomycorrhizal development in containerized black spruce and jack pine seedlings. *Can. J. For. Res.* **22**: 1263-1270.
- Buchmann, N., Kao, W.Y. y J. Ehleringer. 1997. Influence of stand structure on carbon-13 of vegetation, soils, and canopy air within deciduous and evergreen forests in Utah, United States. *Oecol.* **110**: 109-119.
- Buning, W.G.W. 1992. New techniques of sludge management in the Netherlands. *European Water Pollution Control* **2**: 39-45.
- Burdett, A.N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for forest planting stocks. *Can. J. For. Res.* **22**: 1263-1270.
- Bussotti, F., Borghini, F., Celesti, C., Leonzio, C. y P. Bruschi. 2000. Leaf morphology and macronutrients in broadleaved trees in central Italy. *Trees* **14**: 361-368.
- Camps, F. y J. Bonany. 1997. Evaluación técnica de la reforestación de tierras agrícolas con especies de crecimiento rápido para la producción de madera de trituración en Catalunya. *En: Libro de actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso. Tomo VI. Pamplona, 23-27 Junio 1997.* Pp: 33-38.
- Canadell, J. y M. Vilá. 1992. Variation in tissue element concentrations in *Quercus ilex* L. over a range of different soils. *Vegetatio* **99-100**: 273-282.
- Canham, C.D., Berkowitz, A.R., Kelly, V.R., Lovett, G.M., Ollinger, S.V. y J. Schnurr. 1996. Biomass allocation and multiple resource limitation in tree seedlings. *Can.J.For.Res.* **26**: 1521-1530
- Carreira, J.A., Lajtha, K. y F.X. Niell. 1997. Phosphorus transformations along a soil/vegetation series of fire-prone, dolomitic, semi-arid shrublands of southern Spain - Soil P and Mediterranean shrubland dynamics. *Biogeochemistry* **39**: 87-120.
- Carreira, J.A., Niell, X. y A. Asensi. 1991. *Orsis* **6**: 199-214.
- Casals, P., Romanyà, J., Cortina, J., Bottner, P., Coùteux, M.-M. y Vallejo, V.R. (2000). CO<sub>2</sub> efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. I. Seasonality and effects of stoniness. *Biogeochemistry* **48**: 261-281.
- Castell, C. 1997. *Ecofisiologia de dues espècies rebrotadores mediterrànies: l'arboç (Arbutus unedo) i l'alzina (Quercus ilex)*. Institut d'Estudis Catalans. Barcelona.
- Causton, D.R. y J.C. Venus. 1981. *The biometry of plant growth*. Edward Arnold (Publ.). 307 pp.
- Cenni, E., Busotti, F. y L. Galeotti. 1998. The decline of a *Pinus nigra* Arn reforestation stand on a limestone substrate: the role of nutritional factors examined by means of foliar diagnosis. *Ann. Sci. For.* **55**: 567-576.
- Cerdà, A. 1995. Spatial distribution of infiltration on the matorral slopes in a Mediterranean environment. *En: Desertification in an European context.* Fantechi, R., Peter, D., Balabanis, P. y Rubio J.L. (eds.). European Commission, Brussels. Pp: 427-436.
- Ceulemans, R. y M. Mousseau. 1994. Effects of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> on woody plants: a review. *Tansley Review No. 71. New Phytol.* **127**: 425-446.
- Chakravarty, P. y L. Chatarpaul. 1990. Effect of fertilization on seedling growth, ectomycorrhizal symbiosis and nutrient uptake in *Larix laricina*. *Can. J. For. Res.* vol. **20**: 245-248.
- Chalot, M., Battut, P.M., Botton, B., Le Tacon, F. y J. Garbaye. 1988. Recent advances in physiological and practical aspects of ectomycorrhizal effects on tree development. *Acta Oecol. Oecol. Appl.* **9**: 333-351.
- Chandler, J.W. y J.E. Dale. 1995. Nitrogen deficiency and fertilization effects on needle growth and photosynthesis in Sitka spruce (*Picea sitchensis*). *Tree Physiol* **15**: 813-817.
- Chapin III, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **11**: 233-260.
- Chapin III, F.S. 1991. Effects of multiple environmental stresses on nutrient availability and use. *En: Response of plants to multiple stresses.* Mooney, H.A., Winner, W.E. y E.J. Pell (eds.). Academic Press, San Diego, CA. Pp: 67-88.
- Chapin III, F.S., Bloom, A.J., Field, C.B. y R.H. Waring. 1987. Plant responses to multiple environmental factors. *Bioscience* **37**: 49-57.
- CMA. 1973. Determinaciones analíticas de suelos. Normalización de métodos. 1. pH, materia orgánica y nitrógeno. *Anales Edaf. Agrob.* XXXII: 1153-1172.
- Colpaert, J.V., Van Laere, A. y J.A. Van Assche. 1996. Carbon and nitrogen allocation in ectomycorrhizal and non-mycorrhizal *Pinus sylvestris* L. seedlings. *Tree Physiol* **16**: 787-793.

- Constantini, A., Loch, R.J., Glanville, S.F. y D.N. Orange. 1995. Evaluation of potential to dispose of sewage sludge. I. Soil hydraulic and overland flow properties of *Pinus* plantations in Queensland. *Aust. J. Soil. Res.* **33**: 1041-1052.
- Coppenet, M. y C. Juste. 1987. Oligoelementos indispensables para la vida de las plantas. Fenómenos de toxicidad. *En: Edafología. 2. Constituyentes y propiedades del suelo.* Bonneau, M. y B. Souchier. Masson, s.a. 410-418.
- Cortina, J. 1992. *Efectes de les plantacions de Pinus radiata D. Don sobre la fertilitat del sòl.* Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Cram, M.M., Mexal, J.G. y R. Souter. 1999. Successful reforestation of South Carolina sandhills is most influenced by seedling inoculation with *Pisolithus tinctorius* on the nursery. *South. J. Applied For.* **23**: 46-52.
- Cuevas, E. y E. Medina. 1988. Nutrient dynamics within amazonian forests. II. Fine root growth, nutrient availability and leaf litter decomposition. *Oecologia* **76**: 222-235.
- Damesin, C., Rambal, S. y R. Joffre. 1998a. Seasonal and annual changes in leaf  $\delta^{13}\text{C}$  in two co-occurring Mediterranean oaks: relations to leaf growth and drought progression. *Functional Ecology* **12**: 778-785.
- Damesin, C., Rambal, S. y R. Joffre. 1998b. Co-occurrence of trees with different leaf habit: a functional approach on Mediterranean oaks. *Acta Oecologica* **19**: 195-204.
- Davidson, R., Gagnon, D., Mauffette, Y. y H. Hernández. 1998. Early survival, growth and foliar nutrients in native Ecuadorian trees planted on degraded volcanic soils. *For.Ecol.Manage.* **105**(1-3): 1-19.
- De Simón, E., Mintegui, J.A., García, J.L. y J.C. Robredo. 1993. *La restauración hidrológico-forestal en las cuencas hidrográficas de la vertiente Mediterránea.* Junta de Andalucía, Granada.
- De Wit, A.M.W. y L.C. Brouwer. 1998. The effect of afforestation as a restoration measure in a degraded area in a Mediterranean environment near Lorca (Spain). *Ecosystems and Sustainable Development* 165-170.
- Di Castri, F. 1981. Mediterranean-type shrublands of the world. *En: Ecosystems of the world. XI. Mediterranean-type shrublands.* F. Di Castri, D.W. Goodall, y R.L. Specht (eds.). Elsevier. Amsterdam.
- Díaz, E., Roldán, A., Lax, A. y J. Albaladejo. 1994. Formation of stable aggregates in degraded soil by amendment with urban refuse and peat. *Geoderma* **63**: 277-288.
- Díaz, G. y M. Honrubia. 1993. Infectivity of mine soils from Southeast Spain. II. Mycorrhizal population levels in spoilt sites. *Mycorrhiza*, **4**: 85-88.
- Duchaufour, P. 1995. *Pédologie. Sol, Végétation, Environnement.* Masson Eds. Paris. 336 pp.
- Dutil, P. 1987. La caliza en los suelos. Calcio y magnesio. *En: Edafología. 2. Constituyentes y propiedades del suelo.* M. Bonneau y B. Souchier. Massons, s.a. 374-380.
- Ed-Derfoufi, F. 1986. *Gestion et dynamique des nutriments dans des taillis de chêne vert âgés et très jeunes.* These. Université des Sciences et Techniques du Languedoc.
- Edmonds, R.L. y K.P. Mayer. 1981. Survival of sludge-associated pathogens and their movement into groundwater. *En: Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands.* C.L. Bledsoe (ed.). Institute of Forest Resources, University of Washington, Seattle. Pp: 79-86.
- Ehleringer, J.R. 1991.  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  Fractionation and its utility in terrestrial plant studies. *En: Carbon Isotope Techniques.* Coleman, D.C. y B. Fry (eds.). Academic Press. San Diego.
- Ehleringer, J.R. y C.S. Cook. 1991. Carbon isotope discrimination and xylem hydrogen isotope ratios in desert plants. *En: Stable Isotopes in Plant Nutrition, Soil Fertility, and Environmental Studies.* IAEA. Vienna. Pp. 489-497.
- Elberse, W.Th. y F. Berendse. 1993. A comparative study of the growth and morphology of eight grass species from habitats with different nutrient availabilities. *Functional Ecology* **7**: 223-229.
- Engelstad, O.P. y E.S. Allen. 1971. Effect of form and proximity of added nitrogen on crop uptake of phosphorus. *Soil Sci.* **112**: 330-337.
- Escarré, A., Ferrés, L., López, R., Martín, J., Rodà, F. y J. Terradas. 1987. Nutrient use strategy by ever-green oak (*Quercus ilex* ssp *ilex*) in NE Spain. *En: Plant responses to stress.* Tenhunen, J.D., Catarino, F.M., Lange O.L. y W.C. Oechel (eds.). Springer, Berlin. Pp: 429-435.
- Escarré, A., Rodà, F., Terradas, J. y X. Mayor. 1999. Nutrient distribution and cycling. *En: Ecology of mediterranean evergreen oak forests.* Rodà, F., Retana, J., Gracia, C.A. y J. Bellot (eds.). Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. Ecological Studies, vol. 137. 253-269.
- Escudero Alameda, J., Díaz Barrionuevo, A. y M. Cortijo Martínez. 1997. Lodos de depuración de aguas residuales como fertilizantes agrícolas y forestales. *En: Libro de actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso.* Tomo II. Pamplona, 23-27 Junio 1997. Pp: 301-306.

- Escudero, A., Del Arco, J.M., Sanz, I.C. y J. Ayala. 1992. Effects of leaf longevity and retranslocation efficiency on the retention time of nutrients in the leaf biomass of different woody species. *Oecologia* **90**: 80-87.
- Espelta, J.M. 1996. *La regeneració de boscos d'alzina (Quercus ilex L.) i pi blanc (Pinus halepensis Mill.): Estudi experimental de la resposta de les plàntules a la intensitat de llum i a la disponibilitat d'aigua*. Tesi Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Fahey, T.J.; Battles, J.J. y G.F. Wilson. 1998. Responses of early successional northern hardwood forests to changes in nutrient availability. *Ecological Monographs* **68**(2): 183-212.
- Farquhar, G.D., O'Leary, M.H. y J.A. Berry. 1982. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Aust. J. Plant Physiol.* **9**: 121-137.
- Ferran, A. 1996. *La fertilitat de sòls forestals en la regeneració després del foc de diferents ecosistemes mediterranis*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Ferran, A., Castell, C., Farràs, A., López, L. y V.R. Vallejo. 1991b. Els efectes del foc en pinedes de la Catalunya Central. *Butll. Inst. Cat. Nat.* **59**: 129-143.
- Ferran, A., Delitti, W. y V.R. Vallejo. 1998. Effects of different fire recurrences in *Quercus coccifera* communities of the Valencia region (Spain). *En: III International Conference on Forest Fire Research. Proceedings, Vol. II. Viegas, D.X. (ed.). Pp: 1555-1569.*
- Ferran, A., Serrasolsas, I. y V.R. Vallejo. 1991a. Soil evolution after fire in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* forests. *En: 1<sup>st</sup> European Symposium on Terrestrial Ecology. Florence, Italy.*
- Fons, J. 1995. *Avaluació de la fertilitat de sòls forestals mediterranis. el cas de les pinedes de pi blanc (Pinus halepensis Mill.)*. Tesi doctoral. Universitat de Barcelona.
- Fons, J. y V.R. Vallejo. 2000. Estrategia nutricional de *Rosmarinus officinalis* y *Genista scorpius* en campos abandonados. *En: Simposio de la AEET: Aspectos funcionales de los ecosistemas Mediterráneos. Granada.*
- Fonseca, D. E. 1999. Manipulación de las características morfoestructurales de plantones de especies forestales mediterráneas producidos en vivero. Implicaciones sobre su viabilidad y adaptación a condiciones de campo en ambiente semiárido. Tesis de Máster. Instituto Agronómico de Zaragoza, CIHEAM. Zaragoza.
- Fresquez, P.R., Francis, R.E. y G.L. Dennis. 1990. Sewage sludge effects on soil and plant quality in a degraded, semiarid grassland. *J. Environ. Qual.* **19**: 324-329.
- Fuentes, D. 2000. *Caracterización de repoblaciones forestales de Pinus halepensis Mill. en la provincia de Valencia con clima Mesomediterráneo seco*. Proyecto final de carrera. Universitat de Lleida.
- García Cano, M.F. 1998. *Avaluació de la pèrdua de nutrients i dels canvis en la fertilitat del sòl en un matollar de Ulex parviflorus afectat pel foc i la pluja torrencial*. Tesi de llicenciatura. Universitat d'Alacant.
- García, C., Hernández, T., Costa, F. y B. Ceccanti. 1994. Biochemical parameters in soils regenerated by the addition of organic matter. *Waste Management and Research*, **12**: 457-466.
- Garrison, M.T., Moore, J.A., Shaw, T.M. y P.G. Mika. 2000. Foliar nutrient and tree growth response of mixed-conifer stands to three fertilization treatments in northeast Oregon and north central Washington. *For. Ecol. Manage.* **132**: 183-198.
- Garten, C.T.Jr. 1976. Correlations between concentrations of elements in plants. *Nature* **261**: 686-688.
- Generalitat Valenciana. 1995. *Plan de reforestación de la Comunidad Valenciana 1994-1999*.
- Generalitat Valenciana. 1999. *Los montes valencianos en cifras. Extracto del segundo inventario forestal de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Agricultura y Medio Ambiente. 51 pp.
- George, E. y B. Seith. 1998. Long-term effects of a high nitrogen supply to soil on the growth and nutritional status of young Norway spruce trees. *Environmental Pollution* **102**: 301-306.
- Glyphis, J.P. y G.M. Puttick. 1989. Phenolics, nutrition and insect herbivory in some garrigue and maquis plant species. *Oecologia* **78**: 259-263.
- Godron, M., Guillermin, J.L., Poissonet, J., Poissonet, P., Thiault, M. y L. Trabaud. 1981. Dynamics and management of vegetation. *En: Ecosystems of the world. XI. Mediterranean-type shrublands. F. Di Castri, D.W. Goodall y R.L. Specht (eds.). Elsevier. Amsterdam. Pp: 317-344.*
- Gómez Jover, F. y F.J. Jiménez. 1998. *Un programa de forestación de superficies agrarias*. MAPA. Madrid. 383 pp.
- Gómez Sanz, V. y R. Elena Rosselló. 1997. Investigación de las marras causadas por factores ecológicos de naturaleza meteorológica. *Cuadernos de la SECF* **4**: 13-25.
- Gordo, J. y L. Gil. 1990. Los bosques españoles en el Catálogo de Montes de Utilidad Pública. *Ecología* (fuera de serie) **1**: 113-128.

- Gracia, C.A., Sabaté, S., Martínez, J.M. y E. Albeza. 1999. Functional responses to thinning. *En: Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia y J. Bellot (eds.). Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. Ecological Studies, Vol. 137. Pp: 329-338.
- Graglia, E., Jonasson, S., Michelsen, A. e I.K. Schmidt. 1997. Effects of shading, nutrient application and warming on leaf growth and shoot densities of dwarf shrubs in two arctic-alpine plant communities. *Ecoscience* **4**(2): 191-198.
- Graham, R.T., Harvey, A.E. y M.F. Jurgensen. 1989. Effect of site preparation on survival and growth of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziessi* Mirb. Franco.) seedlings. *New Forests* **3**: 89-98.
- Gratani, L. 1996. Leaf and shoot growth dynamics of *Quercus ilex* L. *Acta Oecologica* **17**(1): 17-27.
- Grime, J.P. y A.V. Curtis. 1976. The interaction of drought and mineral nutrient stress in calcareous grasslands. *J. Ecol.* **64**: 975-988.
- Grunes, D.L. 1959. Effect of nitrogen on the availability of soil and fertilizer phosphorus to plants. *Adv. Agron.* **11**: 369-396.
- Guerra, A., Guitián, F., Paneque, G., García, A., Sánchez, J.A., Monturiol, F. y J.L. Mudarra. 1966. *Mapa de suelos de España*.
- Guo, Y., Lockhart, B.R. y T.T. Ku. 1998. Effect of nitrogen and phosphorus fertilization on growth in a sweetgum plantation in Southeastern Arkansas. *South.J.Appl.For.* **22**: 163-168.
- Gupta, G.N., Singh, N., Bohra, N.K. y B. Singh. 1995. Effect of fertilizer application on growth and biomass production of *Ailanthus excelsa* on an arid land. *Annals of Arid Zone* **34**: 121-125.
- Gurr, J.E. y M. Wicklow-Howard. 1994. VA mycorrhizal status of burned and unburned sagebrush habitat. *En: Proceedings - Ecology and Management of Annual Rangelands*, Boisse 1994. S.B. Monsen y S.G. Kitchen (eds.). Intermountain Research Station, Ogden, pp. 132-135.
- Haase, D.L. y R. Rose. 1995. Vector analysis and its use for interpreting plant nutrient shifts in response to silvicultural treatments. *For. Sci.* **41**: 54-66.
- Hakulinen, J., Julkunen-Tiitto, R. y J. Tahvanainen. 1995. Does nitrogen fertilization have an impact on the trade-off between willow growth and defensive secondary metabolism? *Trees - Structure and Function* **9**: 235-240.
- Handley, L.L. y C.M. Scrimgeour. 1997. Terrestrial plant ecology and N-15 natural abundance: The present limits to interpretation for uncultivated systems with original data from a Scottish old field *Advances in Ecological Research*, Vol. **27**: 133-212.
- Handley, L.L., Daft, M.J., Wilson, J., Scrimgeour, C.M., Ingleby, K. y M.A. Sattar. 1993. Effects of ecto- and VA-mycorrhizal fungi *Hydnagium carneum* and *Glomus clarum* on the  $\delta^{15}\text{N}$  and  $\delta^{13}\text{C}$  values of *Eucalyptus globulus* and *Ricinus communis*. *Plant, Cell and Environ.* **16**: 375-382.
- Handley, L.L., Austin, A.T., Robinson, D., Scrimgeour, C.M., Raven, J.A., Heaton, T.H.E., Schmidt, S. y G.R. Stewart. 1999. The  $^{15}\text{N}$  abundance of ecosystem samples reflects measures of water availability. *Aust. J. Plant Physiol.* **26**: 185-199.
- Hanway, J.J. y R.A. Olson. 1980. Phosphate nutrition of corn, sorghum, soybeans, and small grains. *En: The role of phosphorus in agriculture*. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. Pp: 681-692.
- Harrison, R.B., Gessel, S.P., Zabowski, D., Henry, C.L., Xue, D., Cole, D.W. y J.E. Compton. 1996. Mechanisms of negative impacts of three treatments on nutrient availability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **60**: 1622-1628.
- Hasselgren, K. 1998. Use of municipal waste products in energy forestry: highlights from 15 years of experience. *Biomass and Bioenergy* Vol. **15**, No. 1: 71-74.
- Hättenschwiler, S., Miglietta, F., Raschi, A. y C. Körner. 1997. Morphological adjustments of mature *Quercus ilex* trees to elevated  $\text{CO}_2$ . *Acta Oecologica* **18**(3): 361-365.
- Haynes, B.E. y S.T. Gower. 1995. Belowground carbon allocation in unfertilized and fertilized red pine plantations in northern Wisconsin. *Tree Physiology*. **15**: 317-325.
- Heaton, T.H.E. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chemical geology* **59**: 87-102.
- Heckathorn, S.A., De Lucia, E.H. y R.E. Zielinski. 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.
- Henderson, S., Hattersley, P., von Caemmerer, S. y C.B. Osmond. 1995. Are C4 pathway plants threatened by global climatic change? *En: Ecophysiology of photosynthesis*. Schulze, E.D. y M.M. Caldwell (eds.). Springer-Verlag, Berlin. Pp: 529-549.

- Hendricks, J.J., Nadelhoffer, K.J. y J.D. Aber. 1993. Assessing the Role of Fine Roots in Carbon and Nutrient Cycling. *Trends in Ecol. and Evol.* **8**: 174-178.
- Henkin, Z., Noy-Meir, I., Kafkafi, U., Gutman, M. y N.G. Seligman. 1996. Phosphate fertilization primes production of rangeland on brown rendzina soils in the Galilee, Israel. *Agric. Ecosystems Environ.* **59**: 43-53.
- Henkin, Z., Seligman, N.G., Noy-Meir, I., Kafkafi, U. y M. Gutman. 1998. Rehabilitation of Mediterranean dwarf-shrub rangeland with herbicides, fertilizers and fire. *Journal of Range Management.* **51**: 193-198.
- Henry, C.L. y D.W. Cole. 1994. Biosolids utilization in forest lands. *En: Sewage sludge: land utilization and the environment.* ASA-CSSA-SSSA, SSSA Miscellaneous Publication. Madison, WI. Pp: 89-94.
- Henry, C.L., Harrison, R.B. y D.W. Cole. 1995. Forestry. *En: Soil amendments - impacts on biotic systems.* CRC Press, Inc. Pp: 99-120.
- Herranz Sanz, J.M.. 2000. Aspectos botánicos y ecológicos del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.). *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* **10**: 13-17.
- Herrero Cardillo, E., Walter, I. y M. López Arias. 1997. Mejora de la capacidad de regeneración natural de suelos degradados mediante la incorporación de un compost de lodo residual. *En: Libro de actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso. Tomo II. Pamplona, 23-27 Junio 1997.* Pp: 385-390.
- Holopainen, J.K., Rikala, R., Kainulainen, P. y J. Oksanen. 1995. Resource partitioning to growth, storage and defence in nitrogen fertilized Scots pine and susceptibility of the seedlings to the tarnished plant bug *Lygus rugulipennis*. *New Phytol.* **131**: 521-532.
- Honrubia, M. 1995. Efecto de las micorrizas en la restauración de zonas afectadas por incendios forestales de la Comunidad Valenciana. *En: Plan de Reforestación de la Comunidad Valenciana 1994-1999, Generalitat Valenciana, Conselleria de Medi Ambient, pp. 71-72.*
- Huante, P., Rincón, E. e I. Acosta, 1995a. Nutrient availability and growth rate of 34 woody species from a tropical deciduous forest in Mexico. *Functional Ecology* **9**: 849-858.
- Huante, P., Rincón, E. y F.S. Chapin III. 1995b. Responses to phosphorus of contrasting successional tree-seedling species from the tropical deciduous forest of Mexico. *Functional Ecology* **9**: 760-766.
- Huesca, M.T., Cortina, J. y J. Bellot. 1999. Gorse (*Ulex parviflorus*) control through fertilization. *En: MEDESERT'99. Synergies in desertification processes in the mediterranean region. Workshop abstracts.* Pp: 181.
- Huesca, M.T., Cortina, J., Bellot, J. y J.R. Ehleringer. 2000. Estado nutricional y composición isotópica de carbono en arbustos mediterráneos tras la adición de nitrógeno y fósforo. *En: Reunión de la AEET, Granada.*
- Hüttl, R. 1986. Forest fertilisation: results from Germany, France and the Nordic countries. *The Fertiliser Society. Proceedings No. 250, 40 pp.*
- Ibáñez Granell, A., Ingelmo Sánchez, F., García Camarero, J. y A. Sanchís. 1994. Regeneración de suelos en cultivos abandonados mediante el uso de lodos y cubiertas vegetales. *Stvdia Oecologica X-XI*: 101-107.
- Ingestad, T. 1979. Mineral nutrient requirement of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings. *Physiologia Plantarum* **45**: 373-380.
- Ingestad, T. y G.I. Agren. 1991. The influence of plant nutrition on biomass allocation. *Ecol. Appl.* **1**: 168-174.
- Jenkinson, D.S., Coleman, K. y D.D. Harkness. 1995. The influence of fertilizer nitrogen and season on the carbon-13 abundance of wheat straw. *Plant and Soil* **171**: 365-367.
- Johnson, J.E., Bollig, J.J. y R.A. Rathfon. 1997. Growth response of young yellow-poplar to release and fertilization. *South. J. Appl. For.* **21**: 175-179.
- Jokela, E.J. y W.H. Smith. 1991. Disposal and recycling of composted municipal waste in a slash pine plantation. *En: Third Australian Forest Soils and Nutrition Conference.* Pp: 112.
- Jonasson, S., Medrano, H. y J. Flexas. 1997. Variation in leaf longevity of *Pistacia lentiscus* and its relationship to sex and drought stress inferred from leaf  $\delta^{13}C$ . *Func. Ecol.* **11**: 282-289.
- Jones, J.B.Jr. y V.W. Case. 1990. Sampling, handling, and analyzing plant tissue samples. *En: Soil testing and plant analysis.* R.L. Westerman (ed.). SSSA Book Series nº 3. Madison, WI. Pp: 389-427.
- Joon Lee, K. 1984. Growth response of *Pinus rigida* x *P. taeda* to mycorrhizal inoculation and efficiency of *Pisolithus tinctorius* at different soil texture and fertility with organic amendment. *Journal of Korean Forestry Society*, **64**: 11-19.
- Kachi, N e I.H. Rorison. 1991. Root and shoot activity of two grasses with contrasted growth rates in response to low nutrient availability and temperature. *En: Plant root growth. An ecological perspective.* D. Atkinson (ed.). Blackwell Scientific Publications. Oxford. Pp: 147-159.

- Keeley, J.E. 1986. Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. *En: Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Dell, B., Hopkins, A.J.M. y B.B. Lamont (eds.). Dr. W. Junk. Publ. The Netherlands. Pp: 95-112.
- Kelley, K.R., Scheib, R.H. y P.M. Giordano. 1991. Transformations of N in soils amended with sewage sludge. *En: IAEA*. Pp. 331-333.
- Kilian, W. y J. Fanta. 1998. Degradation of forest sites and possibilities of recovery. *Ecological Engineering* **10**: 1-3.
- Killham, K. 1994. *Soil Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- King, L.D. y H.D. Morris. 1972. Land disposal of liquid sewage sludge : I. The effect on yield, *in vivo* digestibility and chemical composition of coastal bermudagrass (*Cynodon dactylon* L. Pers). *J. Environ. Qual.* **1** : 325-329.
- Kirkby, E.A. y A.H. Knight. 1977. The influence of the level of nitrate nutrition on ion uptake and assimilation, organic acid accumulation and cation-anion balance in whole tomato plants. *Plant Physiol.* **60**: 349-353.
- Kolb, T.E., Steiner, K.C., McCormick, L.H. y T.W. Bowersox. 1990. Growth response of northern-oak and yellow-poplar seedlings to light, soil moisture and nutrients in relation to ecological strategy. *For. Ecol. Manage.* **38**: 65-78.
- Kosola, K.R. y D.M. Eissensat. 1994. The fate of surface roots of citrus seedlings in dry soils. *Journal Exp Botany* **45**: 1639-1645.
- Kozlowski, T.T., Kramer, P.J. y S.G. Pallardy. 1991. *The physiological ecology of woody plants*. Academic Press, Inc., San Diego.
- Kummerow, J. 1980. Adaptations of roots in water-stressed native vegetation. *En: Adaptations of plants to water and high temperature stresses*. N.C.Turner y P.J.Kramer (eds.). Wiley, New York. Pp: 55-73.
- Labrecque, M., Teodorescu, T.I. y S. Daigle. 1995. Effect of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of two *Salix* species. *Plant and Soil* **171**: 303-316.
- Lajtha, K. y J. Getz. 1993. Photosynthesis and water-use efficiency in pinyon-juniper communities along an elevational gradient in northern New Mexico. *Oecologia* **94**: 95-101.
- Lajtha, K. y J.D. Marshall. 1994. Sources of variation in stable isotopic composition of plants. *En: Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Lajtha, K. y R.H. Michener (eds.). Blackwell Sci. Publ. Oxford. Pp. 1-21.
- Lambers, H., Chapin III, F.S. y T.L. Pons. 2000. *Plant physiological ecology*. Springer, New York.
- Lee, H.S.J., Overdieck, D. y P.G. Jarvis. 1998. Biomass, growth and carbon allocation. *En: European forests and global change: The likely impacts of rising CO<sub>2</sub> and temperature*. P.G.Jarvis (ed.). Cambridge University Press. Pp: 126-191.
- Lepart, J. y M. Debussche, 1992. Human impact on landscape patterning: Mediterranean examples. *En: Landscape boundaries*. Hansen, A.J. y F. Di Castri (eds.). Springer-Verlag, New York. Pp: 76-106.
- Linder, S. y D.A. Rook. 1984. Effects of mineral nutrition on carbon dioxide exchange and partitioning of carbon in trees. *En: Nutrition of plantation forests*. G.D. Bowen y E.K.S. Nambiar (eds.). Academic Press, Orlando. Pp: 211-236.
- Livingston, N.J., Guy, R.D., Sun, Z.J. y G.J. Ethier. 1999. The effects of nitrogen stress on the stable carbon isotope composition, productivity and water use efficiency of white spruce (*Picea glauca* (Moench) Voss) seedlings. *Plant Cell and Environment* **22**: 281-289.
- Lledó, M.J. 1982. *Datos energéticos, estructurales y químicos de Pinus halepensis Mill. en el pinar de Sierra Espuña (provincia de Murcia)*. Tesina de Licenciatura. Universidad de Alicante.
- Llovet, J., Bautista, S. y A. Cerdá-Bolinches. 1994. Influencia de las lluvias otoñales sobre la respuesta hidrológica y erosiva post-incendio de los suelos en ambiente semiárido. *En: Geomorfología en España*. J. Arnáez, J.M. García Ruiz, y A. Gómez Villar (eds.). SEG, Logroño. Pp: 81-92.
- Loch, R.J., Constantini, A., Barry, G.A. y E.K. Best. 1995. Evaluation of potential to dispose of sewage sludge. II. Potential for off-site movements of solids and solutes. *Aust. J. Soil. Res.* **33**: 1053-1062.
- López-Bermúdez, F. y J. Albaladejo. 1990. Factores ambientales de la degradación del suelo en el área Mediterránea. *En: Degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales Mediterráneas*. J. Albaladejo, M.A. Stocking, y E. Díaz (eds.). CSIC. Pp: 15-45.
- Lucas, R.E. y J.F. Davis. 1961. Relationships between pH values of organic soils and availabilities of 12 plant nutrients. *Soil Sci.* **92**: 177-182.
- Macko, S.A. y N.E. Osborn. 1994. Pollution studies using stable isotopes. *En: Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Lajtha, K. y R.H. Michener (eds.). Blackwell Sci. Publ. Oxford. Pp. 45-63.

- Mamolos, A.P., Elisseou, G.K. y D.S. Veresoglu. 1995. Depth of root activity of coexisting grassland species in relation to N and P additions, measured using nonradioactive tracers. *Journal of Ecology* **83**: 643-652.
- Margaris, N.S., Adamandiadou, S., Siafaca, L. y J. Diamantopoulos. 1984. Nitrogen and phosphorus content in plant species of Mediterranean ecosystems in Greece. *Vegetatio* **55**: 29-35.
- Marshall, T.J. y J.W. Holmes. 1988. *Soil physics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Martín Mateo, R. 1996. Situación actual y perspectivas futuras de la reutilización de aguas residuales como fuente de recursos hidráulicos. En: Jornada Aprovechamiento del Agua Depurada en la Comunidad Valenciana. Sanejament d'Aigües-Generalitat Valenciana. Valencia. Pp: 24-47.
- Martínez, F.F., Castillo, V., Bago, D., Roldán, A. y J. Albadalejo. 1999. Reforestación en áreas mediterráneas semiáridas. Evaluación de nuevas técnicas: adición de residuos sólidos urbanos. *Foresta* octubre 1999: 136-139.
- Marx, D.H., Berry, C.R. y P.P. Kormanik. 1995. Application of municipal sewage sludge to forest and degraded land. En: Agricultural utilization of urban and industrial by-products. ASA, CSSA, SSSA. Madison, WI. Pp: 275-295.
- Mason, P.A., Ingleby, K., Munro, R.C., Wilson, J. y K. Ibrahim. 2000. Interactions of nitrogen and phosphorus on mycorrhizal development and shoot growth of *Eucalyptus globulus* (Labill.) seedlings inoculated with two different ectomycorrhizal fungi. *For. Ecol. Manage.* **128**: 259-268.
- Maze, J. y A. Vyse. 1993. An analysis of growth, growth increments, and the integration of growth increments in a fertilizer test of *Picea engelmannii* in South-Central British Columbia. *Can.J.Bot.* **71**: 1449-1457.
- McCook, L.J. 1994. Understanding ecological community succession: Casual models and theories, a review. *Vegetatio* **110**: 115-147.
- McGill, W.B. y C.V. Cole. 1981. Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. *Geoderma* **26**: 267-286.
- Medina, E. 1981. *Nitrogen content, leaf structure and photosynthesis in higher plants*. Report to the United Nations Environmental Program study group on photosynthesis and productivity. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. 47 pp.
- Mengel, K. y E.A. Kirkby. 1987. *Principles of plant nutrition*. International Potash Institute (publ.), Bern.
- Mesón, M. y M. Montoya. 1993. *Selvicultura Mediterránea*. Ed. Mundi Prensa. 368 pp.
- Miller, H.G. 1990. Management of water and nutrient relations in European forests. *For.Ecol.Manage.* **30**: 425-436.
- Miller, R.J., Pevery, J.H. y D.E. Koeppel. 1972. Calcium-stimulated <sup>32</sup>P accumulation by corn roots. *Agron. J.* **64**: 262-266.
- Mitchell, A.K., Barclay, H.J., Brix, H., Pollard, D.F.W., Benton, R. y R. Dejong. 1996. Biomass and nutrient element dynamics in Douglas-fir: Effects of thinning and nitrogen fertilization over 18 years. *Can. J. For. Res.* **26**: 376-388.
- MMA. 2000. *Estrategia forestal española*. 240 pp.
- Moffat, A.J. y D. Bird. 1989. The potential for using sewage sludge in forestry in England and Wales. *Forestry* **1**-17.
- Moffat, A.J., Matthews, R.W. y J.E. Hall. 1991. The effects of sewage sludge on growth and foliar and soil chemistry in pole-stage Corsican pine at Ringwood Forest, Dorset, UK. *Can.J.For.Res.* **21**: 902-909.
- Montoya, J.M. 1993. *Encinas y encinares*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 134 pp.
- Moreno, J.M., Vázquez, A. y R. Vélez. 1998. Recent history of forest fires in Spain. En: Large forest fires. Moreno, J.M. (ed.). Backhuys, Leiden. Pp: 159-185.
- Moreno-Peñaranda, R. 2000. Plant species diversity as indicator of restoration quality: the case of soils amended with sewage sludge in abandoned quarries. En: Desertification in Europe: mitigation strategies, land use planning. Enne, G., Zanolli, Ch. y D. Peter (eds.). European Communities. Brussels. Pp: 382-392.
- Mou, P., Mitchell, R.J. y R.H. Jones. 1997. Root distribution of two tree species under a heterogeneous nutrient environment. *Journal of Applied Ecology* **34**: 645-656.
- Munson, A.D. y P.Y. Bernier. 1993. Comparing natural and planted black spruce seedlings. II. Nutrient uptake and efficiency of use. *Can. J. For. Res.* **23**: 2435-2442.
- Murphy, J. y J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* **27**: 31-36.
- Nadeau, L.B. y D.J. Pluth. 1997. Spatial distribution of lodgepole pine and white spruce seedling roots 10 years after deep tillage of a Gray Luvisol. *Can.J.For.Res.* **27**: 1606-1613.

- Nadelhoffer, K.J. y B. Fry. 1994. Nitrogen isotope studies in forest ecosystems. *En: Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Lajtha, K. y R.H. Michener (eds.). Blackwell Sci. Publ. Oxford. Pp. 22-44.
- Nambiar, E. K. S. y P.G. Zed. 1980. Influence of weeds on the water potential, nutrient content and growth of young radiata pine. *Aust. For. Res.* **10**: 279-288.
- Nambiar, E.K.S. y D.N. Fife. 1987. Growth and nutrient retranslocation in needles of radiata pine in relation to nitrogen supply. *Annals of Botany* **60**: 147-156.
- Navarro Pedreño, J., Moral Herrero, Gómez Lucas, I. y J. Mataix Beneyto. 1995. Residuos orgánicos y agricultura. Publicaciones de la Universidad de Alicante. Alicante. 108 pp.
- Navas, A., Machín, J. y B. Navas. 1999. Use of biosolids to restore the natural vegetation on degraded soils in the badlands of Zaragoza (NE Spain). *Bioresource Technology* **69**: 199-205.
- Ne'eman, G. y S. Gonbitz. 1999. Phenology of East Mediterranean vegetation. *En: Life and environment in the Mediterranean*. Wit Press, Southampton. Pp: 155-201.
- Newton, A.C. y C.D. Pigott. 1991. Mineral nutrition and mycorrhizal infection of seedling oak and birch. II. The effect of fertilizers on growth, nutrient uptake and ectomycorrhizal infection. *New Phytol.*, **117**: 45-52.
- Nielsen, E.T. y D.M. Orcutt. 1996. *Physiology of plants under stress*. J. Wiley & Sons. New York. 689 pp.
- Nilsen, P. 1995. Effect of nitrogen on drought strain and nutrient uptake in Norway spruce *Picea abies* (L) Karst. trees. *Plant and Soil* **172**: 73-85.
- Nilsson, L.O. y K. Wiklund. 1995. Nutrient balance and P, K, Ca, Mg, S and B accumulation in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and N-free- fertilisation. *Plant and Soil* **168-169**: 437-446.
- Norusis, M.J. 1992. *SPSS for Windows*. SPSS Inc., Chicago.
- Oades, J.M. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* **5**: 35-70.
- Olcina, J. 1994. *Riesgos climáticos en la Península Ibérica*. Libros Penthalon. Madrid.
- Oliet, J.A. 1995. *Influencia de la fertilización en vivero sobre la calidad de la planta y la supervivencia en campo de varias especies forestales*. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.
- Ortuño, F. 1990. El plan para la repoblación forestal en España del año 1939. Análisis y comentarios. *Ecología Fuera de Serie* n°1: 373-392.
- Paliwal, K., Karunaichamy, K.S.T.K. y M. Ananthavalli. 1998. Effect of sewage water irrigation on growth performance, biomass and nutrient accumulation in *Hardwickia binata* under nursery conditions. *Bioresource Technology* **66(2)**: 105-111.
- Paquin, R., Margolis, H.A. y R. Doucet. 1998. Nutrient status and growth of black spruce layers and planted seedlings in response to nutrient addition in the boreal forest of Quebec. *Can.J.For.Res.* **28**: 729-736.
- Paul, E.A. y F.E. Clark. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press. 275 pp.
- Pausas, J.G. 1999. Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: A simulation approach. *Journal of Vegetation Science* **10**: 717-722.
- Pausas, J.G., Carbó, E., Caturla, R.N., Gil, J.M. y R. Vallejo. 1999. Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica* **20**: 499-508.
- Peñuelas, J., Filella, I. y J. Terradas. 1999. Variability of plant nitrogen and water use in a 100-m transect of a subdesertic depression of the Ebro valley (Spain) characterized by leaf delta <sup>13</sup>C and delta <sup>15</sup>N. *Acta Oecol. Oecol. Appl.* **20**: 119-123.
- Peñuelas, J.L. 1996. Expériences de plantations en terrain agricole. *Cah. Options Méditerran.* vol **20**: 123-138.
- Peñuelas, J.L., Ocaña, L., Domínguez, S. e I. Renilla. 1997. Experiencias sobre control de la competencia herbácea en repoblaciones de terrenos agrícolas abandonados. Resultados de tres años de campo. *Cuadernos SECF* **4**: 119-126.
- Pibot, A. 1998. Le recyclage des sous-produits de l'épuration des eaux résiduaires urbaines en forêt méditerranéenne. *Forêt Méditerranéenne* **XIX** n°1: 34-40.
- Powers, R.F. 1984. Estimating soil N availability through soil and foliar analysis. *En: forest soils & treatment impacts*. Proceedings of the 6<sup>th</sup> North American forest soils conference, Knoxville, June 1983. E.L. Stone (ed.). Pp: 353-379.
- Powlson, D.S. y D. Barraclough. 1993. Mineralization and assimilation in soil-plant systems. *En: Nitrogen Isotope Techniques*. Knowles, R. y T.H. Blackburn (eds.). Academic Press. San Diego. Pp. 209-242.
- Prescott, C.E. y L.M. Zabek. 1997. Growth response and nutrient availability in western redcedar plantations following amendment with fish-wood compost and straw. *Can. J. For. Res.* **27**: 598-602.
- Prior, S.A., Runion, G.B., Mitchell, R.J., Rogers, H.H. y J.S. Amthor. 1997. Effects of atmospheric CO<sub>2</sub> on longleaf pine: Productivity and allocation as influenced by nitrogen and water. *Tree Physiol.* **17**: 397-405.

- Proe, M.F. y P. Millard. 1994. Relationships between nutrient supply, nitrogen partitioning and growth in young Sitka spruce (*Picea sitchensis*). *Tree Physiol* **14**: 75-88.
- Puigdefàbregas, J. y T. Mendizabal. 1998. Perspectives on desertification: western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* **39**: 209-224.
- P'yankov, V.I., Yashkov, M.Y., Reshetova, E.A. y A.A. Gangardt. 2000. Assimilate transport and partitioning in Middle Ural plants differing in their ecological strategies. *Russian Journal of Plant Physiology* **47**: 1-9.
- Querejeta, J.I. 1998. *Efectos del tratamiento combinado de suelo y planta sobre una repoblación con Pinus halepensis Mill. en ambiente semiárido*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Querejeta, J.I., Roldán, A., Albaladejo, J. y V. Castillo. 1998. The role of mycorrhizae, site preparation, and organic amendment in the afforestation of a semi-arid Mediterranean site with *Pinus halepensis*. *Forest Science* **44** (2): 203-211.
- Quézel, P. 2000. Taxonomy and biogeography of Mediterranean pines (*Pinus halepensis* and *P. brutia*). En: Ecology, biogeography and management of *Pinus halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean basin. Ne'eman, G. y L. Trabaud (eds.). Backhuys Publishers. Leiden. Pp: 1-12.
- Raich, J.W., Riley, R.H. y P.M. Vitousek. 1994. Use of root-ingrowth cores to assess nutrient limitations in forest ecosystems. *Can.J.For.Res.* **24**: 2135-2138.
- Rapp, M., Santa Regina, I., Rico, M. y H.A. Gallego. 1999. Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forests. *For. Ecol. Manage.* **119**: 39-49.
- Régent Instruments Inc. & Groupe de Recherche en Écologie Forestière. 1997. *Win/MacRhizo V 3.6. Reference Manual*. Université de Québec à Montreal. Québec. 46 pp.
- Reich, P.B., Walters, M.B. y D.S. Ellsworth. 1992. Leaf life-span in relation to leaf, plant, and stand characteristics among diverse ecosystems. *Ecological Monographs* **62**(3): 365-392.
- Reid, R.L. 1980. Relationship between phosphorus nutrition of plants and the phosphorus nutrition of animals and man. En: The role of phosphorus in agriculture. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. Pp: 847-886.
- Remphrey, W.R. y C.G. Davidson. 1996. The effect of nitrogen on growth and architecture of *Fraxinus pennsylvanica* 'Patmore' (green ash) in field-grow containers at two sites in Manitoba, Canada. *Can. J. Plant. Sci.* **76**: 825-833.
- Rey Benayas, J.M. 1998. Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land. *Ann Sci For* **55**: 801-807.
- Richardson, D.M. y P.W. Rundel. 1998. Ecology and biogeography of *Pinus*: an introduction. En: Ecology and biogeography of *Pinus*. Richardson, D.M. (ed.). Cambridge University Press. Pp: 3-46.
- Richter, D.D., Johnson, D.W. y D.M. Ingram. 1982. Effects of municipal sewage sludge-cake on nitrogen and phosphorus distributions in a pine plantation. En: Fifth Annual Madison Conference of Applied Research and Practice on Municipal and Industrial Waste. Department of Engineering and Applied Science, University of Wisconsin, Madison. Pp: 532-546.
- Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, R., Gatica-Trabanini, E. y A. Castelao-Gegunde. 1997. Repoblación de *Pinus radiata* D. Don sobre pastizal implantado: crecimiento en altura y diámetro en los primeros años. En: Libro de Actas del I Congreso Forestal Hispano Luso. Tomo III. Pamplona, 23-27 Junio 1997. Pp: 539-544.
- Rincón, E. y P. Huante. 1994. Influence of mineral nutrient availability on growth of tree seedlings from the tropical deciduous forest. *Trees* **9**: 93-97.
- Rivas Martínez, S. 1987. Mapa de series de vegetación de España y Memoria. ICONA.
- Robson, A.D., Edwards, D.G. y J.F. Loneragan. 1970. Calcium stimulation of phosphate absorption by annual legumes. *Aust. J. Agric. Res.* **21**: 601-612.
- Rodà, F., Mayor, X., Sabaté, S. y V. Diego. 1999. Water and nutrient limitations to primary production. En: Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia y J. Bellot (eds.). Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. Ecological Studies, Vol. 137. Pp: 183-194.
- Rodgers, C.S. y R.C. Anderson. 1995. Plant growth inhibition by soluble salts in sewage sludge-amended mine spoils. *J. Environ. Qual.* vol. **24**, no. 4: 627-630.
- Roldán, A., García-Orenes, F. y A. Lax. 1994. An incubation experiment to determine factors involving aggregation changes in an arid soil receiving urban refuse. *Soil Biol. Biochem.*, **26**: 1699-1707.
- Roldán, A., Querejeta, I., Albaladejo, J. y V. Castillo. 1996. Survival and growth of *Pinus halepensis* Miller seedlings in a semi-arid environment after forest soil transfer, terracing and organic amendments. *Ann Sci For* **53**: 1099-1112.

- Romanyà, J. y V.R. Vallejo. 1996. Nutritional status and deficiency diagnosis of *Pinus radiata* plantations in Spain. *For.Sci.* **42**: 192-197.
- Royo Moraga, A., Gil Sánchez, L. y J.A. Pardos Carrión. 2000. Efecto de la fecha de plantación sobre la supervivencia y el crecimiento del pino carrasco. *Cuad. Soc. Esp. Cien. For.* **10**: 57-62.
- Royo, A., Fernández, M., Gil, L., González, E., Puelles, A., Ruano, R. y J.A. Pardos. 1997. La calidad de la planta de vivero de *Pinus halepensis* Mill. destinada a repoblación forestal. Tres años de resultados en la Comunidad Valenciana. *Montes* **50**: 29-39.
- Runion, G.B., Mitchell, R.J., Green, T.H., Prior, S.A., Rogers, H.H. y D.H. Gjerstad. 1999. Longleaf pine photosynthetic response to soil resource availability and elevated atmospheric carbon dioxide. *Journal of Environmental Quality* **28**: 880-887.
- Sabaté, S. y Gracia, C. 1994. Canopy structure and nutrient content of a *Quercus ilex* L. forest of Prades mountains: fertilization and irrigation effects. *For. Ecol. Manage.* **68**: 31-37.
- Sample, E.C., Soper, R.J. y G.J. Racz. 1980. Reactions of phosphate fertilizers in soils. *En: The role of phosphorus in agriculture*. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. Pp: 263-310.
- Sardans, J. 1997. *Respostes de 4 especies llenyoses mediterrànies a diferent disponibilitat d'aigua i nutrients*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Schiess, P. y D.W. Cole. 1981. Renovation of wastewater by forest stands. *En: Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands*. C.L. Bledsoe (ed.). Institute of Forest Resources, University of Washington, Seattle. Pp: 131-148.
- Schoeneberger, M.M., Volk, R.J. y C.B. Davey. 1989. Selection of reference plants and methods for estimating N<sub>2</sub> fixation in mycorrhizal leguminous plants. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53**: 1425-1429.
- Seastedt, T.R., Briggs, J.M., y Gibson, D.J. 1991. Controls of nitrogen limitation in tallgrass prairie. *Oecologia* **87**: 72-79.
- Serrasolsas, I. 1994. *Fertilitat de sòls forestals afectats pel foc: dinàmica del nitrogen i del fòsfor*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Sesma, J., Laskurain, N.A., García Mijangos, J., Manzanedo, H. y J. Loidi. 1997. Establecimiento de árboles y arbustos en la restauración de la vegetación potencial en el parque natural de Urkiola: supervivencia y crecimiento de los plantones. *En: Libro de Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso – II Congreso Forestal Español*. Pamplona, 23-27 de junio de 1997. Tomo II. Pp: 617-622.
- Seva, J.P. 1999. Diferentes técnicas de plantación. *En: Reunión de Coordinación del Programa I+D sobre la Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valencia, Castellón, 22-24 Septiembre 1999*. Pp: 116-129.
- Seva J.P., Vilagrosa, A., Valdecantos, A., Cortina, J., Vallejo, V.R. y J. Bellot. 1996. Mycorrhization et application de compost urbain pour l'amélioration de la survie et de la croissance des semis de *Quercus ilex* ssp *ballota* en milieu sec. *Cah. Options Méditerran.* vol 20: 105-121.
- Shearer, G. y D.H. Kohl. 1993. Natural abundance of <sup>15</sup>N: fractional contribution of two sources to a common sink and use of isotope discrimination. *En: Nitrogen Isotope Techniques*. Knowles, R. y T.H. Blackburn (eds.). Academic Press. San Diego. Pp: 89-125.
- Sheedy, G. 1997. Quelques résultats préliminaires de croissance d'une plantation d'épinette blanche traitée avec boues de station d'épuration. *Note de Recherche Forestiere* No. 78. Gouvernement du Québec. Ministère des Ressources Naturelles.
- Sheriff, D.W., Nambiar, E.K.S. y D.N. Fife. 1986. Relationships between nutrient status, carbon assimilation and water use efficiency in *Pinus radiata* (D. Don) needles. *Tree Physiol.* **2**: 73-88.
- Slick, B.M. y W.R. Curtis. 1985. Guide for the use of organic materials as mulches in reclamation of coal minesoils in the Eastern United States. EN For. Exp. Stn, Broomall PA. Report PB85-193191.
- Smith, J.H. y J.R. Peterson. 1982. Recycling of nitrogen through land application of agricultural, food processing, and municipal wastes. *En: Nitrogen in agricultural soils*. ASA-CSSA-SSSA, Madison. Pp: 791-831.
- Sommers, L.E. y A.L. Sutton. 1980. Use of waste materials as sources of phosphorus. *En: The role of phosphorus in agriculture*. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. Pp: 515-544.
- Sopper, W.E. y S.N. Kerr. 1979. *Utilization of municipal sewage effluent and sludge on forest and disturbed land*. The Pennsylvania State Univ. Press, Univ. Park, PA.
- Sort, X. 1997. *Propietats estructurals d'un sòl restaurat amd fangs de depuradora*. Tesi Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.

- Sort, X. y J.M. Alcañiz. 1999. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation & Development*. **10**: 3-12.
- Spanos, K.A., Pirrie, A. y S. Woodward. 1999. The effect of fertiliser and shading treatments on rooting efficiency in cuttings of the cupressaceae. *Silvae.Genetica*. **48**: 248-254.
- Sparks, J.P. y J.R. Ehleringer. 1997. Leaf carbon isotope discrimination and nitrogen content for riparian trees along elevational transects. *Oecol.* **109**: 362-367.
- Specht, R.L. 1981. Primary production in mediterranean-climate ecosystems regenerating after fire. *En: Ecosystems of the world. XI. Mediterranean-type shrublands*. Di Castri, F., Goodall, D.W. y R.L. Specht (eds.). Elsevier. Amsterdam.
- Stewart, L. Allender, E., Sandell, P. y P. Kube. 1986. Irrigation of tree plantations with recycled water in Australia: Research developments and case studies. *En: The forest alternative for treatment and utilisation of municipal and industrial wates*. Univ. Washington. Pp: 431-441.
- Stock, W.D. y G.F. Midgley. 1995. Ecosystem response to elevated CO<sub>2</sub>: nutrient availability and nutrient cycling. *En: Global change and Mediterranean-type ecosystems*. Moreno, J.M. y W.C.Oechel (eds.). Springer. Ecological Studies v. **117**. Pp: 326-342.
- Stone, D.M. y H.R. Powers. 1989. Sewage sludge increases early growth and decreases fusiform rust infection of nursery-run and rust resistance loblolly pine. *South.J.Appl.For.* **13**: 68-71.
- Stoneman, G.L., Dell, B., y N.C. Turner. 1995. Growth of Eucalyptus marginata (Jarrah) seedlings in mediterranean-climate forest in south-west Australia in response to overstorey, site and fertiliser application. *For.Ecol.Manage.* **79**: 173-184.
- Ström, L. 1997. Root exudation of organic acids: importance to nutrient availability and the calcifuge and calcicole behaviour of plants. *Oikos* **80**: 459-466.
- Tang, Z.M., Chambers, J.L., Guddanti, S., Yu, S. y J.P. Barnett. 1999. Seasonal shoot and needle growth of loblolly pine responds to thinning, fertilization, and crown position. *For.Ecol.Manage.* **120**: 117-130.
- Terradas, J. 1999. Holm oak and holm oak forests: an introduction. *En: Ecology of Mediterranean evergreen oak forests*. F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia y J. Bellot (eds.). Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. Ecological Studies, Vol. 137. Pp: 3- 14.
- Timmer, V.R. 1991. Interpretation of seedling analysis and visual symptoms. *En: Mineral nutrition of conifer seedlings*. Van den Driessche, R. (ed.). CRC Press. Boca Raton. FL. Pp: 113-114.
- Tognetti, R., Minnoci, A., Peñuelas, J., Raschi, A., y M.B. Jones. 2000. Comparative field water relations of three Mediterranean shrub species co-occurring at a natural CO<sub>2</sub> vent. *J. Exp. Bot.* **51**: 1135-1146.
- Torres, P., Honrubia, M., Pérez, P., Díaz, G. y E. Barreno. 1995. Efecto de las micorrizas en la restauración de zonas afectadas por incendios forestales en la Comunidad Valenciana. *Reunión de Coordinación del Plan de Restauración de la Cubierta Vegetal*. Valencia.
- Trabaud, L. 2000. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests in the West Mediterranean. *En: Ecology, biogeography and management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin*. Ne'eman, G. y L. Trabaud (eds.). Backhuys Publishers. Leiden. Pp: 257-268.
- Trent, J.D., Svejcar, T.J. y S. Christensen. 1989. Effects of fumigation on growth, photosynthesis, water relations and mycorrhizal development of winter wheat in the field. *Canadian Journal of Plant Science*, **69**: 535-540.
- Tretiach, M. 1993. Photosynthesis and transpiration of evergreen mediterranean and deciduous trees in an ecotone during a growing season. *Acta Oecologica* **14** : 341-360.
- Urie, D.H. 1986. The status of wastewater irrigation of forests, 1985. *En: The forest alternative for treatment and utilisation of municipal and industrial wates*. Univ. Washington. Pp: 26-40.
- Vaitkus, M.R. y K.W. McLeod. 1995. Photosynthesis and water-use efficiency of two sandhill oaks following additions of water and nutrients. *Bull. Torrey Bot. Club* **122**: 30-39.
- Valdecantos, A., Cortina, J., Fuentes, D., Casanova, G., Díaz, J.M., Llavador, F. y V.R. Vallejo. 2001. Use of biosolids for reforestation in the Region of Valencia (E Spain). First results of a pilot project. *En: ORBIT 2001 International Congress. Biological processing of waste: a product-oriented perspective*. Sevilla.
- Valinger, E., Elfving, B. y T. Mörling. 2000. Twelve-year growth response of Scots pine to thinning and nitrogen fertilisation. *For.Ecol.Manage.* **134**: 45-53.
- Vallejo, V.R. y J.A. Alloza. 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. *En: Large forest fires*. Moreno, J.M. (ed.). Backhuys Publ., Leiden, The Netherlands. Pp: 91-108.
- Vallejo, V.R., Baeza, J., Llovet, J., Valdecantos, A. y J.A. Alloza. 1994. Restoration of burned lands in Eastern Spain. *En: Landscape Degradation in Mediterranean-type Ecosystems*. MEDECOS. Viña del Mar.
- Vallejo, V.R. 1997. *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. CEAM, Valencia.

- Vallejo, V.R., Cortina, J., Ferrán, A., Fons, J., Romanyà, J. e I. Serrasolsas. 1998. Sobre els trets distintius dels sòls mediterranis. *Acta Bot.Barç.* **45**: 603-632.
- Vallejo, V.R. 1999. Post-fire restoration in Mediterranean ecosystems. *En: Wildfire management*. Eftichidis, G., Balabanis, P. y A. Ghazi (eds.). Algosystems, Athens. Pp: 199-208.
- Vallejo, V.R., Bautista, S. y J. Cortina. 2000. Restoration for soil protection after disturbances. *En: Life and environment in the Mediterranean*. Trabaud, L. (ed.). WIT Press. Pp: 301-343.
- Van der Eerden, L.J.M. y M. Pérez-Soba. 1992. Physiological responses of *Pinus sylvestris* to atmospheric ammonia. *Trees* **6**: 48-53.
- Väre, H. 1990. Effects of soil fertility on root colonization and plant growth of *Pinus sylvestris* nursery seedlings inoculated with different ectomycorrhizal fungi. *Scand.J.For.Res.* **5**: 493-499.
- Vázquez, F.J., Petrikova, V., Villar, M.C. y T. Carballas. 1996. Use of poultry manure and plant cultivation for the reclamation of burnt soils. *Biol. Fertil. Soils* **22**: 265-271.
- Vilagrosa A., Seva J.P., Valdecantos A., Cortina J., Alloza J.A., Serrasolsas I., Diego V., Abril M., Ferran A., Bellot J., y V.R. Vallejo. 1997a. Plantaciones para la restauración forestal en la Comunidad Valenciana. *En: La Restauración de la Cubierta Vegetal en la Comunidad Valenciana*. V.R. Vallejo ed. CEAM, Valencia. 435-545.
- Vilagrosa, A., Seva, J.P., Valdecantos, A., Hernández, N., Cortina, J., Bellot, J. y V.R. Vallejo. 1997b. Una nueva técnica viverística para la introducción de plantones de *Quercus* ssp. en clima seco y semiárido. *En: Libro de actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso*. Tomo III. Pamplona, 23-27 Junio 1997. Pp: 667-678.
- Vilagrosa, A., Caturla, R.N., Hernández, N., Cortina, J., Bellot, J. y V.R. Vallejo. 2001. Reforestación en ambiente semiárido del sureste peninsular. Resultados de las investigaciones desarrolladas para optimizar la supervivencia y el crecimiento de especies autóctonas. *Presentado a: III Congreso Forestal Español*. Granada, Septiembre 2001.
- Villar, M.C., González-Prieto, S.J. y T. Carballas. 1998. Evaluation of three organic wastes for reclaiming burnt soils: improvement in the recovery of vegetation cover and soil fertility in pot experiments. *Biol.Fertil.Soils* **26**: 122-129.
- Villar-Salvador, P., Ocaña, L., Peñuelas, J. e I. Carrasco. 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. *Ann.For.Sci.* **56**: 459-465.
- Vitousek, P.M. 1998. Foliar and litter nutrients, nutrient resorption, and decomposition in Hawaiian *Metrosideros polymorpha*. *Ecosystems* **1**: 401-407.
- Vogt, K., Edmonds, R.L. y D.J. Vogt. 1981. Nitrate leaching in soils after sludge application. *En: Municipal sludge application to Pacific Northwest forest lands*. Bledsoe, C.L. (ed.). Institute of Forest Resources, University of Washington, Seattle. Pp: 59-66.
- Walters, M.B., Kruger, E.L. y P.B. Reich. 1993. Growth, biomass distribution and CO<sub>2</sub> exchange of northern hardwood seedlings in high and low light: relationships with successional status and shade tolerance. *Oecologia* **94**: 7-16.
- Waring, H.D. y P. Snowdon. 1986. Early growth responses by *Pinus radiata* to three mixed fertilizers. *Aust.For.Res.* **16**: 91-95.
- Waring, R.H. y W.H. Schlesinger. 1985. *Forest Ecosystems: Concepts and Management*. Academic Press, Orlando, Florida.
- Watanabe, F.S. y S.R. Olsen. 1965. Test of an ascorbic acid method for determining phosphorus in water and NaHCO<sub>3</sub> extracts from soils. *Soil Soc. Am. Sci. Proc.* **29**: 677-678.
- Weetman, G.F. 1989. Graphical vector analysis technique for testing stand nutritional status. *En: Research Strategies for Long-term Site Productivity*. Dyck, W.J. y C.A. Mees (eds.). Ministry of Forestry. Rotorua, New Zealand. Pp: 93-109.
- Weetman, G.F. y C.G. Wells. 1990. Plant analyses as an aid in fertilizing forests. *En: Soil testing and plant analysis*. SSSA Book Series nº3. Pp: 659-690.
- Weetman, G.F., McDonald, M.A., Prescott, C.E. y J.P. Kimmins. 1993. Responses of western hemlock, Pacific silver fir, and western red cedar plantations on northern Vancouver Island to applications of sewage sludge and inorganic fertilizer. *Can.J.For.Res.* **23**(9): 1815-1820.
- Wells, E.D. y W.G. Warren. 1997. Height growth, needle mass and needle nutrient concentrations of N, P, K, Ca, Mg and Cu in a 6-year-old black spruce peatland. *Scand.J.For.Res.* **12**: 138-148.
- Whitbread-Aburatat, P.H. 1997. The potential of some soil amendments to improve tree growth on metalliferous mine wastes. *Plant and Soil* **192**: 199-217.

- White, C.S., Loftin, S.R. y R. Aguilar. 1997. Application of biosolids to degraded semiarid rangeland: Nine-year responses. *J. Environ. Qual.* **26**: 1663-1671.
- Wicklow-Howard, M.C. 1994. Mycorrhizal ecology of shrub-steppe habitat. En: Proceedings - Ecology and Management of Annual Rangelands, Boisse 1994. Monsen, S.B. y S.G. Kitchen (eds.). Intermountain Research Station, Ogden, pp. 207-210.
- Wiklund, K., Konopka, B. y L.O. Nilsson. 1995. Stem form and growth in *Picea abies* (L) Karst in response to water and mineral nutrient availability. *Scand.J.For.Res.* **10**: 326-332.
- Wild, A. 1992. *Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid.
- Williams, P.T. 1998. *Waste treatment and disposal*. J. Wiley & Sons. Chichester.
- Wilson, S.D. y D. Tilman. 1993. Plant competition and resource availability in response to disturbance and fertilization. *Ecology* **74**: 599-611.
- Witkowski, E.T.F., Mitchell, D.T. y W.D. Stock. 1990. Response of Cape fynbos ecosystem to nutrient additions: shoot growth and nutrient contents of a proteoid (*Leucospermum parile*) and ericoid (*Phyllica cephalantha*) evergreen shrub. *Acta Oecol.* **11**: 311-326.
- Wright, I.J. y M. Westoby. 2000. Cross-species relationships between seedling relative growth rate, nitrogen productivity and root vs leaf function in 28 Australian woody species. *Functional Ecology* **14**: 97-107.
- Xu, Z.H., Simpson, J.A. y D.O. Osborne. 1995. Mineral nutrition of slash pine in subtropical Australia. 1. Stand growth response to fertilization. *Fertilizer Research* **41**: 93-100.
- Yang, R.C. 1985. Effects of fertilization on growth of 30-year-old lodgepole pine in west-central Alberta. Can. For. Serv., North. For. Res. Cent., Edmonton, Alta. Inf. Rep. NOR-X-268.
- Zagas, T., Ganatsas, P., Tsitoni, T. y A. Hatzistathis. 2000. Influence of sewage sludge application on survival and early growth of forest species. En: Protection and restoration of the environment. Thassos, Greece. Pp: 583-590.
- Zasoski, R.J., Cole, D.W. y C.S. Bledsoe. 1983. Municipal sewage sludge use in forests of the Pacific Northwest, U.S.A.: Growth responses. *Waste Management and Research* **1**: 103-104.
- Zhang, J.W., Feng, Z., Cregg, B.M. y C.M. Schumann. 1997. Carbon isotopic composition, gas exchange, and growth of three populations of ponderosa pine differing in drought tolerance. *Tree Physiology* **17**: 461-466.
- Ziegler, H. 1995. Deuterium content in organic material of hosts and their parasites. En: Ecophysiology of photosynthesis. Schulze, E.D. y M.M. Caldwell (eds.). Springer-Verlag, Berlin. Pp: 393-408.
- Zink, T.A. y M.F. Allen. 1998. The effects of organic amendments on the restoration of a disturbed coastal sage scrub habitat. *Restoration Ecology* **6**: 52-58.
- Zobel, B.J., Van Wyck, G. y P. Stahl. 1987. *Growing exotic forests*. J. Wiley & Sons. New York. 508 pp.