



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO
AMBIENTE

**EFFECTO DE TRATAMIENTOS SELVÍCOLAS DE
DIFERENTE INTENSIDAD SOBRE EL
MICROCLIMA DEL SUELO Y LOS CICLOS DE
NUTRIENTES DE UN BOSQUE DE PINO
CARRASCO**

Tesis doctoral

Luis Lado Monserrat

Directores:

Dr. Antonio Luis Lidón Cerezuela
Dra. Inmaculada Bautista Carrascosa

Valencia, Noviembre 2015

Agradecimientos:

A la Conselleria de Educaci3n de la Generalitat Valenciana, que ha posibilitado la realizaci3n de este trabajo mediante la concesi3n de una beca para la formaci3n de personal investigador de car3cter predoctoral a Luis Lado Monserrat (Beca FPI/2008/041).

A la fundaci3n CEAM porque a trav3s del proyecto “I+D en relaci3n con la restauraci3n de la cubierta vegetal y otros aspectos de la investigaci3n forestal” se dise1naron y ejecutaron las parcelas experimentales estudiadas en este trabajo. Proyecto del CEAM FOR/06/1996.

A la Generalitat Valenciana por contribuir a la instrumentaci3n de las parcelas mediante el proyecto “Efecto de diferentes sistemas de aclareo de masa forestal sobre la disponibilidad de agua, nutrientes y la regeneraci3n de la masa arb3rea y arbustiva en parcelas de pinar” (GV06/126)

A todas las personas que me han acompa1ado en este viaje: familia, amigos, compa1eros. La realizaci3n de la tesis me ha aportado muchas cosas positivas, pero, sin duda, la mejor ha sido la gente que he conocido gracias a ella. Gente que me ha asesorado, me ha apoyado, me ha corregido y me ha animado en los momentos difciles. Gracias a todos los que os hab3is implicado para que esta tesis fuera posible.

Prólogo

Esta tesis doctoral presenta la siguiente estructura:

En primer lugar se exponen los resúmenes de la tesis (Castellano, Valenciano e Inglés). En la introducción general se expone el contexto que ha motivado la realización de esta investigación, y los objetivos del estudio se especifican en el capítulo 2. El capítulo 3 describe el área de estudio y las parcelas experimentales en las que se ha desarrollado el trabajo.

A continuación cada uno de los aspectos estudiados en detalle se desarrolla en capítulos independientes. Los capítulos 4 y 5 se centran en el estudio de las variables microclimáticas del suelo (temperatura y humedad) empleando técnicas de análisis de series temporales. El capítulo 6, correspondiente al estudio del desfronde aéreo y la descomposición de la hojarasca, ha sido previamente publicado como:

Lado-Monserrat, L., Lidón, A., & Bautista, I. (2015). Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*, 134(5), 833-844. (doi:10.1007/s10342-015-0893-z) . © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2015. With permission of Springer.

Por su parte, el capítulo 7 se centra en la mineralización del N del suelo.

Por último se realiza una discusión general acompañada de las principales conclusiones derivadas de este trabajo de investigación.

ÍNDICE

I.	Resumen	I
II.	Resum	III
III.	Abstract.....	V
1.	INTRODUCCIÓN.....	1
2.	OBJETIVOS	7
3.	ÁREA DE ESTUDIO Y PARCELAS EXPERIMENTALES	9
	3.1. Área de estudio	9
	3.2. Parcelas experimentales.....	10
4.	TEMPERATURA DEL SUELO	15
	4.1. Introducción.....	15
	4. 2. Material y métodos	16
	4.2.1. Obtención de datos en campo y tratamientos preliminares	16
	4.2.2. Análisis de series temporales.....	17
	4.2.2.1. Análisis de Fourier.....	17
	4.2.2.2. Modelos ARMA	18
	4.2.3 Comparación entre tratamientos.....	20
	4.3. Resultados y discusión.....	22
	4.3.1. Identificación de la estructura estocástica de la temperatura del suelo	22
	4.3.2. Efecto de los tratamientos selvícolas en la temperatura del suelo... ..	27
	4.4. Conclusiones.....	34
5.	HUMEDAD DEL SUELO	35
	5.1. Introducción.....	35
	5.2. Material y métodos	37

5.2.1. Obtención de datos en campo y tratamientos preliminares	37
5.2.2. Identificación de la estructura estocástica	38
5.2.2.1. Selección del periodo de estudio	38
5.2.2.2. Análisis de función de transferencia	39
5.2.3. Comparación entre tratamientos	41
5.3. Resultados y discusión.....	41
5.3.1. Identificación de la estructura estocástica	41
5.3.2. Efecto de los tratamientos selvícolas sobre la humedad del suelo... 48	
5.4. Conclusiones	52
6. DESFRONDE, DESCOMPOSICIÓN DE LA HOJARASCA Y FLUJOS DE NUTRIENTES ASOCIADOS.....	55
6.1. Introducción	55
6.2. Material y métodos	58
6.2.1. Área de estudio y tratamientos selvícolas.....	58
6.2.2. Microclima.....	59
6.2.3. Producción de desfronde.....	59
6.2.4. Descomposición de la hojarasca.....	59
6.2.5. Análisis del contenido de nutrientes	60
6.2.6. Análisis de los datos	60
6.3. Resultados y discusión.....	62
6.3.1. Microclima.....	62
6.3.2. Producción de desfronde.....	64
6.3.3. Contenido de nutrientes del desfronde y retorno de nutrientes al suelo.....	67
6.3.4. Tasas de descomposición de hojarasca.....	71
6.3.5. Liberación de nutrientes de las acículas en descomposición	72
6.3.6. Conclusiones.....	77

7. MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO DEL SUELO	79
7.1. Introducción.....	79
7.2. Material y métodos	81
7.2.1. Diseño experimental.....	81
7.2.2. Análisis químico.....	83
7.2.3. Análisis estadístico	84
7.3. Resultados.....	85
7.3.1. Efecto del tratamiento selvícola sobre la dinámica del N mineral, la mineralización y nitrificación netas y el C y N total del suelo.....	85
7.3.2. Efecto de la cobertura vegetal sobre la mineralización y nitrificación netas.....	88
7.3.3. Efecto de la alteración de la muestra en la nitrificación y la mineralización netas	90
7.4. Discusión	91
7.5. Conclusiones.....	95
8. DISCUSIÓN GENERAL	97
9. CONCLUSIONES	103
10. BIBLIOGRAFÍA	105

ÍNDICE TABLAS

Tabla 3.1. Medias mensuales de temperatura (°C) y precipitación (mm) en Tuéjar. t_m es la temperatura media, T es la media de las máximas, t es la media de las mínimas, T' es la media de las máximas absolutas, t' es la media de las mínimas absolutas y P la precipitación media.....	9
Tabla 3.2. Características fisicoquímicas de los suelos de los tres bloques de estudio. Tomado de Lado-Monserrat et al. (2015).	12
Tabla 3.3. Caracterización de las parcelas. Modificada de Lado-Monserrat et al. (2015)	13
Tabla 4.1. Análisis de armónicos para las series ejemplo de promedios diarios de temperatura de suelo y de máximas diarias de temperatura de suelo. Se muestran los 6 primeros armónicos de cada serie. Las dos series ejemplo pertenecen a un punto de la parcela T100 del bloque I a 10 cm de profundidad.....	22
Tabla 4.2. Resultados de estimación de varios modelos sencillos aplicados a las series estacionarias obtenidas tras la sustracción de la serie de Fourier de los promedios diarios de temperatura de suelo y de las máximas diarias de temperatura de suelo ejemplo	26
Tabla 4.3. Significación de ANOVA de tres vías de los factores tratamiento selvícola, bloque y profundidad para cada uno de los principales parámetros obtenidos en el análisis de la temperatura del suelo.	28
Tabla 4.4. Parámetros obtenidos para las series de temperatura de aire a 1,5 m. Todas las series pertenecen al bloque TI	33
Tabla 5.1. Resultados del análisis de la varianza para la humedad de suelo promedio de los periodos estudiados, así como para los parámetros estimados. ..	49
Tabla 6.1. Caracterización de la producción de desfronde en los dos años de estudio.....	65
Tabla 6.2. Resultados del ANOVA de tres vías (sin réplicas) en la concentración de nutrientes de las fracciones acículas y miscelánea de los picos de producción estival del desfronde con los factores tratamiento selvícola, bloque y año.	68

Tabla 6.3. Retorno total de nutrientes via desfronde en el año 2010 para cada tratamiento selvícola y parámetros de la regresión asociados.....	70
Tabla 7.1. Efecto del tratamiento selvícola (ANOVA de una vía) en los contenidos de C orgánico total, N total, y en la mineralización y nitrificación netas acumuladas anuales para cada bloque. Se muestra también el efecto del tratamiento selvícola sobre el contenido de N amoniacal y N nítrico (ANOVA de medidas repetidas) para cada bloque. Todos los datos son mg kg ⁻¹ excepto donde se indica lo contrario	86
Tabla 7.2. Frecuencia de coberturas vegetales en cada tratamiento selvícola.....	89
Tabla 7.3. Entrada anual en el suelo via transcolación y deposición seca de amonio, nitrato y la suma de ambos (Nmin) en función de la cobertura vegetal. No se dispone de datos para la cobertura vegetal MG	89

ÍNDICE FIGURAS

- Figura 3.1.** Disposición de las parcelas experimentales (en blanco). La distancia entre los bloques I y II (arriba) y el bloque III (abajo) es de 3 Km. Las parcelas en rojo y azul pertenecen al diseño original pero no han sido estudiadas en este trabajo. Imagen adaptada de Escrig (2005). 11
- Figura 4.1.** Esquema del método empleado para obtener las series de Fourier en series con valores perdidos. (a) En primer lugar se divide la serie en periodos de 365 días. (b) A continuación se obtiene una serie formada por los promedios de los datos disponibles para cada día del año. (c) A esta serie promedio de 365 valores se le aplica el análisis de Fourier. (d) Por último, la serie de Fourier obtenida se extiende a toda la longitud de la serie original. 21
- Figura 4.2.** Descomposición de la serie de temperaturas máximas diarias de suelo ejemplo empleando la serie de Fourier, donde (a) son los datos originales observados T_t ; (b) es la serie de Fourier $T + R_1 \cos\left[\frac{2\pi}{365}(W_1 t + \phi_1)\right] + R_2 \cos\left[\frac{2\pi}{365}(W_2 t + \phi_2)\right]$ y (c) es el residuo estacionario E_t . Nótese que (b)+(c)=(a). 23
- Figura 4.3.** Componentes (a) anual, (b) semianual y (c) la suma de ambos de la serie de temperaturas máximas diarias de suelo. 24
- Figura 4.4.** Series estacionarias obtenidas tras la sustracción de la serie de Fourier de las máximas diarias (a) y de los promedios diarios (d) de temperatura de suelo ejemplo con sus respectivas funciones de autocorrelación simple (b, e) y parcial (c, f). 26
- Figura 4.5.** Residuos obtenidos tras la aplicación de la estructura ARMA(1,1) a las series estacionarias de los promedios diarios de temperatura de suelo (a) y de las máximas diarias de temperatura de suelo (d) ejemplo con sus respectivas funciones de autocorrelación simple (b, e) y gráficos de probabilidad normal (c, f) 27
- Figura 4.6.** Series de temperaturas promedio diarias de suelo observadas en el periodo (2009-2013). Se muestran todas las series disponibles, representando en rojo las pertenecientes al tratamiento T100. 28
- Figura 4.7.** Principales parámetros obtenidos para las series de máximos (izquierda) y promedios diarios (derecha) de temperatura de suelo en función del

tratamiento selvícola. Diferentes letras indican diferencias significativas ($P < 0,05$) según el test LSD. Las barras de error representan la desviación estándar. 30

Figura 5.1. Valores del parámetro α para dos series de humedad de suelo obtenidas a 5 cm de profundidad y en las parcelas sin tratar T0 del bloque I (a) y del bloque III (b). Se han empleado todos los datos disponibles del periodo 7/4/2010- 9/7/2013. En el eje de abcisas se representa el valor de la serie de Fourier de temperatura promedio del suelo en el día del último evento de precipitación $t=0$. Se representan en blanco los puntos con temperatura según serie de Fourier $>16^{\circ}\text{C}$. Sólo se han estimado los valores de α cuando los periodos entre eventos eran de duración igual o superior a 4 días. 39

Figura 5.2. Series ejemplo elegidas para ilustrar el proceso de construcción del modelo (a y b), con las series de precipitación registradas en los bloques I (c) y III (d) y las correspondientes funciones impulso-respuesta obtenidas entre la precipitación y la humedad (e) y (f) 42

Figura 5.3. Residuos obtenidos al aplicar el modelo de la ecuación 5.1 a las series ejemplo (a y b), con sus correspondientes FAS (c y d), funciones de correlación cruzada residuales (e y f) y gráficos de probabilidad normal (g y h). 44

Figura 5.4. Comparativa de las series de humedad de suelo ejemplo con sus respectivos parámetros estimados. La serie 1 corresponde a la parcela del tratamiento T75 del bloque I y la serie 2 a la parcela del tratamiento T100 del bloque III. Ambas series se tomaron a 5 cm de profundidad y en el año 2011..... 45

Figura 5.5. Series de comportamiento atípico (a y b) con las series de precipitación (c y d) y las correspondientes funciones impulso-respuesta (e y f). La serie en (a) corresponde a la parcela de tratamiento T100 del bloque I, y fue medida a 10 cm de profundidad en el año 2009. La serie (b) corresponde a la parcela con tratamiento T100 del bloque II, y fue medida a 5 cm de profundidad en el año 2010..... 47

Figura 5.6. Comparación de la dinámica de la humedad del suelo en las parcelas sometidas al tratamiento T100 respecto al resto de tratamientos para los años 2009(a), 2010(b) y 2011(c). Se representan los valores promedio diarios de todas las series disponibles. Los errores estándar no se muestran por claridad de exposición..... 50

Figura 6.1. Precipitación mensual (a), temperatura media mensual del suelo a 5 cm de profundidad (b), y temperatura media mensual del aire a 1,5 m de altura (c).

La precipitación se ha medido en la parcela T100 del bloque II. La temperatura del suelo se ha medido en todas las parcelas, excepto las parcelas T75 de los bloques II y III. La temperatura del aire bajo cubierta (1.5 m de altura) se ha medido en las parcelas T0, T60 y 100 del bloque I. 63

Figura 6.2. Relación entre el área basimétrica cortada y el desfronde total (a) y dinámica mensual del desfronde total para cada tratamiento selvícola (b). Los círculos negros representan el año 1 y los círculos blancos representan el año 2 en (a)..... 66

Figura 6.3. Porcentaje de masa remanente de hoja en las bolsas (a) y humedad de la hojarasca en campo en las fechas de recogida (b) a lo largo de dos años para cada tratamiento selvícola. Los asteriscos indican diferencias significativas entre las cortas totales (T100) y los otros tratamientos. Las flechas indican diferencias significativas entre las parcelas no tratadas (T0) y las cortas totales (T100). Se muestra la constante de descomposición media (k , en año $^{-1}$), y diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas ($P=0.049$)..... 71

Figura 6.4. Dinámica del contenido de nutrientes de la hojarasca en descomposición para cada tratamiento selvícola. Los asteriscos indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre las cortas totales (T100) y los otros tratamientos. Las barras de error representan la desviación estándar. 72

Figura 6.5. Nutrientes liberados (valores positivos) o absorbidos (valores negativos) por las acículas en descomposición en cada tratamiento selvícola. Obtenido como (Entry et al., 1991): $N_t=C_0 - [(1- W) C_t]$, donde N_t es la cantidad del nutriente liberada o absorbida en el tiempo t ($mg\ g^{-1}$), C_0 es la concentración inicial del nutriente en la hojarasca ($mg\ g^{-1}$), W es la pérdida de peso en el tiempo t ($\%/100$) y C_t es la concentración del nutriente en la hojarasca en el tiempo t ($mg\ g^{-1}$). Los asteriscos indican diferencias significativas ($P<0.05$) entre las cortas totales (T100) y los otros tratamientos. Las barras de error representan la desviación estándar..... 74

Figura 6.6. Dinámica del contenido de aluminio de la hojarasca en descomposición para cada tratamiento selvícola (a) y relación entre los contenidos de aluminio y C (b), K (c) y Ca (d). Los asteriscos indican diferencias significativas ($p<0.05$) entre las cortas totales (T100) y los otros tratamientos en (a). Las barras de error representan la desviación estándar. 75

Figura 6.7. Nutrientes liberados (valores positivos) o absorbidos (valores negativos) por las acículas en descomposición en los que el bloque ha tenido un efecto significativo. Obtenido como (Entry et al., 1991): $N_t = C_0 - [(1 - W) C_t]$, donde N_t es la cantidad del nutriente liberada o absorbida en el tiempo t (mg g^{-1}), C_0 es la concentración inicial del nutriente en la hojarasca (mg g^{-1}), W es la pérdida de peso en el tiempo t ($\%/100$) y C_t es la concentración del nutriente en la hojarasca en el tiempo t (mg g^{-1}). Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$)..... 77

Figura 7.1. Distribución espacial de las medidas de mineralización de nitrógeno en las parcelas, incluyendo el área de tratamiento perimetral. 82

Figura 7.2. Evolución temporal de la mineralización neta de nitrógeno (N_{min}), de la nitrificación neta (N_{itr}) y de la humedad del suelo medida en el interior de los tubos al final de las incubaciones en función del tratamiento selvícola en cada bloque. 87

Figura 7.3. Evolución temporal del contenido de N amoniacal y N nítrico en el suelo (contenido inicial) en función del tratamiento selvícola en cada bloque. 88

Figura 7.4. Efecto de la cobertura vegetal en la mineralización (a) y nitrificación (b) netas anuales. Diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas para el factor cobertura vegetal. Los factores bloque y la interacción bloque x cobertura vegetal no son significativos en ningún caso..... 89

Figura 7.5. Efecto del espesor del horizonte orgánico sobre la mineralización neta anual (a) y sobre la nitrificación neta anual (b)..... 90

Figura 7.6. Relación lineal entre muestras alteradas e inalteradas para la mineralización y nitrificación netas (bimensuales). La línea discontinua representa la recta $y=x$ 90

I. RESUMEN

El pino carrasco ocupa una extensa superficie en la región Mediterránea, pero los efectos de las prácticas selvícolas que modifican el dosel arbóreo sobre la ecología de estos bosques han sido relativamente poco estudiados. En la presente tesis doctoral se evalúa el efecto de tratamientos selvícolas de diferentes intensidades sobre algunos aspectos clave que regulan el microclima del suelo y la dinámica de nutrientes de un bosque de *P. halepensis*. Los tratamientos estudiados son aclareos sucesivos uniformes de dos intensidades (60 y 75% de área basimétrica sustraída, denominados T60 y T75 respectivamente) y corta a hecho (100% de área basimétrica sustraída, T100), que se comparan con controles no tratados (T0). El estudio se ha realizado más de diez años después de la ejecución de los tratamientos, por lo que se proporciona información útil para determinar sus efectos a medio plazo sobre la ecología de este ecosistema forestal mediterráneo. El tratamiento T100 ha provocado un aumento en la temperatura del suelo, y el análisis de series temporales indica que este tratamiento ha afectado tanto al componente senoidal anual de la variación como a las variaciones diarias en el corto plazo. La humedad del suelo en el periodo estival se ha visto reducida significativamente en los tratamientos T100. Esta reducción se debe a la menor infiltración de agua en el suelo, que se atribuye al incremento en la hidrofobicidad o a la creación de costras superficiales por dejar el suelo descubierto. Los tratamientos T60 y T75 no han provocado cambios importantes en la dinámica de la temperatura y la humedad del suelo, probablemente por el cierre del dosel arbóreo y el desarrollo del sotobosque. La producción de desfronde y el retorno asociado de nutrientes al suelo (C, N, P, K, Ca y Mg) se ha reducido de forma lineal con la intensidad del tratamiento, de forma que el área basal sustraída explica el 45-60% de su variación, con la excepción del retorno de K que presenta una menor sensibilidad a la intensidad del tratamiento debido al papel de compensación del desfronde del sotobosque. Se ha observado un ligero descenso en la tasa de descomposición de las acículas de *P. halepensis* relacionado con el tratamiento T100, así como alteraciones en la liberación asociada de Ca y K de las acículas. Estos cambios se deben al efecto de la contaminación con partículas de suelo provocada por la limitada presencia del horizonte orgánico en las parcelas sometidas a este tratamiento. Los tratamientos T60 y T75 no han afectado de forma significativa a la descomposición de la hojarasca ni a la liberación de nutrientes asociada. La tasa de mineralización de N en el suelo mineral se ha duplicado en los tres tratamientos selvícolas en comparación con el bosque no

tratado, lo que parece estar relacionado con que en las parcelas tratadas haya una mayor proporción de desfronde de matorral. En general, el tipo de suelo no parece haber afectado de forma importante al impacto de los tratamientos selvícolas sobre los procesos ecológicos estudiados en este trabajo. Los resultados en su conjunto sugieren que la influencia a medio plazo de los tratamientos sobre el microclima se limita a los tratamientos T100, y además, que estas diferencias en el microclima no parecen afectar a la dinámica de nutrientes. Se sugiere para próximos trabajos el estudio de la dinámica del matorral, que parece ser un factor determinante a la hora de evaluar el impacto de los tratamientos selvícolas sobre los ciclos biogeoquímicos de este tipo de bosque.

II. RESUM

El pi blanc ocupa una extensa superfície a la regió Mediterrània, però els efectes de les pràctiques silvícoles que modifiquen el dosser arbori sobre l'ecologia d'aquests boscos han estat relativament poc estudiats. En la present tesi doctoral s'avalua l'efecte de tractaments silvícoles de diferents intensitats sobre alguns aspectes clau que regulen el microclima del sòl i la dinàmica de nutrients d'un bosc de *P. halepensis*. Els tractaments estudiats són aclarida successiva uniforme de dues intensitats (60 i 75% d'àrea basimètrica sostreta, denominats T60 i T75 respectivament) i tallada arreu (100% d'àrea basimètrica sostreta, T100), que es comparen amb controls no tractats (T0). L'estudi s'ha realitzat més de deu anys després de l'execució dels tractaments, de manera que es proporciona informació útil per determinar els seus efectes a mitjà termini sobre l'ecologia d'aquest ecosistema forestal mediterrani. El tractament T100 ha provocat un augment en la temperatura del sòl, i l'anàlisi de sèries temporals indica que aquest tractament ha afectat tant al component sinusoidal anual de la variació com a les variacions diàries en el curt termini. La humitat del sòl en el període estival s'ha vist reduïda significativament en els tractaments T100. Aquesta reducció es deu a la menor infiltració d'aigua en el sòl, que s'atribueix a l'increment en la hidrofobicitat o a la creació de crostes superficials per deixar el sòl descobert. Els tractaments T60 i T75 no han provocat canvis importants en la dinàmica de la temperatura i la humitat del sòl, probablement pel tancament del dosser arbori i el desenvolupament del sotabosc. La producció de fullaraca i el retorn associat de nutrients al sòl (C, N, P, K, Ca i Mg) s'ha reduït de forma lineal amb la intensitat del tractament, de manera que l'àrea basimètrica sostreta explica el 45-60% de la seva variació, amb l'excepció del retorn de K que presenta una menor sensibilitat a la intensitat del tractament a causa del paper de compensació de la producció de fullaraca del sotabosc. S'ha observat un lleuger descens en la taxa de descomposició de les acícules de *P. halepensis* relacionat amb el tractament T100, així com alteracions en l'alliberament de Ca i K de les acícules en descomposició. Aquests canvis es deuen a l'efecte de la contaminació amb partícules de sòl provocada per la limitada presència de l'horitzó orgànic en les parcel·les sotmeses a aquest tractament. Els tractaments T60 i T75 no han afectat de manera significativa a la descomposició de la fullaraca ni a l'alliberament de nutrients associat. La taxa de mineralització de N al sòl mineral s'ha duplicat en els tres tractaments silvícoles en comparació amb el bosc no tractat, el que sembla estar relacionat amb que a les parcel·les tractades hagi una major proporció de

producció de fullaraca del sotabosc. En general, el tipus de sòl no sembla haver afectat de forma important a l'impacte dels tractaments silvícoles sobre els processos ecològics estudiats en aquest treball. Els resultats en el seu conjunt suggereixen que la influència a mig termini dels tractaments sobre el microclima es limita al tractament T100, i a més, que aquestes diferències en el microclima no semblen afectar la dinàmica de nutrients. Per a propers treballs, es suggereix l'estudi de la dinàmica del matoll, que sembla ser un factor determinant a l'hora d'avaluar l'impacte dels tractaments silvícoles sobre els cicles biogeoquímics d'aquest tipus de bosc.

III. ABSTRACT

Aleppo pine covers a large area in the Mediterranean region, but the effects of silvicultural practices that modify the canopy on the ecology of these forests have been relatively understudied. In this Ph D thesis we assess the effect of silvicultural treatments of different intensities on some key aspects that regulate the soil microclimate and the nutrient dynamics of a *P. halepensis* forest. The treatments are: shelterwoods of two intensities (60 and 75% of basal area removed, referred to as T60 and T75, respectively) and clearfelling (100% of basal area removed, T100) which were compared with untreated controls (T0). The study was conducted ten years following the implementation of the treatments.. Therefore, we provide useful information to determine its mid-term effects on the ecology of this Mediterranean forest ecosystem. The T100 treatment has caused an increase in soil temperature, and the time series analysis indicates that this treatment has affected both the annual sinusoidal component of variation and the daily fluctuations in the short term. Soil moisture in the summer has been significantly reduced in the T100 treatments. This reduction is due to reduced water infiltration into the soil, which is attributed to an increase in the hydrophobicity or to the creation of surface crusts in the bare soil. The T60 and T75 treatments have not caused significant changes in the soil temperature and moisture dynamics, probably due to the closure of the canopy and to the understory development. The production of litterfall and the associated return of nutrients to the soil (C, N, P, K, Ca and Mg) were linearly reduced with the treatment intensity, with the basal area removed explaining 45-60% of their variation. The exception was K return, which had a lower sensitivity to treatment intensity due to the compensation of the understory litterfall. There has been a slight decrease in the decomposition rate of the *P. halepensis* needles associated to T100 treatment, as well as alterations in the Ca and K release from the needles. These changes are due to the contamination with soil particles caused by the limited presence of the forest floor in the plots subjected to this treatment. The T60 and T75 treatments have neither significantly affected the litter decomposition nor the associated nutrient release. The soil N mineralization rate in the three silvicultural treatments doubled that of the untreated forest, and this fact seems to be related to the higher proportion of understory litterfall in the treated plots. Overall, soil type has not significantly affected the impact of silvicultural treatments on the ecological processes studied in this work. The results suggest that the mid-term influence of the treatments on microclimate is limited to T100

treatment, and these differences in microclimate do not seem to affect nutrient dynamics. We suggest that studying the dynamics of the understory is necessary to assess the impact of silvicultural treatments on the biogeochemical cycles in these forests.

1. INTRODUCCIÓN

El bosque mediterráneo se enfrenta en la actualidad a un importante desafío: la ausencia de gestión. Gran parte de las masas forestales mediterráneas de Europa se encuentran en la práctica en una situación de abandono (Scarascia-Mugnozza et al., 2000; Fabbio et al., 2003). Esta circunstancia se puede explicar por varios motivos que contribuyen a que el propietario forestal tenga poco interés en la gestión del monte. En primer lugar, la reducida rentabilidad económica de la madera y otros productos directos del bosque mediterráneo (corteza, resinas, corcho, etc...) (Scarascia-Mugnozza et al., 2000). En segundo lugar, la dificultad de asignar un valor económico real a las funciones del bosque, como por ejemplo su valor paisajístico, la protección que proporciona frente a la erosión y avenidas o su papel como agente fijador de C ante el cambio climático (Scarascia-Mugnozza et al., 2000; Fabbio et al., 2003). En tercer lugar, la percepción de los propietarios de que las normativas realizadas con el objetivo de proteger el territorio les reportan muchas restricciones y pocas ventajas (GVA, 2013). En cuarto lugar, los resultados negativos asociados a la importación de técnicas selvícolas desarrolladas en condiciones diferentes a las del clima mediterráneo han podido incentivar la gestión pasiva (es decir, la ausencia de gestión) (Zavala et al., 2004).

La superficie forestal en el Mediterráneo está creciendo (FAO, 2013), y esto potencia las implicaciones negativas de la ausencia de gestión. Los principales problemas se sintetizan en una mayor susceptibilidad ante perturbaciones (plagas, incendios) y una menor biodiversidad en las masas sin gestionar. Además, las prácticas selvícolas pueden contribuir a paliar los esperados efectos negativos asociados al cambio climático en esta región (Serrada et al., 2011). Esto es especialmente importante en lo referente a los recursos hídricos. Así, se prevé que el cambio global reduzca notablemente la disponibilidad de agua en la cuenca Mediterránea, una reducción favorecida por un aumento de la evapotranspiración causado por la expansión y densificación del bosque (García-Ruiz et al., 2011). En este escenario, una gestión selvícola que tenga en cuenta las implicaciones hidrológicas se presenta como una importante herramienta para incrementar las reservas de agua (Molina y del Campo, 2012). A pesar de los beneficios que aporta, para favorecer la gestión activa y afrontar el problema del abandono con éxito se requiere un enfoque multidisciplinar en el que intervengan de forma activa todos los actores implicados (autoridades, propietarios, industria, sociedad, etc...). En el caso particular de la Comunidad Valenciana, el Plan de Acción Territorial

Forestal de la Comunidad Valenciana expresa explícitamente la necesidad de dinamizar el sector forestal y de potenciar los cauces de comunicación (GVA, 2013).

La gestión forestal debe ser activa, pero también sostenible. Esto implica que las prácticas forestales deben satisfacer a la vez las demandas de la sociedad (económicas y sociales) y asegurar la estructura y las funciones del bosque como ecosistema (Zavala et al., 2004; Hickey, 2008). En este contexto, para poder valorar la sostenibilidad de los tratamientos selvícolas es necesario saber cómo éstos afectan a la dinámica de nutrientes del bosque. Las intervenciones selvícolas son perturbaciones que provocan cambios en los ciclos biogeoquímicos, unos cambios que pueden llevar en el largo plazo a la pérdida de fertilidad y productividad del bosque (Morris et al., 1997; Kimmins, 2004; Blanco et al., 2005). Por un lado, la extracción de los troncos y restos de poda supone una reducción de las reservas de nutrientes del ecosistema. Por otro lado, la modificación del dosel arbóreo incide de forma directa en el aporte de nutrientes al suelo al modificar la cantidad y calidad del desfronde (Prescott, 2002). Pueden producirse también cambios en el microclima, lo que influencia las tasas de descomposición de la hojarasca (Cortina y Vallejo, 1994) y de mineralización de N en el suelo (Frazer et al., 1990). Además, se reduce la absorción radicular y esto puede en ciertas condiciones favorecer pérdidas de nutrientes del ecosistema por lixiviación, particularmente nitrato (Vitousek et al., 1979).

Evaluar el impacto de los tratamientos selvícolas sobre los ciclos biogeoquímicos del ecosistema forestal es complejo, debido no sólo a la diversidad de compartimentos y flujos implicados, sino también a las diferentes escalas temporales en las que operan. Así, por ejemplo, tras una intervención los efectos aparecerán antes en las tasas de descomposición de la hojarasca que en las fracciones de materia orgánica del suelo más recalcitrantes, que tienen una vida media que puede superar los mil años (Brady y Weil, 2008). Por ello, se requiere un enfoque holístico que incluya estudios de los impactos de los tratamientos a corto plazo combinados con análisis a largo plazo, como cronosecuencias (p.ej., Rubio y Escudero, 2003) o simulaciones con modelos (p.ej. Blanco et al., 2005). Por otro lado, las consecuencias de los tratamientos selvícolas sobre las reservas de nutrientes dependerán de las características del propio tratamiento (intensidad, periodo de rotación; Morris et al., 1997; Blanco et al., 2005) y de las de la masa forestal (especie, clima, suelo). A este respecto, los bosques mediterráneos son particularmente sensibles, debido a que sus suelos suelen tener bajos contenidos de

nutrientes (p.e., Valdecantos et al., 2006). Por ello, el efecto de las prácticas selvícolas sobre el balance de nutrientes debería ser un aspecto fundamental a ser tenido en cuenta por el gestor del monte mediterráneo. Son necesarios, por tanto, estudios específicos que cuantifiquen el impacto de los tratamientos sobre los componentes del ciclo de nutrientes y las variables que les influyen.

Los tratamientos selvícolas, en la medida en la que modifican el dosel arbóreo, tienen un efecto importante sobre el microclima del bosque (Aussenac, 2000). Las bases teóricas que explican que las condiciones microclimáticas dentro de un bosque sean diferentes a las condiciones que se pueden medir en áreas contiguas sin cobertura vegetal son conocidas (p.ej., Oke, 1987). Sin embargo, según Arx et al. (2013), se requiere un enfoque más funcional y cuantitativo sobre esta materia, especialmente en lo referente a la relación humedad del suelo - densidad del dosel arbóreo. En general, suele mencionarse con recurrencia la necesidad de estudiar el microclima del bosque debido a su influencia sobre el desarrollo y supervivencia de plántulas jóvenes (p.ej. Porté et al., 2004; Prévosto et al., 2011). Además de esto, el microclima tiene un papel fundamental en la regulación del ciclo de nutrientes. En particular, la temperatura y la humedad del suelo interactúan de forma no lineal sobre la actividad microbiana y por tanto sobre procesos como la descomposición (Chen et al., 1999).

El pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) es una de las coníferas más importantes en la cuenca del Mediterráneo, cubriendo un área de 2.500.000 ha (Quézel, 2000). En España, esta especie se encuentra muy extendida debido a su empleo en reforestaciones para proteger el suelo de zonas semiáridas (Maestre y Cortina, 2004; Chirino et al., 2006). Su condición de especie pionera también ha contribuido a su expansión colonizando zonas incendiadas y campos agrícolas abandonados (Tapias et al., 2004). Este carácter extensivo se observa de forma clara en el caso de la Comunidad Valenciana, donde los bosques de *P. halepensis* suponen el 72% de la superficie arbolada, cubriendo más de 500 000 ha (GVA, 2013). En referencia a la dinámica de los ciclos biogeoquímicos en bosques de *P. halepensis*, ésta ya fue medida hace décadas en Francia por Rapp (1978). En ese trabajo, el autor midió el aporte de nutrientes al suelo por desfronde, precipitación y transcolación, así como las reservas de nutrientes en el suelo y en la mineralomasa aérea. Más recientemente, Michopoulos et al. (2007) realizaron un trabajo de similares características en un bosque urbano de pino carrasco en la ciudad de Atenas. Alifragis et al. (2001) evaluaron el efecto de la edad de la masa sobre la acumulación de nutrientes en los árboles, el matorral y el horizonte

orgánico del suelo. Existe una notable cantidad de información acerca del contenido de nutrientes en hojas de *P. halepensis* (véase Jiménez y Navarro, 2015 y referencias interiores). Pueden encontrarse también en la bibliografía estudios de flujos relacionados con la dinámica de nutrientes asociados a esta especie como el desfronde (García-Plé et al., 1995; Arianotsou y Radea, 2000; Belmonte-Serrato et al., 2008) y la descomposición de la hojarasca (García-Plé et al., 1995; Rovira y Vallejo, 1997; Arianotsou y Radea, 2000; Garcia-Pausas et al., 2004). No obstante, estos trabajos se limitan a proporcionar datos de masa, y de contenidos de C y N en algunos casos, habiendo una carencia de información respecto al resto de macronutrientes. Los efectos de la gestión selvícola sobre el balance de nutrientes de estos ecosistemas forestales han sido también objeto de atención, habiendo un creciente interés en este aspecto en los últimos años. Por ejemplo, hay varios estudios sobre el impacto de diferentes prácticas sobre el contenido de nutrientes en las acículas de *P. halepensis*, como el efecto de las claras, podas y limpieza del matorral (López-Serrano et al., 2005) o la fertilización, riego y eliminación de vegetación competidora (Sardans et al., 2005). En este último trabajo se proporciona, además, información acerca del efecto de esas prácticas sobre los nutrientes del desfronde y sobre las tasas de retranslocación (Sardans et al., 2005). Centrándonos en la influencia de los cambios en densidad de la masa provocados por intervenciones selvícolas, cabe destacar los trabajos recientemente publicados por Navarro et al. (2013) sobre la tasa de desfronde y por Jiménez y Navarro (2015) sobre el contenido de nutrientes en hoja en plantaciones jóvenes de *P. halepensis* de Andalucía sometidas a cortas de varias intensidades. En referencia a la tasa de descomposición de las acículas, hay estudios recientes que la cuantifican bajo diferentes coberturas vegetales, pero estas coberturas no son el resultado de tratamientos selvícolas de diferente intensidad, sino bosques de diferentes edades fruto de sucesión secundaria (Chomel et al., 2014), cambios en la proporción Pinus/Quercus como especie dominante (Sheffer et al., 2015) o la comparación entre un campo agrícola abandonado y el bosque (Almagro y Martínez-Mena, 2012). Por otro lado, y respecto al microclima, varios estudios han evaluado las condiciones de humedad de suelo bajo cobertura de *P. halepensis* (véase la revisión de Maestre y Cortina, 2004). El hecho de que el estudio de la humedad del suelo haya despertado mayor interés que la temperatura de suelo se justifica por el carácter limitante del primero. Así, los cambios en la humedad de suelo inducidos por tratamientos selvícolas de diferente intensidad han sido ya estudiados por Prévosto et al. (2011) para esta especie. No obstante, como indican estos autores, los experimentos que involucran alteraciones en el dosel son escasos

en el caso del pino de Aleppo. Los antecedentes expuestos evidencian las carencias de información específica para esta especie sobre los efectos de los tratamientos selvícolas en el microclima del suelo y su interacción con la dinámica de nutrientes.

2. OBJETIVOS

El objetivo principal de esta tesis doctoral es evaluar el efecto de tratamientos selvícolas de diferentes intensidades de corta sobre algunos aspectos clave que regulan la dinámica de nutrientes y del microclima del suelo de un bosque de *P. halepensis*. Los tratamientos estudiados son controles sin tratar, aclareos sucesivos uniformes de dos intensidades (60 y 75% de área basimétrica cortada) y cortas a hecho (100% de área basimétrica cortada). El estudio se ha realizado más de diez años después de la ejecución de los tratamientos, por lo que se proporciona información útil para determinar sus efectos a medio plazo sobre la ecología de este ecosistema forestal mediterráneo. En particular, se estudia el efecto de la intensidad del tratamiento sobre:

- la temperatura de suelo
- la humedad de suelo
- el desfronde aéreo, la descomposición de la hojarasca y los flujos de macronutrientes asociados (C, N, P, K, Ca y Mg)
- la mineralización del N del suelo

Junto a este objetivo principal se han establecido los siguientes objetivos secundarios:

- Determinar la incidencia de las características del suelo en la respuesta a los tratamientos de las variables microclimáticas y los flujos de nutrientes estudiados
- Estudiar la dinámica temporal de las variables microclimáticas empleando técnicas estadísticas de análisis de series temporales
- Contribuir al conocimiento sobre la dinámica de nutrientes de los ecosistemas forestales mediterráneos dominados por *P. halepensis*.
- Evaluar la influencia de la variabilidad de la cobertura vegetal sobre la dinámica del N en el suelo

2. Objetivos

3. ÁREA DE ESTUDIO Y PARCELAS EXPERIMENTALES

3.1. Área de estudio

El área de estudio de este trabajo se encuentra cercana al Alto de la Montalbana (39°49'26''N; 1°05'47''O; 960 msnm), repartida entre los términos municipales de Tuéjar y Chelva. La zona se localiza en el noroeste de la provincia de Valencia, cercana al límite con la provincia de Cuenca, y corresponde con la parte suroriental de la cordillera Ibérica. La altiplanicie Aras-Titaguas, donde se encuadran las parcelas de estudio, supone el punto de inflexión entre la cordillera Ibérica (orientación NO-SE) y las planicies litorales (Escrig, 2005). La geología se encuentra dominada por materiales jurásicos, sedimentos triásicos y relieves cretácicos (IGME, 1973). Los suelos predominantes en la zona son leptosoles rendzínicos desarrollados sobre roca caliza, con intrusiones de luvisoles álbicos y regosoles calcáreos (GVA, 1995).

En la tabla 3.1 se muestran los principales datos de la estación termopluiométrica de Tuéjar (600 msnm) proporcionados por la Agencia Estatal de Meteorología. A destacar la existencia de la sequía estival típica de los ambientes mediterráneos, con un mínimo de precipitación en julio y temperaturas máximas elevadas. El clima de la zona se clasifica como monoxérico mesomediterráneo atenuado, según la clasificación FAO-UNESCO (Escrig, 2005).

Tabla 3.1. Medias mensuales de temperatura (°C) y precipitación (mm) en Tuéjar. t_m es la temperatura media, T es la media de las máximas, t es la media de las mínimas, T' es la media de las máximas absolutas, t' es la media de las mínimas absolutas y P la precipitación media.

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Anual
t_m	7,5	9,1	11,5	13,3	16,9	21,4	24,2	24,2	20,1	16,0	10,9	7,9	15,2
T	12,6	15,1	17,9	19,9	23,6	28,9	32,1	31,8	26,7	22,0	16,3	13,2	21,7
t	2,3	3,0	5,0	6,7	10,1	13,8	16,3	16,6	13,5	10,0	5,5	2,6	8,8
T'	19,4	21,8	25,7	27,8	32,4	35,0	36,9	36,6	32,9	28,7	23,3	20,6	28,4
t'	-3,2	-2,4	-0,2	1,5	5,2	9,1	12,5	12,9	8,7	5,0	0,2	-2,4	3,9
P	25,3	27,3	28,9	46,8	46,2	31,7	13,6	26,8	39,4	49,3	37,7	37,5	410

Los datos de t_m , T y t corresponden al periodo 1994-2011 (exceptuando 2004 y 2005), los datos de T' y t' corresponden al periodo 1994-2003 y los de precipitación al periodo 1970-2011.

La vegetación de la zona de estudio es un bosque denso de pino carrasco de más de 50 años de edad, cuyo origen es la regeneración de campos agrícolas

abandonados (Galiana, comunicación personal). El estrato arbustivo se encuentra dominado por *Juniperus phoenicea*, *Juniperus oxycedrus* y *Quercus coccifera*, especies indicadoras de la asociación *Rhamno lycioidis-Quercetum cocciferae*. La serie de vegetación de la zona es la serie mesomediterránea manchega y aragonesa basófila de *Quercus rotundifolia* (Rivas-Martínez, 1987).

3.2. Parcelas experimentales

En la segunda fase del “Programa de I+D en relación con la Restauración de la Cubierta Vegetal y otros aspectos de la Investigación Forestal” desarrollado por el Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), se diseñaron y ejecutaron diferentes tratamientos selvícolas de regeneración en parcelas experimentales en el área descrita. Los tratamientos selvícolas testados pretendían la transformación de la masa homogénea monoespecífica de pinar en una masa mixta de *P. halepensis* y *Q. ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp. El objetivo original del estudio era evaluar la regeneración del pinar y la evolución de algunas encinas latentes existentes (CEAM, 1998 en Escrig, 2005).

Las parcelas experimentales empleadas en este trabajo siguen un diseño de bloques aleatorios con cuatro tratamientos y tres bloques (Fig. 3.1). Los bloques, denominados en adelante I, II y III, tienen similar cobertura de vegetación, pendiente (<5%) y orientación, pero importantes diferencias en las características del suelo (tabla 3.2). Los tratamientos selvícolas, que se realizaron en la primavera de 1998, son los siguientes (Galiana et al., 2001; Escrig, 2005; González Utrillas et al., 2005):

- T0: Controles sin tratamiento.
- T60: cortas con criterio de *aclareo sucesivo uniforme* de intensidad débil en las que se eliminó el 60% del área basimétrica.
- T75: cortas con criterio de *aclareo sucesivo uniforme* de intensidad fuerte en las que se eliminó el 75% del área basimétrica.
- T100: *cortas a hecho* en las que se eliminó el 100% del área basimétrica.

3. Área de estudio y parcelas experimentales

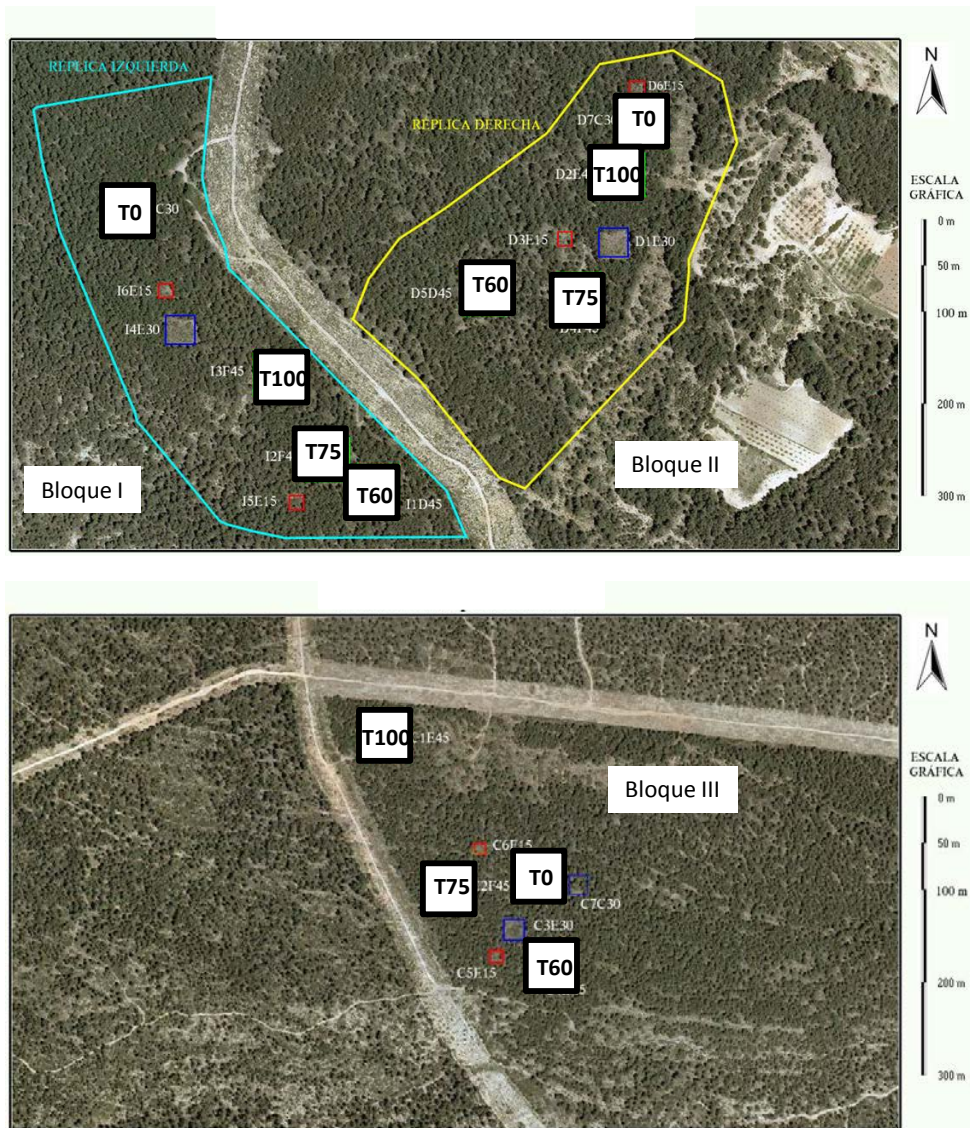


Figura 3.1. Disposición de las parcelas experimentales (en blanco). La distancia entre los bloques I y II (arriba) y el bloque III (abajo) es de 3 Km. Las parcelas en rojo y azul pertenecen al diseño original pero no han sido estudiadas en este trabajo. Imagen adaptada de Escrig (2005).

Tabla 3.2. Características fisicoquímicas de los suelos de los tres bloques de estudio. Tomado de Lado-Monserrat et al. (2015).

Bloque	Localización	Profundidad (cm) ^a	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	pH	Corg ^b (mg g ⁻¹)	C ^c (mg g ⁻¹)	N ^c (mg g ⁻¹)	P ^c (mg g ⁻¹)	K ^c (mg g ⁻¹)	Ca ^c (mg g ⁻¹)	Mg ^c (mg g ⁻¹)	C:N
I	Tuéjar Izquierda	0-2*	-	-	-	6,0	367	402,0	16,8	0,44	4,2	18,5	2,29	21,8
		2-6	36,0	39,0	25,0	8,2	60	75,6	3,4	0,22	18,3	36,1	6,01	17,6
		6-10	42,0	39,7	18,3	8,2	41	52,2	2,6	0,23	20,6	30,1	6,45	15,8
II	Tuéjar Derecha	0-5*	-	-	-	7,8	103	124,0	5,5	0,24	15,3	34,5	5,28	18,7
		5-18	36,0	43,7	20,2	8,3	36	63,1	2,4	0,15	16,0	56,5	5,51	15,0
		18-25	36,0	42,0	22,0	8,3	39	78,1	3,0	0,24	13,2	90,1	4,91	13,0
		25-52	34,0	39,5	26,5	8,4	21	81,0	1,9	0,21	10,5	147,2	4,36	11,0
		>52	28,0	37,7	34,2	8,5	12	94,5	0,9	0,12	6,4	169,5	3,26	13,3
III	Chelva	0-2*	-	-	-	6,4	144	144,0	6,8	0,25	3,6	8,6	1,70	21,2
		2-16	18,0	15,7	66,2	8,0	10	13,7	1,0	0,07	6,3	4,1	2,19	10,0
		16-35	30,0	24,5	45,5	8,5	14	65,9	1,8	0,21	9,3	127,4	3,18	7,7
		>35	18,0	27,2	54,7	8,4	11	111,0	1,2	0,17	2,0	184,6	1,30	9,1

^aLos asteriscos indican los horizontes orgánicos

^bCarbono orgánico

^cContenidos totales

Las doce parcelas empleadas en este trabajo son cuadrados de 30 x 30 m², dejando una banda perimetral de 7,5 m de ancho en las que también se aplicaron los tratamientos. El diseño original se concibió con superficies de 45 x 45 m² (Escrig, 2005), pero las parcelas se han redefinido en este trabajo para reducir el efecto borde. En los tratamientos de aclareo sucesivo uniforme no se realizaron cortas preparatorias, efectuándose directamente las cortas diseminatorias. Ya que en estos aclareos sucesivos no se han realizado todas las fases, estos tratamientos equivalen a claras. Los criterios de la prescripción teórica de la corta para seleccionar los árboles que quedarán en pie era que fueran de las clases diamétricas 20 y 25, sanos, y con una distribución espacial homogénea en las parcelas (Galiana, F., comunicación personal). Las principales características dendrométricas de la masa se muestran en la tabla 3.3 para las parcelas de tratamientos T0, T60 y T75. En referencia a las parcelas de corta a hecho, debe indicarse que fueron diseñadas siguiendo criterios de entresaca por bosquetes, y por lo tanto ese es el término que se emplea para describir estos tratamientos en los trabajos anteriores realizados en estas parcelas. No obstante, dada la redefinición de los límites de las parcelas efectuada en este trabajo descrita más arriba, se ha denominado a estos tratamientos cortas a hecho por recoger mejor las características del tratamiento efectuado en el interior de las parcelas.

Tabla 3.3. Caracterización de las parcelas. Modificada de Lado-Monserrat et al. (2015)

Bloque	Parcela	Área basimétrica (m ² ha ⁻¹)			Densidad (árboles ha ⁻¹)		Cobertura (%)	Altura dominante (m)
		Pre-tratamiento	1999 ^a	2004 ^b	1999 ^a	2004 ^b		
I	T0	27,7	27,3	30,4	1067	833	87,3	13,3
	T60	29,5	11,1	15,2	286	286	37,9	13,3
	T75	30,4	7,8	12,0	212	207	17,2	12,7
II	T0	36,2	37,9	39,4	1167	756	93,7	14,3
	T60	29,8	11,6	15,2	331	311	44,7	13,5
	T75	26,8	7,4	10,5	188	178	21,4	12,6
III	T0	28,9	29,1	32,7	1000	800	85,4	13,3
	T60	25,2	11,9	14,8	331	316	34,1	13,1
	T75	27,0	7,4	10,0	212	198	19,8	12,4

^a de Galiana et al., (2001)

^b de González Utrillas et al., (2005)

4. TEMPERATURA DEL SUELO

4.1. Introducción

La temperatura del suelo es una variable microclimática que regula importantes procesos en los ciclos biogeoquímicos del suelo del bosque como la respiración edáfica (Boone et al., 1998; Almagro et al., 2009) o la mineralización del N (Stanford et al., 1973). En general, la temperatura del suelo de un bosque depende de factores climáticos, topográficos, edáficos y de cobertura vegetal (Binkley y Fisher, 2013). La eliminación de la cobertura forestal afecta a la temperatura del suelo por medio del aumento de la radiación que llega a la superficie, así como por la disminución de la interceptación de la lluvia y la modificación del perfil de viento (Oliver et al., 1987; Chen et al., 1993; Evett, 2002). Existen numerosos estudios acerca del efecto de las prácticas selvícolas sobre la temperatura del suelo, tanto en cortas totales como parciales (Childs et al., 1985; Chen et al., 1993; Carlson y Groot, 1997; Zheng et al., 2000; Potter et al., 2001; Prévost y Pothier, 2003; Redding et al., 2003; Holst et al., 2004; Godefroid et al., 2006; Devine y Harrington, 2007; Weng et al., 2007). No obstante, gran parte de la bibliografía disponible se centra en áreas de latitudes relativamente altas, siendo necesaria la obtención de datos en otros climas (Hashimoto y Suzuki, 2004). El efecto de las prácticas de manejo forestal sobre la temperatura de suelo ha sido comparativamente menos estudiado en condiciones mediterráneas (p.ej., Porté et al., 2004; Ma et al., 2010). Así, en la revisión realizada por Aussenac (2000) ya se sugirió como línea prioritaria de investigación el estudio de los microclimas forestales en ecosistemas con limitaciones hídricas, como los mediterráneos. En este contexto, debe tenerse en cuenta que, debido al mayor número de variables que intervienen, el comportamiento de la temperatura del suelo es más difícil de predecir a partir de la estructura de la masa forestal que la radiación incidente sobre la superficie (Heithecker y Halpern, 2006).

Un aspecto importante de los datos microclimáticos es su dependencia temporal. Sin embargo, la mayoría de trabajos evalúan el efecto de los tratamientos selvícolas mediante técnicas estadísticas que no tienen en cuenta la autocorrelación temporal. Este enfoque es incompleto ya que no se analiza el efecto de estos tratamientos sobre la dinámica de la variable (Guan et al., 2006). La escasez de estudios que evalúen cómo el manejo selvícola modifica la estructura temporal de estas variables ha sido explicada por la dificultad de

modelar tendencias no lineales (Guan et al., 2006). Es posible que también haya influido, al menos parcialmente, la ausencia de series de datos continuas y largas. En este sentido, son poco comunes las mediciones de microclima bajo cubierta forestal que superen el año de observaciones (Holst et al., 2004).

El objetivo principal de este capítulo es analizar el efecto de los tratamientos selvícolas sobre la temperatura del suelo. Para ello, y dados los antecedentes mencionados, se emplea la técnica del análisis de series temporales para identificar el efecto de los tratamientos sobre la dinámica de esta variable. Esta metodología estadística se presenta como una alternativa potencialmente útil para evaluar este aspecto, ya que existen precedentes de su aplicación con datos de temperatura de suelo (Persaud y Chang, 1983, 1984; Savva et al., 2010).

4. 2. Material y métodos

4.2.1. Obtención de datos en campo y tratamientos preliminares

En el año 2006 fueron instalados en el bloque I tres estaciones de medición por parcela. En cada estación se dispone de un datalogger (EM50, Decagon Devices, Pullman, Washington, EEUU) y dos sondas de temperatura de suelo (RT-1, Decagon Devices, Pullman, WA, EEUU) instaladas a 5 y a 10 cm de profundidad. Asimismo, se instaló en una de las estaciones de cada parcela una sonda de temperatura de aire medida a 1,5 m de altura (ECT-S, Decagon Devices, Pullman, WA, EEUU). En el año 2009 se amplió la instrumentación, instalándose una nueva estación de medición en las parcelas T0, T60 y T100 de los bloques II y III. Estas estaciones constan de datalogger y dos sondas de temperatura de suelo instaladas a las mismas profundidades. No se dispone de datos de temperatura de aire en los bloques II y III. El total de series disponibles es por tanto 36 de temperatura de suelo (24 del bloque I, 6 del bloque II y 6 del bloque III) y 4 de temperatura de aire. Las mediciones de todas las estaciones finalizaron en el año 2013.

Todos los dataloggers están programados para registrar los datos a escala horaria. A partir de estos datos se han obtenido las series de temperatura máxima diaria y temperatura promedio diaria (promedios de 24 valores). Factores no controlables, que incluyen fallos electrónicos, vandalismo y, sobretudo, desenterramiento de sondas por fauna han provocado lagunas de datos en la práctica totalidad de las series. En este capítulo no se ha empleado ninguna técnica

para estimar y restituir los valores perdidos, de forma que se han utilizado exclusivamente los datos originales pese a la existencia de lagunas.

4.2.2. Análisis de series temporales

El análisis de series temporales de los datos de promedios diarios y de máximas diarias se ha realizado en dos pasos, empleando una metodología basada en los estudios de Persaud y Chang (1983, 1984). El primer paso consiste en el estudio de la estacionalidad anual mediante el método del análisis de Fourier. Este paso permite cuantificar la importancia de la dinámica anual en las series de temperatura, y sustraer dicha dinámica para obtener series estacionarias, esto es, series con media y varianza constantes. En el segundo paso se estudia la dinámica diaria de estas series estacionarias empleando el método de Box-Jenkins (modelos ARMA, Box et al., 2008).

4.2.2.1. Análisis de Fourier

El análisis espectral, o análisis en el dominio de la frecuencia, permite descomponer cualquier serie temporal en una suma de términos senoidales. Una serie temporal Z_t de longitud n valores, siendo n impar, puede aproximarse a la serie de Fourier (Chatfield, 1996):

$$Z_t = \bar{Z} + \sum_{p=1}^{(n-1)/2} (a_p \cos w_p t + b_p \sin w_p t) + a_{n/2} \cos \pi t$$

o su expresión equivalente:

$$Z_t = \bar{Z} + \sum_{p=1}^{(n-1)/2} (R_p \cos w_p t + \varphi_p) + a_{n/2} \cos \pi t \quad 4.1$$

con:

$$a_p = 2 \left[\sum_{t=1}^n Z_t \cos(w_p t) \right] / n$$

$$b_p = 2 \left[\sum_{t=1}^n Z_t \sin(w_p t) \right] / n$$

$$a_{n/2} = \left[\sum_{t=1}^n (-1)^t Z_t \right] / n$$

$$R_p = \sqrt{(a_p^2 + b_p^2)}$$

$$\varphi_p = \tan^{-1}(-b_p/a_p)$$

donde \bar{Z} es la media de los datos; $p= 1, 2, \dots, (n-1)/2$ es el número de armónicos; $t=1, 2, \dots, n$ es el tiempo; $w_p=2\pi p/n$ es la frecuencia del armónico p ; R_p es la amplitud del armónico p y φ_p es la fase del armónico p . En la práctica, los coeficientes a_p y b_p se emplean como paso intermedio para simplificar los cálculos de R_p y φ_p , que tienen una interpretación física más útil.

La expresión 4.1 tiene n coeficientes para n observaciones, y por ello no contiene término de error. La contribución de cada armónico p a la varianza total de la serie es aproximadamente $R_p^2/2$. De esta forma puede calcularse el porcentaje de varianza explicada por cada armónico.

4.2.2.2. Modelos ARMA

Los modelos ARMA (Box y Jenkins, 1970) son modelos estocásticos (o probabilísticos) que describen de qué forma el valor de una variable se relaciona linealmente con los valores pasados de esa misma variable. Se define un proceso autoregresivo de orden p , cuya notación es AR(p), como (Box et al., 2008):

$$Y_t = \phi_1 Y_{t-1} + \phi_2 Y_{t-2} + \dots + \phi_p Y_{t-p} + a_t$$

o en su expresión equivalente:

$$(1 - \phi_1 B - \phi_2 B^2 - \dots - \phi_p B^p) Y_t = a_t$$

donde Y_t es el valor de la variable en el tiempo t ; $Y_{t-1}, Y_{t-2}, \dots, Y_{t-p}$ son los valores de la variable en los p periodos previos; $\phi_1, \phi_2, \dots, \phi_p$ son parámetros constantes y a_t es una serie residual aleatoria independiente del tiempo que sigue una distribución normal de media cero (también conocida como ruido blanco). B es el operador retardo que se emplea para simplificar las formulaciones, y que se define como $B^i Y_t = Y_{t-i}$.

Los procesos autoregresivos relacionan los valores de la variable con sus p valores precedentes. Los modelos de media móvil, sin embargo, relacionan de forma lineal los valores de la variable con los valores previos del residuo. Así, se define un proceso de media móvil de orden q , en adelante MA(q), como (Box et al., 2008):

$$Y_t = a_t - \theta_1 a_{t-1} - \theta_2 a_{t-2} - \dots - \theta_q a_{t-q}$$

o en su expresión equivalente:

$$Y_t = (1 - \theta_1 B - \theta_2 B^2 - \dots - \theta_q B^q) a_t$$

donde $\theta_1, \theta_2, \dots, \theta_q$ son parámetros constantes.

Los modelos AR(p) y MA(q) son casos particulares de la formulación general para modelos autoregresivos de media móvil ARMA(p, q) (Box et al., 2008):

$$Y_t = \phi_1 Y_{t-1} + \phi_2 Y_{t-2} + \dots + \phi_p Y_{t-p} + a_t - \theta_1 a_{t-1} - \theta_2 a_{t-2} - \dots - \theta_q a_{t-q}$$

o en su expresión equivalente:

$$Y_t = \frac{(1 - \theta_1 B - \theta_2 B^2 - \dots - \theta_q B^q)}{(1 - \phi_1 B - \phi_2 B^2 - \dots - \phi_p B^p)} a_t$$

La metodología de Box-Jenkins para construir los modelos ARMA conlleva tres etapas: (i) identificación del modelo, (ii) estimación de los parámetros y (iii) validación. En la fase de identificación se emplean la función de autocorrelación simple (en adelante FAS) y la función de autocorrelación parcial (en adelante FAP). La FAS mide la correlación existente entre la serie temporal Y_t y la serie retardada Y_{t-k} . La representación gráfica de la FAS en función de k proporciona información acerca de la dirección e intensidad de la relación entre las observaciones separadas k periodos de tiempo. La FAP, por su parte, indica el grado de relación entre Y_t y Y_{t-k} eliminando el efecto de los periodos intermedios $Y_{t-1}, Y_{t-2}, \dots, Y_{t-k-1}$. Los posibles órdenes p y q del modelo se obtienen mediante el análisis visual de las FAS y FAP de la muestra. Los procesos AR(p) presentan una FAS que desciende progresivamente, y una FAP con valores nulos para $k > p$. En los procesos MA(q) este comportamiento se invierte, de forma que la FAS

presenta valores nulos para $k > q$ y la FAP desciende gradualmente hasta cero. En los procesos ARMA (p,q) tanto la FAS como la FAP descienden progresivamente. El criterio de selección Bayesiano normalizado *BIC* (Schwartz, 1978) se ha empleado como herramienta complementaria a la FAS y la FAP para la selección de la estructura adecuada.

Una vez identificados los modelos candidatos, se procede a estimar los parámetros empleando el programa *SPSS* versión 16.0. En la etapa de validación se comprueba la idoneidad del modelo mediante el análisis de la serie residual a_t . El modelo se considera válido si los residuos son ruido blanco, es decir, siguen una distribución normal y su FAS es nula.

4.2.3 Comparación entre tratamientos

Tanto el análisis de Fourier como los modelos ARMA requieren series continuas y no pueden ser aplicados directamente a nuestras series con datos perdidos. Para posibilitar la comparación entre series, en este trabajo se ha asumido que el proceso estocástico de cada serie de temperatura es constante durante los años con observaciones disponibles. En la práctica, esto supone asumir que tanto la estructura del modelo como el valor de los parámetros no varían para una misma serie en función del periodo escogido. En el examen visual de las series no se aprecian desviaciones importantes en la dinámica temporal que invaliden esta asunción (p.ej., tendencias claras ascendentes o descendentes).

El método empleado para aplicar el análisis de Fourier a las series con datos perdidos se muestra en la figura 4.1. En primer lugar, se han obtenido series promedio anuales de 365 valores. Estas series están formadas por los promedios de todos los valores disponibles para cada día juliano. A esa serie promedio anual se le realiza el análisis de Fourier, para a continuación replicar la serie de Fourier extendiéndola a todo el periodo medido en la serie original. Esta metodología se ha aplicado a las mediciones tomadas en el periodo comprendido entre el 5/2/2009 y el 9/7/2013 para todas las series de temperatura de aire y suelo, con la excepción de 3 series de temperatura de suelo en las que sólo se disponía de mediciones para el periodo 5/2/2007-2/9/2009. En el caso de los modelos ARMA, el criterio escogido ha sido construir los modelos empleando un periodo continuo de 365 días de cada una de las series estacionarias.

Los efectos de los factores tratamiento selvícola, bloque y profundidad se han evaluado para cada uno de los parámetros obtenidos empleando análisis de la varianza. Al tratarse de un diseño experimental con casillas vacías, no se han introducido las interacciones entre factores en los análisis. En caso de diferencias significativas ($P < 0,05$), se empleó el método L.S.D. para discernir entre las medias. La homocedasticidad se comprobó mediante el test de Levene. Todos los análisis se han realizado empleando el programa estadístico *SPSS* versión 16.0.

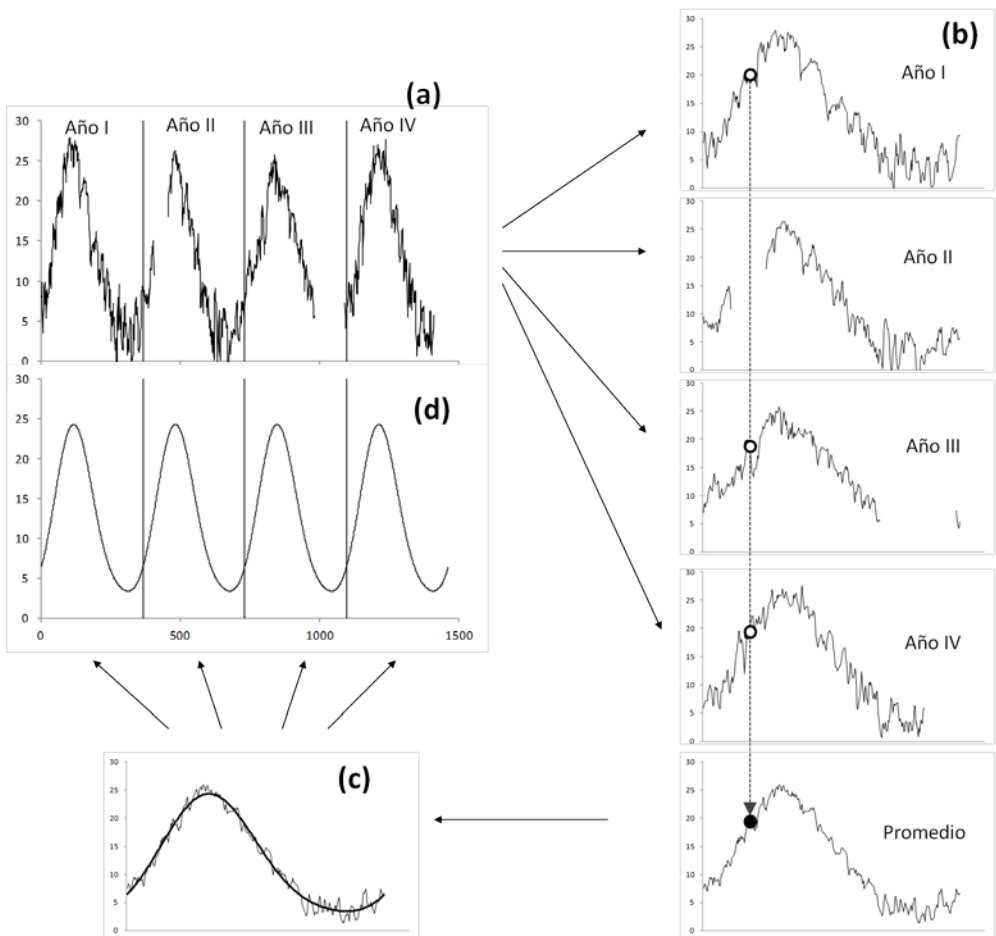


Figura 4.1. Esquema del método empleado para obtener las series de Fourier en series con valores perdidos. (a) En primer lugar se divide la serie en periodos de 365 días. (b) A continuación se obtiene una serie formada por los promedios de los datos disponibles para cada día del año. (c) A esta serie promedio de 365 valores se le aplica el análisis de Fourier. (d) Por último, la serie de Fourier obtenida se extiende a toda la longitud de la serie original.

4.3. Resultados y discusión

4.3.1. Identificación de la estructura estocástica de la temperatura del suelo

En este apartado, por claridad de exposición, se muestran los resultados del proceso de modelación para dos series correspondientes a un punto de la parcela T100 del bloque I a 10 cm de profundidad (una serie de promedios diarios y otra de máximos diarios). Estas dos series ejemplo son representativas del comportamiento de la mayoría de series estudiadas en este trabajo.

Tabla 4.1. Análisis de armónicos para las series ejemplo de promedios diarios de temperatura de suelo y de máximos diarios de temperatura de suelo. Se muestran los 6 primeros armónicos de cada serie. Las dos series ejemplo pertenecen a un punto de la parcela T100 del bloque I a 10 cm de profundidad.

Máximas diarias					Promedios diarios				
<i>P</i>	<i>w_p</i> (rad/día) ^a	<i>T</i> (día) ^b	<i>V</i> (%) ^c	<i>VA</i> (%) ^d	<i>P</i>	<i>w_p</i> (rad/día) ^a	<i>T</i> (día) ^b	<i>V</i> (%) ^c	<i>VA</i> (%) ^d
1	0,0172	365,0	97,3	97,3	1	0,0172	365,0	97,6	97,6
2	0,0344	182,5	00,8	98,1	2	0,0344	182,5	00,8	98,4
3	0,0516	121,7	00,3	98,4	3	0,0516	121,7	00,2	98,6
6	0,1033	60,8	00,1	98,5	6	0,1033	60,8	00,1	98,8
17	0,2926	21,5	00,1	98,6	17	0,2926	21,5	00,1	98,8
8	0,1377	45,6	00,1	98,6	8	0,1377	45,6	00,1	98,9

^a $w_p = 2\pi p/n$ es la frecuencia del armónico *P*

^b Periodo

^c Varianza explicada

^d Varianza explicada acumulada

El análisis de armónicos aplicado a las series de temperatura de suelo indica que el ciclo anual, con periodo 365 días, recoge aproximadamente el 96 % de la varianza (97,3 % y 97,6 % en el caso de las series ejemplo, Tabla 4.1). El ciclo semianual de periodo 182,5 días recoge el 2% de la varianza de las series (0,8% en las series ejemplo, Tabla 4.1). El orden de importancia de los armónicos $p > 2$ es diferente en cada una de las series disponibles en este estudio. Estos resultados son similares a los descritos por Persaud y Chang (1984), y, al igual que estos autores, se ha optado por incluir los dos primeros armónicos en el análisis de Fourier, de forma que con 4 parámetros se recoge más del 98 % de la varianza total de las series. A partir de la ecuación 4.1, la serie de Fourier queda:

$$T_t = \bar{T} + R_1 \cos(w_1 t + \varphi_1) + R_2 \cos(w_2 t + \varphi_2) + E_t$$

donde \bar{T} (°C) es la media de la serie promedio de 365 valores a la que se le ha aplicado el análisis de Fourier; R_1 y R_2 (°C) son las amplitudes de los ciclos anual y semianual; $W_1=0,0172$ y $W_2=0,0344$ (rad día⁻¹) son las frecuencias de los ciclos anual y semianual; φ_1 y φ_2 (rad) son los términos de fase de los ciclos anual y semianual y E_t (°C) es la serie de temperatura estacionaria. Para facilitar la interpretación de los parámetros de fase del ciclo anual φ_1 se ha calculado el desfase entre cada serie y la temperatura del aire empleando la expresión:

$$Df_1 = \frac{365}{2\pi} (\varphi_1 - \varphi_0)$$

donde Df_1 (días) es el término de desfase para el ciclo anual; φ_0 (rad) es la fase del ciclo anual de cada serie y φ_0 (rad) es la fase de la serie de temperatura de aire de la parcela T0 del bloque I.

El resultado del ajuste de la serie de Fourier a la serie de temperatura máxima diaria se muestra en la figura 4.2. Este modelo estadístico tiene la ventaja de tener pocos parámetros, y difiere con otros modelos de temperatura de suelo (p.ej., Kang et al., 2000; Paul et al., 2004) por la inclusión del ciclo semianual. Este segundo ciclo corrige al alza las temperaturas de verano e invierno, como puede apreciarse en la figura 4.3.

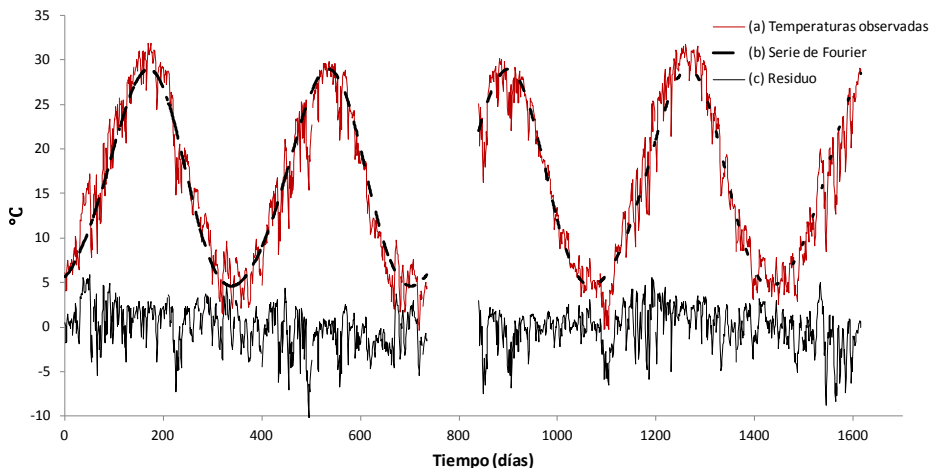


Figura 4.2. Descomposición de la serie de temperaturas máximas diarias de suelo ejemplo empleando la serie de Fourier, donde (a) son los datos originales observados T_t ; (b) es la serie de Fourier $\bar{T} + R_1 \cos\left[\frac{2\pi}{365}(W_1 t + \varphi_1)\right] + R_2 \cos\left[\frac{2\pi}{365}(W_2 t + \varphi_2)\right]$ y (c) es el residuo estacionario E_t . Nótese que (b)+(c)=(a).

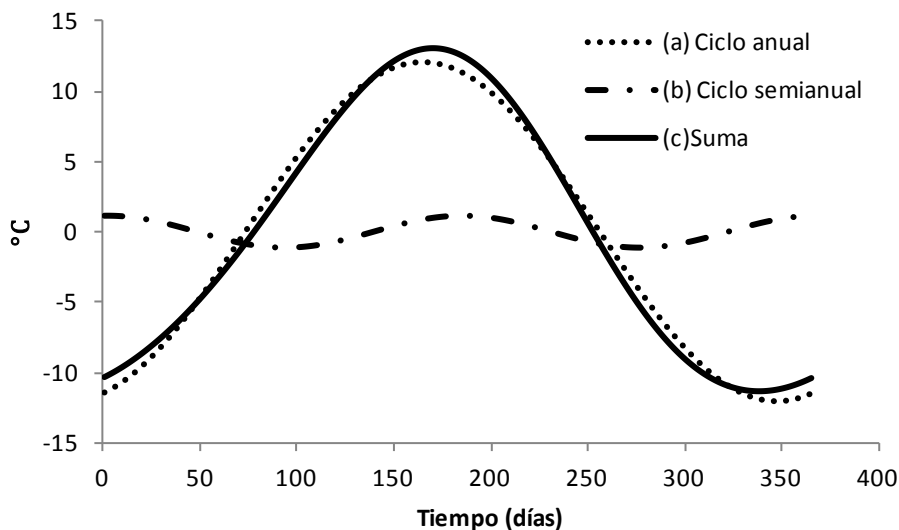


Figura 4.3. Componentes (a) anual, (b) semianual y (c) la suma de ambos de la serie de temperaturas máximas diarias de suelo.

Las series de temperatura estacionarias E_t , ejemplo junto con sus FAS y FAP se muestran en la figura 4.4. En la serie de máximas diarias, la FAS descende progresivamente hasta cero (figura 4.4.b), mientras que en la FAP sólo es significativo el primer retardo (Figura 4.4.c). Estos resultados sugieren en principio un modelo AR(1). El menor valor del criterio de selección Bayesiano *BIC* mostrado en la tabla 4.2 confirma que la estructura AR(1) es la más adecuada para esta serie de temperaturas máximas diarias. En conjunto, el *BIC* de la estructura AR(1) es el más bajo en las cuatro series de temperatura de aire, y en la mayoría de las series de temperatura de suelo. No obstante, en un tercio de estas series los primeros dos o tres retardos de la FAP son significativos (resultados no mostrados), y se ha observado que los modelos AR(1) no son adecuados ya que sus residuos no son ruido blanco, siendo necesaria la aplicación de modelos ARMA(1,1). El principal objetivo de este trabajo es la comparación, y no la predicción. Por ello se ha priorizado el obtener una única estructura estocástica que sea capaz de extraer la autodependencia temporal de todas las series disponibles, a costa de incumplir el principio de parsimonia en algunas de ellas. ¿Qué consecuencias tiene la aplicación de un modelo ARMA(1,1) a una serie en la

que un modelo AR(1) sería suficiente?. En estos casos, los parámetros de media móvil θ_1 no son significativamente diferentes de cero (véase Tabla 3.2 para la serie ejemplo). En general, los residuos a_t cumplen con los requisitos de ruido blanco como se observa en el caso de la serie ejemplo (figuras 4.5.a, 4.5.b y 4.5.c).

En el caso de la serie estacionaria de promedios diarios, la FAS descende progresivamente hasta cero (figura 4.4.e), mientras que en la FAP sólo son significativos los dos primeros retardos indicando una estructura AR(2) (Figura 4.4.f). Sin embargo, teniendo en cuenta que el retardo 3 de la FAP se encuentra cercano al límite de significación, otra interpretación posible es considerar que la FAP descende progresivamente alternando valores positivos y negativos. De hecho, en diez series de temperatura promedio de otros puntos este tercer retardo de la FAP sí es significativo (resultados no mostrados). Así, una estructura ARMA(1,1) también podría ser considerada. El criterio BIC indica que esta última estructura es la más adecuada para esta serie (Tabla 4.2). Los residuos a_t obtenidos tras la aplicación de este modelo cumplen las condiciones de independencia temporal y normalidad para la serie ejemplo (Figs 4.5.d, 4.5.e y 4.5.f). De las 40 series de este estudio, el BIC indica que la estructura AR(2) es preferible a la estructura ARMA(1,1) solo en tres casos. De nuevo, se ha priorizado aplicar la estructura ARMA(1,1) a todas las series para facilitar la comparación ya que es la estructura que mejor se ajusta a los datos. Debe indicarse que en algunos casos se ha observado que la FAS del residuo es significativa para algunos retardos aislados de orden alto ($k > 3$). Se ha comprobado que se debe al sesgo muestral al emplear series de 365 valores. Así, el análisis de periodos más largos (en las series en las que esto es posible) confirma que la mejor estructura es ARMA(1,1), y que este efecto se minimiza.

Sintetizando, a todas las series estacionarias E_t se les aplica el modelo ARMA(1,1):

$$E_t = \frac{(1 - \theta_1 B)}{(1 - \phi_1 B)} a_t$$

4. Temperatura del suelo

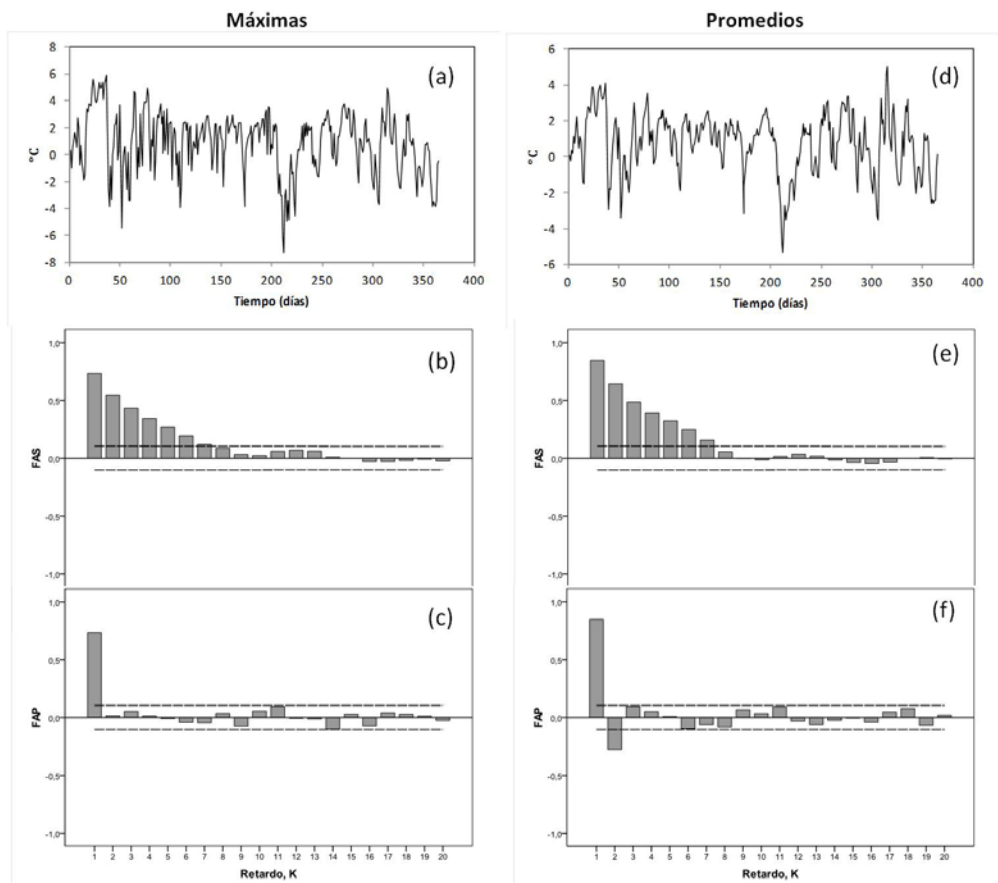


Figura 4.4. Series estacionarias obtenidas tras la sustracción de la serie de Fourier de las máximas diarias (a) y de los promedios diarios (d) de temperatura de suelo ejemplo con sus respectivas funciones de autocorrelación simple (b, e) y parcial (c, f).

Tabla 4.2. Resultados de estimación de varios modelos sencillos aplicados a las series estacionarias obtenidas tras la sustracción de la serie de Fourier de los promedios diarios de temperatura de suelo y de las máximas diarias de temperatura de suelo ejemplo

Modelo		Máximas			Promedios		
Estructura	Parámetro	Valor	Valor t^b	BIC ^a	Valor	Valor t^b	BIC ^a
AR(1)	ϕ_1	0,768	22,957	0,863	0,871	34,048	-0,207
AR(2)	ϕ_1	0,738	14,077	0,881	1,095	21,584	-0,257
	ϕ_2	0,038	0,730		-0,257	-5,059	
MA(1)	θ_1	-0,617	-14,936	1,210	-0,811	-26,073	0,335
ARMA(1,1)	ϕ_1	0,793	19,149	0,880	0,801	22,828	-0,266
	θ_1	0,062	0,913		-0,319	-5,701	

^aResultado el valor de BIC más bajo en cada caso

^bLos parámetros con valores de $|t| > 2$ se asumen significativamente diferentes de cero (Pankratz, 1991)

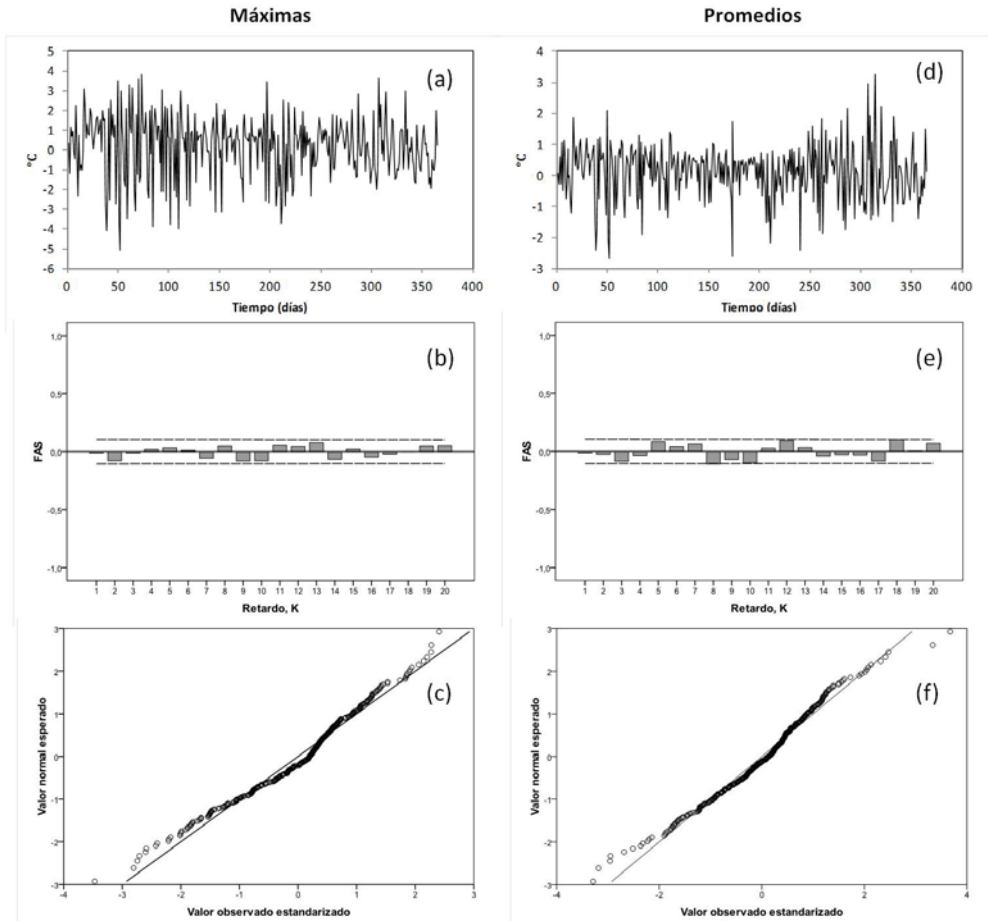


Figura 4.5. Residuos obtenidos tras la aplicación de la estructura ARMA(1,1) a las series estacionarias de los promedios diarios de temperatura de suelo (a) y de las máximas diarias de temperatura de suelo (d) ejemplo con sus respectivas funciones de autocorrelación simple (b, e) y gráficos de probabilidad normal (c, f)

4.3.2. Efecto de los tratamientos selvícolas en la temperatura del suelo

El análisis de los parámetros de las series de Fourier indica que, más de una década después de su ejecución, los tratamientos selvícolas tienen una incidencia mayor en la dinámica de la temperatura del suelo que los factores bloque o profundidad (Tabla 4.3). Esto se debe al tratamiento T100, que ha alterado los principales parámetros de la dinámica anual incluidos en las series de Fourier, ya que los tratamientos de corta parcial T60 y T75 no han provocado cambios significativos respecto a los controles (Fig 4.6; Fig 4.7). La amplitud térmica

anual, recogida por el parámetro R_1 , se ha incrementado significativamente en las parcelas sometidas al tratamiento T100, y esto se observa tanto en las series de promedios diarios como en las de máximos. Es interesante remarcar que, en nuestro caso, el aumento de temperaturas causado por el tratamiento T100 está desequilibrado, de forma que el incremento de temperaturas es más intenso en verano. Este tipo de desequilibrio también ha sido observado por otros autores (Hashimoto y Suzuki, 2004). Nuestro modelo estadístico introduce este fenómeno mediante el ciclo semianual. La adición del ciclo semianual aumenta las temperaturas de verano y amortigua el descenso de las temperaturas en invierno respecto a las simuladas por el ciclo anual en solitario (Figura 4.3). El mayor valor del parámetro R_2 en las series de promedios obtenido en las parcelas T100 indica por tanto que este desequilibrio es más intenso en ellas.

Tabla 4.3. Significación de ANOVA de tres vías de los factores tratamiento selvícola, bloque y profundidad para cada uno de los principales parámetros obtenidos en el análisis de la temperatura del suelo.

Factor	Significación (Valor P)											
	Máximas						Promedios					
	\bar{T}	R_1	Df_1^a	R_2	ϕ_1	θ_1	\bar{T}	R_1	Df_1^a	R_2	ϕ_1	θ_1
Tratamiento	*	*	*		*		*	*	*	*		
Bloque				*								
Profundidad	*	*		*		*						

*P<0,05

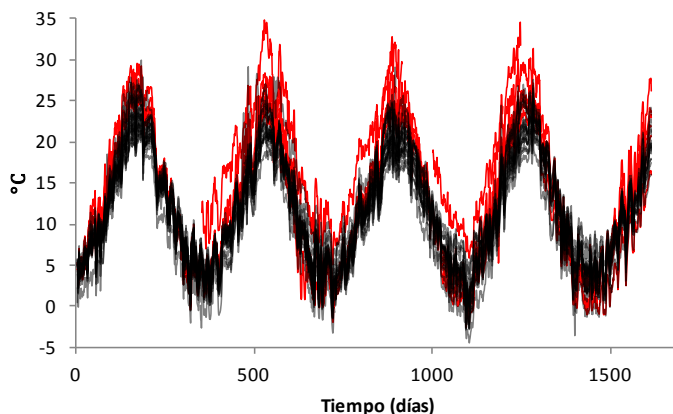


Figura 4.6. Series de temperaturas promedio diarias de suelo observadas en el periodo (2009-2013). Se muestran todas las series disponibles, representando en rojo las pertenecientes al tratamiento T100.

La temperatura media anual, representada por el parámetro \bar{T} de las series de promedios diarios, es 1,14°C más alta en las parcelas T100 respecto a las parcelas control, si bien no es una diferencia estadísticamente significativa (Fig 4.7). Como indican Hashimoto y Suzuki (2004), hay pocos estudios que evalúen el efecto de las cortas a hecho sobre la temperatura media anual del suelo, habiendo más información disponible restringida a las temperaturas medias del verano o a la temporada de crecimiento vegetal. Estos dos autores obtuvieron una diferencia de 2,2 °C en la temperatura media anual en los dos primeros años tras la corta a hecho, mucho mayor que la nuestra. Es posible que estas divergencias se deban, al menos en parte, al tiempo transcurrido tras los tratamientos, que han permitido la recuperación de cobertura vegetal en nuestro caso. Si bien en este trabajo no se ha medido la cobertura arbustiva, su desarrollo una década después de la aplicación de los tratamientos era muy visible en las parcelas T100, con matorrales de alturas superiores a los 2 m de altura en algunos casos. El tiempo transcurrido también explica que no hayamos encontrado ninguna diferencia en los tratamientos de aclareo sucesivo uniforme T60 y T75 en comparación a los controles, a diferencia de Prévost y Pothier (2003). Nuestros resultados parecen estar más bien en consonancia con las observaciones de Weng et al. (2007), que preveían que las diferencias en amplitud térmica del suelo, que ellos midieron en los dos primeros años tras un tratamiento de clareo intenso, desaparecerían en 2-3 años debido a la abundancia de matorrales y al cierre del dosel arbóreo. Las temperaturas del aire, si bien se han medido únicamente para un bloque y sin repeticiones, también tienen valores más elevados en el T100 que en el control para los parámetros \bar{T} (0,39°C) y R_i (0,22°C) en las series de promedios diarios (Tabla 4.4). Estas diferencias son más pequeñas que las observadas para las temperaturas de suelo. A este respecto, es común que la cobertura forestal afecte más a la temperatura del suelo que a la del aire (Porté et al., 2004).

4. Temperatura del suelo

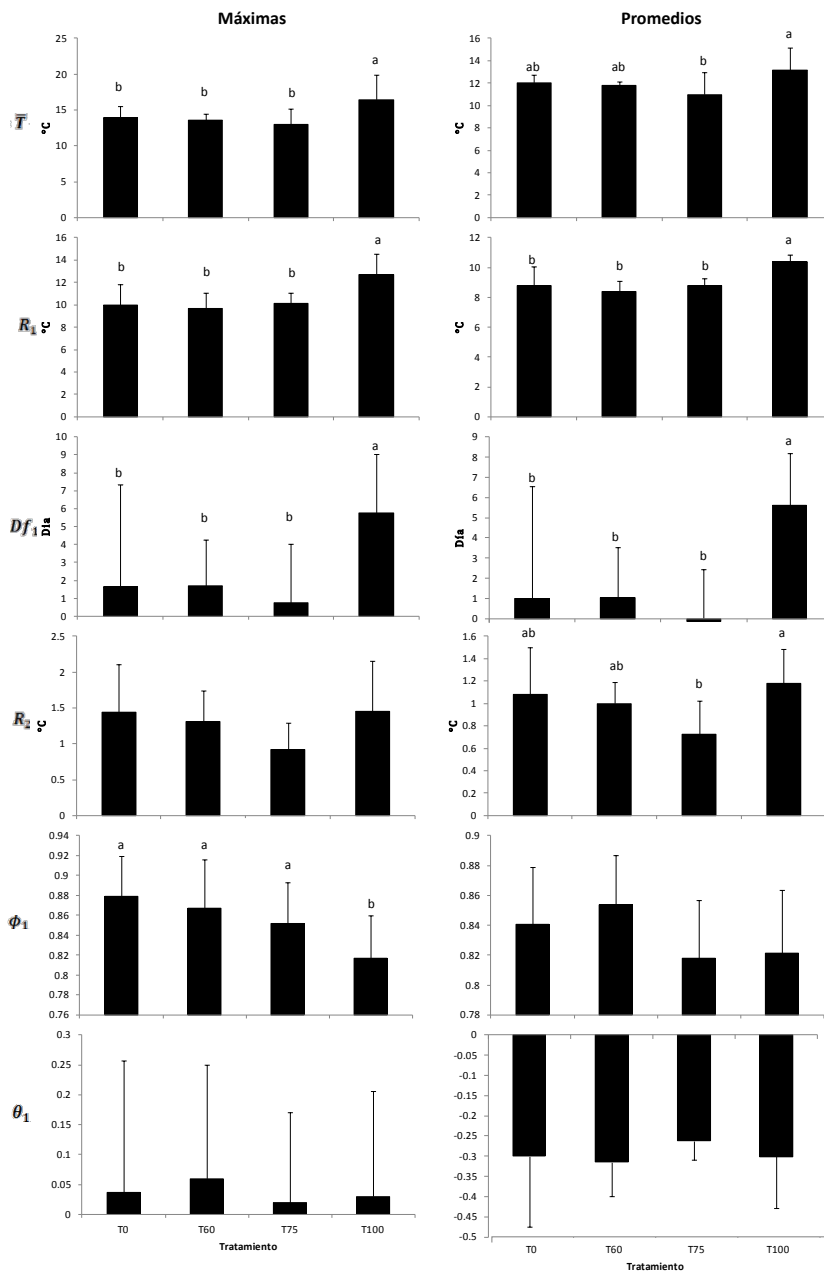


Figura 4.7. Principales parámetros obtenidos para las series de máximos (izquierda) y promedios diarios (derecha) de temperatura de suelo en función del tratamiento selvícola. Diferentes letras indican diferencias significativas ($P < 0,05$) según el test LSD. Las barras de error representan la desviación estándar.

La temperatura del suelo viene determinada por el flujo de calor del suelo, que según el balance energético en superficie puede expresarse como (Evet, 2002):

$$G = R_n - H - LE$$

donde G (W m^{-2}) es el flujo de calor del suelo, R_n es el flujo neto de radiación, H es el flujo de calor sensible y LE es el flujo de calor latente. Las observaciones sugieren que el tratamiento T100 ha modificado el balance de radiación de la superficie del suelo (término R_n). El término de desfase Df_i indica que en estas parcelas el ciclo anual de temperatura se ha adelantado aproximadamente 5 días respecto a las temperaturas del resto de tratamientos (Fig 4.7). Esta observación podría indicar que llega radiación directa a la superficie del suelo en las parcelas T100, frente a un régimen de radiación difusa en el suelo de los otros tres tratamientos en los que sí existe dosel arbóreo. En referencia al término de calor sensible H , este depende en gran medida de la temperatura del aire y la velocidad del viento. En nuestro trabajo no podemos obtener conclusiones definitivas al respecto de H , ya que no hemos medido la velocidad del viento. Es probable que, diez años después, la velocidad del viento que se registre en nuestras parcelas T100 sea mayor en comparación al resto (Chen et al., 1993). No obstante, según Potter et al., (2001), la densidad de la vegetación afecta en mayor medida al componente de radiación que al componente de advección. Por último, el término de calor latente LE está relacionado con la evaporación y la cantidad de agua del suelo. Como se discute posteriormente, existe menos agua en el periodo estival en el suelo en las parcelas T100 (capítulo 5), lo que implica que queda más energía disponible para aumentar la temperatura del suelo en detrimento de la empleada en evaporación. Este factor, por tanto, debe contribuir a que las temperaturas sean más elevadas en las parcelas T100. En síntesis, podemos concluir que la corta a hecho ha alterado los principales componentes del balance energético (notablemente R_n , pero también LE).

El tratamiento T100 ha modificado los tres estratos que pueden interferir en el balance de radiación del suelo mineral: el arbóreo, el arbustivo y el horizonte orgánico O. Así, los cambios de temperatura inducidos por este tratamiento pueden explicarse por el efecto de la ausencia del dosel arbóreo y/o por la reducción del espesor de la capa de hojarasca. El dosel arbóreo actúa como una barrera para la radiación incidente (Balisky y Burton, 1995), limitando los incrementos de temperatura estivales. Por su parte, la capa de hojarasca es un

aislante térmico que amortigua los valores extremos de temperatura del suelo (Balisky y Burton, 1995; Devine y Harrington, 2007; Andrade et al., 2010). En este trabajo no es posible separar la importancia relativa de cada uno de estos dos estratos para explicar las diferencias de temperatura de suelo causadas por el T100. Además, a este respecto debe tenerse en cuenta la heterogeneidad en la presencia del horizonte orgánico observada en el T100, con abundantes teselas de suelo mineral desnudo. Es esperable que la temperatura de suelo presente una elevada variabilidad espacial tras la eliminación de la cobertura arbórea (Godefroid et al., 2006).

Los parámetros del modelo ARMA(1,1) reflejan la relación existente entre la temperatura de un día y la del día previo, es decir, la magnitud de las fluctuaciones diarias a lo largo del año. Es razonable suponer que el valor de estos parámetros se vea reducido por todos los factores que contribuyan a amortiguar estas fluctuaciones diarias. Así, cabría esperar *a priori* diferencias significativas en función de la profundidad, la cobertura vegetal (tratamiento selvícola) o incluso las características físicas del suelo (bloque). En nuestro caso, el parámetro autoregresivo ϕ_1 ha sido significativamente afectado por el tratamiento selvícola en las series de temperatura máxima diaria (tabla 4.3). Los valores del parámetro autoregresivo AR (1) tienden en efecto a disminuir con la intensidad del tratamiento, con un patrón continuado de descenso (Fig 4.7). Para las series de temperatura promedio no se observa un efecto tan claro, pero aún así el valor de este parámetro es menor en los tratamientos de mayor intensidad T75 y T100. El parámetro ϕ_1 indica el grado de autocorrelación de la temperatura con la del día anterior. El menor valor obtenido para el tratamiento T100 implica por tanto que las oscilaciones diarias de la temperatura son más variables, lo que puede asociarse a la modificación en los factores amortiguadores de la magnitud del balance energético discutidos antes (ausencia de dosel arbóreo, menor capa de hojarasca, menor contenido de agua en el suelo). Nuestros resultados parecen confirmar la viabilidad de la técnica de análisis empleada en este trabajo para evaluar los efectos de los tratamientos selvícolas sobre la dinámica a corto plazo de la temperatura del suelo, ya que ha demostrado ser sensible a la modificación de la cobertura vegetal a pesar del tiempo transcurrido desde la aplicación de los tratamientos. La sensibilidad de esta técnica se aprecia especialmente al comparar el valor de los parámetros ϕ_1 obtenidos para la temperatura del aire (0,689 para las máximas y 0,668 para los promedios, tabla 4.4) con los obtenidos para la temperatura de suelo (0,853 para las máximas y 0,834 para los promedios, figura

4.7). La mayor variabilidad en el corto plazo de la temperatura del aire se podría explicar por la predominancia del transporte convectivo de calor en el aire frente al transporte sólo conductivo en el suelo.

Tabla 4.4. Parámetros obtenidos para las series de temperatura de aire a 1,5 m. Todas las series pertenecen al bloque TI

Series	Trat	Parámetros						
		\bar{T}	R_1	φ_1	R_2	φ_2	ϕ_1	θ_1
Máximas	T0	19.19	11.15	0.20	1.55	-0.34	0.694	0.025
	T60	19.44	11.62	0.23	1.67	-0.20	0.671	-0.006
	T75	18.96	11.30	0.25	1.56	-0.15	0.697	0.045
	T100	20.84	11.36	0.21	1.33	-0.34	0.693	0.097
Promedios	T0	12.64	9.00	0.15	1.10	-0.15	0.670	-0.241
	T60	12.84	9.09	0.17	1.12	-0.07	0.672	-0.221
	T75	12.37	9.00	0.17	1.08	-0.06	0.665	-0.232
	T100	13.02	9.22	0.18	0.99	-0.13	0.665	-0.186

El factor bloque no ha modificado de forma significativa la dinámica de la temperatura del suelo (excepto el parámetro R_2 de las series de temperaturas máximas, Tabla 4.3). Por tanto, las diferencias en las características edáficas no parecen tener un efecto importante en la respuesta de la temperatura del suelo a las modificaciones de la cobertura vegetal. Una conclusión similar ha sido obtenida por Liechty et al. (1992). En cierta forma, estos resultados se explican por el papel preponderante del componente de radiación sobre el resto de componentes que regulan la temperatura del suelo. Así, por ejemplo, Holst et al. (2004) sí que encontraron interacciones entre el tratamiento selvícola y la exposición, una variable con una influencia determinante sobre la radiación incidente. En nuestro caso, los tres bloques tienen similar orientación y pendiente. Respecto al factor profundidad, a pesar de la pequeña diferencia contemplada en nuestro trabajo (5 cm de diferencia), se ha encontrado que ha tenido un efecto notable sobre el componente senoidal anual de las series de temperaturas máximas (parámetros \bar{T} , R_1 y R_2), e incluso ha afectado al componente de media móvil θ_1 (tabla 4.3). Este resultado resalta la importancia de medir la temperatura cerca de la superficie, ya que es una zona importante para la dinámica de nutrientes y el efecto amortiguador de la profundidad podría enmascarar diferencias importantes.

4.4. Conclusiones

El análisis de las temperaturas de suelo realizado en este capítulo permite extraer dos conclusiones importantes en referencia al efecto de los tratamientos selvícolas. En primer lugar, sólo el tratamiento selvícola T100 ha modificado la dinámica de la temperatura del suelo, aumentándola. Los tratamientos de corta parcial T60 y T75 no han provocado cambios significativos, posiblemente por los diez años transcurridos desde la ejecución de los tratamientos. En segundo lugar, estas alteraciones en la dinámica térmica causadas por la eliminación total del dosel arbóreo aparecen tanto en el componente senoidal anual como en las variaciones diarias en el corto plazo (sólo en las temperaturas máximas). No obstante, nuestra resolución espacial es baja, y por lo tanto debe tenerse precaución a la hora de generalizar estos resultados.

Por último, si bien el objetivo de este capítulo era la comparación de series temporales, la metodología aquí descrita puede ser empleada para la obtención de modelos de predicción de temperaturas medias de suelo y aire en climas templados. Este aspecto es potencialmente útil para completar series de datos con lagunas intercaladas.

5. HUMEDAD DEL SUELO

5.1. Introducción

Los efectos de la gestión selvícola sobre el ciclo hidrológico es un aspecto fundamental que debe ser tenido en cuenta por los gestores forestales (Kimmins, 2004). La humedad del suelo juega un papel central en la regulación de este ciclo hidrológico y es una variable especialmente importante en los ecosistemas mediterráneos, donde el agua es limitante. Una característica habitual de los ecosistemas sometidos a limitaciones hídricas es la coexistencia simultánea de escasez de agua y escasez de nutrientes, cuyas interacciones sugieren que el ciclo hidrológico y los ciclos de nutrientes deben ser estudiados de forma conjunta (Porporato et al., 2003). Las restricciones de agua en el suelo inciden en el ciclo de nutrientes al limitar diferentes procesos, como la descomposición de la hojarasca, la mineralización de la materia orgánica, la absorción radicular o las pérdidas por lixiviación.

En general, se considera que la corta de árboles aumenta la humedad del suelo del bosque, y esto se ha constatado en diferentes estudios (Sucoff y Hong, 1974; Hart y Lomas, 1979; Aussenac y Granier, 1988; Cregg et al., 1990; Bréda et al., 1995; Gray et al., 2002; Rodríguez-Calcerrada et al., 2008). Este incremento suele explicarse por tres motivos: (i) menor interceptación de la precipitación asociada a la reducción de biomasa aérea (Stogsdill et al., 1992), (ii) menor transpiración y (iii) mayor acumulación de nieve en pequeños claros en comparación al bosque sin tratar (Hart y Lomas, 1979). De esta forma, las cortas parciales tienden a favorecer el crecimiento de los árboles no cortados porque reducen las limitaciones de agua (Bréda et al., 1995). Sin embargo, debe también tenerse en cuenta como posible factor determinante a este respecto los cambios en la evaporación directa del agua desde la superficie del suelo. Este factor parece ser particularmente importante en el caso de los bosques de *Pinus halepensis*. Recientemente, Raz-Yaseef et al. (2010) obtuvieron en un bosque de *P. halepensis* que la evaporación desde la superficie suponía el 36% de la precipitación anual y estimaron mediante simulación cómo su peso relativo en el balance hidrológico del bosque podría aumentar a medida que la densidad de árboles disminuyera. Así, la extracción de árboles reduce la sombra en la superficie y por tanto aumenta la evaporación, lo que eventualmente puede disminuir la humedad del suelo. Esto explica, al menos en parte, los resultados contradictorios hallados en la

bibliografía. Bellot et al. (2004) encontraron que la humedad del suelo superficial disminuía a medida que la densidad de *P. halepensis* aumentaba, en consonancia con los estudios citados anteriormente. Maestre et al. (2003), sin embargo, encontraron un leve incremento de la humedad del suelo bajo árboles de *P. halepensis* en comparación a los espacios descubiertos entre pinos, pero este efecto se limitaba sobre todo al invierno habiendo pocas diferencias para el resto del año. Raz-Yaseef et al. (2010), por su parte, observaron mayor humedad bajo los árboles en la época seca y lo explicaron por una menor evaporación, pero en el periodo húmedo del año observaron el efecto contrario, lo que explicaron por la mayor interceptación de la precipitación. En un estudio que incluía dos aclareos sucesivos uniformes de diferente intensidad y controles sin cortar, Prévosto et al. (2011) obtuvieron que la humedad del suelo en las épocas secas medida a 30-50 cm de profundidad disminuía con la intensidad de corta, mientras que a menor profundidad (10-30 cm) no había diferencias claras entre los tratamientos. Bellot et al. (2004) concluyeron que se necesitaban más estudios sobre este tema para poder discriminar el peso relativo de cada uno de los componentes que operan sobre la humedad del suelo.

La humedad del suelo es una variable que depende de múltiples factores interrelacionados, como la precipitación, la temperatura, las características del suelo o la cobertura vegetal (Brady y Weil, 2008). Se han realizado muchos esfuerzos tratando de describir la compleja dinámica temporal de esta variable. Los modelos para describir el comportamiento del agua en el suelo pueden ser determinísticos o estocásticos (Wu et al., 1997; Oliveira, 2001). Los modelos determinísticos emplean la ecuación de Richards o el balance hidrológico, y presentan limitaciones para predecir de forma precisa la humedad del suelo (Wu et al., 1997). Por esta razón, existen multitud de trabajos en los que se estudia la humedad del suelo con un enfoque estocástico (Yu y Cruise, 1982; Parlange et al., 1992; Wu et al., 1997; Kim y Kim, 2007; Luo et al., 2007; Ridolfi et al., 2008; Zou et al., 2010; Aljoumani et al., 2012). Sin embargo, se desconoce por parte del autor la existencia de trabajos previos en los que se hayan empleado estas técnicas para evaluar el efecto de los tratamientos selvícolas sobre el contenido de agua del suelo en el bosque. Así, el objetivo de este capítulo es evaluar el efecto de la intensidad de corta sobre la dinámica de la humedad del suelo, analizando su diferente respuesta a la precipitación empleando las técnicas del análisis de series temporales bivariadas (función de transferencia).

5.2. Material y métodos

5.2.1. Obtención de datos en campo y tratamientos preliminares

Las sondas de humedad (modelo ECH2O-EC20, Decagon Devices, Pullman, Washington, EEUU en el bloque I, modelo 10HS en los bloques II y III) se instalaron junto a las sondas de temperatura de suelo, por lo que el diseño experimental es idéntico al descrito en el apartado 4.2.1. Existen tres puntos de medición en cada una de las cuatro parcelas del bloque I, y un punto en las parcelas T0, T60 y T100 de los bloques II y III. Las profundidades de medida son 5 y 10 cm. Adicionalmente, se instaló un pluviómetro por parcela (modelo ECH2O rain, decagon Devices, Pullman, WA, EEUU), aunque en este trabajo sólo se emplean los datos obtenidos en las tres parcelas T100, ya que no tienen interceptación por parte de la vegetación. Las sondas de humedad y los pluviómetros (ECH2O rain, Decagon Devices, Pullman, Washington) estaban conectados a los mismos dataloggers que las sondas de temperatura, recogiendo los datos a escala horaria. Los datos de humedad se han pasado a escala diaria tomando como valor para cada día la observación registrada a las 24 h. Al tomar un valor nocturno se consigue reducir las interferencias de la temperatura en las medidas de humedad (Cobos y Campbell, 2007). Las series de precipitación diaria se obtuvieron acumulando los 24 datos diarios, tomando como hora de corte las 24 h.

La elevada pedregosidad obligó a realizar una calibración específica para cada sonda en el bloque I, ya que la ecuación de calibración incluida por defecto por el fabricante infravaloraba sistemáticamente la humedad, llegando a proporcionar valores negativos carentes de sentido físico. Para realizar la calibración se tomaron muestras de suelo en las cercanías de cada sonda a las mismas profundidades a las que éstas fueron instaladas. Estas muestras fueron transportadas al laboratorio para la determinación de su humedad gravimétrica con una estufa a 105 °C. Los datos de humedad gravimétrica fueron convertidos en volumétrica mediante la densidad aparente. La densidad aparente fue medida a su vez empleando el método de excavación (Grossman y Reinsch, 2002) en varios puntos y se comprobó que ésta era bastante constante ($1,26 \pm 0,17 \text{ g cm}^{-3}$ incluyendo elementos gruesos, $0,85 \pm 0,07 \text{ g cm}^{-3}$ excluyendo los elementos gruesos). Este mismo proceso se realizó en cuatro fechas diferentes, recogiendo diferentes grados de humedad: suelo cercano a saturación, cercano al punto de marchitez permanente, y dos puntos de humedad intermedia. Con los pares de

valores humedad volumétrica-milivoltios de salida proporcionados por las sondas se ajustaron rectas de regresión específicas para cada caso. En el caso de los bloques II y III no fue necesario realizar una calibración específica ya que las medidas de humedad proporcionadas por la recta de calibración del fabricante eran similares a los valores observados en campo. Todos los valores de humedad de suelo de este capítulo se presentan como humedad volumétrica expresada en porcentaje.

5.2.2. Identificación de la estructura estocástica

El análisis de la dinámica del agua en el suelo se ha realizado aplicando los principios de Box-Jenkins (Box et al., 2008), teniendo en cuenta la necesidad de incluir la dependencia de la precipitación mediante un análisis bivariado. La dinámica de la humedad de suelo está fuertemente influenciada por la recarga, y por ello se hace necesario incluir esta variable. Al igual que en el caso del análisis de series univariadas descritas en el apartado 4.2.2.2, es necesario que se cumpla el principio de estacionaridad para poder aplicar las técnicas de análisis bivariado. Por ello, se ha realizado una evaluación previa para seleccionar un periodo de tiempo que permitiera asumir el cumplimiento de esta condición.

5.2.2.1. Selección del periodo de estudio

La respuesta dinámica de la humedad del suelo tras un evento de precipitación es variable en función de la época del año. En los periodos entre eventos de precipitación puede aplicarse el siguiente modelo sencillo a escala diaria (Khaertidova y Longobardi, 2013):

$$H_t = H_0 e^{-\alpha t}$$

donde H_t (%) es la humedad volumétrica en el día t , t (día) es el tiempo transcurrido desde el evento de precipitación, H_0 (%) es la humedad volumétrica observada el día del evento cuando $t=0$ y α (día⁻¹) es un parámetro a estimar. El valor del parámetro α es una variable indicativa indirecta de la evapotranspiración. En la figura 5.1 se muestra el valor de este parámetro para una serie del bloque I y para otra del bloque III. Como cabría esperar, el valor del parámetro aumenta en correspondencia con la temperatura del suelo. No obstante, a partir de un valor umbral de 16 °C el valor de α parece ser poco sensible a los aumentos de temperatura. Así, puede asumirse la simplificación de que la respuesta dinámica de

la humedad del suelo a la precipitación es estacionaria (es decir, no varía en el tiempo) cuando los eventos acontecen en días con temperatura de suelo promedio superior a 16°C. En la práctica, el análisis de series temporales realizado en este capítulo se ha restringido al periodo de tiempo en el que la serie de Fourier de promedios de temperatura de suelo de un punto de la parcela control del bloque I superaba los 16 grados, que corresponde al periodo comprendido entre el 19 de abril y el 24 de septiembre (129 días). Este periodo corresponde con el de mayor estrés hídrico para los árboles, y por tanto es un periodo de especial interés para evaluar la influencia de los tratamientos selvícolas sobre la dinámica de la humedad del suelo.

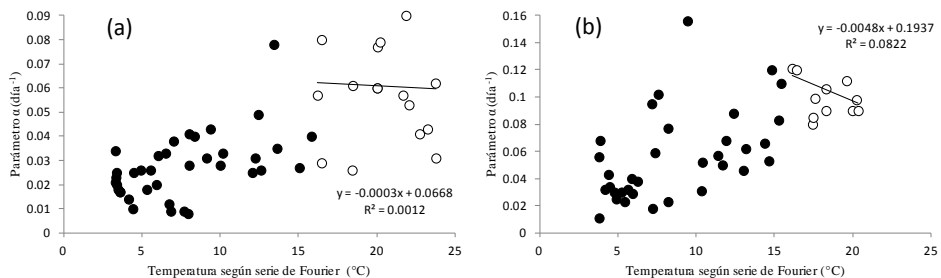


Figura 5.1. Valores del parámetro α para dos series de humedad de suelo obtenidas a 5 cm de profundidad y en las parcelas sin tratar T0 del bloque I (a) y del bloque III (b). Se han empleado todos los datos disponibles del periodo 7/4/2010- 9/7/2013. En el eje de abcisas se representa el valor de la serie de Fourier de temperatura promedio del suelo en el día del último evento de precipitación $t=0$. Se representan en blanco los puntos con temperatura según serie de Fourier $>16^{\circ}\text{C}$. Sólo se han estimado los valores de α cuando los periodos entre eventos eran de duración igual o superior a 4 días.

5.2.2.2. Análisis de función de transferencia

El planteamiento teórico de los modelos de función de transferencia (en adelante FT) es similar al descrito previamente para los modelos ARMA (Box et al., 2008). Se trata de modelos estadísticos multivariados que establecen cómo una variable dependiente Y_t está linealmente relacionada con los valores presentes y pasados de una o varias variables independientes $X1_t, X2_t$, etc. En el caso de una sola variable independiente X_t el modelo tiene la forma (Pankratz, 1991):

$$Y_t = v_0X_t + v_1X_{t-1} + \dots + v_iX_{t-i} + \dots + N_t \quad 5.1$$

donde v_0, v_1, \dots, v_i son parámetros constantes y N_t es una perturbación estocástica que puede ser descrita mediante un proceso ARMA. La representación de los valores v_0, v_1, \dots, v_i en función del retardo i se conoce como función impulso-respuesta. Esta función nos informa de cómo la variable Y_t responde a lo largo del tiempo a los cambios en X_t .

Una función impulso respuesta que aparece con frecuencia en la práctica es el modelo de Koyck (Koyck, 1954 en Pankratz, 1991). Este modelo implica que la función impulso-respuesta disminuye exponencialmente cumpliendo la condición $v_i = \delta_1^i v_0$, donde el valor v_0 es el peso inicial y δ_1 determina la velocidad del decaimiento exponencial. Para este caso particular la expresión 5.1, que contiene infinitos parámetros, puede ser reformulada en una expresión con sólo dos parámetros (véase el desarrollo en Pankratz, 1991):

$$Y_t - \delta_1 Y_{t-1} = v_0 X_t$$

o en su expresión equivalente:

$$Y_t = \frac{v_0}{1 - \delta_1 B} X_t$$

El modelo de Koyck es un caso particular de la formulación general para modelos FT (r, s, b) con residuo de estructura ARMA (p, q) (Pankratz, 1991):

$$Y_t = \frac{(\omega_0 - \omega_1 B - \omega_2 B^2 - \dots - \omega_s B^s) B^b}{(1 - \delta_1 B - \delta_2 B^2 - \dots - \delta_r B^r)} X_t + \frac{(1 - \theta_1 B - \theta_2 B^2 - \dots - \theta_q B^q)}{(1 - \phi_1 B - \phi_2 B^2 - \dots - \phi_p B^p)} a_t$$

donde $\omega_0, \omega_1, \dots, \omega_s$ son parámetros constantes que capturan los valores de comienzo de decaimiento de la función de transferencia así como valores significativos aislados; $\delta_1, \delta_2, \dots, \delta_r$ son parámetros constantes que definen si hay patrones de decaimiento exponencial simple o heterogéneo; b es el denominado “tiempo muerto” e indica el número de valores de la función impulso respuesta con valor nulo comenzando desde v_0 . El término N_t se reescribe como un proceso ARMA siguiendo la nomenclatura empleada en el capítulo 4.2.2.2.

El proceso de construcción de modelos FT sigue la metodología de tres etapas ya descrita para modelos ARMA: (i) identificación del modelo, (ii) estimación de los parámetros y (iii) validación. En la etapa de identificación se

realiza el “preblanqueo” (Box et al., 2008). Este método comienza ajustando un modelo ARMA a la serie X_t que permita obtener una serie residual α_t que cumpla los criterios de incorrelación en sus FAS y FAP. A continuación se aplica el mismo modelo ARMA (con los mismos valores de los parámetros θ_q y ϕ_p) a la serie Y_t , obteniéndose una serie residual e_t . La función de correlación cruzada entre las series α_t y e_t es proporcional a la función impulso respuesta, y se emplea para identificar los órdenes r , s y b por análisis visual. La determinación de los órdenes p y q se realizan con el procedimiento ya descrito en el capítulo 4.2.2.2. La estimación de los parámetros se hace empleando el paquete estadístico SPSS v 16.0. Por último, en la etapa de validación se comprueba si la función de transferencia explica toda la relación existente entre X_t e Y_t . Si esto sucede, entonces la función de correlación cruzada entre los residuos a_t y α_t debe ser nula. Además, la serie residual a_t debe tener una estructura de ruido blanco, es decir, debe cumplir las condiciones de normalidad e incorrelación en su FAS.

5.2.3. Comparación entre tratamientos

Los efectos de los factores tratamiento selvícola, bloque, profundidad y año se han evaluado para cada uno de los parámetros obtenidos tras ajustar el modelo, así como para las humedades medias obtenidas como los promedio de los 129 días de medición. Los factores se han evaluado empleando análisis de la varianza con mismos criterios descritos en el apartado 4.2.3.

5.3. Resultados y discusión

5.3.1. Identificación de la estructura estocástica

Para ilustrar el proceso de construcción del modelo estadístico se muestran en este apartado los resultados de dos series ejemplo. Estas dos series han sido seleccionadas por presentar diferentes intensidades en su respuesta dinámica a la precipitación. La primera serie ejemplo (Fig 5.2.a) corresponde a un punto de la parcela con tratamiento T75 del bloque TI. La segunda serie ejemplo, mostrada en la figura 5.2.b, pertenece al tratamiento T100 del bloque CH. Ambas series de humedad fueron tomadas a 5 cm de profundidad y en el año 2011.

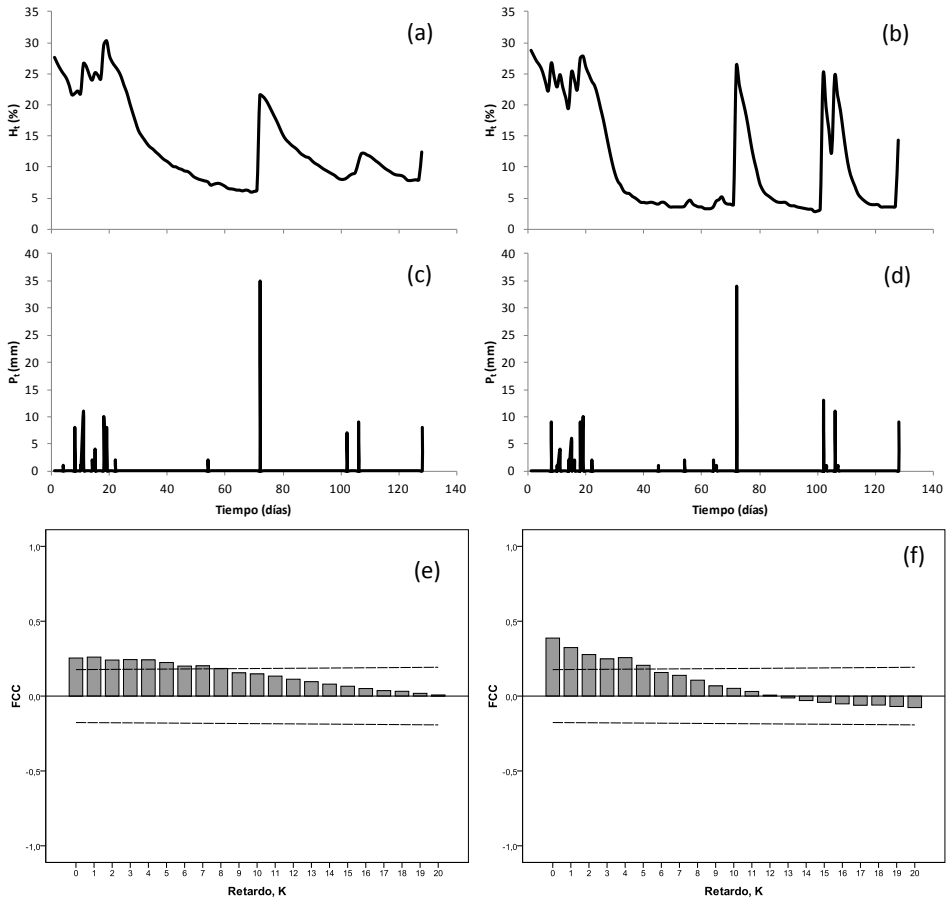


Figura 5.2. Series ejemplo elegidas para ilustrar el proceso de construcción del modelo (a y b), con las series de precipitación registradas en los bloques I (c) y III (d) y las correspondientes funciones impulso-respuesta obtenidas entre la precipitación y la humedad (e) y (f)

Para realizar el preblanqueo en primer lugar se ajusta un modelo ARMA a la variable independiente X_t , que es la precipitación P_t en nuestro caso. En general, se ha observado que las funciones FAS y FAP de las series de precipitación a escala diaria no son significativas, con la excepción de algún retardo aislado con $K > 5$ (resultados no mostrados). La ausencia de dependencia temporal para la variable P_t en los periodos estudiados implica que no es necesario realizar el preblanqueo, y la función de correlación cruzada entre la humedad de suelo (Y_t) y la precipitación (X_t) puede ser empleada directamente para identificar los órdenes del modelo de función de transferencia. En las figuras 5.2.e y 5.2.f se muestran las

funciones impulso-respuesta obtenidas para las dos series ejemplo. En ambos casos, la función para $k=0$ es significativa, por lo que no existe tiempo muerto y $b=0$. Las dos funciones presentan un único valor de comienzo en $k=0$, y a continuación un descenso gradual. Estos resultados sugieren la estructura de decaimiento simple del modelo de Koyck. Tras aplicar el modelo de Koyck a los datos, se hace necesario añadir una estructura AR(1) para lograr que los residuos sean ruido blanco (resultados no mostrados). Así, el modelo propuesto es el siguiente:

$$H_t = \frac{\omega_0}{1-\delta_{1B}} P_t + \frac{1}{(1-\phi_{1B})} a_t \quad 5.2$$

El resultado de aplicar este modelo a las series ejemplo se muestra en la figura 5.3. Las series residuales tienen estructura de ruido blanco, ya que ningún retardo es significativo en sus FAS (figuras 5.3. c y 5.3.d). Además, la FCC entre los residuos y la precipitación tampoco tiene ningún retardo significativo (Fig 5.3.e y 5.3.f), lo que indica que el modelo de Koyck es capaz de extraer toda la dependencia temporal de Y_t que se explica por la variable X_t . Por último, el gráfico de probabilidad normal indica que la serie sigue una distribución algo apuntada (Fig 5.3.g y 5.3.h), pero simétrica.

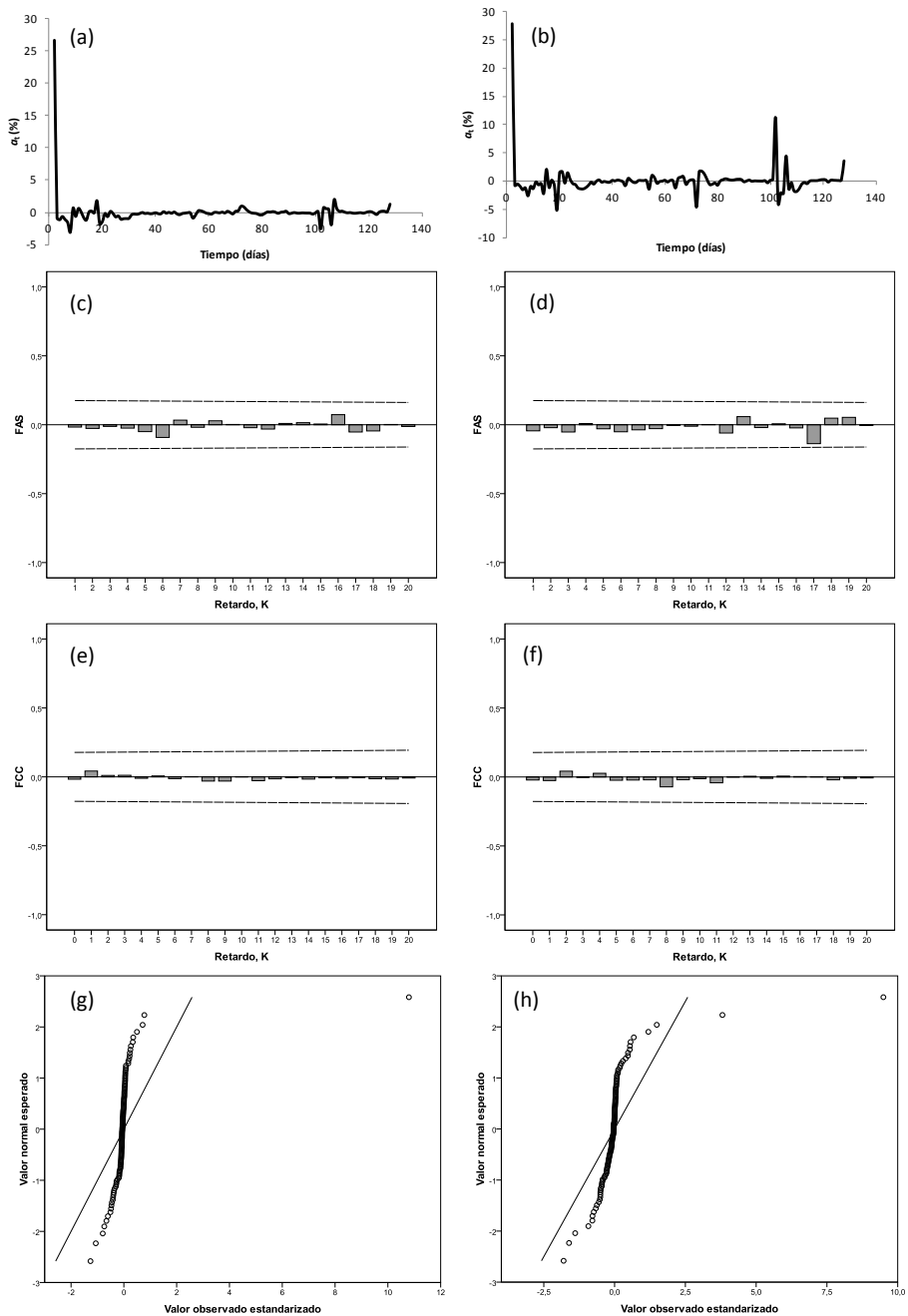


Figura 5.3. Residuos obtenidos al aplicar el modelo de la ecuación 5.1 a las series ejemplo (a y b), con sus correspondientes FAS (c y d), funciones de correlación cruzada residuales (e y f) y gráficos de probabilidad normal (g y h).

En la figura 5.4 se muestran las dos series ejemplo junto a los valores de los parámetros estimados en el proceso. El parámetro ω_0 indica la relación existente entre la humedad de suelo de un día y la precipitación de ese mismo día. Así, un valor de $\omega_0=0,409$ implica que la humedad de suelo aumenta 0,409 unidades de porcentaje en promedio por cada mm de agua precipitado. Por otra parte, el parámetro δ_1 indica la velocidad de decaimiento de la respuesta a la precipitación. Así, menores valores de este parámetro implican un secado más rápido del suelo (Fig 5.4). Un significado similar tiene el parámetro ϕ_1 , que recoge la relación existente entre la humedad del suelo de un día y la del día anterior. En general, el modelo obtenido en nuestro trabajo tiene en común con el obtenido por otros autores la existencia de este término AR(1) (Yu y Cruise,1982; Parlange et al., 1992; Oliveira, 2001). A este respecto, para lograr series temporales de humedad de suelo estacionarias, algunos autores proponen una diferenciación de primer orden (Wu et al., 1997; Aljoumani et al., 2012). En nuestro caso, sin embargo, los modelos obtenidos al diferenciar las series presentan una estructura más compleja, con varios términos ω_s , ϕ_p e incluso términos θ_q (resultados no mostrados). Esto incide negativamente no sólo en la parsimonia de los modelos, sino también en la interpretación de los parámetros y su empleo para la comparación, que es el objetivo principal de este trabajo.

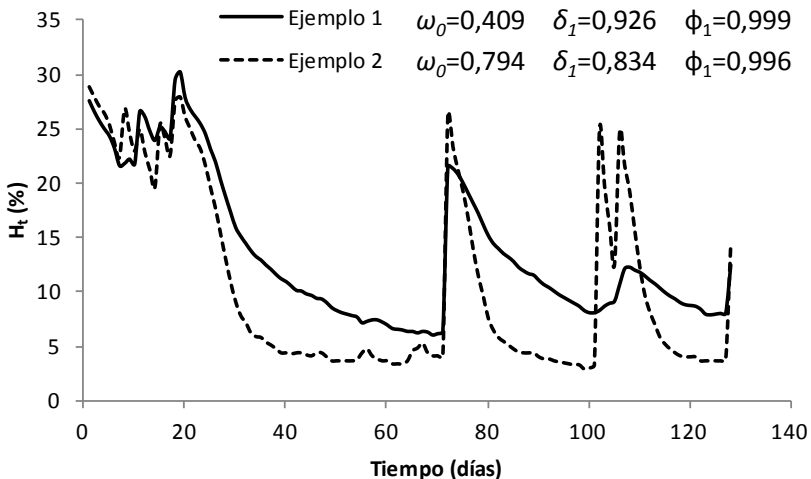


Figura 5.4. Comparativa de las series de humedad de suelo ejemplo con sus respectivos parámetros estimados. La serie 1 corresponde a la parcela del tratamiento T75 del bloque I y la serie 2 a la parcela del tratamiento T100 del bloque III. Ambas series se tomaron a 5 cm de profundidad y en el año 2011.

No obstante lo anterior, en dos de las series temporales estudiadas el modelo estadístico descrito por la ecuación 5.2 no resulta válido, ya que las respuestas de la humedad de suelo a la precipitación tienen un comportamiento diferente al resto. En la figura 5.5 se muestran ambas series con sus funciones impulso-respuesta obtenidas mediante preblanqueo. En ambos casos, la función aumenta gradualmente respecto a K hasta alcanzar un valor máximo en 7, para a continuación decrecer. Nótese que el valor de la FCC para el primer retardo no es significativo, de forma que el tiempo muerto es $b=1$. Esto implica que en estos dos casos la precipitación no produce una respuesta inmediata (en el mismo día) en la humedad del suelo. Al comparar la forma de las funciones impulso-respuesta de la mayoría de series de este trabajo (series ejemplo, figuras 5.2.e y 5.2.f) con las de las dos series de comportamiento atípico (figuras 5.5.e y 5.5.f), se puede concluir que para estas últimas el acceso del agua a las inmediaciones de las sondas ha sido comparativamente más lento. Es interesante destacar que ambas series pertenecen al tratamiento T100. Las posibles implicaciones del tratamiento selvícola para explicar este comportamiento atípico se discuten en el apartado siguiente.

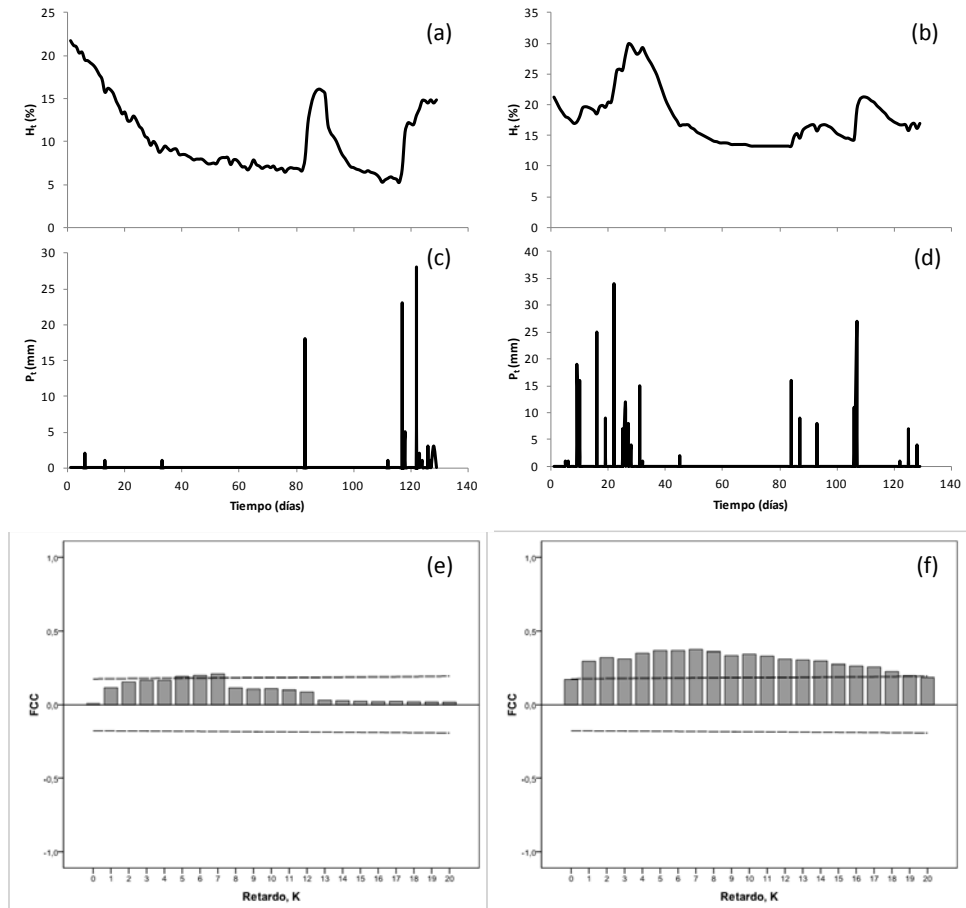


Figura 5.5. Series de comportamiento atípico (a y b) con las series de precipitación (c y d) y las correspondientes funciones impulso-respuesta (e y f). La serie en (a) corresponde a la parcela de tratamiento T100 del bloque I, y fue medida a 10 cm de profundidad en el año 2009. La serie (b) corresponde a la parcela con tratamiento T100 del bloque II, y fue medida a 5 cm de profundidad en el año 2010.

Finalmente, debe tenerse en cuenta que el modelo descrito en la ecuación 5.1, si bien es útil para comparar diferentes regímenes de humedad, no debe emplearse de forma generalizada como herramienta de predicción. En primer lugar, el modelo no tiene en cuenta el efecto de la humedad antecedente. Esta es probablemente la explicación de la existencia de valores atípicos en la serie residual mostrada en la figura 5.3.b. En segundo lugar, las dos series atípicas descritas confirman que la estructura estocástica de la humedad del suelo no es

invariable, en consonancia con otros trabajos (Kim y Kim, 2007), lo que impide la generalización del modelo.

5.3.2. Efecto de los tratamientos selvícolas sobre la humedad del suelo

Los tratamientos de aclareo sucesivo uniforme T60 y T75 no han afectado de forma significativa a la humedad del suelo en comparación a los controles, pero el tratamiento T100 ha reducido significativamente la humedad promedio en los periodos estudiados (tabla 5.1). La ausencia de diferencias entre los tratamientos T0, T60 y T75 puede explicarse por el tiempo transcurrido desde los tratamientos, en los que se habrá cerrado el dosel arbóreo y además se ha desarrollado matorral. En el caso del tratamiento T100, la menor humedad promedio registrada en comparación a los otros tres tratamientos parece estar en consonancia con los resultados de Raz-Yaseef et al. (2010), así como con las observaciones de Prévosto et al. (2011) a 30-50 cm de profundidad previamente descritos en el apartado 5.1. Así, es posible argumentar que la menor humedad registrada en las parcelas T100 puede deberse a una mayor evaporación directa desde la superficie del suelo debido a la reducción de cobertura. Los mayores valores de temperatura de suelo estival registrados en este tratamiento son también coherentes con esta idea (véase capítulo 4). Además de una mayor evaporación, Prévosto et al.(2011), también proponen como posible explicación a este fenómeno una mayor transpiración por parte de la vegetación arbustiva (más abundante en el T100 en nuestro caso). No obstante, el análisis de los parámetros obtenidos aplicando el modelo de la ecuación 5.2 mostrados en la tabla 5.1 , así como las dinámicas temporales mostradas en la figura 5.6 sugieren la implicación de otros factores.

Tabla 5.1. Resultados del análisis de la varianza para la humedad de suelo promedio de los periodos estudiados, así como para los parámetros estimados.

Factor	Humedad promedio (%)	Parámetros estimados*			
		ω_0	δ_1	Φ_1	
Tratamiento	T0	15,68 (0,53)a	0,420(0,036)	0,902(0,011)	0,997(0,003)
	T60	14,48(0,56)a	0,412(0,038)	0,885(0,011)	0,991(0,003)
	T75	15,15(0,87)a	0,448(0,060)	0,874(0,018)	0,996(0,005)
	T100	12,92(0,67)b	0,347(0,049)	0,907(0,015)	0,990(0,004)
	Valor P	0.016	0.564	0.365	0.506
Bloque	I	13,50(0,40)b	0,364(0,028)a	0,906(0,009)	0,989(0,002)
	II	16,04(0,66)a	0,273(0,047)b	0,901(0,014)	0,999(0,004)
	III	14,14(0,70)b	0,583(0,048)c	0,869(0,015)	0,993(0,004)
	Valor P	0.007	0.000	0.104	0.155
Prof	5	13,38(0,47)	0,471(0,033)	0,891(0,010)	0,994(0,003)
	10	15,74(0,46)	0,343(0,032)	0,892(0,009)	0,993(0,003)
	Valor P	0.000	0.003	0.932	0.736
Año	2009	9,67(0,53)a	0,442(0,037)	0,906(0,011)	0,989(0,003)
	2010	18,31(0,61)b	0,357(0,043)	0,894(0,013)	0,992(0,004)
	2011	15,70(0,53)c	0,421(0,036)	0,875(0,011)	0,999(0,003)
	Valor P	0.000	0.259	0.131	0.062

Marcados en negrita los valores $P < 0,05$

Diferentes letras indican diferencias según LSD

*El modelo aplicado es el descrito en la ecuación 5.2. Las dos series con comportamiento atípico han sido excluidas

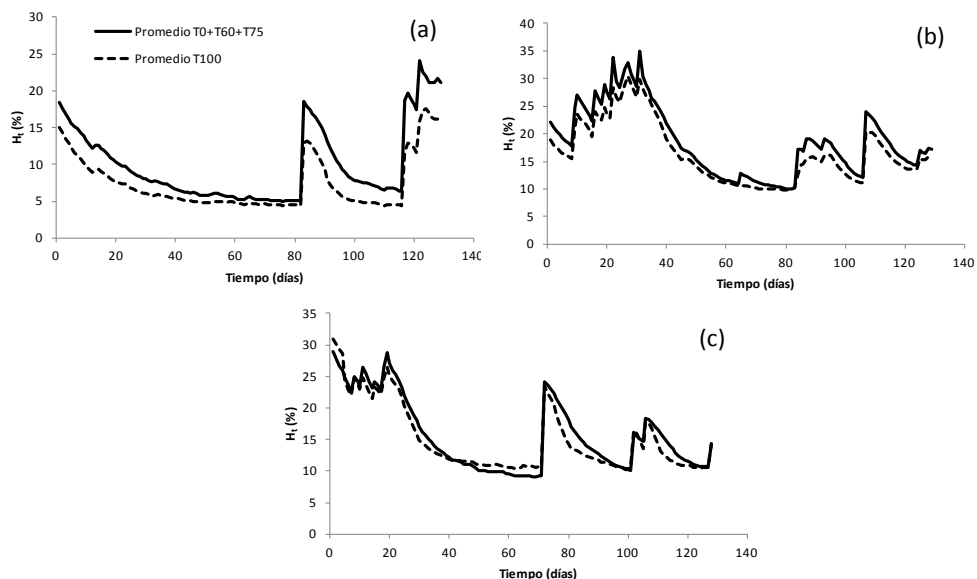


Figura 5.6. Comparación de la dinámica de la humedad del suelo en las parcelas sometidas al tratamiento T100 respecto al resto de tratamientos para los años 2009(a), 2010(b) y 2011(c). Se representan los valores promedio diarios de todas las series disponibles. Los errores estándar no se muestran por claridad de exposición.

Los resultados del parámetro ω_0 indican que los eventos de precipitación provocan diferentes respuestas en la humedad del suelo en función del bloque y la profundidad, pero no hay diferencias estadísticamente significativas para el factor tratamiento. Este resultado es en cierta forma inesperado especialmente en el caso del tratamiento T100, ya que es razonable asumir que exista una disminución notable de la interceptación de la precipitación por la eliminación del dosel arbóreo. Así, Molina y del Campo (2012), en una masa no tratada de *P. halepensis* con estructura similar a nuestro bosque (área basimétrica $35,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, cobertura del 83,3%) observaron una interceptación del 43% de la lluvia total. Por el contrario, la interceptación asociada a especies de porte arbustivo presentes en nuestras parcelas T100, como *Rosmarinus officinalis*, *Juniperus oxycedrus* y *Thymus vulgaris* no superó el 37% en un experimento realizado en Murcia por Belmonte Serrato y Romero Díaz (1998). Por lo tanto, una menor interceptación debería repercutir en una mayor respuesta de la humedad del suelo a la precipitación, y por tanto, a un mayor valor del parámetro ω_0 en el tratamiento T100. Nuestras observaciones no se corresponden con esta suposición, y, de hecho, el parámetro ω_0 es menor en el tratamiento de corta a hecho en

comparación a los otros tres tratamientos, si bien no es una diferencia estadísticamente significativa. En la figura 5.6 se observa que este efecto aparece sobretodo en el año 2009. Por otro lado, hipotéticos cambios en la interceptación de la vegetación no pueden explicar la diferente dinámica de las dos series atípicas registradas en los tratamientos T100 descritas en el apartado 5.3.1. Nótese que estas dos series han sido excluidas del análisis de los parámetros del modelo de la ecuación 5.1, pero sí que han sido incluidas en el análisis de las humedades promedio (tabla 5.1). En estos dos casos la respuesta de la humedad del suelo a la precipitación no ha sido reducida en comparación a las otras series, sino que más bien ha sido retardada en el tiempo. Este comportamiento es similar al que cabría esperar en series de humedad de suelo medidas a mayor profundidad (p.ej. Wu et al., 1997). Otro aspecto interesante a tener en cuenta en referencia a este fenómeno es que no es constante en el tiempo. Por ejemplo, en el caso de la serie atípica mostrada en la figura 5.5.a, correspondiente al año 2009, este efecto desaparece en los años 2010 y 2011. Teniendo en cuenta estas consideraciones, los resultados de estas dos series atípicas pueden ser explicados por factores que ralenticen la llegada del agua a las inmediaciones de las sondas, tales como la creación de costras superficiales y/o aumentos de la hidrofobicidad del suelo. En los tratamientos T100 existen zonas de suelo desnudo, lo que favorece la creación de costras superficiales de origen físico y biológico. Estas costras pueden reducir la infiltración del agua en el suelo (Belnap, 2006). Por otro lado, según Doerr y Thomas (2000), la existencia de temperaturas muy elevadas en el suelo desnudo puede favorecer la recuperación de hidrofobicidad durante los procesos de secado. En este trabajo no es posible identificar con precisión qué factor (o factores) son los causantes de: (1) la menor recarga del suelo representada por un valor ω_0 más bajo (aunque no significativamente más bajo) en las parcelas T100 y (2) la ralentización de la entrada del agua en el suelo en las dos series atípicas. Es posible que ambas observaciones estén causadas por un mismo factor, y que se manifieste con mayor intensidad en las dos series atípicas. En todo caso, se puede concluir que estas dos observaciones probablemente han contribuido a que el promedio de agua disponible en los periodos estudiados sea menor en el tratamiento T100 en comparación a los otros tres tratamientos.

En referencia a los otros dos parámetros reflejados en la tabla 5.1, δ_I y ϕ_I , ambos recogen el patrón dinámico de descenso de la humedad de suelo. No obstante, es difícil discernir entre el papel de estos dos parámetros para poder interpretarlos aisladamente. En principio, y dado que el parámetro δ_I recoge la

velocidad de caída exponencial de la humedad del suelo tras la precipitación, es esperable que dependa en mayor medida del comportamiento de la humedad del suelo en los primeros días tras los eventos. Esto es coherente con el hecho de que los menores valores de δ_I se hayan obtenido en el bloque III, aunque de nuevo las diferencias no sean significativas estadísticamente. Debido a su mayor contenido en arena, las pérdidas por percolación en los primeros días tras los eventos son posiblemente más elevadas en este bloque, resultando en un descenso más acusado de la humedad del suelo en los primeros días y un valor de delta más bajo. Por su parte, el parámetro ϕ_1 recoge la relación de dependencia entre la humedad de un día y el día previo para todo el periodo temporal estudiado. Este parámetro puede relacionarse con la evapotranspiración cuando se obtiene con series de humedad de suelo a escala diaria (Yu y Cruise, 1982). En nuestro caso, el hecho de que los valores de ϕ_1 sean menores en el T100 podría asociarse a una mayor evapotranspiración en este tratamiento, pero esta diferencia es mínima y no significativa. Es posible que el parámetro δ_I interfiera con este parámetro y por ello las diferencias no sean significativas. En base a los resultados obtenidos para los parámetros ϕ_1 y δ_I , parece que los tratamientos selvícolas no han afectado a las tasas de evapotranspiración, en contraste con los resultados de Raz-yaseef et al.(2010) y Prévosto et al. (2011). No obstante, se debe tener precaución en la extrapolación de nuestros resultados debido a la gran variabilidad espacial en la humedad del suelo esperable en las condiciones del tratamiento T100 (Gray et al., 2002).

5.4. Conclusiones

En este capítulo se ha estudiado el efecto de los tratamientos selvícolas sobre la dinámica de la humedad del suelo en los periodos de máximo déficit hídrico (19 de abril- 24 de septiembre) de los años 2009, 2010 y 2011. En general, no existen diferencias significativas en la humedad del suelo entre los tratamientos T0, T60 y T75. En el tratamiento T100, sin embargo, la humedad promedio de los periodos estudiados ha sido significativamente más baja que en el resto de tratamientos. El análisis de los parámetros estimados empleando la metodología de función de transferencia sugiere que este resultado se debe en gran parte a una menor recarga del suelo en los eventos de lluvia (explicada a su vez por la formación de costras superficiales y/o aumentos en la hidrofobicidad del suelo).

Por último, y en contraste con el modelo obtenido en el capítulo 4 para la temperatura del suelo, el modelo de función de transferencia ajustado a la humedad del suelo en este trabajo presenta algunas limitaciones que dificultan su empleo como herramienta de predicción. Estas limitaciones se asocian a que el modelo no tiene en cuenta la humedad antecedente. Además, nuestros resultados confirman que la estructura estocástica de las series de humedad es variable, por lo que debe estudiarse cada caso de forma individualizada evitando generalizaciones.

6. DESFRONDE, DESCOMPOSICIÓN DE LA HOJARASCA Y FLUJOS DE NUTRIENTES ASOCIADOS

Este capítulo se incluye en esta memoria con permiso de Springer, y ha sido previamente publicado como:

Lado-Monserrat, L., Lidón, A., & Bautista, I. (2015). Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*, 134(5), 833-844. The final publication is available at [link.springer.com/\(doi:10.1007/s10342-015-0893-z\)](http://link.springer.com/(doi:10.1007/s10342-015-0893-z)) . © Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2015. With permission of Springer.

6.1. Introducción

En los últimos años se ha considerado al abandono como un factor crucial en su influencia sobre los bosques mediterráneos (Fabbio et al., 2003). Muchas de estas áreas forestales son ecosistemas pioneros que deben ser gestionados para incrementar su valor ecológico y su resistencia a incendios y plagas (Scarascia-Mugnozza et al., 2000). En el Mediterráneo, se ha propuesto el empleo de tratamientos selvícolas como una forma de incrementar la riqueza de especies arbóreas (Torras y Saura, 2008), de aumentar las reservas hídricas (Molina y Del Campo, 2012) o de reducir la intensidad de los incendios (Alvarez et al., 2012). En este escenario, es importante tener en cuenta cómo estas prácticas afectan a la estabilidad y funcionalidad del ecosistema para asegurar una gestión forestal sostenible.

Un adecuado conocimiento acerca de los impactos que las prácticas selvícolas tienen sobre los procesos relacionados con los ciclos de nutrientes es necesario para evaluar la sostenibilidad de los sistemas de gestión forestal (Kimmins 2004). La producción de hojarasca y su consiguiente descomposición constituyen el principal flujo de nutrientes al suelo por vía aérea. Por ello, son componentes frecuentes de los modelos matemáticos empleados para predecir las implicaciones de la gestión al nivel de ecosistema (p.ej. Kimmins et al., 1999; Blanco et al., 2005; Petritsch et al., 2007). Es esperable que los tratamientos selvícolas que reducen el dosel del bosque reduzcan también el retorno de nutrientes al suelo vía desfronde (Prescott, 2002; Blanco et al., 2008). Esto puede

llevar a una reducción de la disponibilidad de nutrientes en el suelo en el largo plazo, dependiendo de la intensidad de los tratamientos y la duración de su periodo de rotación (Blanco et al., 2005). Además, los cambios en el balance de producción-descomposición de la hojarasca pueden modificar el tamaño del horizonte orgánico, al que se le puede considerar tanto como un reservorio que proporciona nutrientes gradualmente, como un obstáculo temporal en la disponibilidad de nutrientes para los árboles debido a los procesos de inmovilización (Roig et al., 2005, Jonard et al., 2006). El desfronde y la descomposición de la hojarasca son flujos especialmente importantes para la dinámica de nutrientes en aquellos ecosistemas en los que las condiciones ambientales limitan el crecimiento arbóreo (Caldentey et al., 2001). Esto pone de relieve la necesidad de disponer de datos experimentales para optimizar las prácticas de manejo en bosques mediterráneos y evitar su sobreexplotación de nutrientes, ya que estos bosques se desarrollan frecuentemente sobre suelos pobres en nutrientes y además están sometidos a limitaciones hídricas importantes (limitaciones que se espera que incrementen en el futuro debido al cambio climático; Christensen et al., 2013). Paradójicamente, este tipo de información es comparativamente escasa para estos ecosistemas.

La producción de desfronde parece descender proporcionalmente junto con el área basimétrica de la masa (Hennessey et al., 1992; Kunhamu et al., 2009; Navarro et al., 2013; Trofymow et al., 1991). No obstante, los mecanismos tras esta reducción en la producción de desfronde no son sencillos. Según Blanco et al., (2006), la respuesta del bosque a las prácticas de manejo está controlada por varios factores y sus interacciones (p.ej, la especie, condiciones climáticas). Por eso es difícil predecir los cambios en la producción de desfronde. La misma conclusión puede aplicarse a las tasas de descomposición de la hojarasca. La literatura presenta respuestas contradictorias de la descomposición de la hojarasca a la eliminación total o parcial del dosel arbóreo, encontrándose descensos (Blanco et al., 2011; Prescott, 1997; Blair y Crossley, 1988), incrementos (Caldentey et al., 2001; Bates et al., 2007), o ningún efecto (Lytle y Cronan, 1998; Wallace y Freedman, 1986) en las tasas de descomposición. Se ha propuesto que estos diferentes comportamientos pueden explicarse por el clima (Yin et al., 1989). Así, la corta a hecho podría estimular la descomposición en climas fríos al incrementar la temperatura del suelo, mientras que la inhibiría en climas cálidos debido a un secado más intenso de la capa de hojarasca. Si bien estudios previos realizados bajo condiciones de clima mediterráneo coinciden con esta hipótesis (Cortina y

Vallejo, 1994), se debe tener precaución a la hora de generalizar acerca de esta cuestión (Prescott et al., 2000).

A pesar de lo mencionado, las consecuencias que tiene la extracción de árboles sobre los flujos de nutrientes se ven afectadas por factores no recogidos por la producción de masa de desfronde y las tasas de descomposición. Por ejemplo, Guo y Sims (1999) encontraron que la densidad de árboles afectaba a la liberación de P de la hojarasca en descomposición, pero no a la liberación de N ni a las tasas de pérdida de masa. De forma similar, Kim et al. (2012) observaron en una masa de *Pinus densiflora* que las cortas parciales reducían significativamente los retornos al suelo vía la caída de hoja de C, N, P y Ca, pero no los de K y Mg. Además, los estudios se han centrado frecuentemente en los flujos de N y P ya que suelen ser más limitantes, lo que implica que hay menos información disponible de los otros macronutrientes.

Pinus halepensis es una especie ampliamente distribuida en la cuenca Mediterránea occidental, pero se dispone de poca información acerca de los impactos de los tratamientos de corta sobre los flujos de nutrientes asociados al desfronde y la descomposición de la hojarasca. En una masa formada por regeneración natural cinco años tras un incendio, Sardans et al. (2005) mostraron cómo la eliminación de vegetación competidora en un área de 1 m² alrededor de los árboles afectaba a los retornos de nutrientes por desfronde. Recientemente, Navarro et al. (2013) analizaron el efecto de la intensidad de las claras sobre la producción de masa de desfronde en una repoblación forestal de *P. halepensis* de 15 años de edad. En este estudio, nosotros proporcionamos datos experimentales acerca de los efectos de la intensidad del tratamiento sobre la producción de hojarasca, la descomposición de la hojarasca y las transferencias de nutrientes asociadas (C, N, P, K, Ca y Mg) en un bosque de *P. halepensis* de 55 años de edad en el este de la península Ibérica. Los tratamientos se realizaron en parcelas experimentales (30 m x 30 m), e incluyen dos intensidades de aclareo sucesivo uniforme (60% y 75% del área basimétrica cortada), cortas a hecho y controles sin tratar. Este estudio se ha realizado doce años después de las intervenciones. Se hipotetiza que: (i) la producción de desfronde y los retornos de nutrientes vía desfronde se reducirán proporcionalmente con la intensidad del tratamiento debido a la reducción en la cobertura del dosel; (2) la tasa de descomposición de la hojarasca y la liberación de nutrientes asociada estarán inversamente relacionadas con la reducción del dosel debido a incrementos en las limitaciones hídricas.

6.2. Material y métodos

6.2.1. Área de estudio y tratamientos selvícolas

El área de estudio se encuentra próxima al Alto de la Montalbana (39°49'26''N; 1°05'47''W, 980 m s.n.m.) en Tuéjar, provincia de Valencia, en el este de España. El clima es Mediterráneo, con veranos secos. De acuerdo con los datos de la estación de Titaguas (832 m s.n.m.) para el periodo 1960-1990, la temperatura media anual es 12.5°C y la precipitación media anual es 457 mm, con un mínimo en verano de 45 mm (Pérez Cueva, 1994). El bosque de *Pinus halepensis* Mill. es el resultado de la regeneración natural de campos agrícolas abandonados. La edad media de los árboles era de 55 años cuando los tratamientos selvícolas fueron ejecutados (1998). El sotobosque está dominado por *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus phoenicea* y *Brachypodium retusum*, con presencia de ejemplares dominados de *Quercus rotundifolia*. Los suelos en el área son leptosoles rendzínicos desarrollados sobre roca calcárea, con afloramientos de luvisoles álbicos y regosoles calcáreos (GVA 1995).

En la primavera de 1998, comenzó un estudio experimental para comparar diferentes sistemas selvícolas en esta masa de *P. halepensis*. El principal objetivo de estos sistemas selvícolas era convertir la masa en un bosque mixto de *P. halepensis* y *Q. rotundifolia* para incrementar su diversidad biológica y resiliencia. Los tratamientos se efectuaron siguiendo un diseño de bloques aleatorios, con cuatro tratamientos y tres bloques. La distancia entre los tres bloques es menor a 3 km. Los tres tienen similar pendiente (<5%), características de cobertura y climáticas, pero diferentes características edáficas (Tabla 3.2). En cada bloque, se seleccionaron cuatro parcelas experimentales de forma cuadrada (30 m x 30 m), una por tratamiento. Los tratamientos son: (i) T0: control sin tratar; (ii) T60: aclareo sucesivo uniforme de intensidad moderada con el 60% del área basimétrica cortada; (iii) T75: aclareo sucesivo uniforme de intensidad fuerte con el 75% del área basimétrica cortada; (iv) T100: corta a hecho (100% del área basimétrica cortada). Para evitar el efecto borde, se aplicaron todos los tratamientos en una banda de 7,5 m alrededor de las parcelas. En todos los tratamientos se extrajeron los troncos, mientras que los residuos de poda (ramas, acículas, piñas, etc..) se dejaron en montones en las parcelas. En los tratamientos de aclareo sucesivo uniforme no se realizaron las cortas preparatorias. Los árboles no apeados fueron seleccionados entre las clases diamétricas 20 y 25 (Diámetro a la altura del pecho, en cm), y fueron elegidos intentando conseguir una distribución espacial

homogénea en las parcelas. Por eso, los árboles cortados eran principalmente individuos dominados, pero también algunos eran ejemplares dominantes. La Tabla 3.3 resume los parámetros dendrométricos resultantes de la aplicación de los aclareos sucesivos uniformes.

6.2.2. Microclima

La temperatura del suelo (5 cm de profundidad) ha sido medida en todas las parcelas empleando sondas de temperatura de suelo (RT-1, Decagon Devices), con la excepción de las parcelas T75 de los bloques II y III. La temperatura del aire bajo la cubierta (1.5 m de altura) también fue medida en las parcelas T0, T60 y T100 del bloque I con sondas de temperatura (ECT-S, Decagon Devices). La lluvia se midió en la parcela T100 del bloque II empleando un pluviómetro ECH2O rain (Decagon Devices). Todas las sondas se conectaron a dataloggers EM50 (Decagon Devices), que registraban los datos con intervalo horario. Con estos datos se obtuvo la temperatura media mensual y la precipitación acumulada mensual. Las variables microclimáticas se midieron durante el periodo Octubre 2009-Octubre 2011.

6.2.3. Producción de desfronde

Las trampas de desfronde empleadas en este estudio se construyeron empleando cajas de plástico con una abertura de 60 x 40 cm² y altura de 30 cm, con una malla de plástico en el interior (1.2 mm de paso de luz). Estas cajas poco profundas se dejaron directamente sobre la superficie, y se emplearon para asegurar la recolección del desfronde del sotobosque. En cada parcela se colocaron doce trampas distribuyéndolas aleatoriamente. El desfronde se recogió mensualmente durante 2 años, desde noviembre de 2009 hasta octubre de 2011. El material de cada trampa se separó en seis fracciones: acículas, ramas, corteza, piñas, otros órganos y miscelánea (especies diferentes al *P. halepensis*). Las muestras se secaron en el laboratorio a 65°C durante 72 h y se pesaron.

6.2.4. Descomposición de la hojarasca

Las bolsas de descomposición (15 x 20 cm²) se construyeron empleando malla de fibra de vidrio (1,5 mm de paso de luz) cosida con nylon. El material de

relleno, acículas recientemente caídas, se recogió de la parte superior del horizonte OL en cada bloque en julio de 2009, y se dejó secar al aire en el laboratorio. A continuación, se llenaron con 10 g de este material 180 bolsas por bloque. En cada parcela, 45 bolsas se fijaron a la superficie con ganchos metálicos al comienzo de Octubre del 2009, y tres bolsas por parcela se recogieron pasados 1, 2, 3, 4, 5, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22 y 24 meses tras la instalación. En cada fecha de recogida las bolsas se transportaron al laboratorio en bolsas de plástico cerradas. El contenido de las bolsas se limpió de material foráneo con un cepillo y se pesó. A continuación las muestras se secaron a 65°C durante 72 h y se pesaron de nuevo.

6.2.5. Análisis del contenido de nutrientes

La dinámica mensual de la concentración de nutrientes del desfronde se ha obtenido para el año 2010. Se preparó una muestra compuesta para cada mes y bloque para las fracciones acículas y miscelánea. Otra muestra fue preparada para cada bloque y estación para las otras fracciones. Adicionalmente, el efecto de los tratamientos selvícolas en la concentración de nutrientes del desfronde se evaluó para las fracciones acículas y miscelánea en los picos de producción estival de desfronde. Los nutrientes se analizaron para cada parcela en los dos picos de producción estival, que correspondieron a Agosto de 2010 y julio de 2011. La concentración de nutrientes de las acículas en descomposición fue analizada para cada parcela en las bolsas que permanecieron en el campo 6, 12, 18 y 24 meses. El contenido de nutrientes del material inicial (0 meses) también fue obtenido.

Las muestras del desfronde y de las bolsas de descomposición fueron trituradas y tamizadas por 500 μm . El C total y el N total se determinaron empleando un analizador total (FLASH EA 1112 SERIES-LECO TRUSPEC). Los contenidos de P, K, Ca y Mg se determinaron con espectroscopía de emisión por plasma acoplado inductivamente (ICP-OES; ICAP 6500 DUO/IRIS INTREPID II XDL), tras una digestión ácida ($\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ 4:1) con microondas.

6.2.6. Análisis de los datos

Los retornos de nutrientes al suelo por vía desfronde para el año 2010 se obtuvieron multiplicando la correspondiente producción de masa (kg ha^{-1}) por la concentración de nutrientes (kg kg^{-1}), sumando todos los meses y fracciones.

En referencia a la descomposición de las acículas, los coeficientes de descomposición de Olson (1963) se obtuvieron como:

$$W_t = W_0 e^{-kt}$$

donde t es el tiempo (años), W_t es el peso seco en el tiempo t (g), W_0 es el peso seco inicial (g), y k es la constante de descomposición anual (años⁻¹).

La liberación de nutrientes de las acículas en descomposición ha sido obtenida como (Entry et al., 1991):

$$N_t = C_0 - [(1 - W) C_t]$$

donde N_t es la cantidad de nutriente liberada o absorbida en el tiempo t (mg g⁻¹), C_0 es la concentración inicial del nutriente en la hojarasca (mg g⁻¹), W es la pérdida de peso en el tiempo t (%/100) y C_t es la concentración del nutriente en la hojarasca en el tiempo t (mg g⁻¹).

Los efectos de los bloques y los tratamientos selvícolas en la producción de desfronde, el retorno de nutrientes vía desfronde, la pérdida de masa de las acículas, la humedad de las acículas en descomposición, la concentración de nutrientes de las acículas en descomposición y la liberación de nutrientes de las acículas en descomposición fueron evaluados con ANOVAs de medidas repetidas, donde el tiempo era el factor intra-sujeto. En las variables de descomposición de la hojarasca, además, estas diferencias fueron testadas para cada fecha separadamente con ANOVAs de dos vías, con los factores bloque y tratamiento selvícola.

Las diferencias en las concentraciones de nutrientes de las fracciones acículas y miscelánea en los picos de producción estival de desfronde fueron analizadas con ANOVAs de tres vías, con los factores tratamiento selvícola, bloque y año. Diferencias en las constantes de Olson k se evaluaron con un ANOVA de dos vías, con los factores bloque y tratamiento selvícola. En algunos casos, la transformación $\ln(x+1)$ se empleó para lograr homocedasticidad (test de Levene) y normalidad aproximada. Cuando los ANOVAs indicaban diferencias significativas entre tratamientos selvícolas, se empleó el test *post hoc* HSD de Tukey. Si el test de Levene indicaba heterocedasticidad, se empleó el test *post hoc* T2 de Tamhane. Todos los análisis estadísticos se han realizado con SPSS v. 16.

6.3. Resultados y discusión

6.3.1. Microclima

La precipitación observada durante el periodo de estudio fue de 804 mm y 545 mm para el año 1 y el año 2, respectivamente (Fig. 6.1a). La temperatura del suelo media anual a 5 cm de profundidad era claramente mayor en las cortas a hecho (15.6° C, Fig. 6.1b) en comparación con los otros tratamientos (10.4 ; 11.3 y 12.0° C para T75, T60 y T0, respectivamente). Estas observaciones contrastan con la temperatura del aire bajo la cubierta, que presentaba valores mensuales similares en las tres parcelas con datos disponibles (Fig. 6.1c).

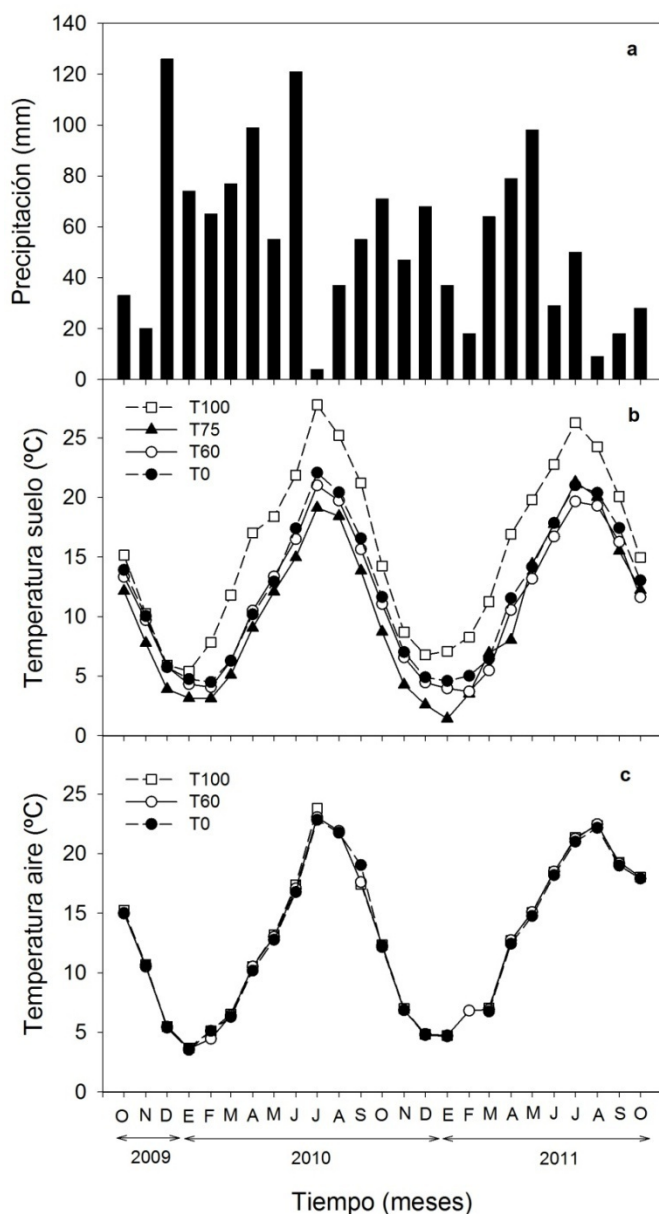


Figura 6.1. Precipitación mensual (a), temperatura media mensual del suelo a 5 cm de profundidad (b), y temperatura media mensual del aire a 1,5 m de altura (c). La precipitación se ha medido en la parcela T100 del bloque II. La temperatura del suelo se ha medido en todas las parcelas, excepto las parcelas T75 de los bloques II y III. La temperatura del aire bajo cubierta (1.5 m de altura) se ha medido en las parcelas T0, T60 y 100 del bloque I.

6.3.2. Producción de desfronde

Doce años después de las intervenciones, todas las fracciones del desfronde consideradas en este estudio se vieron significativamente afectadas por el tratamiento, mientras que el bloque no fue un factor significativo (Tabla 6.1). La producción de desfronde de *P. halepensis* (es decir, el desfronde total excluyendo la fracción miscelánea) decreció en comparación con el bosque sin tratar un 33.5% para el tratamiento T60, 59.8% para el T75 y 95.8% para el T100. El efecto de reducción se ha observado en todas las fracciones, excepto la miscelánea. Esta fracción se incrementó cuantitativamente con la intensidad del tratamiento. Para el desfronde total, hemos encontrado diferencias significativas entre todos los tratamientos selvícolas, con la excepción de las dos intensidades de aclareo sucesivo uniforme en el año 1 (Tabla 6.1). De forma similar, Navarro et al. (2013) observaron un descenso significativo en la producción de desfronde de *P. halepensis* en un tratamiento de claras intenso en comparación con el control, pero no encontraron diferencias entre las intensidades intermedias de claras estudiadas en su experimento (75%, 60% y 48% de área basimétrica cortada). Los autores atribuyeron esta ausencia de diferencias a la gran variabilidad entre árboles y parcelas, pero sólo estudiaron un año de datos de desfronde (Navarro et al., 2013). En nuestro caso, no se han observado diferencias significativas entre aclareos sucesivos uniformes de diferente intensidad, pero esto es sólo sucede en el año 1 (Tabla 6.1). El diferente comportamiento entre años puede explicarse por factores ambientales, como el viento o la nieve, que pueden modificar la relación año a año entre densidad de la masa y desfronde (Inagaki et al., 2008; Klemmedson et al., 1990). No obstante, el análisis de la relación entre el área basimétrica cortada y la masa de desfronde mostrada en la Fig. 6.2a es una aproximación más adecuada para tratar esta cuestión (Binkley, 2008). Así, la pendiente similar encontrada para los dos años sugiere que no hay diferencias apreciables entre años en la respuesta del desfronde a la intensidad de corta.

Tabla 6.1. Caracterización de la producción de desfronde en los dos años de estudio.

		Fracción (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)						
		Acículas	Ramas	Corteza	Piñas	Otros órganos	Miscelánea	Total
Año 1	T0	2080 ± 368a	146 ± 226a	151 ± 81a	122 ± 196a	71 ± 47a	84 ± 61a	2653 ± 612a
	T60	1503 ± 558b	30 ± 63b	89 ± 78b	68 ± 174b	42 ± 32b	141 ± 202a	1873 ± 846b
	T75	951 ± 498c	24 ± 73b	51 ± 71c	20 ± 73c	29 ± 22b	151 ± 200ab	1226 ± 666b
	T100	81 ± 206d	1 ± 2c	2 ± 4d	1 ± 2d	2 ± 2c	265 ± 267b	351 ± 332c
Año 2	T0	2218 ± 410a	177 ± 224a	278 ± 119a	75 ± 138a	323 ± 102a	99 ± 84a	3170 ± 687a
	T60	1399 ± 505b	113 ± 287b	188 ± 143b	48 ± 161b	270 ± 137b	222 ± 293ab	2241 ± 871b
	T75	879 ± 454c	15 ± 29b	96 ± 89c	28 ± 64b	170 ± 116c	227 ± 189bc	1416 ± 680c
	T100	140 ± 298d	1 ± 3c	4 ± 7d	0 ± 0c	7 ± 15d	425 ± 393c	576 ± 515d

Valores medios ± desviación estándar. Las letras minúsculas indican diferencias significativas *post hoc* ($p < 0.05$) para el factor tratamiento selvícola. El factor bloque no ha sido significativo en ningún caso

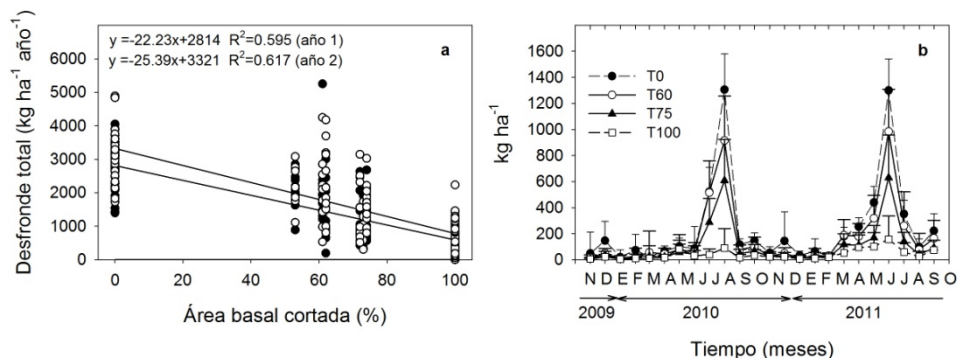


Figura 6.2. Relación entre el área basimétrica cortada y el desfronde total (a) y dinámica mensual del desfronde total para cada tratamiento selvícola (b). Los círculos negros representan el año 1 y los círculos blancos representan el año 2 en (a).

La dinámica del desfronde a lo largo del año mostró un elevado pico de producción de desfronde total en verano (Fig. 6.2b), lo que constituye el patrón típico para esta especie (García-Plé et al., 1995; Navarro et al., 2013). En las parcelas de corta total, sin embargo, se ha producido un cambio drástico en la distribución de fracciones, lo que ha suavizado el patrón dinámico mensual (Fig. 6.2b). La importancia de la fracción acículas en nuestras parcelas T100 (23% del peso total) no era tan grande como el 54% obtenido por Klemmedson et al. (1990) en cortas a hecho de pino Ponderosa, probablemente porque los árboles perimetrales tienen menos influencia en nuestros cuadrados de 45 x 45 m² (incluyendo la zona de borde) que en sus franjas de 18 m de anchura. Es interesante el hecho de que la modificación de la composición del desfronde y su patrón mensual atribuible a la corta a hecho no ha repercutido en desviaciones en el análisis de regresión (Fig. 6.2a). Una cuestión que permanece sin aclarar es por cuánto tiempo esta relación continuará siendo proporcional. Hemos observado la incipiente recuperación de *P. halepensis* en las cortas totales, con algunos individuos superando los dos metros de altura, lo que anticipa grandes cambios en la cantidad, composición y dinámica del desfronde a corto plazo.

6.3.3. Contenido de nutrientes del desfronde y retorno de nutrientes al suelo

Las concentraciones de nutrientes de las acículas senescentes de *P. halepensis* en los picos de producción estival se vieron más afectadas por el factor bloque (es decir, el tipo de suelo) que por los tratamientos selvícolas (Tabla 6.2), y este resultado coincide con los hallazgos de otros autores (Blanco et al., 2008; Inagaki et al., 2008). Para el N, el P y el K, la ausencia de diferencias asociadas a los tratamientos de manejo puede explicarse por el efecto amortiguador de la retranslocación desde las acículas hacia otros órganos de la planta antes de la abscisión. El calcio es abundante en los suelos de nuestro estudio, desarrollados sobre rocas calcáreas (Tabla 3.2) y puede esperarse, por lo tanto, que no sea limitante. El Mg es el único macronutriente significativamente afectado por el factor tratamiento. La concentración de Mg en las parcelas T0 (1.03 mg g⁻¹; Tabla 6.2) fue significativamente más alta que la concentración encontrada en las acículas de las parcelas tratadas (0.83 mg g⁻¹ en promedio). Una posible explicación para esto sería un incremento en la disponibilidad de nutrientes para los árboles como resultado de las cortas. Por ejemplo, la absorción radicular del magnesio puede reducirse por un incremento en la disponibilidad de amonio porque ambos cationes compiten en la absorción por las raíces (Slovik, 1997). Además, Sardans et al., (2005) observaron que la fertilización con N y P disminuyó la concentración de Mg del desfronde de *P. halepensis*. En base a nuestros resultados de Mg, es posible que los árboles que permanecieron tras los aclareos sucesivos uniformes, así como los árboles perimetrales de las cortas a hecho, todavía experimenten menores restricciones en nutrientes (menor competencia intraespecífica) doce años después de la ejecución de los tratamientos.

Tabla 6.2. Resultados del ANOVA de tres vías (sin réplicas) en la concentración de nutrientes de las fracciones acículas y miscelánea de los picos de producción estival del desfronde con los factores tratamiento selvícola, bloque y año.

Factores		Concentración (mg g ⁻¹)											
		Acículas						Miscelánea					
		C	N	P	K	Ca	Mg	C	N	P	K	Ca	Mg
Tratamiento	T0	536,6	5,19	0,16	0,95	7,54	1,03a	505,4	8,90	0,39	1,59^a	13,10	0,96a
	T60	533,9	5,53	0,18	0,91	7,58	0,85b	520,4	7,12	0,27	3,00ab	13,77	1,04ab
	T75	540,3	5,84	0,18	0,96	6,37	0,83b	517,1	8,24	0,35	2,89ab	13,17	0,97a
	T100	533,8	5,85	0,18	0,99	7,00	0,83b	510,4	7,15	0,28	3,39b	13,72	1,34b
	<i>p</i>	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	0,002	N.S.	N.S.	N.S.	0,013	N.S.	0,011
Bloque	I	535,3	5,40a	0,19a	1,09a	7,93a	0,92ab	522,9a	7,62	0,34	3,56^a	14,46	1,20
	II	536,8	5,39a	0,17ab	0,83b	7,15ab	0,93a	510,1ab	7,34	0,29	2,43b	14,14	1,09
	III	536,5	6,02b	0,16b	0,94ab	6,28b	0,81b	507,0b	8,60	0,33	2,17b	11,71	0,94
	<i>p</i>	N.S.	0,048	0,013	0,006	0,003	0,022	0,029	N.S.	N.S.	0,012	N.S.	N.S.
Año	1	536,3	5,61	0,18	0,87	7,31	0,93	513,5	7,71	0,31	2,32	13,05	1,06
	2	536,1	5,59	0,16	1,04	6,93	0,84	513,1	7,99	0,33	3,12	13,82	1,09
	<i>p</i>	N.S.	N.S.	N.S.	0,008	N.S.	0,014	N.S.	N.S.	N.S.	0,039	N.S.	N.S.

p<0.05 se indica en negrita

Los tratamientos aparentemente han afectado a los retornos de nutrientes del año 2010 (mostrados en la tabla 6.3) mediante la modificación de la producción de desfronde, más que por modificaciones en la concentración de nutrientes, lo que coincide con otros trabajos de la bibliografía (Blanco et al., 2008; Kim et al., 1996b, Klemmedson et al., 1990). Al igual que con la producción de desfronde, no se han hallado diferencias entre los tratamientos T60 y T75 para el retorno de ningún nutriente en el año 2010 (Tabla 6.3). Las reducciones en el retorno de nutrientes también están linealmente relacionadas con la intensidad del tratamiento (Tabla 6.3), lo que refuerza la primera hipótesis de nuestro trabajo. La respuesta a la intensidad de corta fue similar para todos los nutrientes, y sólo el K mostró una notable menor sensibilidad al tratamiento ($r^2=0.17$; Tabla 6.3). El efecto de la reducción del dosel en el retorno de K se ha visto amortiguado por las contribuciones del sotobosque. Por ejemplo, en el tratamiento T75, la porción del retorno anual de K correspondiente a la fracción acículas fue 51%, pero la porción debida a la fracción miscelánea fue tan alta como el 39% (datos no mostrados). En todo caso, cualquier conclusión que se extraiga de nuestros datos de retornos de nutrientes debe ser interpretada con precaución ya que lo hemos estudiado en un año particularmente húmedo. Bajo condiciones Mediterráneas, Roig et al. (2005) observaron que una sequía estival más larga estaba asociada con una mayor duración del pico de producción estival de desfronde en masas de *P. pinaster*. Es posible que las diferencias entre tratamientos puedan intensificarse en nuestras parcelas en años secos, pero esto permanece sin confirmar.

Tabla 6.3. Retorno total de nutrientes via desfronde en el año 2010 para cada tratamiento selvícola y parámetros de la regresión asociados.

		C	N	P	K	Ca	Mg
Retorno ^a (kg ha ⁻¹)	T0	1376,8 ± 293,3a	15,62 ± 3,54a	0,54 ± 0,14a	2,90 ± 0,72a	24,30 ± 6,25a	2,96 ± 0,64a
	T60	1001,7 ± 410,4b	11,72 ± 5,28b	0,42 ± 0,20ab	2,36 ± 1,50ab	17,93 ± 8,84b	1,96 ± 0,84b
	T75	648,3 ± 347,5b	7,92 ± 4,18b	0,28 ± 0,16b	1,80 ± 1,27bc	11,21 ± 7,20b	1,31 ± 0,73b
	T100	186,3 ± 178,9c	3,09 ± 2,95c	0,11 ± 0,10c	1,34 ± 1,22c	5,61 ± 4,91c	0,54 ± 0,48c
Parámetros Regr. ^b	a	-11,429	-0,1203	-0,004	-0,0151	-0,1838	-0,0236
	b	1464,5	16,55	0,57	2,98	25,39	3,06
	r ²	0,60	0,52	0,45	0,17	0,47	0,60
	P	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

^a Valores medios (desviación estándar). Las letras minúsculas indican diferencias significativas post hoc ($p < 0.05$) con el factor tratamiento selvícola para cada nutriente. El factor bloque no ha sido significativo en ningún caso.

^b Parámetros estimados para la regresión $R = aBA + b$, donde R es el retorno total anual del nutriente (kg ha⁻¹) y BA es el porcentaje de área basimétrica sustraída por los tratamientos selvícolas (%).

6.3.4. Tasas de descomposición de hojarasca

En nuestro estudio de 2 años, los análisis de los coeficientes de descomposición k (Fig. 6.3a) sólo indican menor descomposición en las cortas a hecho en comparación con las parcelas sin tratar, pero esta diferencia es apenas significativa ($p=0.049$). Por el contrario, el ANOVA de medidas repetidas de la pérdida de masa indica que no hay un efecto significativo del tratamiento selvícola, si bien se encuentra en el límite de la significación ($p=0.050$). No se han encontrado diferencias en la pérdida de masa o en k atribuibles al bloque. El contenido de agua en el momento de la recogida en el campo fue similar en la mayoría de las fechas de recogida para todos los tratamientos selvícolas (Fig. 6.3b). Las principales diferencias se encontraron cuando la hojarasca se recogió con valores bajos de humedad, donde los mayores contenidos de agua se encontraron en las parcelas control, y los más secos en las cortas a hecho.

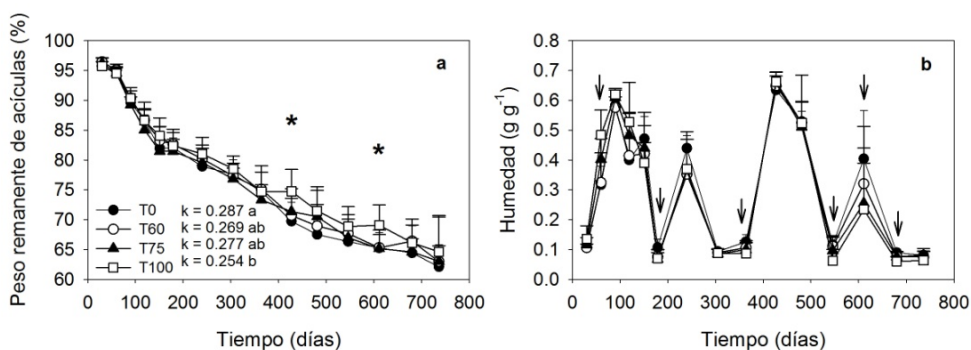


Figura 6.3. Porcentaje de masa remanente de hoja en las bolsas (a) y humedad de la hojarasca en campo en las fechas de recogida (b) a lo largo de dos años para cada tratamiento selvícola. Los asteriscos indican diferencias significativas entre las cortas totales (T100) y los otros tratamientos. Las flechas indican diferencias significativas entre las parcelas no tratadas (T0) y las cortas totales (T100). Se muestra la constante de descomposición media (k , en año⁻¹), y diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas ($P=0.049$).

Los datos de pérdida de masa de nuestro experimento sugieren que las cortas totales ralentizaron el proceso de descomposición de las acículas en comparación con el bosque sin tratar (Fig. 6.3a), y que el contenido de agua de la hojarasca fue significativamente menor en el T100 (Fig. 6.3b). En principio, estos resultados apoyan parcialmente nuestra hipótesis según la cual la reducción del dosel arbóreo dificultaría el proceso de descomposición ya que habría menor

humedad en la superficie, al menos en lo referente a los tratamientos T100. Además, el incremento en las temperaturas de suelo estivales extremadamente altas que hemos observado (Fig. 6.1b) también ha sido sugerido como una posible explicación para las menores tasas de descomposición en cortas a hecho (Whitford et al., 1981). Sin embargo, los cambios en el microclima no son la única explicación para nuestros resultados, como se discute más abajo.

6.3.5. Liberación de nutrientes de las acículas en descomposición

Los aclareos sucesivos uniformes no han modificado la dinámica de la concentración de nutrientes de las acículas en descomposición, pero el efecto de las cortas totales son claramente visibles al final del periodo de estudio (Fig. 6.4).

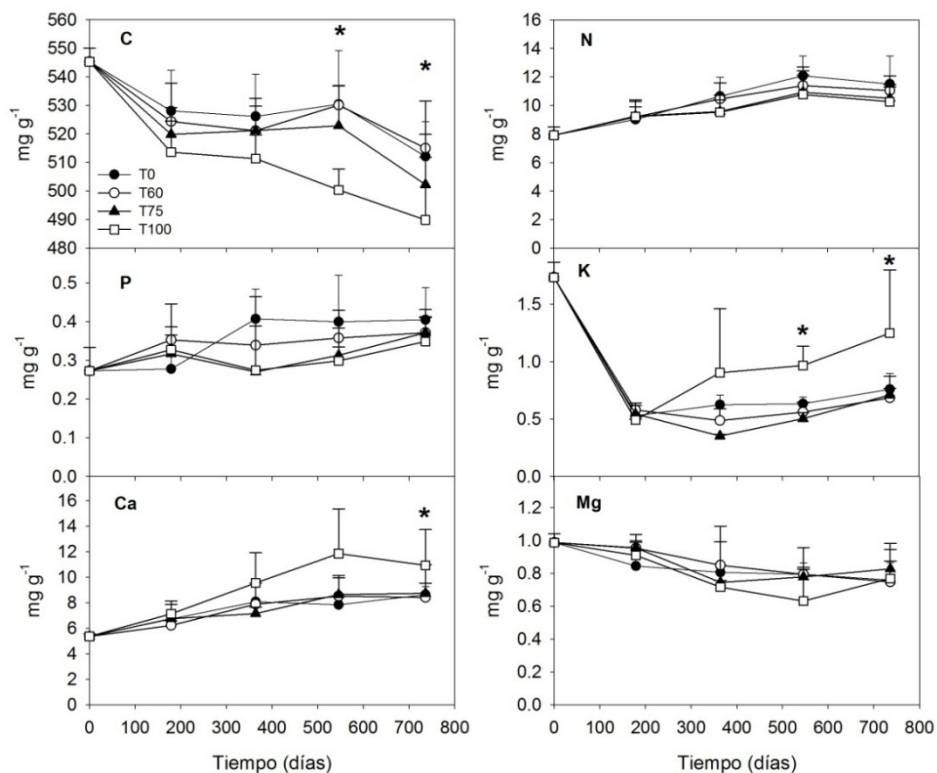


Figura 6.4. Dinámica del contenido de nutrientes de la hojarasca en descomposición para cada tratamiento selvícola. Los asteriscos indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las cortas totales (T100) y los otros tratamientos. Las barras de error representan la desviación estándar.

En particular, las acículas en descomposición en las cortas a hecho han presentado una concentración de C significativamente menor, y también contenidos mayores de K y Ca. Estas diferencias en concentración han repercutido en diferencias en la liberación de K y Ca, pero no de C (Fig. 6.5). Como posible explicación, nosotros hipotetizamos una entrada masiva de partículas minerales dentro de las bolsas instaladas en las cortas totales, lo que llevó a que una importante porción de esas partículas resistieran nuestra limpieza con cepillo. En nuestras parcelas T100, un simple examen visual mostraba que el horizonte orgánico era muy escaso. Las bolsas de hojarasca fueron instaladas directamente sobre el suelo mineral en la mayoría de los casos, mientras que fueron fijadas sobre el horizonte O en las parcelas T0, T60 y T75. Por consiguiente, se espera una mayor entrada de partículas minerales en los T100 debido al viento, los impactos de las gotas de lluvia o la escorrentía causada por la microtopografía. Esta hipótesis está fuertemente apoyada por la mayor concentración de aluminio de las acículas en descomposición en las cortas a hecho (Fig 6.6a). El contenido de Al, considerado aquí como un indicador de la proporción de suelo mineral en la muestra, explica la menor concentración de C, la absorción de Ca y la menor liberación de K en la bolsas de las parcelas de corta total. (Fig. 6.6b, 6.6c y 6.6d).

6. Desfronde, descomposición de la hojarasca y flujos de nutrientes asociados

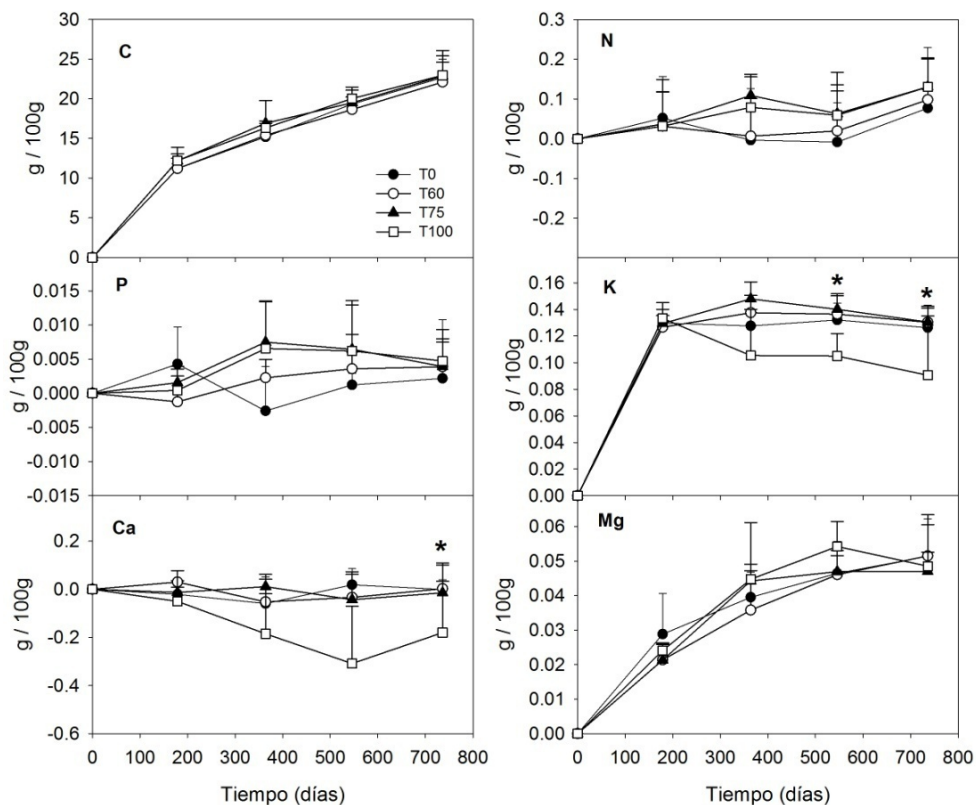


Figura 6.5. Nutrientes liberados (valores positivos) o absorbidos (valores negativos) por las acículas en descomposición en cada tratamiento selvícola. Obtenido como (Entry et al., 1991): $N_t = C_0 - [(1 - W) C_t]$, donde N_t es la cantidad del nutriente liberada o absorbida en el tiempo t (mg g^{-1}), C_0 es la concentración inicial del nutriente en la hojarasca (mg g^{-1}), W es la pérdida de peso en el tiempo t ($\%/100$) y C_t es la concentración del nutriente en la hojarasca en el tiempo t (mg g^{-1}). Los asteriscos indican diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las cortas totales (T100) y los otros tratamientos. Las barras de error representan la desviación estándar.

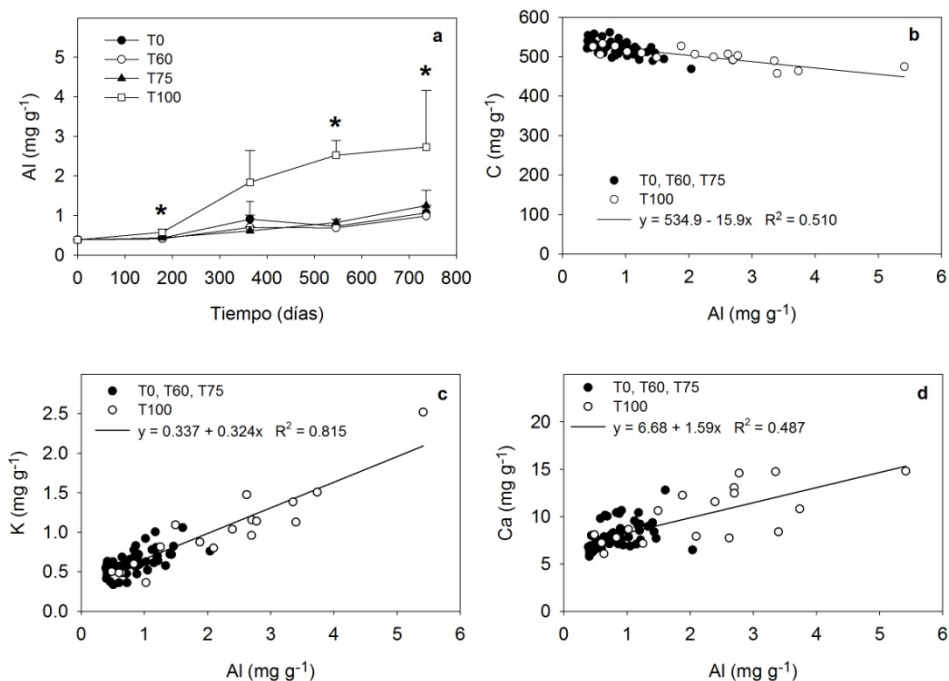


Figura 6.6. Dinámica del contenido de aluminio de la hojarasca en descomposición para cada tratamiento selvícola (a) y relación entre los contenidos de aluminio y C (b), K (c) y Ca (d). Los asteriscos indican diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las cortas totales (T100) y los otros tratamientos en (a). Las barras de error representan la desviación estándar.

La cuestión clave que aparece aquí es si las tasas de descomposición ligeramente menores medidas en las cortas a hecho son atribuibles a diferencias en el microclima (menor disponibilidad de agua) o a la contaminación con suelo mineral. La posibilidad de que las partículas minerales enmascaren los efectos nos impide obtener conclusiones definitivas acerca de los efectos de las cortas totales sobre la pérdida de masa en la descomposición. De hecho, un leve incremento en la descomposición no es inconcebible. Almagro y Martínez-Mena (2012) obtuvieron una tasa de descomposición de hojarasca de *P. halepensis* más elevada en un campo agrícola abandonado en comparación con un bosque con mayor cobertura vegetal. Concluyeron que, debido a la composición química recalcitrante de las acículas del pino de Alepo, su descomposición estaba gobernada fundamentalmente por factores abióticos, que fueron favorecidos en el campo agrícola. En nuestro estudio, el tratamiento T100 ha incrementado algunos

procesos abióticos asociados con mayores tasas de descomposición. En primer lugar, hemos observado un color diferente en las acículas en descomposición en las cortas a hecho (un fenómeno también observado por Kim et al., 1996a), lo que puede explicarse por la exposición directa a la luz solar. En climas áridos y semiáridos, el papel de la fotodegradación en la descomposición de la hojarasca puede ser más importante incluso que el de la actividad biológica (Austin y Vivanco, 2006). En segundo lugar, las observaciones en campo han mostrado que las heladas eran más frecuentes e intensas en los T100. Por consiguiente, se recogieron con mayor frecuencia bolsas de hojarasca congeladas en estas parcelas. Esto también puede estimular la descomposición ya que los ciclos de congelación-descongelación pueden provocar daños físicos a la hojarasca (Taylor y Parkinson, 1988). En cualquier caso, las dinámicas de N, P y Mg no se vieron significativamente afectadas ni por el microclima ni por la entrada de partículas minerales, lo que sugiere que el verdadero efecto de las cortas totales sobre la descomposición de las acículas ha sido débil en nuestro experimento.

En general, la liberación de nutrientes en la descomposición no se ha visto afectada por el factor bloque excepto con el K ($p=0.008$), y especialmente con el N ($p<0.001$) (Fig 6.7). Estas observaciones están probablemente relacionadas con las diferencias en la composición química del horizonte orgánico de los tres bloques (Tabla 1). Sin embargo, las grandes diferencias en la liberación de N que hemos encontrado asociadas con el factor bloque no se han visto acompañadas por una interacción significativa bloque x tratamiento ($p=0.171$). Por tanto puede argumentarse que las características del suelo parecen tener muy poca influencia en la sensibilidad a las cortas de la descomposición de la hojarasca. Debe indicarse que nuestro diseño experimental nos ha permitido evaluar la influencia del tratamiento sobre el microclima, pero no sobre la calidad de la hojarasca. No obstante, esta cuestión no es aparentemente importante para nuestro estudio, al menos en lo que respecta a la composición de nutrientes de las acículas de *P. halepensis*, ya que sólo hemos encontrado efecto de los tratamientos en su concentración de Mg en el desfronde (Tabla 6.2).

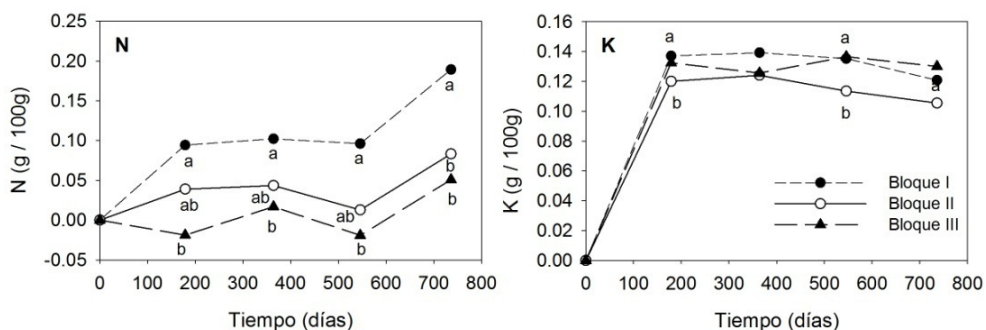


Figura 6.7. Nutrientes liberados (valores positivos) o absorbidos (valores negativos) por las acículas en descomposición en los que el bloque ha tenido un efecto significativo. Obtenido como (Entry et al., 1991): $N_t = C_0 - [(1 - W) C_t]$, donde N_t es la cantidad del nutriente liberada o absorbida en el tiempo t (mg g^{-1}), C_0 es la concentración inicial del nutriente en la hojarasca (mg g^{-1}), W es la pérdida de peso en el tiempo t ($\%/100$) y C_t es la concentración del nutriente en la hojarasca en el tiempo t (mg g^{-1}). Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

6.3.6. Conclusiones

Doce años después de las cortas, los ciclos de nutrientes se han modificado al reducirse el retorno de nutrientes vía desfronde, pero la liberación de nutrientes de la descomposición parece ser poco sensible a las prácticas de manejo. Nuestros resultados también demuestran la necesidad de incluir el sotobosque para obtener una visión de conjunto precisa de los efectos a largo plazo de las intervenciones selvícolas en los balances de nutrientes del ecosistema. Con el objetivo de optimizar la gestión de las reservas de nutrientes, estas observaciones deben ser tenidas en cuenta en futuros trabajos que analicen y modelen los impactos de los tratamientos selvícolas sobre los ciclos de nutrientes de los bosques mediterráneos.

7. MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO DEL SUELO

7.1. Introducción

En el pasado se han realizado muchos esfuerzos para determinar el efecto que tienen los tratamientos selvícolas sobre la mineralización del N en el suelo del bosque (Prescott, 1997; Kim, 1998; Paavolainen y Smolander, 1998; Burns y Murdoch, 2005; Jerabkova et al., 2011), incluyendo estudios bajo condiciones de clima Mediterráneo (Frazer et al., 1990; Rapp, 1990). Este gran interés se explica en parte porque el N ha sido considerado históricamente el elemento más limitante para el crecimiento en los bosques (Fisher y Binkley, 2000). Hoy en día, se sabe que la mineralización neta del N en el suelo no necesariamente ha de ser el proceso limitante para el suministro de N a las plantas, pero sí es un indicador de la disponibilidad del mismo (Schimel y Bennett, 2004). El otro motivo que explica la importancia de estos estudios es que la eliminación de la cobertura vegetal puede provocar un incremento en la lixiviación de NO_3^- con potenciales consecuencias negativas para la calidad de las aguas superficiales y subterráneas (Vitousek et al., 1979; Vitousek y Melillo, 1979; Ritter et al., 2005; Fitter et al., 2010).

Tras una corta a hecho, las tasas de mineralización y nitrificación de N en el suelo tienden a aumentar (Matson y Vitousek, 1981; Edmonds y McColl, 1989; Frazer et al., 1990; Smethurst y Nambiar, 1990; Prescott, 1997). Los aumentos se explican por la combinación de varios factores que afectan al procesamiento microbiano del N tras la eliminación del dosel arbóreo, entre los que se incluyen (Matson y Vitousek, 1981; Frazer et al., 1990; Kim et al., 1995; Prescott, 1997, 2002 y referencias interiores): (I) incrementos en la temperatura y la humedad del suelo, (ii) mayor disponibilidad de materia orgánica lábil debido al abandono en campo de los restos de poda y a la descomposición de las raíces muertas y (iii) menores tasas de inmovilización bruta asociadas a reducciones en el aporte de C vía desfronde y exudados radiculares. Por su dependencia de las condiciones microclimáticas, esta respuesta a las cortas puede verse magnificada en el futuro en función de la dirección y magnitud del cambio climático en cada región (McDaniel et al. 2014). Por lo general, se asume que las mayores tasas de mineralización permanecen durante 2-5 años tras efectuarse la corta (Aber et al., 1991; Prescott, 2002). La respuesta parece prolongarse más en el tiempo en el caso de los bosques de coníferas en comparación con los caducifolios (Jerabkova et al.,

2011), pero la mayoría de datos disponibles se han obtenido dentro de los 5-10 primeros años tras los tratamientos (Idol et al., 2003). Esta cuestión es compleja y existen datos contradictorios. Por ejemplo, Kranabetter y Coates (2004) no encontraron diferencias importantes 10 años después de las cortas, mientras que Frazer et al. (1990) sí que observaron mayores valores de mineralización 17 años después. Por último, es importante destacar que el fenómeno descrito en este párrafo no es universal, existiendo casos en los que las cortas totales no han provocado cambios, o incluso han provocado descensos en la mineralización neta, lo que se ha asociado a procesos como aumentos en la inmovilización microbiana (Idol et al., 2003), a la acidificación del suelo (Burns y Murdoch, 2005) o a cambios en la composición del matorral y en la comunidad descomponedora (Barg y Edmonds, 1999). En este contexto, Grenon et al. (2004) indicaron que no pueden hacerse generalizaciones, sugiriendo que hay ecosistemas “sensibles” y “no sensibles” respecto a los cambios que las cortas pueden efectuar sobre la dinámica del N mineral.

Respecto a los tratamientos de corta parcial, se ha hipotetizado que, al conservar parte de la cobertura, su dinámica del N debería tener más similitudes con la de los bosques originales que con la de las áreas sometidas a cortas a hecho (Jerabkova et al., 2011). Esta idea es consistente con los resultados de varios trabajos en los que las cortas parciales no parecen provocar diferencias significativas en la mineralización del N (Prescott, 1997; Kim, 1998; Barg y Edmonds, 1999; Son et al., 1999; Kranabetter y Coates, 2004). No obstante, y de forma análoga a lo descrito con las cortas totales, se han observado aumentos (Carlyle, 1995; Kim et al., 1995) y también descensos (Thibodeau et al., 2000; Grady y Hart, 2006) en la mineralización del N en respuesta a cortas parciales. A este respecto, Prescott (1997) sugirió que las tasas de mineralización de N tras un tratamiento selvícola no pueden predecirse a partir del área basimétrica cortada.

El objetivo de este capítulo es determinar el efecto de los tratamientos selvícolas sobre la mineralización neta de N y los contenidos de N mineral disponible en el suelo. Además de analizar los resultados a nivel de parcela, se presta especial atención a las características de la cobertura vegetal propias de cada punto de medida, debido a la importancia de la variabilidad espacial en los efectos de los tratamientos sobre la mineralización del N (Idol et al., 2003; Redding et al., 2004).

7.2. Material y métodos

7.2.1. Diseño experimental

La dinámica del nitrógeno se ha estudiado empleando la técnica de los tubos con resina (DiStefano y Gholz, 1986), con modificaciones adaptadas a nuestras condiciones. La técnica consiste en incubar *in situ* (en el campo) muestras de suelo en tubos en disposición vertical que tienen acoplados bolsas de resina de intercambio iónico en la abertura inferior. Estas bolsas permiten interceptar el nitrógeno mineral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) que pueda perderse por lixiviación. En cada punto de medida se toma una muestra de suelo que se transporta al laboratorio ese mismo día para analizar su contenido de N mineral (en adelante, contenido inicial). Con una alícuota de la misma muestra de suelo se llena un tubo con la resina acoplada que se vuelve a colocar en el lugar donde se cogió la muestra. Transcurridos dos meses de periodo de incubación, el tubo con resinas es recogido y transportado al laboratorio para analizar el contenido de N mineral del suelo (contenido final) y de la resina. La nitrificación neta se obtiene como la suma del N nítrico final más el contenido en la resina sustrayendo el N nítrico inicial. De similar forma, la mineralización neta se obtiene como la suma de nitrógeno mineral final más el nitrógeno mineral de la resina menos el nitrógeno mineral inicial. Los tubos, de PVC, tienen una longitud de 15 cm, un diámetro externo de 5 cm y un espesor de 2,5 mm, y están biselados en la parte inferior para facilitar la inserción en el suelo. Las bolsas de resina se construyeron empleando anillos de goma (juntas tóricas) unidas a tela de nylon mediante silicona. Se colocan en cada bolsa 4 g de una mezcla al 50 % de resina catiónica (Dowex 50W-X8, Fluka Analytical, Sigma-Aldrich, St Louis, USA) y aniónica (Dowex 1-X8 chloride form).

Este experimento se ha limitado a los bloques II y III, un total de 8 parcelas. Para el muestreo inicial se seleccionaron 9 puntos en cada parcela siguiendo el patrón mostrado en la Figura 7.1. En cada nueva medida, realizada con frecuencia bimensual, se seleccionaba un nuevo punto en las inmediaciones de los anteriores (~0,5 m de distancia), en función de las condiciones de pedregosidad. En total, se hicieron 6 incubaciones bimensuales a lo largo de un año (Agosto 2011- Julio 2012). Para tomar las muestras se apartó la capa de hojarasca, y se rellenaron los tubos con suelo al que se le habían retirado los elementos gruesos de mayor tamaño previamente (suelo alterado). Una vez instalados los tubos en el suelo mineral, se intentó simular las condiciones iniciales de cobertura del horizonte

orgánico tapándolos con la capa de hojarasca previamente sustraída en cada punto. En cada una de las 9 zonas mostradas en la Figura 7.1 se midió el espesor del horizonte orgánico y el C y N total del suelo en 5 zonas por parcela. Además, las características biológicas y químicas del suelo parecen estar más relacionadas con el tipo de cobertura vegetal que con la especie en este tipo de ecosistemas (Rutigliano et al., 2004). Teniendo en cuenta esta observación, cada una de las 9 zonas por parcela ha sido clasificada en una de las siguientes categorías de cobertura:

- Suelo descubierto (D): Ausencia total de cobertura vegetal.
- Matorral pequeño (MP): Vegetación arbustiva menor a 1m de altura.
- Matorral grande (MG): Vegetación arbustiva mayor a 1m de altura.
- Árbol (A): Punto situado a una distancia menor a 3 metros de un ejemplar adulto de *Pinus halepensis*.
- Árbol con matorral pequeño (A+MP): Vegetación arbustiva menor a 1m de altura y a una distancia menor a 3 metros de un ejemplar adulto de *Pinus halepensis*.
- Árbol con matorral grande (A+MG): Vegetación arbustiva mayor a 1m de altura y a una distancia menor a 3 metros de un ejemplar adulto de *Pinus halepensis*.

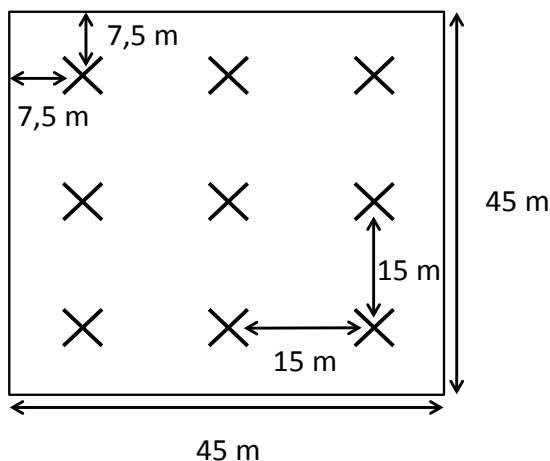


Figura 7.1. Distribución espacial de las medidas de mineralización de nitrógeno en las parcelas, incluyendo el área de tratamiento perimetral.

Una importante modificación al diseño original de DiStefano y Gholz (1986) en el diseño de este trabajo es la alteración de las muestras de suelo para llenar los tubos debido a la elevada pedregosidad de las parcelas. Para poder cuantificar el efecto de la alteración de la muestra sobre la mineralización en nuestras condiciones se ha optado por hacer una muestra inalterada adicional en cada parcela. Así, se selecciona en cada parcela un punto de los nueve (en función de la pedregosidad) y se instala una muestra inalterada contigua a la alterada. La muestra inalterada consiste en insertar el tubo en el suelo empleando un mazo, extraerlo cuidadosamente y retirar la capa de 2 cm de suelo de la parte inferior. A continuación, se coloca la bolsa de resina en el espacio creado y se vuelve a insertar el tubo en su lugar original.

El diseño de DiStefano y Gholz (1986) incluye la instalación de otra bolsa de resina en la parte superior del tubo para interceptar las entradas de nitrógeno mineral. Sin embargo, y teniendo en cuenta que nuestro estudio se realiza en un ecosistema con limitaciones hídricas, se ha optado por prescindir de esa bolsa superior por dos motivos: (1) evitar la interceptación de agua por la bolsa de resina y (2) minimizar las posibles interferencias en el proceso de evaporación. No obstante, para conocer de forma aproximada el orden de magnitud de estas entradas, se han empleado colectores pasivos con resinas de intercambio iónico (R. Herrera, comunicación personal; Köhler et al., 2012). Éstos recogen la transcolación y deposición seca a una altura de 30 cm sobre la superficie del suelo, empleando un embudo de 19 cm de diámetro. Conectado al embudo hay un cartucho que contiene 11 gramos de la misma mezcla de resinas empleadas en los tubos de mineralización. Para interceptar los objetos sólidos, se colocó lana de fibra de vidrio en el interior de los embudos. Se instalaron 14 colectores, 7 en el bloque TD y 7 en el bloque Chelva. En cada bloque se ha colocado: uno en el centro de cada parcela, uno en la periferia bajo árbol, otro bajo matorral y el último en una zona despejada (cortafuegos). Los resultados, no obstante, se presentan en función de la cobertura vegetal de cada punto, si bien no se dispone de datos bajo la cobertura MG. La frecuencia de recogida de los cartuchos de resina es bimensual, coincidiendo con los muestreos de mineralización de N.

7.2.2. Análisis químico

Las muestras de suelo son transportadas hasta el laboratorio en nevera portátil, y son tamizadas por 4 mm. En todas ellas se mide la humedad

gravimétrica y se conservan refrigeradas hasta la extracción del nitrógeno mineral que se realiza en un plazo inferior a 48 h. La extracción del N-NO_3^- y el N-NH_4^+ se efectúa con KCl 2M agitando durante 1 hora. El extracto se analiza empleando un analizador FIA (FIASStar 5000, Foss Tecator, Höganäs, Suecia). En las muestras incubadas se mide la pedregosidad y el contenido total de suelo en el tubo.

En el caso de las resinas, son transportadas y conservadas en nevera hasta su extracción. Para las bolsas de resina de los tubos, se extrae el N-NO_3^- y el N-NH_4^+ de forma secuencial con tres extracciones de 33 ml de KCl 2M de 1 h de duración cada una. En los cartuchos de resina de los colectores de deposición atmosférica las extracciones se hacen secuencialmente con dos extracciones de 50 ml de KCl 2M agitando durante una hora. A estos extractos también se les analiza el contenido de amonio y nitrato empleando el analizador FIA.

La determinación del C y el N total del suelo se hizo con analizador total empleando la misma metodología descrita en el capítulo 6.2.5 para las muestras de material vegetal. Para obtener el C orgánico total, se descontó al valor de C total el contenido de carbonatos, medido a su vez empleando el método del calcímetro de Bernard.

7.2.3. Análisis estadístico

El análisis de los datos de N amoniacal inicial y N nítrico inicial se realizó por medio de ANOVA de medidas repetidas, con el tratamiento selvícola como factor inter-sujeto y el tiempo como factor intra-sujeto. A los datos de mineralización y nitrificación netas anuales, obtenidos como el sumatorio de los seis periodos bimensuales medidos, se les aplicó ANOVA de una vía con el tratamiento selvícola como factor. Para estudiar con más detalle el efecto del tratamiento selvícola sobre la dinámica del amonio inicial, del nitrato inicial, de la mineralización neta y de la nitrificación neta se ha realizado un ANOVA de una vía para cada fecha de medición. El efecto de la cobertura vegetal sobre la mineralización y nitrificación netas anuales se ha evaluado con ANOVA de doble vía (factores bloque y cobertura vegetal). De forma análoga, el efecto del tratamiento selvícola sobre el espesor del horizonte orgánico se ha evaluado con ANOVA de doble vía (factores tratamiento selvícola y bloque). Por último, se ha estudiado la relación entre el espesor del horizonte orgánico y la mineralización y nitrificación netas anuales mediante análisis de regresión lineal. También se han empleado regresiones lineales para evaluar el efecto de la alteración de la muestra

en los valores de mineralización y nitrificación netas anuales. Todos los análisis de la varianza se realizaron siguiendo los criterios ya descritos en el apartado 6.2.6.

7.3. Resultados

7.3.1. Efecto del tratamiento selvícola sobre la dinámica del N mineral, la mineralización y nitrificación netas y el C y N total del suelo

En general, los tres tratamientos selvícolas evaluados en este trabajo han provocado un incremento en las tasas de mineralización y nitrificación netas en comparación a las parcelas control (tabla 7.1). Así, la mineralización neta anual promedio de los tratamientos T60, T75 y T100 es 2,31 veces más alta que la observada en los T0. De forma análoga, el valor de la nitrificación neta anual también se ha duplicado (aprox.) debido a los tratamientos de corta. Este fenómeno se ha observado en los dos bloques estudiados (tabla 7.1). En los contenidos de C y N totales del suelo se aprecia una cierta tendencia a aumentar los contenidos de ambos nutrientes con la intensidad del tratamiento, aunque los resultados parecen depender más de otros factores relacionados con la variabilidad espacial entre parcelas. Las dinámicas bimensuales de la mineralización y la nitrificación, mostradas en la figura 7.2, indican que este comportamiento se extiende a lo largo del año ya que los valores más bajos se han registrado en las parcelas T0 en la mayoría de periodos de incubación. Las mayores tasas de mineralización y nitrificación se han observado en el primer periodo, que corresponde a la época estival. Por el contrario, los menores valores se han registrado en el periodo diciembre-enero, llegando a registrarse inmovilización neta en algunos casos (Figura 7.2). El comportamiento de la humedad del suelo registrada al final de las incubaciones fue diferente en los dos bloques, con los valores máximos de humedad en el tratamiento T100 en el bloque II y en el T60 del bloque III (Figura 7.2).

Tabla 7.1. Efecto del tratamiento selvícola (ANOVA de una vía) en los contenidos de C orgánico total, N total, y en la mineralización y nitrificación netas acumuladas anuales para cada bloque. Se muestra también el efecto del tratamiento selvícola sobre el contenido de N amoniacal y N nítrico (ANOVA de medidas repetidas) para cada bloque. Todos los datos son mg kg⁻¹ excepto donde se indica lo contrario

Bloque	Tratamiento	Corg (%)	N (%)	C/N(g g ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	Mineralización acumulada anual	Nitrificación acumulada anual
II	T0	5,4±0,5ab	0,26±0,05b	20,8±2,2	1,48±1,06	0,43±0,47	22,8±12,2b	14,2±6,5b
	T60	5,5±1,4ab	0,30±0,07b	18,4±3,4	1,60±1,70	0,32±1,00	44,4±21,8ab	22,7±11,8ab
	T75	3,8±0,7b	0,22±0,03b	17,2±3,7	1,38±1,38	0,32±0,51	50,8±23,9a	33,3±18,2a
	T100	7,2±1,4a	0,43±0,11^a	17,2±3,3	1,90±2,05	0,43±0,66	44,1±15,8ab	33,1±17,0a
	Valor p	0,001	0,002	0,268	0,432	0,840	0,021	0,000
III	T0	1,1±0,7b	0,03±0,02b	69,3±62,3	1,45±0,91b	0,38±0,42	17,9±12,4b	15,0±11,6b
	T60	3,3±1,0a	0,15±0,03^a	20,4±3,2	2,46±2,08a	0,67±1,06	50,3±15,7a	36,8±15,5a
	T75	1,7±0,8b	0,07±0,05b	28,9±9,9	2,43±1,29a	0,33±0,37	44,0±21,9a	33,2±18,4a
	T100	1,5±0,3b	0,07±0,01b	20,8±2,1	1,91±1,44ab	0,62±0,70	48,7±26,0a	35,5±22,4a
	Valor p	0,002	0,000	0,079	0,014	0,313	0,000	0,000

P<0,05 marcado en negrita

Diferentes letras indican diferencias según Tukey

7. Mineralización de nitrógeno del suelo

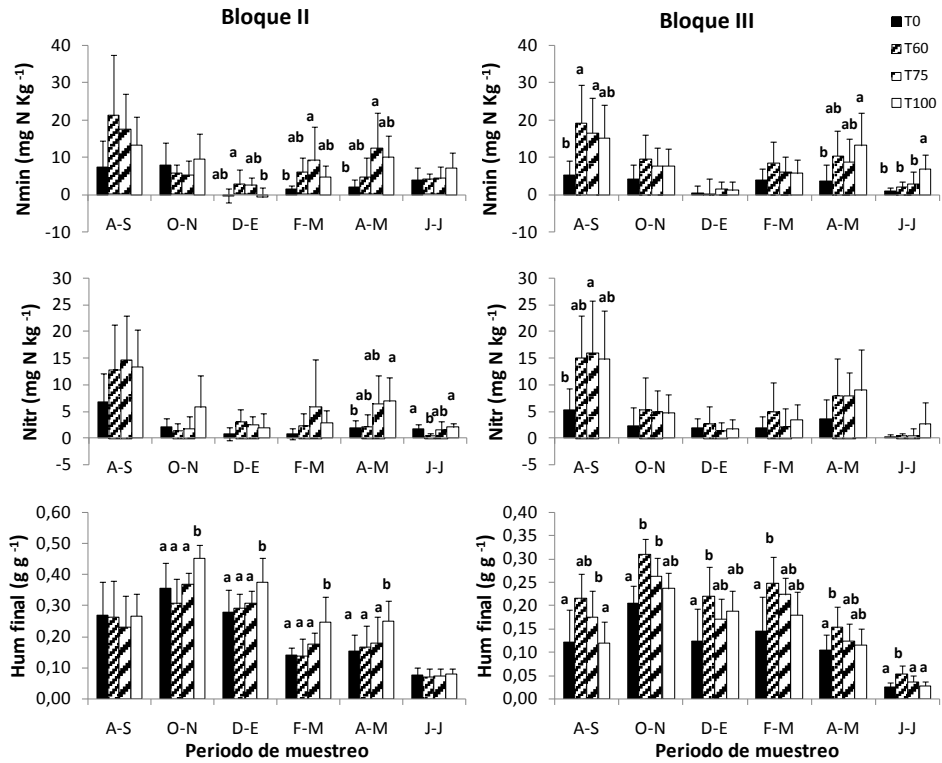


Figura 7.2. Evolución temporal de la mineralización neta de nitrógeno (Nmin), de la nitrificación neta (Nitr) y de la humedad del suelo medida en el interior de los tubos al final de las incubaciones en función del tratamiento selvícola en cada bloque.

En referencia a los contenidos medios de amonio y nitrato en el suelo, los tratamientos selvícolas no han provocado diferencias estadísticamente significativas, exceptuando al contenido de amonio en el bloque III (tabla 7.1). De forma similar, en la dinámica anual de ambas variables no se observan patrones reconocibles asociados a la intensidad del tratamiento selvícola (figura 7.3). Sí puede observarse un pico en el contenido de amonio en el suelo de ambos bloques en invierno. En la dinámica del nitrato, sin embargo, no se aprecian diferencias estacionales claras.

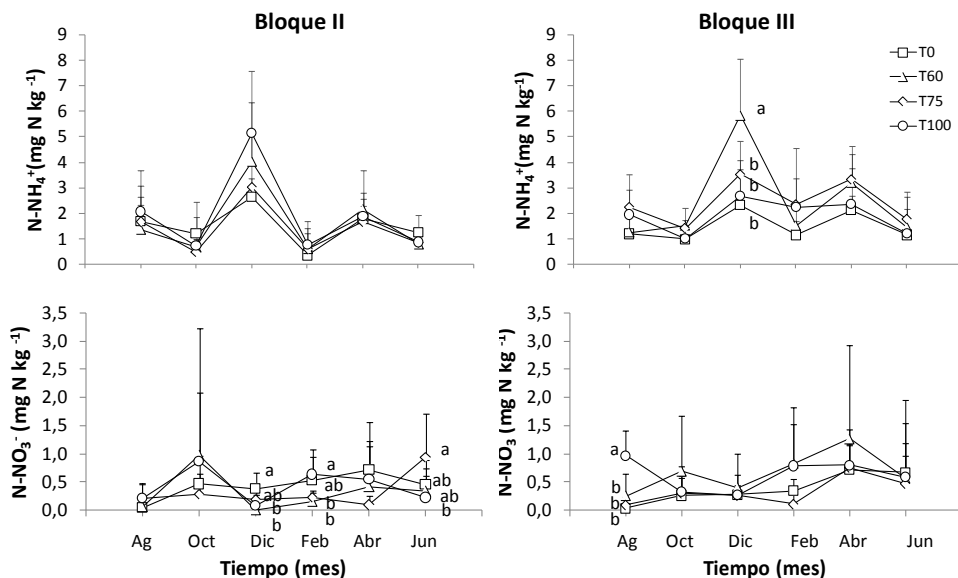


Figura 7.3. Evolución temporal del contenido de N amoniacal y N nítrico en el suelo (contenido inicial) en función del tratamiento selvícola en cada bloque.

7.3.2. Efecto de la cobertura vegetal sobre la mineralización y nitrificación netas

La cobertura vegetal ha influido de forma significativa en los valores de mineralización y nitrificación netas anuales (Figura 7.4). En particular, la mineralización y la nitrificación han sido más elevadas en los puntos de menor cobertura vegetal, es decir, los puntos sin vegetación (D) y bajo matorral pequeño (MP). Los menores valores están asociados a la cobertura bajo árbol (A). Dada la distribución de coberturas vegetales en cada tratamiento selvícola (Tabla 7.2), estos resultados son coherentes con los previamente descritos en el apartado anterior. Así, las menores tasas de mineralización y nitrificación observadas en los tratamientos T0 pueden relacionarse con la abundancia de puntos con cobertura vegetal A y la escasez de puntos con cobertura D y MP en comparación a los otros tres tratamientos. En referencia al aporte de nitrógeno mineral por translocación (tabla 7.3), se han observado mayores valores en los colectores situados bajo las coberturas vegetales que incluyen árboles adultos (A, A+MB, A+MP). Por otra parte, el espesor del horizonte orgánico presenta correlaciones lineales débiles tanto con la mineralización neta anual ($R^2=0,12$, $P=0,002$ figura 7.5.a) como con la

nitrificación neta anual ($R^2=0,18$, $P<0,001$, figura 7.5.b). En ambos casos la pendiente es negativa y significativamente diferente de cero ($-2,66$ con $p=0,002$ para la mineralización neta, $-2,60$ con $p<0,001$ para la nitrificación neta).

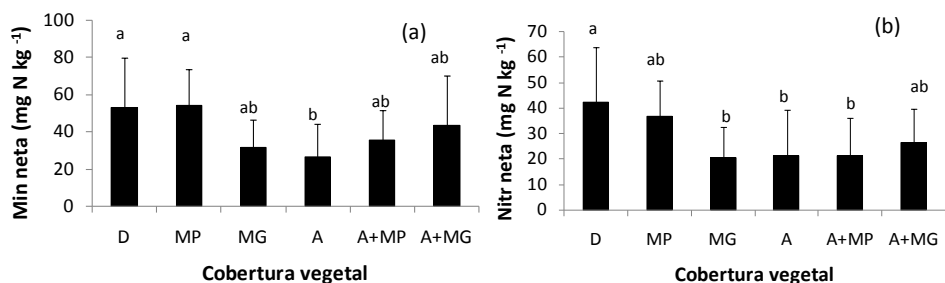


Figura 7.4. Efecto de la cobertura vegetal en la mineralización (a) y nitrificación (b) netas anuales. Diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas para el factor cobertura vegetal. Los factores bloque y la interacción bloque x cobertura vegetal no son significativos en ningún caso.

Tabla 7.2. Frecuencia de coberturas vegetales en cada tratamiento selvícola

Tratamiento	Cobertura vegetal					
	D	MP	MG	A	A+MP	A+MG
T0	2	0	0	10	3	3
T60	2	5	1	2	5	3
T75	3	4	5	0	4	2
T100	4	5	9	0	0	0

Tabla 7.3. Entrada anual en el suelo via translocación y deposición seca de amonio, nitrato y la suma de ambos (Nmin) en función de la cobertura vegetal. No se dispone de datos para la cobertura vegetal MG

Cobertura vegetal	N-NH ₄ ⁺ (kg N ha ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (kg N ha ⁻¹)	Nmin (kg N ha ⁻¹)
D	1,89±1,37	0,82±0,19	2,71±1,53
MP	1,12±0,12	0,70±0,24	1,82±0,84
MG	-	-	-
A	3,98±3,32	3,20±2,07	7,18±5,39
A+MP	4,21±1,05	3,96±2,61	8,17±3,36
A+MG	2,39±0,99	3,62±0,29	6,01±1,28

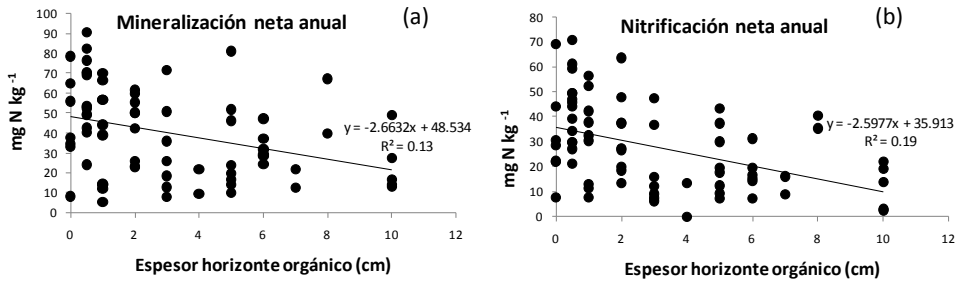


Figura 7.5. Efecto del espesor del horizonte orgánico sobre la mineralización neta anual (a) y sobre la nitrificación neta anual (b)

7.3.3. Efecto de la alteración de la muestra en la nitrificación y la mineralización netas

En la figura 7.6 se muestra la relación existente entre las muestras alteradas e inalteradas para la mineralización neta y para la nitrificación neta. En general, la alteración de la muestra tiende a incrementar las tasas de mineralización y nitrificación. Existe una notoria dispersión para los valores altos en ambos procesos. Aun así, la mineralización de las muestras alteradas explica el 66 % de la varianza de las muestras inalteradas, mientras que el porcentaje para la nitrificación es el 74%.

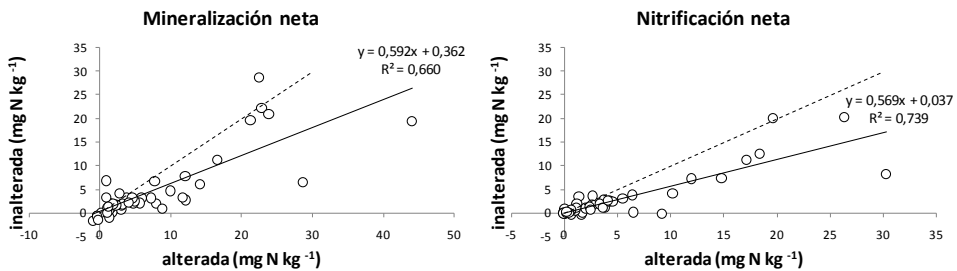


Figura 7.6. Relación lineal entre muestras alteradas e inalteradas para la mineralización y nitrificación netas (bimensuales). La línea discontinua representa la recta $y=x$.

7.4. Discusión

En este trabajo se ha estudiado la mineralización empleando la técnica de los tubos con resina con muestras alteradas de suelo debido a la elevada pedregosidad de las parcelas. En consecuencia, los valores de tasas de mineralización obtenidos son más elevados que en las muestras inalteradas. Debido a la aireación de las muestras y a la rotura de agregados del suelo, las medidas de este trabajo se aproximan más a tasas potenciales de mineralización (esto es, las que se podrían obtener en condiciones óptimas de laboratorio) que a tasas netas reales (Rapp, 1990). Además, al comparar la humedad del suelo dentro de los tubos con la humedad del suelo colindante se ha comprobado que aquella era más alta al final de las incubaciones. Por ejemplo, en el primer periodo de incubación (agosto-septiembre, en el que se han observado las mayores tasas de mineralización, Fig 7.2), la humedad dentro del tubo el último día de incubación era 0,11 y 0,09 g g⁻¹ más alta que en el suelo circundante para los bloques II y III, respectivamente (resultados no mostrados). Esto puede explicarse por varias causas, que incluyen la ausencia de transpiración por la eliminación de las raíces, la ausencia de continuidad lateral ya que las paredes de los tubos no estaban perforadas, o la interrupción de la continuidad vertical causada por las bolsas de resinas. Esta última posibilidad en particular parece haber sido importante en algunas muestras, en las que se observó mayor humedad en la parte inferior de los tubos. Podemos concluir que nuestro diseño no ha sido capaz de reproducir la dinámica real de la humedad del suelo, lo que también debe haber contribuido a valores más altos de actividad microbiana, afectando sobretodo a la nitrificación. Debido a esto, en nuestro experimento la dinámica anual de la mineralización parece estar controlada por limitaciones de temperatura más que por limitaciones de humedad. Esto puede explicar que los máximos valores los hayamos registrado en verano, a diferencia de Rapp et al. (1979) que bajo clima mediterráneo los obtuvo en primavera. No obstante, otros autores también han obtenido mayores valores de mineralización neta en los periodos secos estivales en condiciones mediterráneas (Parker y Schimel, 2011). También es importante destacar que debe tenerse precaución a la hora de extrapolar los resultados obtenidos en este capítulo a otras condiciones, ya que sólo se ha estudiado la mineralización del N en dos bloques. Adicionalmente, se ha observado que en la parcela sometida al tratamiento T60 del bloque III el suelo tiene una mayor proporción de arcilla que en el resto de parcelas de ese bloque: 28% de arcilla en la parcela T60, 12% en la T100 y 13% en la T0 (Lull, C., comunicación personal). Así, el mayor contenido

de arcilla en esta parcela es el motivo más probable de que sea la que presente los mayores contenidos en suelo de C y N del bloque III. En consecuencia, al comparar las parcelas T0 y T60 del bloque III no podemos discriminar si la mayor tasa de mineralización observada en la segunda se debe a las diferencias en las características del suelo o al tratamiento selvícola efectuado.

Trece años después de las talas, las tasas de mineralización son más altas en el tratamiento T100 en comparación con los controles, en línea con los resultados de Frazer et al., (1990) que encontraron tasas más altas 17 años después de una corta en condiciones de clima mediterráneo. Todas las posibles explicaciones expuestas en el apartado 7.1 se pueden aplicar a nuestros tratamientos T100: (i) cambios en el microclima del suelo, (ii) disminución de la cantidad de C que llega al suelo por desfronde y exudados radiculares y (iii) cambios en el sustrato de los microorganismos. En referencia al microclima, se han observado mayores temperaturas en el suelo sometido a este tratamiento (capítulo 4), lo que puede asociarse con mayores tasas de mineralización y actividad microbiana. Las diferencias en la humedad del suelo dentro de los tubos medida entre los tratamientos T100 y los controles, por el contrario, no parecen estar relacionadas con los incrementos en mineralización. Por ejemplo, en el primer periodo de muestreo de ambos bloques, la humedad final fue muy similar en los tratamientos T0 y T100, mientras que la mineralización fue más alta en el último (Figura 7.2). Por otro lado, la reducción en la llegada de C vía desfronde aéreo observada en el T100 (capítulo 6) también puede asociarse con los aumentos en mineralización neta. La reducción del aporte de C por desfronde total (que incluye el componente aéreo y la muerte y reciclaje de las raíces finas) y por exudados radiculares puede reducir la biomasa microbiana y esto a su vez la inmovilización bruta de N (Prescott, 1997, 2002 y referencias interiores). Por último, el sustrato puede haberse modificado en los tratamientos T100 debido a: (i) aumento del matorral y especies herbáceas y/o (ii) a la descomposición de las raíces muertas. El desfronde de las especies de matorral desarrolladas en nuestras parcelas parece ser más lábil que las acículas de *P. halepensis*, lo cual puede haber repercutido en una mejora de la calidad del sustrato. Por ejemplo, Almagro y Martínez-Mena (2012) obtuvieron que las hojas de *Rosmarinus officinalis* se descomponían más rápido que las acículas de *P. halepensis*, y concluyeron que esto se debía a la mayor calidad (biodegradabilidad) del C en las hojas del primero. Además de esto, el desarrollo de algunas especies fijadoras de N (en nuestro caso *Genista scorpius* y *Ulex parviflorus*) puede haber contribuido a aumentar su biodisponibilidad y con

ello la mineralización en los T100. Por otro lado, es esperable que la mayor parte de las raíces finas de los árboles cortados ya se hayan descompuesto más de una década después de los tratamientos. No obstante, Ludovici et al. (2002) observaron que 10 años después de la corta en bosques de *P. taeda* todavía permanecía el 40% de las raíces laterales a menos de 1 m de los tocones de los árboles talados. Es posible por tanto que en nuestro caso todavía exista un notable aporte de nutrientes extra cuyo origen sea la descomposición de las raíces. Por el contrario, la influencia de los restos de poda abandonados en la superficie de las parcelas debe de ser limitada en nuestro trabajo ya que todos los muestreos se realizaron evitando los montones donde estaban acumulados.

Al analizar los resultados obtenidos en las parcelas sometidas a aclareo sucesivo uniforme, surge una importante pregunta: ¿Porqué la dinámica del nitrógeno de los tratamientos de corta intermedia T60 y T75 se asemeja más a los tratamientos de corta a hecho T100 que a los tratamientos control?. Este resultado es contrario a nuestras expectativas iniciales. No obstante, Kim et al (1995) encontraron un resultado similar al nuestro en bosques de *Quercus rubra* en el segundo año tras efectuarse los tratamientos, pero no en el primero. Los autores atribuyeron los cambios en el comportamiento de la mineralización del N en sus cortas intermedias entre el primer y el segundo año a cambios en el proceso de descomposición de las raíces muertas. Analizados en conjunto, los resultados obtenidos en nuestro trabajo sugieren que la calidad del sustrato (en contraposición a cambios en el microclima o decrementos de la inmovilización neta debido a menores inputs de C) es el factor que mejor explica que las tasas de mineralización en los tratamientos T60 y T75 se parezcan más a los tratamientos T100 que a los controles. Varias observaciones están en consonancia con esta hipótesis: (i) Existen diferencias significativas en el aporte de C vía desfronde aéreo entre los tratamientos T60 y T75 en comparación al tratamiento T100 (capítulo 6), (ii) la mineralización es poco sensible a las variaciones en el espesor del horizonte orgánico (una variable muy relacionada con el microclima del suelo mineral), (iii) La temperatura del suelo en las parcelas T100 es significativamente más alta que en las parcelas T0, T60 y T75 (capítulo 4), (iv) la frecuencia de las coberturas vegetales D y MP de los tratamientos T60 y T75 (7 en total para ambos casos, véase tabla 7.2) se parece más al T100 (9) que al T0 (2). Ambas coberturas presentan valores de mineralización significativamente más altos que el resto, (v) la relación C/N de los suelos de los controles es más alta que en los otros tratamientos, si bien no es un incremento estadísticamente significativo. En

síntesis, nuestros resultados apuntan a que todos los tratamientos selvícolas han provocado un aumento en la actividad microbiana relacionado con cambios en el sustrato. Este proceso se magnifica en las zonas bajo coberturas D y MP, aunque en estos puntos llegue menos N mineral al suelo por transcolación (tabla 7.3). Estas dos categorías de cobertura vegetal D y MP suelen presentar bajas proporciones de acículas de *P. halepensis* en el horizonte orgánico. El aumento de la mineralización parece ser independiente de la intensidad del tratamiento selvícola, lo que indica que en nuestro ecosistema las tasas de mineralización de N están más relacionadas con la calidad del desfronde que con su cantidad total, en coincidencia con las conclusiones de otros autores (Scott y Binkley, 1997; Ferrari, 1999). Ferrari (1999) enfatizaba a este respecto la importancia de la variabilidad espacial en las relaciones desfronde-mineralización de N. A nivel de parcela, nuestros resultados sugieren la posible existencia de un valor umbral máximo en la proporción de desfronde aportado por el matorral respecto al desfronde total a partir del cual no se incrementaría la mineralización en nuestro bosque. Este hipotético umbral habría sido superado por nuestros tratamientos T60. No obstante, nuestro trabajo no nos permite obtener conclusiones definitivas siendo necesarios más experimentos en el futuro, en especial para clarificar lo relativo a la posible presencia de restos radiculares de los árboles cortados que todavía estén descomponiéndose y la importancia real de las especies de matorral fijadoras de N.

A pesar de las diferencias encontradas en las tasas de mineralización y nitrificación netas, el contenido de amonio y nitrato en el suelo no se ve incrementado de forma clara por los tratamientos selvícolas, con la notable excepción del amonio en el bloque III. La ausencia de diferencias entre tratamientos del bloque II para el contenido de amonio probablemente esté relacionada con la absorción radicular. Respecto al nitrato, además de la absorción radicular, las pérdidas por lixiviación también pueden haber contribuido a la ausencia de diferencias entre tratamientos selvícolas, sobretudo en el caso del suelo arenoso del bloque CH. Así, en las muestras inalteradas, la proporción de nitrato lixiviado interceptado por las resinas en comparación con el nitrato total producido en los tubos es de 8,7% en el bloque II y 25,5 % en el bloque III (resultados no mostrados). Es posible que parte del nitrato producido por la mineralización en las parcelas tratadas se haya lixiviado y por ello se hayan amortiguado las diferencias entre tratamientos en las concentraciones medidas a 0-15 cm de profundidad.

7.5. Conclusiones

En este capítulo, limitado a dos de los bloques de estudio (II y III), se ha obtenido que todos los tratamientos selvícolas han duplicado las tasas de mineralización y nitrificación netas respecto al control trece años después de las cortas. Contrariamente a nuestras expectativas iniciales, la dinámica del N en las parcelas de los tratamientos de corta parcial se parece más a la observada en las cortas totales que a la de los controles. A nivel intraparcela, la mineralización ha sido significativamente más alta en los puntos sin cobertura vegetal y en los situados bajo matorrales menores a 1 m de altura. Ambas observaciones (interparcela e intraparcela) se explican por diferencias en la calidad del sustrato, que pueden ser causadas a su vez por: un cambio en las proporciones entre el desfronde de matorral y el de *P. halepensis*, la entrada de especies fijadoras de N y/o el aporte extra de nutrientes causado por la descomposición de las raíces muertas

Las alteraciones en el microclima causadas por los tratamientos selvícolas no parecen ser relevantes sobre el procesamiento microbiano del N. No obstante, la humedad era artificialmente más alta en nuestras incubaciones, y además las muestras de suelo han sido alteradas, por lo que nuestras tasas deben interpretarse como tasas potenciales de mineralización. Por último, el contenido de N-NH_4^+ disponible en el suelo se ha incrementado por los tratamientos selvícolas en el bloque III, pero no en el II. Respecto al contenido de N nítrico no se han encontrado diferencias por el tratamiento selvícola en ninguno de los dos bloques, lo que se asocia con la absorción radicular y con posibles pérdidas por lixiviación.

8. DISCUSIÓN GENERAL

En esta tesis se ha evaluado el efecto a medio plazo de tratamientos selvícolas de diferente intensidad sobre aspectos clave que regulan el microclima y la circulación interna de nutrientes en un bosque de *P. halepensis*. En general, la intensidad del tratamiento ha afectado de forma diferente a cada uno de los procesos estudiados aquí, pero al analizar en conjunto los resultados parciales se extraen algunos conceptos importantes que deben ser tenidos en cuenta en futuros trabajos sobre esta materia.

Las dinámicas de las variables microclimáticas estudiadas (temperatura y humedad de suelo) se han visto modificadas por la corta a hecho, pero no por los aclareos sucesivos uniformes (es decir, las claras). En las parcelas sometidas a corta a hecho la radiación incidente se ha incrementado sobre la superficie del suelo, causando un aumento en la temperatura anual (debido en especial al periodo estival) y mayores variaciones en el corto plazo, es decir, entre días contiguos. La radiación incidente ha llegado a modificar el color de las acículas de las bolsas de descomposición incubadas en estas parcelas. Adicionalmente, tanto la humedad de la hojarasca como la humedad del suelo mineral ha sido menor en las parcelas T100 en los periodos estivales. En síntesis, las cortas a hecho han provocado unas condiciones microclimáticas en la superficie del suelo a priori menos favorables para la actividad biológica (actividad microbiana, supervivencia de la vegetación, desarrollo de plántulas) que en el resto de parcelas en el periodo crítico: la sequía estival. Estas condiciones adversas persisten una década después de las intervenciones, y es esperable que el efecto haya sido todavía más intenso en los años inmediatamente posteriores a la corta. Así, estos resultados confirman el papel protector de la cubierta arbórea de *P. halepensis* en nuestras condiciones. A este respecto, existe cierta controversia acerca del verdadero papel del pino carrasco como facilitador del establecimiento de frondosas. En principio, el pino carrasco se considera una especie pionera que puede desarrollarse sobre terreno desnudo y facilitar la introducción de especies más delicadas (Ruiz de la Torre, 2006), y por ello ha sido empleado en repoblaciones. No obstante, algunos autores han observado que las repoblaciones con pino de alepo bajo clima semiárido no implican una mejora del desarrollo de las plantas bajo su seno. Maestre et al., (2003) obtuvieron que la cubierta de pinos reducía sustancialmente la radiación, y provocaba leves e inconsistentes aumentos en la humedad del suelo, pero esto no facilitó el establecimiento de matorrales bajo la cubierta. Bellot et al. (2004), por

su parte, midieron un descenso en la humedad del suelo relacionado con el aumento de la densidad de repoblación, con efectos negativos sobre la comunidad arbustiva. Sin embargo, como indican Maestre y Cortina (2004), es posible que gran parte de los efectos negativos asociados a la repoblación en estos trabajos se deba a los efectos del empleo de maquinaria pesada más que a la especie de la repoblación en sí misma. Es por tanto complicado realizar comparaciones entre estos trabajos y nuestro ensayo con tratamientos de corta, en los que los efectos asociados a las alteraciones del suelo, de producirse, aparecerían en las parcelas con menor densidad de pinos. En este contexto, resultan de especial interés para nuestro trabajo las conclusiones obtenidas por Prévosto et al., (2011), que evaluaron el efecto de dos intensidades de aclareos sucesivos uniformes (correspondientes a claras del 66% y 33% del área basimétrica) sobre la temperatura y la humedad del suelo, así como sobre la supervivencia y crecimiento de plantones de *Q. ilex* y *Q. pubescens* bajo el dosel. Estos autores encontraron que en las claras más intensas tanto la temperatura del suelo como el desarrollo de los plantones de *Quercus* bajo la cubierta se incrementaron, si bien la humedad del suelo en el periodo estival fue más baja en este tratamiento. Un estudio previo realizado en las mismas parcelas de nuestro trabajo 5 años después de la ejecución de las cortas mostró que el diámetro de las encinas se incrementó sobretudo en las parcelas sometidas a corta a hecho, mientras que el menor incremento se registró en las parcelas control (Escríg et al., 2005). Si bien estos autores especifican que no existe una tendencia clara entre este crecimiento diametral y la intensidad del tratamiento, sus resultados, junto con nuestras observaciones microclimáticas, parecen apuntar en la misma dirección que la conclusión de Prévosto et al. (2011) de que el efecto de los tratamientos en el dosel sobre el crecimiento de las encinas está influido sobretudo por la disponibilidad de luz. No obstante, se requieren estudios complementarios para poder discriminar hasta qué punto los cambios microclimáticos (en particular el papel de la humedad) controlan el desarrollo de las encinas en el largo plazo.

Se ha encontrado cierta desconexión entre los efectos que los tratamientos selvícolas han causado sobre el microclima y los causados sobre la dinámica de nutrientes. Así, los cambios microclimáticos inducidos por la corta a hecho han tenido poca importancia en los ciclos de nutrientes estudiados en este trabajo. En referencia a la descomposición de la hojarasca, algunos autores han sugerido que en los ecosistemas mediterráneos las variaciones microclimáticas asociadas a cambios en la densidad de la cobertura son poco importantes (Incerti et al., 2011).

Nuestros resultados parecen confirmar esta idea, ya que las modificaciones que hemos observado en la liberación de nutrientes de la descomposición de las acículas en el tratamiento T100 están aparentemente más relacionadas con la llegada de partículas minerales por erosión del suelo que con los cambios en el microclima. En el caso de la mineralización del N, no se han observado diferencias significativas entre las parcelas T60, T75 y T100, lo que indica que las diferencias en temperatura y humedad registradas entre ellas son poco relevantes al respecto. Cuando se citan las ventajas de los tratamientos de aclareo sucesivo frente a las cortas a hecho, suele indicarse que los procesos de descomposición y mineralización serán más lentos en los primeros, lo que implica importantes beneficios en la fertilidad del suelo (González, 2005). Nuestras observaciones no contradicen abiertamente esta afirmación, ya que no puede descartarse que se hayan producido modificaciones en las tasas de descomposición y de mineralización del N causadas por cambios en la temperatura y humedad del suelo en los primeros años tras las cortas. La conclusión que se ajusta mejor a nuestros datos es que el posible impacto de los tratamientos selvícolas sobre los ciclos de nutrientes mediante las modificaciones en el microclima se ha extinguido diez años después del tratamiento.

Ciertas observaciones de este trabajo inducen a pensar que la disponibilidad de nutrientes de los árboles de las parcelas tratadas (incluyendo aquí a los perimetrales de las parcelas sometidas a corta a hecho) se ha incrementado respecto a la de los árboles del bosque sin tratar: (i) el incremento de la mineralización del N del suelo en los tres tratamientos selvícolas, (ii) las menores concentraciones de Mg en las acículas del pico estival de desfronde de las parcelas tratadas, posiblemente relacionadas con la mayor mineralización de N en el suelo y (iii) los mayores valores de concentración de N y P en las acículas del pico estival de desfronde de las parcelas tratadas (si bien no se trata de un aumento significativo en este caso). Sin embargo, esta posible mayor disponibilidad contrasta con la ausencia de diferencias significativas en las tasas de liberación de nutrientes de las acículas en descomposición. En cierta forma, este resultado corrobora tentativamente la propuesta de Prescott (2005) de que las tasas iniciales de descomposición, esto es, las obtenidas en los primeros 1 o 2 años, no proporcionan información adecuada para poder evaluar el efecto de los tratamientos selvícolas sobre la disponibilidad de nutrientes. Según esta autora, es preferible a este respecto estudiar el momento del proceso de descomposición en el que la hojarasca se humifica (el "valor límite" asintótico, siguiendo la

terminología de Berg y Ekbohm, 1993), en combinación con datos de cantidad de desfronde y su contenido en nutrientes. No obstante, debe tenerse en cuenta que en nuestro trabajo no se ha evaluado el efecto de los tratamientos sobre la descomposición de la hojarasca del matorral, que es cuantitativamente importante sobretodo en las cortas a hecho.

En general, los resultados de nuestro trabajo sugieren que el P es el macronutriente más limitante para la productividad en este bosque. Los retornos anuales de nutrientes en nuestras parcelas T0 son el 50-63% de los valores obtenidos por Rapp (1978) para *P. halepensis* en Francia, lo que se puede asociar con el hecho de que nuestra tasa de desfronde del año 1 sea el 67% de la producción medida en dicho bosque francés (una media de 3928 kg ha⁻¹ año⁻¹ en 5 años). La excepción a este patrón es el fósforo, cuyo retorno via desfronde, 4,2 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Rapp, 1978), es 7,8 veces más alto que nuestra medida (0,54 kg ha⁻¹ año⁻¹, Tabla 6.3). Por otro lado, la concentración media de P en las acículas del pico estival de desfronde, 0,17 mg g⁻¹, se encuentra muy próxima al límite de reabsorción potencial máxima ("ultimate potential resorption") propuesto por Killingbeck (1996), que es de 0,1 mg g⁻¹. Si bien Sardans et al. (2005) midieron concentraciones de P todavía menores que las nuestras en el desfronde de *P. halepensis*, los resultados sugieren que los pinos de nuestro bosque retranslocarían la mayor parte del P posible, acercándose al límite máximo alcanzable desde un punto de vista bioquímico (Killingbeck, 1996), y minimizando las pérdidas por desfronde. Realizando el mismo análisis para el N, las concentraciones de nuestras acículas, en el entorno de 5 mg g⁻¹, se encuentran también cercanas al límite de reabsorción potencial máxima propuesto en 3 mg g⁻¹ (Killingbeck, 1996). Si bien según el modelo propuesto por este autor los árboles realizarían una retranslocación "completa" del N, ya que las concentraciones se encuentran por debajo del límite de 7 mg g⁻¹, los valores para el N se alejan más del límite de reabsorción potencial máxima que en el caso del P. En referencia a la descomposición de las acículas, el P es el nutriente que ha presentado una menor tasa de liberación, (con la excepción del Ca, un nutriente no limitante en nuestras condiciones) lo que puede sugerir limitaciones con este nutriente. Las deficiencias de P son comunes en los suelos con elevado pH y ricos en Ca, ya que gran parte del fósforo se encuentra en forma de fosfato de calcio (Kimmins, 2004). Así, los suelos mediterráneos suelen tener deficiencias de P, y se ha sugerido la fertilización con este nutriente como un método para aliviar este problema (Pausas et al., 2004). Blanco et al. (2005), empleando un modelo de simulación para

evaluar los efectos de las claras en los ciclos de nutrientes de dos bosques de *P. sylvestris* en los Pirineos, concluyeron que el P requería una atención especial por ser el nutriente más expuesto a una posible sobreexplotación en el largo plazo. En base a nuestras observaciones, es probable que en los bosques de *P. halepensis* en condiciones mediterráneas el efecto sea similar, por lo que es un aspecto que debe tenerse en cuenta para evitar una gestión ineficiente de estos bosques en el largo plazo.

Una conclusión importante de este trabajo es la constatación de la necesidad de estudiar y cuantificar la regeneración del matorral para poder evaluar el impacto real que los tratamientos selvícolas tienen en el microclima y en la dinámica de nutrientes de este tipo de bosques. Como se ha discutido anteriormente, los matorrales deben haber jugado un importante papel tanto en la ausencia de diferencias en las variables microclimáticas asociadas a las claras de los tratamientos de aclareo sucesivo uniforme como en cierta amortiguación de los efectos negativos que conllevan los tratamientos T100 a este respecto. Por otro lado, la mayoría de estudios acerca de los ciclos de nutrientes en bosques suelen limitarse al estrato arbóreo, lo que implica una infravaloración de la verdadera cantidad de nutrientes en movimiento en el ecosistema (Kimmins, 2004). El nutriente donde se observa esto con mayor claridad en nuestro estudio en referencia al desfronde es el K, en consonancia con los resultados de otros autores (Yarie (1980) en Kimmins, 2004). Pero, más allá de pasar por alto una cantidad notable de nutrientes, las diferencias en la calidad del desfronde promovidas por la presencia del estrato arbustivo parecen tener un papel especialmente importante en el bosque de *P. halepensis* estudiado en este trabajo. Esto se aprecia en la tendencia al aumento de las tasas de mineralización de N en el suelo asociado a la presencia de matorrales, en detrimento de la presencia exclusiva de *P. halepensis*. Así, debido a las características químicas recalcitrantes de las acículas de *P. halepensis*, es posible hipotetizar que el desfronde del matorral tenga un papel como dinamizador de nutrientes más importante en estos bosques que en otros ecosistemas forestales dominados por especies arbóreas de hojas más lábiles. Alifragis et al. (2001) cuantificaron el papel del sotobosque como reservorio de nutrientes en masas de *P. halepensis*, y propusieron la trituración de matorrales dispersando los restos en el lugar como método para disminuir el riesgo de incendio a la vez que se incrementa la fertilidad del suelo. Nuestros resultados bajo tratamientos de corta del dosel arbóreo, sin embargo, sugieren que la propia presencia de matorral *per se* puede suponer una mejora en la disponibilidad de

nutrientes para las plantas. Debe tenerse en cuenta a este respecto que el esparcimiento de los restos de matorral triturados podría desencadenar pérdidas de nutrientes del ecosistema por lixiviación, reducir la fijación de N si se eliminan especies leguminosas, además de reducir la biodiversidad del ecosistema. Se puede concluir que se necesita más información para poder discernir el tratamiento más adecuado (intervención en matorral, dosel arbóreo, o en ambos) para lograr un equilibrio entre prevenir incendios, conservar/aumentar la biodiversidad y evitar la sobreexplotación y pérdida de los nutrientes del ecosistema.

Las características edafológicas (el factor bloque) han influido en algunos aspectos importantes, como por ejemplo la humedad del suelo, la concentración de nutrientes de las acículas del desfronde o la liberación de algunos nutrientes vía descomposición de las acículas. No obstante, globalmente los resultados sugieren que las diferencias entre suelos, que se manifiestan en las distintas texturas y contenidos de nutrientes, han tenido poca influencia en las respuestas del bosque a la intensidad de la corta. En cierta forma, este resultado no es sorprendente teniendo en cuenta la eficiencia de retención de nutrientes que suelen presentar los ecosistemas forestales. Como explica Kimmins (2004), un mismo tipo de bosque puede desarrollarse sobre suelos con diferente fertilidad. El motivo de esto es que en los bosques maduros el principal suministro de nutrientes proviene del ciclo biogeoquímico interno del ecosistema (desfronde, descomposición), y no tanto del ciclo geoquímico externo (meteorización de rocas, deposición atmosférica). Este argumento permitiría explicar que en nuestro trabajo la respuesta a las perturbaciones sea similar en las tres masas forestales adultas, y que sea independiente de las características del suelo mineral. Es importante recordar en este punto que los efectos de las intervenciones selvícolas sobre las reservas de nutrientes del suelo aparecen en el largo plazo (décadas), y dependen no sólo de la intensidad del tratamiento sino también del periodo de rotación (Kimmins, 2004; Blanco et al., 2005). Por eso, para poder evaluar el papel que tiene el tipo de suelo sobre la sostenibilidad de estos tratamientos selvícolas en bosques de *P. halepensis* se sugiere complementar los datos proporcionados por este trabajo con simulaciones realizadas sobre un periodo largo de tiempo.

9. CONCLUSIONES

1) Las cortas a hecho han provocado un aumento en la temperatura del suelo, modificando el componente senoidal anual de la dinámica térmica así como las variaciones diarias en el corto plazo.

2) La humedad del suelo en el periodo estival se ha visto reducida significativamente en los tratamientos de corta a hecho. Esta reducción se debe a la menor infiltración de agua en el suelo, lo cual podría explicarse por un incremento en la hidrofobicidad del suelo o por la creación de costras superficiales.

3) Los tratamientos de aclareo sucesivo uniforme (equivalentes a claras) no han provocado cambios importantes en la dinámica de la temperatura y la humedad del suelo. Esto se relaciona con el cierre del dosel arbóreo y con el desarrollo de sotobosque debido al tiempo transcurrido tras la ejecución de los tratamientos.

4) La producción de desfronde, así como el retorno asociado de nutrientes al suelo se ha reducido de forma lineal con la intensidad del tratamiento, de forma que el área basimétrica sustraída explica el 45-60% de la variación de estas variables. La excepción a este patrón general es el retorno al suelo de K, que presenta una menor sensibilidad a la intensidad del tratamiento ($r^2=0,17$) debido al importante papel de compensación del desfronde del sotobosque en el ciclo de este nutriente.

5) Las concentraciones de macronutrientes de las acículas de desfronde de *P. halepensis* en el pico de producción estival no se han visto afectadas en general por los tratamientos selvícolas. La excepción a este patrón es un descenso en el contenido de Mg en los tres tratamientos selvícolas estudiados en comparación con el bosque sin tratar. Este descenso se debe posiblemente a la reducción de la competencia intraespecífica por otros nutrientes (p. ej. N, P) en los árboles no cortados inducida por los tratamientos.

6) En general, los tratamientos selvícolas no parecen haber afectado de forma notoria a la descomposición de la hojarasca ni a la liberación de nutrientes asociada. Se ha observado, no obstante, un ligero descenso en la tasa de descomposición, así como alteraciones en la liberación de Ca y K asociadas a los tratamientos T100. Estas observaciones se han explicado por el efecto de la contaminación con partículas minerales provocada por el escaso espesor del horizonte orgánico en las parcelas sometidas a este tratamiento.

7) La tasa de mineralización de N en el suelo mineral se ha duplicado (aproximadamente) en los tres tratamientos selvícolas en comparación con el bosque no tratado. Esto puede explicarse porque en las parcelas tratadas hay una mayor proporción de desfronde del matorral, que es menos recalcitrante que el del *P. halepensis*. También podría explicarse por el aporte extra de nutrientes debido a la descomposición de las raíces muertas de los árboles cortados y/o a la mayor presencia de especies fijadoras de N tras los tratamientos, pero estos aspectos deben ser confirmados en futuros trabajos.

8) En general, el tipo de suelo no parece haber afectado de forma importante al impacto de los tratamientos selvícolas sobre los procesos ecológicos estudiados en este trabajo. No obstante, la limitada representatividad de nuestros datos a este respecto (sólo tres réplicas) no permite generalizar esta conclusión, siendo necesarios más trabajos en el futuro en otras condiciones de suelo y clima.

9) Este trabajo se ha realizado una década después de la ejecución de los tratamientos. A grandes rasgos, los resultados en su conjunto sugieren que la influencia de los tratamientos sobre el microclima a medio plazo es limitada, y además, que las diferencias en el microclima no parecen afectar a la dinámica de nutrientes.

10) Se sugiere para próximos trabajos el estudio de la dinámica del matorral, que parece ser un factor muy importante a la hora de evaluar el impacto de los tratamientos selvícolas sobre los ciclos biogeoquímicos de este tipo de bosques.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Aber, J. D., Melillo, J. M., Nadelhoffer, K. J., Pastor, J., y Boone, R. D. (1991). Factors controlling nitrogen cycling and nitrogen saturation in northern temperate forest ecosystems. *Ecological applications*, 1, 303-315.
- Alifragis, D., Smiris, P., Maris, F., Kavvadias, V., Konstantinidou, E., y Stamou, N. (2001). The effect of stand age on the accumulation of nutrients in the aboveground components of an Aleppo pine ecosystem. *Forest ecology and management*, 141, 259-269.
- Aljoumani, B., Sánchez-Espigares, J. A., Cañameras, N., Josa, R., y Monserrat, J. (2012). Time series outlier and intervention analysis: Irrigation management influences on soil water content in silty loam soil. *Agricultural water management*, 111, 105-114.
- Almagro, M., López, J., Querejeta, J. I., y Martínez-Mena, M. (2009). Temperature dependence of soil CO₂ efflux is strongly modulated by seasonal patterns of moisture availability in a Mediterranean ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 594-605.
- Almagro, M., y Martínez-Mena, M. (2012). Exploring short-term leaf-litter decomposition dynamics in a Mediterranean ecosystem: dependence on litter type and site conditions. *Plant and soil*, 358, 323-335.
- Alvarez, A., Gracia, M., Vayreda, J., y Retana, J. (2012). Patterns of fuel types and crown fire potential in *Pinus halepensis* forests in the Western Mediterranean Basin. *Forest Ecology and Management*, 270, 282-290.
- Andrade, J. A. V., Abreu, F. M. G. D., y Madeira, M. A. V. (2010). Influence of litter layer removal on the soil thermal regime of a pine forest in a Mediterranean climate. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34, 1481-1490.
- Arianotsou, M. y Radea, C. (2000). Litter production and Decomposition in *Pinus halepensis* forests. En: Ne'eman, G. y Trabaud, L. (Eds.). *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P.brutia* Forest ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. Pp 183-190

- Arx, G., Graf Pannatier, E., Thimonier, A., y Rebetez, M. (2013). Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. *Journal of Ecology*, 101, 1201-1213.
- Aussenac, G. (2000). Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, 57, 287-301.
- Aussenac, G., y Granier, A. (1988). Effects of thinning on water stress and growth in Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research*, 18, 100-105.
- Austin, A. T., y Vivanco, L. (2006). Plant litter decomposition in a semi-arid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature*, 442, 555-558.
- Balisky, A. C., y Burton, P. J. (1995). Root-zone soil temperature variation associated with microsite characteristics in high-elevation forest openings in the interior of British Columbia. *Agricultural and forest meteorology*, 77, 31-54.
- Barg, A. K., y Edmonds, R. L. (1999). Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 705-713.
- Bates, J. D., Svejcar, T. S., y Miller, R. F. (2007). Litter decomposition in cut and uncut western juniper woodlands. *Journal of arid environments*, 70, 222-236.
- Bellot, J., Maestre, F. T., Chirino, E., Hernández, N., y de Urbina, J. O. (2004). Afforestation with *Pinus halepensis* reduces native shrub performance in a Mediterranean semiarid area. *Acta oecologica*, 25, 7-15.
- Belmonte Serrato, F., y Romero Diaz, A. (1998). A simple technique for measuring rainfall interception by small shrub: "interception flow collection box". *Hydrological Processes*, 12, 471-481.
- Belmonte-Serrato, López-Bermudez, F. y Romero, A. (2008). Reducción de la biomasa del Pino carrasco (*Pinus halepensis*) en un área del sureste semiárido peninsular como estrategia para evitar el estrés hídrico. *Papeles de Geografía*, 47-48, 25-34.

- Belnap, J. (2006). The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological processes*, 20, 3159-3178.
- Berg, B., y Ekbohm, G. (1993). Decomposing needle litter in *Pinus contorta* (lodgepole pine) and *Pinus sylvestris* (Scots pine) monocultural systems - is there a maximum mass loss?. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 8, 457-465.
- Binkley, D. (2008). Three key points in the design of forest experiments. *Forest Ecology and Management*, 255, 2022-2023.
- Binkley, D., y Fisher, R.F. (2013). Ecology and management of forest soils, 4th edition wiley-Blackwell,
- Blair, J. M., y Crossley Jr, D. A. (1988). Litter decomposition, nitrogen dynamics and litter microarthropods in a southern Appalachian hardwood forest 8 years following clearcutting. *Journal of Applied Ecology*, 25, 683-698.
- Blanco, J. A., Imbert, J. B., y Castillo, F. J. (2006). Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management*, 237, 342-352.
- Blanco, J. A., Imbert, J. B., y Castillo, F. J. (2008). Nutrient return via litterfall in two contrasting *Pinus sylvestris* forests in the Pyrenees under different thinning intensities. *Forest Ecology and Management*, 256, 1840-1852.
- Blanco, J. A., Imbert, J. B., y Castillo, F. J. (2011). Thinning affects *Pinus sylvestris* needle decomposition rates and chemistry differently depending on site conditions. *Biogeochemistry*, 106, 397-414.
- Blanco, J. A., Zavala, M. A., Imbert, J. B., y Castillo, F. J. (2005). Sustainability of forest management practices: Evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *Forest Ecology and Management*, 213, 209-228.
- Boone, R. D., Nadelhoffer, K. J., Canary, J. D., y Kaye, J. P. (1998). Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, 396, 570-572.
- Box, G. E. P., y Jenkins, G. M. (1970). Time series analysis forecasting and control. Holden day. San Francisco. California.

- Box, G.E.P., Jenkins, G.M. y Reinsel, G.C. (2008). *Time Series Analysis. Forecasting and Control*. 4th edition. John Wiley and sons. Hoboken. NJ.
- Brady, N.C., y Weil, R.R. (2008). *The nature and properties of soils*. Pearson Prentice Hall.
- Bréda, N., Granier, A., y Aussenac, G. (1995). Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). *Tree physiology*, 15, 295-306.
- Burns, D. A., y Murdoch, P. S. (2005). Effects of a clearcut on the net rates of nitrification and N mineralization in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, New York, USA. *Biogeochemistry*, 72, 123-146.
- Caldentey, J., Ibarra, M., y Hernández, J. (2001). Litter fluxes and decomposition in *Nothofagus pumilio* stands in the region of Magallanes, Chile. *Forest Ecology and Management*, 148, 145-157.
- Carlson, D. W., y Groot, A. (1997). Microclimate of clear-cut, forest interior, and small openings in trembling aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 87, 313-329.
- Carlyle, J. C. (1995). Nutrient management in a *Pinus radiata* plantation after thinning: the effect of thinning and residues on nutrient distribution, mineral nitrogen fluxes, and extractable phosphorus. *Canadian Journal of Forest Research*, 25, 1278-1291.
- CEAM, 1998. 2ª Reunión Científica del II del Programa de I+D en relación con la Restauración de la Cubierta Vegetal y otros aspectos de la Investigación Forestal. *Actas de la Reunión de coordinación Científica de la Fundación CEAM*. Fundación CEAM. Valencia.
- Chatfield, C. (1996). *The analysis of Time Series*, 5ª ed. Chapman & Hall. London.
- Chen, J., Franklin, J. F., y Spies, T. A. (1993). Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and forest meteorology*, 63, 219-237.
- Chen, J., Saunders, S. C., Crow, T. R., Naiman, R. J., Brosofske, K. D., Mroz, G. D., Broockshire, B.L., y Franklin, J. F. (1999). Microclimate in Forest Ecosystem and Landscape Ecology Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience*, 49, 288-297.

- Childs, S. W., Holbo, H. R., y Miller, E. L. (1985). Shadecard and shelterwood modification of the soil temperature environment. *Soil Science Society of America Journal*, 49, 1018-1023.
- Chirino, E., Bonet, A., Bellot, J., y Sánchez, J. R. (2006). Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a semi-arid landscape in south eastern Spain. *Catena*, 65, 19-29.
- Chomel, M., Fernandez, C., Bousquet-Mélou, A., Gers, C., Monnier, Y., Santonja, M., Gauquelin, T., Gros, R., Lecareux, C., y Baldy, V. (2014). Secondary metabolites of *Pinus halepensis* alter decomposer organisms and litter decomposition during afforestation of abandoned agricultural zones. *Journal of ecology*, 102, 411-424.
- Christensen, J.H., Krishna Kumar, K., et al. (2013) Climate Phenomena and their Relevance for Future Regional Climate Change. En: Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G-K. et al. (Eds.) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Cobos, D. y Campbell, C. (2007). Correcting Temperature Sensitivity of ECH2O Soil Moisture Sensors. Application Note. Decagon Devices Inc., Pullman, Wash.
- Cortina, J., y Vallejo, V. R. (1994). Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *Forest Ecology and Management*, 70, 299-310.
- Cregg, B. M., Hennessey, T. C., y Dougherty, P. M. (1990). Water relations of loblolly pine trees in southeastern Oklahoma following precommercial thinning. *Canadian Journal of Forest Research*, 20, 1508-1513.
- Devine, W. D., y Harrington, C. A. (2007). Influence of harvest residues and vegetation on microsite soil and air temperatures in a young conifer plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 145, 125-138.
- DiStefano, J. F., y Gholz, H. L. (1986). A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 17, 989-998.

- Doerr, S. H., y Thomas, A. D. (2000). The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal. *Journal of Hydrology*, 231, 134-147.
- Edmonds, R. L., y McColl, J. G. (1989). Effects of forest management on soil nitrogen in *Pinus radiata* stands in the Australian Capital Territory. *Forest ecology and management*, 29, 199-212.
- Entry, J. A., Rose, C. L., y Cromack, K. (1991). Litter decomposition and nutrient release in ectomycorrhizal mat soils of a Douglas fir ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 23, 285-290.
- Escrig, A. (2005). Evolución de la estructura y diversidad de la vegetación en tratamientos experimentales selvícolas sobre el pinar de carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) en los montes de Tuéjar y Chelva (Valencia). Trabajo Fin de Carrera. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- Escrig, A., Pérez Badía, R., Estruch, V., y Galiana, F. (2005) Evolución de la estructura y diversidad de la vegetación en un tratamiento selvícola experimental sobre pinar de carrasco en Tuéjar y Chelva (Valencia). IV Congreso Forestal Español. Zaragoza. Sociedad Española de Ciencias Forestales
- Escudero, A., Del Arco, J. M., Sanz, I. C., y Ayala, J. (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.
- Evvett, S.R., (2002) Water and energy balance at soil-plant-atmosphere interfaces En: Warrick, A.W. (Ed.) Soil physics companion. CRC press, Boca Raton Florida
- Fabbio, G., Merlo, M., y Tosi, V. (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - the Mediterranean region. *Journal of Environmental Management*, 67, 67-76.
- FAO, (2013). State of Mediterranean Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Ferrari, J.B. (1999). Fine-scale patterns of leaf litterfall and nitrogen cycling in an old-growth forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 29, 291-302.

- Fisher, R.F. y Binkley, D. (2000). *Ecology and Management of Forest Soils*. John Wiley and Sons, Inc. Nueva York.
- Frazer, D. W., McColl, J. G., y Powers, R. F. (1990). Soil nitrogen mineralization in a clearcutting chronosequence in a northern California conifer forest. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 1145-1152.
- Futter, M. N., Ring, E., Högbom, L., Entenmann, S., y Bishop, K. H. (2010). Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. *Environmental Pollution*, 158, 3552-3559.
- Galiana F, Pérez-Badía R, Camarero E, Estruch V, Currás R (2001) Estimación de la Radiación solar incidente en pinares de *Pinus halepensis* sometidos a tratamientos selvícolas de cortas finales. En: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente (Ed.) Actas del III Congreso Forestal Español. Junta de Andalucía. Granada
- García-Pausas, J., Casals, P., y Romanya, J. (2004). Litter decomposition and faunal activity in Mediterranean forest soils: effects of N content and the moss layer. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 989-997.
- García-Plé, C., Vanrell, P., y Morey, M. (1995). Litter fall and decomposition in a *Pinus halepensis* forest on Mallorca. *Journal of Vegetation Science*, 6, 17-22.
- García-Ruiz, J. M., López-Moreno, J. I., Vicente-Serrano, S. M., Lasanta-Martínez, T., y Beguería, S. (2011). Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews*, 105, 121-139.
- Godefroid, S., Rucquoi, S., y Koedam, N. (2006). Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. *Plant Ecology*, 185, 107-121.
- González Utrillas, N, González Pérez, E., Galiana, F. (2005) Variación del crecimiento diametral de la masa de pinar de carrasco en cortas finales experimentales, en los montes de Tuejar y Chelva (Valencia). IV Congreso Forestal Español. Zaragoza. Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- González, J.M. (2005). *Introducción a la silvicultura general*. Universidad de León. Secretariado de publicaciones. León.

- Grady, K. C., y Hart, S. C. (2006). Influences of thinning, prescribed burning, and wildfire on soil processes and properties in southwestern ponderosa pine forests: a retrospective study. *Forest Ecology and Management*, 234, 123-135.
- Gray, A. N., Spies, T. A., y Easter, M. J. (2002). Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 332-343.
- Grenon, F., Bradley, R. L., Joannis, G., Titus, B. D., y Prescott, C. E. (2004). Mineral N availability for conifer growth following clearcutting: responsive versus non-responsive ecosystems. *Forest ecology and management*, 188, 305-316.
- Grossman, R.B., y Reinsch, T.G. (2002). Bulk Density and Linear Extensibility. En: Dane, J.H. y Topp, G.C. (Eds.) *Methods of Soil Analysis: Part 4. Physical Methods*. Soil Science Society of America. Madison, WI. Pp. 201-228.
- Guan, B. T., Weng, S. H., Kuo, S. R., Chang, T. Y., Hsu, H. W., y Shen, C. W. (2006). Analyzing the effects of stand thinning on microclimates with semiparametric smoothing splines. *Canadian journal of forest research*, 36, 1641-1648.
- Guo, L. B., y Sims, R. E. H. (1999). Litter decomposition and nutrient release via litter decomposition in New Zealand eucalypt short rotation forests. *Agriculture, ecosystems & environment*, 75, 133-140.
- GVA (1995) Mapa de Suelos de la Comunidad Valenciana. Chelva (666). Proyecto LUCDEME (Icona), Centro de Investigaciones sobre Desertificación y Conselleria d'Agricultura i Mig Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia
- GVA. (2013). Memoria Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunitat Valenciana.
- Hart, G. E., y Lomas, D. A. (1979). Effects of clearcutting on soil water depletion in an Engelmann spruce stand. *Water Resources Research*, 15, 1598-1602.
- Hashimoto, S., y Suzuki, M. (2004). The impact of forest clear-cutting on soil temperature: a comparison between before and after cutting, and between clear-cut and control sites. *Journal of forest research*, 9, 125-132.

- Heithecker, T. D., y Halpern, C. B. (2006). Variation in microclimate associated with dispersed-retention harvests in coniferous forests of western Washington. *Forest Ecology and Management*, 226, 60-71.
- Hennessey, T. C., Dougherty, P. M., Cregg, B. M., y Wittwer, R. F. (1992). Annual variation in needle fall of a loblolly pine stand in relation to climate and stand density. *Forest Ecology and Management*, 51, 329-338.
- Hickey, G. M. (2008). Evaluating sustainable forest management. *Ecological indicators*, 8, 109-114.
- Holst, T., Mayer, H., y Schindler, D. (2004). Microclimate within beech stands - part II: thermal conditions. *European Journal of Forest Research*, 123, 13-28.
- Idol, T. W., Pope, P. E., y Ponder, F. (2003). N mineralization, nitrification, and N uptake across a 100-year chronosequence of upland hardwood forests. *Forest Ecology and Management*, 176, 509-518.
- IGME, (1973). Mapa Geológico de España. Escala 1:50000. Hoja 666, 27-26.Chelva. Instituto Geológico y Minero de España. Ministerio de Industria. Madrid.
- Inagaki, Y., Kuramoto, S., Torii, A., Shinomiya, Y., y Fukata, H. (2008). Effects of thinning on leaf-fall and leaf-litter nitrogen concentration in hinoki cypress (*Chamaecyparis obtusa* Endlicher) plantation stands in Japan. *Forest ecology and management*, 255, 1859-1867.
- Incerti, G., Bonanomi, G., Giannino, F., Rutigliano, F. A., Piermatteo, D., Castaldi, S., De Marco, A., Fierro, A., Fioretto, A., Maggi, O., Papa, S., Persiani, A.M., Feoli, E., Virzo de Santo, A., y Mazzoleni, S. (2011). Litter decomposition in Mediterranean ecosystems: Modelling the controlling role of climatic conditions and litter quality. *Applied soil ecology*, 49, 148-157.
- Ishikawa, H., Osono, T., y Takeda, H. (2007). Effects of clear-cutting on decomposition processes in leaf litter and the nitrogen and lignin dynamics in a temperate secondary forest. *Journal of forest research*, 12, 247-254.
- Jerabkova, L., Prescott, C. E., Titus, B. D., Hope, G. D., y Walters, M. B. (2011). A meta-analysis of the effects of clearcut and variable-retention harvesting

- on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 41, 1852-1870.
- Jiménez, M. N., y Navarro, F. B. (2015). Monthly foliar-nutrient pattern in a semiarid Aleppo pine plantation five years after thinning. *Forest Ecology and Management*, 343, 63-72.
- Jonard, M., Misson, L., y Ponette, Q. (2006). Long-term thinning effects on the forest floor and the foliar nutrient status of Norway spruce stands in the Belgian Ardennes. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 2684-2695.
- Kang, S., Kim, S., Oh, S., y Lee, D. (2000). Predicting spatial and temporal patterns of soil temperature based on topography, surface cover and air temperature. *Forest Ecology and Management*, 136, 173-184.
- Khaertidova, E., y Longobardi, A. (2013). Analysis of inter-storm period soil moisture dynamics. *Procedia Environmental Sciences*, 19, 208-216.
- Killingbeck, K. T. (1996). Nutrients in senesced leaves: keys to the search for potential resorption and resorption proficiency. *Ecology*, 77, 1716-1727.
- Kim, C. (1998). Soil nitrogen mineralization at various levels of canopy cover in red pine (*Pinus resinosa*) plantations. *Journal of Forest Research*, 3, 85-89.
- Kim, C., Sharik, T. L., y Jurgensen, M. F. (1995). Canopy cover effects on soil nitrogen mineralization in northern red oak (*Quercus rubra*) stands in northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management*, 76, 21-28.
- Kim, C., Sharik, T. L., y Jurgensen, M. F. (1996a). Canopy cover effects on mass loss, and nitrogen and phosphorus dynamics from decomposing litter in oak and pine stands in northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management*, 80, 13-20.
- Kim, C., Sharik, T. L., y Jurgensen, M. F. (1996b). Litterfall, nitrogen and phosphorus inputs at various levels of canopy removal in oak and pine stands in northern lower Michigan. *American Midland Naturalist*, 135, 195-204.
- Kim, C., Son, Y., Lee, W. K., Jeong, J., Noh, N. J., Kim, S. R., Yang, A.R., y Ju, N. G. (2012). Influence of forest tending (Soopkakkugi) works on litterfall and nutrient inputs in a *Pinus densiflora* stand. *Forest Science and Technology*, 8, 83-88.

- Kim, S., y Kim, H. (2007). Stochastic analysis of soil moisture to understand spatial and temporal variations of soil wetness at a steep hillside. *Journal of Hydrology*, 341, 1-11.
- Kimmins, J. P., Maily, D., y Seely, B. (1999). Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in FORECAST. *Ecological modelling*, 122, 195-224.
- Kimmins, J.P. (2004) *Forest Ecology, a Foundation for Sustainable Management and Environmental Ethics in Forestry*. Prentice-Hall, New Jersey
- Klemmedson, J. O., Meier, C. E., y Campbell, R. E. (1990). Litter fall transfers of dry matter and nutrients in ponderosa pine stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 20, 1105-1115.
- Köhler, S., Jungkunst, H. F., Gutzler, C., Herrera, R., y Gerold, G. (2012). Atmospheric Ionic Deposition in Tropical Sites of Central Sulawesi Determined by Ion Exchange Resin Collectors and Bulk Water Collector. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 4485-4494.
- Koyck, L.M. (1954). *Distributed Lags and Investment Analysis*. North-Holland. New York.
- Kranabetter, J. M., y Coates, K. D. (2004). Ten-year postharvest effects of silviculture systems on soil-resource availability and conifer nutrition in a northern temperate forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 800-809.
- Kunhamu, T. K., Kumar, B. M., y Viswanath, S. (2009). Does thinning affect litterfall, litter decomposition, and associated nutrient release in *Acacia mangium* stands of Kerala in peninsular India?. *Canadian journal of forest research*, 39, 792-801.
- Lado-Monserrat, L., Lidón, A., y Bautista, I. (2015). Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*, 134, 833-844.
- Liechty, H. O., Holmes, M. J., Reed, D. D., y Mroz, G. D. (1992). Changes in microclimate after stand conversion in two northern hardwood stands. *Forest Ecology and Management*, 50, 253-264.

- López-Serrano, F. R., de las Heras, J., González-Ochoa, A. I., y García-Morote, F. A. (2005). Effects of silvicultural treatments and seasonal patterns on foliar nutrients in young post-fire *Pinus halepensis* forest stands. *Forest ecology and management*, 210, 321-336.
- Ludovici, K. H., Zarnoch, S. J., y Richter, D. D. (2002). Modeling in-situ pine root decomposition using data from a 60-year chronosequence. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 1675-1684.
- Luo, Y., Lei, Z., Zheng, L., Yang, S., Ouyang, Z., y Zhao, Q. (2007). A stochastic model of soil water regime in the crop root zone. *Journal of hydrology*, 335, 89-97.
- Lytle, D. E., y Cronan, C. S. (1998). Comparative soil CO₂ evolution, litter decay, and root dynamics in clearcut and uncut spruce-fir forest. *Forest Ecology and Management*, 103, 121-128.
- Ma, S., Concilio, A., Oakley, B., North, M., y Chen, J. (2010). Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. *Forest Ecology and Management*, 259, 904-915.
- Maestre, F. T., Cortina, J., Bautista, S., y Bellot, J. (2003). Does *Pinus halepensis* facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations?. *Forest Ecology and Management*, 176, 147-160.
- Maestre, F. T., y Cortina, J. (2004). Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas?. *Forest Ecology and Management*, 198, 303-317.
- Matson, P. A., y Vitousek, P. M. (1981). Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier National Forest, Indiana. *Forest Science*, 27, 781-791.
- McDaniel, M. D., Kaye, J. P., y Kaye, M. W. (2014). Do “hot moments” become hotter under climate change? Soil nitrogen dynamics from a climate manipulation experiment in a post-harvest forest. *Biogeochemistry*, 121, 339-354.
- Michopoulos, P., Baloutsos, G., Economou, A., Samara, C., Thomaidis, N. S., y Grigoratos, T. (2007). Nutrient cycling and foliar status in an urban pine forest in Athens, Greece. *Plant and soil*, 294, 31-39.

- Molina, A. J., y del Campo, A. D. (2012). The effects of experimental thinning on throughfall and stemflow: a contribution towards hydrology-oriented silviculture in Aleppo pine plantations. *Forest ecology and management*, 269, 206-213.
- Morris, D. M., Kimmins, J. H., y Duckert, D. R. (1997). The use of soil organic matter as a criterion of the relative sustainability of forest management alternatives: a modelling approach using FORECAST. *Forest Ecology and Management*, 94, 61-78.
- Navarro, F. B., Romero-Freire, A., Del Castillo, T., Foronda, A., Jiménez, M. N., Ripoll, M. A., Sánchez-Miranda, A., Huntsinger, L., y Fernández-Ondoño, E. (2013). Effects of thinning on litterfall were found after years in a *Pinus halepensis* afforestation area at tree and stand levels. *Forest Ecology and Management*, 289, 354-362.
- Oke, T.R. (1987). *Boundary Layer Climates*. Methuen. London.
- Oliveira, M. T. (2001). Modeling water content of a vineyard soil in the Douro Region, Portugal. *Plant and Soil*, 233, 213-221.
- Oliver, S. A., Oliver, H. R., Wallace, J. S., y Roberts, A. M. (1987). Soil heat flux and temperature variation with vegetation, soil type and climate. *Agricultural and forest meteorology*, 39, 257-269.
- Olson, J.S. (1963) Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44, 322-331.
- Paavolainen, L., y Smolander, A. (1998). Nitrification and denitrification in soil from a clear-cut Norway spruce (*Picea abies*) stand. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 775-781.
- Pankratz, A. (1991). *Forecasting with dynamic regression models*. John Wiley & sons. Nueva York.
- Parker, S. S., y Schimel, J. P. (2011). Soil nitrogen availability and transformations differ between the summer and the growing season in a California grassland. *Applied Soil Ecology*, 48, 185-192.
- Parlange, M. B., Katul, G. G., Cuenca, R. H., Kavvas, M. L., Nielsen, D. R., y Mata, M. (1992). Physical basis for a time series model of soil water content. *Water resources research*, 28, 2437-2446.

- Paul, K. I., Polglase, P. J., Smethurst, P. J., O'Connell, A. M., Carlyle, C. J., y Khanna, P. K. (2004). Soil temperature under forests: a simple model for predicting soil temperature under a range of forest types. *Agricultural and Forest Meteorology*, 121, 167-182.
- Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A., Vilagrosa, A., Bautista, S., Cortina, J. y Vallejo, R. (2004). Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice-a review. *Plant Ecology*, 171, 209-220.
- Pérez Cueva, A.J. (1994) Atlas Climático de la Comunidad Valenciana. Colección Territori nº 4. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Obres Publiques, Urbanisme i Transport, Valencia
- Persaud, N., y Chang, A. C. (1983). Estimating soil temperature by linear filtering of measured air temperature. *Soil Science Society of America Journal*, 47, 841-847.
- Persaud, N., y Chang, A. C. (1984). Analysis of the stochastic component in observed soil profile temperature. *Soil science*, 138, 326-334.
- Petritsch, R., Hasenauer, H., y Pietsch, S. A. (2007). Incorporating forest growth response to thinning within biome-BGC. *Forest Ecology and Management*, 242, 324-336.
- Porporato, A., D'odorico, P., Laio, F., y Rodriguez-Iturbe, I. (2003). Hydrologic controls on soil carbon and nitrogen cycles. I. Modeling scheme. *Advances in Water Resources*, 26, 45-58.
- Porté, A., Huard, F., y Dreyfus, P. (2004). Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 126, 175-182.
- Potter, B. E., Teclaw, R. M., y Zasada, J. C. (2001). The impact of forest structure on near-ground temperatures during two years of contrasting temperature extremes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 106, 331-336.
- Prescott, C. E. (1997). Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95, 253-260.
- Prescott, C. E. (2002). The influence of the forest canopy on nutrient cycling. *Tree physiology*, 22, 1193-1200.

- Prescott, C. E. (2005). Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?. *Forest Ecology and Management*, 220, 66-74.
- Prescott, C. E., Blevins, L. L., y Staley, C. L. (2000). Effects of clear-cutting on decomposition rates of litter and forest floor in forests of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 1751-1757.
- Prévost, M., y Pothier, D. (2003). Partial cuts in a trembling aspen conifer stand: effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 1-15.
- Prévosto, B., Monnier, Y., Ripert, C., y Fernandez, C. (2011). Can we use shelterwoods in Mediterranean pine forests to promote oak seedling development?. *Forest ecology and management*, 262, 1426-1433.
- Quézel, P., 2000. Taxonomy and biogeography of Mediterranean pines (*Pinus halepensis* and *P. brutia*). En: Ne'eman, G. y Trabaud, L. (Eds.). *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, Pp. 1-12.
- Rapp, M. (1978). El ciclo biogeoquímico de un bosque de pino carrasco. En: *Pesson, P. (Ed.) Ecología forestal: el bosque: clima, suelo, árboles, fauna*. Mundi-prensa. España. Pp 97-118
- Rapp, M. (1990). Nitrogen status and mineralization in natural and disturbed Mediterranean forests and coppices. *Plant and Soil*, 128, 21-30.
- Rapp, M., Leclerc, M. C., y Lossaint, P. (1979). The nitrogen economy in a *Pinus pinea* L. stand. *Forest Ecology and Management*, 2, 221-231.
- Raz-Yaseef, N., Rotenberg, E., y Yakir, D. (2010). Effects of spatial variations in soil evaporation caused by tree shading on water flux partitioning in a semi-arid pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150, 454-462.
- Redding, T. E., Hope, G. D., Fortin, M. J., Schmidt, M. G., y Bailey, W. G. (2003). Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science*, 83, 121-130.
- Redding, T. E., Hope, G. D., Schmidt, M. G., y Fortin, M. J. (2004). Analytical methods for defining stand clearcut edge effects demonstrated for N mineralization. *Canadian journal of forest research*, 34, 1018-1024.

- Ridolfi, L., D'Odorico, P., Laio, F., Tamea, S., y Rodriguez-Iturbe, I. (2008). Coupled stochastic dynamics of water table and soil moisture in bare soil conditions. *Water resources research*, 44, W01435, doi:10.1029/2007WR006707
- Ritter, E., Starr, M., y Vesterdal, L. (2005). Losses of nitrate from gaps of different sizes in a managed beech (*Fagus sylvatica*) forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 308-319.
- Rivas-Martínez, S. (1987). Memoria del mapa de series de vegetación de España 1:400.000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.
- Rodríguez-Calcerrada, J., Regneri, S. M., Alonso, J., Sánchez, L. G., y Pardos, J. A. (2008). Influence of overstory density on understory light, soil moisture, and survival of two underplanted oak species in a Mediterranean montane Scots pine forest. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*, 17, 31-38.
- Roig, S., del Río, M., Cañellas, I., y Montero, G. (2005). Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *Forest Ecology and Management*, 206, 179-190.
- Rovira, P., y Vallejo, V. R. (1997). Organic carbon and nitrogen mineralization under Mediterranean climatic conditions: the effects of incubation depth. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1509-1520.
- Rubio, A., y Escudero, A. (2003). Clear-cut effects on chestnut forest soils under stressful conditions: lengthening of time-rotation. *Forest ecology and management*, 183, 195-204.
- Ruiz de la Torre, J. (2006). Flora mayor. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.
- Rutigliano, F.A., D'Ascoli, R. y Virzo de Santo, A. (2004). Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plant cover. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 1719-1729.
- Sardans, J., Peñuelas, J., y Rodà, F. (2005). Changes in nutrient use efficiency, status and retranslocation in young post-fire regeneration *Pinus halepensis* in response to sudden N and P input, irrigation and removal of competing vegetation. *Trees*, 19, 233-250.

- Savva, Y., Szlavecz, K., Pouyat, R. V., Groffman, P. M., y Heisler, G. (2010). Effects of land use and vegetation cover on soil temperature in an urban ecosystem. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 469-480.
- Scarascia-Mugnozza, G., Oswald, H., Piussi, P., y Radoglou, K. (2000). Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management*, 132, 97-109.
- Schimel, J. P., y Bennett, J. (2004). Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 85, 591-602.
- Schwartz, G. (1978). Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics*, 6, 461-464.
- Scott, N. A., y Binkley, D. (1997). Foliage litter quality and annual net N mineralization: comparison across North American forest sites. *Oecologia*, 111, 151-159.
- Serrada, R., Aroca, M.J., Roig, S., Bravo, A., y Gómez, V. (2011). Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal. Notas sobre gestión adaptativa de las masas forestales ante el cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Sheffer, E., Canham, C. D., Kigel, J., y Perevolotsky, A. (2015). Countervailing effects on pine and oak leaf litter decomposition in human-altered Mediterranean ecosystems. *Oecologia*, 177, 1039-1051.
- Slovik, S. (1997). Tree physiology. En: Hüttl, R.F. y Schaaf, W. (Eds.) Magnesium deficiency in forest ecosystems. Kluwer Academic Publishers. London. Pp 101-214
- Smethurst, P. J., y Nambiar, E. K. S. (1990). Distribution of carbon and nutrients and fluxes of mineral nitrogen after clear-felling a *Pinus radiata* plantation. *Canadian Journal of Forest Research*, 20, 1490-1497.
- Son, Y., Lee, W. K., Lee, S. E., y Ryu, S. R. (1999). Effects of thinning on soil nitrogen mineralization in a Japanese larch plantation. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 30, 2539-2550.
- Stanford, G., Frere, M. H., y Schwaninger, D. H. (1973). Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Science*, 115, 321-323.

- Stogsdill, W. R., Wittwer, R. F., Hennessey, T. C., y Dougherty, P. M. (1992). Water use in thinned loblolly pine plantations. *Forest Ecology and Management*, 50, 233-245.
- Sucoff, E., y Hong, S. G. (1974). Effects of thinning on needle water potential in red pine. *Forest Science*, 20, 25-29.
- Tapias, R., Climent, J., Pardos, J. A., y Gil, L. (2004). Life histories of Mediterranean pines. *Plant ecology*, 171, 53-68.
- Taylor, B. R., y Parkinson, D. (1988). Does repeated freezing and thawing accelerate decay of leaf litter?. *Soil biology and biochemistry*, 20, 657-665.
- Thibodeau, L., Raymond, P., Camiré, C., y Munson, A. D. (2000). Impact of precommercial thinning in balsam fir stands on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, decomposition, and foliar nutrition. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 229-238.
- Torras, O., y Saura, S. (2008). Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management*, 255, 3322-3330.
- Trofymow, J. A., Barclay, H. J., y McCullough, K. M. (1991). Annual rates and elemental concentrations of litter fall in thinned and fertilized Douglas-fir. *Canadian journal of forest research*, 21, 1601-1615.
- Valdecantos, A., Cortina, J., y Vallejo, V. R. (2006). Nutrient status and field performance of tree seedlings planted in Mediterranean degraded areas. *Annals of Forest Science*, 63, 249-256.
- Vitousek, P. M., Gosz, J. R., Grier, C. C., Melillo, J. M., Reiners, W. A., y Todd, R. L. (1979). Nitrate losses from disturbed ecosystems. *Science*, 204, 469-474.
- Vitousek, P. M., y Melillo, J. M. (1979). Nitrate losses from disturbed forests: patterns and mechanisms. *Forest Science*, 25, 605-619.
- Wallace, E. S., y Freedman, B. (1986). Forest floor dynamics in a chronosequence of hardwood stands in central Nova Scotia. *Canadian Journal of Forest Research*, 16, 293-302.

- Weng, S. H., Kuo, S. R., Guan, B. T., Chang, T. Y., Hsu, H. W., y Shen, C. W. (2007). Microclimatic responses to different thinning intensities in a Japanese cedar plantation of northern Taiwan. *Forest ecology and management*, 241, 91-100.
- Whitford, W. G., Meentemeyer, V., Seastedt, T. R., Cromack, K., Crossley, D. A., Santos, P., Todd, R.L. y Waide, J. B. (1981). Exceptions to the AET model: deserts and clear-cut forest. *Ecology*, 275-277.
- Wu, L., Jury, W. A., Chang, A. C., y Allmaras, R. R. (1997). Time series analysis of field-measured water content of a sandy soil. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 736-742.
- Yarie, J. (1980). The role of understory vegetation in the nutrient cycle of forested ecosystems in the mountain hemlock biogeoclimatic zone. *Ecology*, 61, 1498-1514.
- Yin, X., Perry, J. A., y Dixon, R. K. (1989). Influence of canopy removal on oak forest floor decomposition. *Canadian Journal of Forest Research*, 19, 204-214.
- Yu, S.L., y Cruise, J.F. (1982). Time Series Analysis of Soil Moisture Data. En: El-Shaarawi y Sterby, S.R. (Eds). *Time Series Methods in Hydrosiences*. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam. Pp: 600-607
- Zavala, M.A., Zamora, R., Pulido, F., Blanco, J.A., Imbert, J.B., Marañón, T., Castillo, F.J. y Valladares, F. (2004). Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo En: Valladares, F.(Ed). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante (Segunda edición)*. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF, S. A., Madrid. Pp 509-529
- Zheng, D., Chen, J., Song, B., Xu, M., Sneed, P., y Jensen, R. (2000). Effects of silvicultural treatments on summer forest microclimate in southeastern Missouri Ozarks. *Climate Research*, 15, 45-59.
- Zou, P., Yang, J., Fu, J., Liu, G., y Li, D. (2010). Artificial neural network and time series models for predicting soil salt and water content. *Agricultural Water Management*, 97, 2009-2019.

