



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-400

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Efectos de la severidad de incendio en la respiración del suelo de un monte de *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*: análisis de las etapas iniciales post-incendio

MARTÍNEZ-GARCÍA, E.¹, RUBIO, E.², GARCÍA-MOROTE, F.A.¹, ANDRÉS-ABELLÁN, M.¹, MIETTINEN, H.¹, DADI, T.¹, WIC, C.¹, LÓPEZ-SERRANO, F.R.¹

¹ Departamento de Ciencia y Tecnología Agroforestal y Genética, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes, Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario s/n. 02071 Albacete. España.

² Departamento de Física Aplicada, Escuela de Ingenieros Industriales, Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario s/n. 02071 Albacete. España.

Resumen

La respiración del suelo (RS) post-incendio fue analizada en un monte de pino laricio ubicado en la Serranía de Cuenca (España). A partir del mapa de severidades de incendio definido mediante el índice *dNBR* se establecieron 3 zonas: no quemada, severidad baja y severidad alta. 43 Mediciones manuales de RS (RS^M, n = 30 cilindros) fueron realizadas quincenal y/o mensualmente entre 2011 y 2013. Además, 8 campañas estacionales de mediciones automáticas de RS (RS^A) fueron realizadas en diferentes gradientes lineales (n = 8 cilindros) establecidos desde árboles o tocones hasta suelo desnudo con el objetivo de (i) determinar las coberturas de suelo (i.e., suelo cerca y/o lejos de árboles y/o tocones) y (ii) corregir los valores modelizados de RS^M para noche y día. Se observó una significativa reducción de la RS a lo largo de los gradientes, alcanzando valores mínimos en suelo desnudo. Elevadas tasas de RS fueron observadas cerca del área de influencia de las raíces de tocones. La zona de severidad alta mostró mayores valores RS a nivel ecosistema que el resto de zonas, destacando la gran contribución de los tocones en descomposición a la RS. La severidad baja de incendio no alteró significativamente las tasas de RS.

Palabras clave

Pino laricio, ecosistema mediterráneo de montaña, flujo de CO₂, variabilidad espacio-temporal, tocones en descomposición

1. Introducción

Los incendios forestales son la perturbación natural predominante en los ecosistemas forestales de la Cuenca Mediterránea (CERTINI et al., 2011). Estas perturbaciones pueden tener un efecto significativo en la alteración de los diferentes flujos de carbono de estos ecosistemas mediterráneos, destacando la creciente investigación desarrollada en analizar los efectos del fuego en la respiración del suelo (RS; MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011; MUÑOZ-ROJAS et al., 2016). La mayoría de los estudios post-incendio llevados a cabo en diferentes ecosistemas destacan que la RS disminuye en las áreas quemadas en comparación con las áreas no quemadas (CZIMCZIK et al., 2006; LÓPEZ-SERRANO et al., 2016; MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011; SULLIVAN et al., 2011, URIBE et al., 2013), aunque otros estudios describen que no se producen cambios (IRVINE et al., 2007; MEIGS et al., 2009) o incluso un aumento de la RS (GATHANY & BURKE, 2011; MUÑOZ-ROJAS et al., 2016). Por otra parte, diversos estudios indican que el período de alteración de la RS post-incendio puede fluctuar de unos pocos años a décadas (SULLIVAN et al., 2011). Así, las tasas de RS post-incendio dependen en gran medida del efecto de la severidad del incendio y/o de los tratamientos de gestión post-incendio de la madera muerta ya que provocan la reducción de la cobertura arbórea, arbustiva y herbácea del ecosistema (MUÑOZ-ROJAS et al., 2016), alteran la disponibilidad de nutrientes y las comunidades microbianas del suelo (POURREZA et al., 2014), afectan las condiciones ambientales del suelo (MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011) y modifican la cantidad de madera muerta



dispersa en el suelo (CASTRO et al., 2011). En conjunto, estas alteraciones pueden afectar la contribución relativa de la respiración heterotrófica (RS_{het}) y autotrófica (RS_{aut}) del suelo después del incendio. No obstante, el efecto de la interacción entre la severidad y los tratamientos post-incendio sobre la RS ha sido escasamente documentado en los ecosistemas mediterráneos (MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011). Además, la dinámica de la RS post-incendio durante las etapas iniciales post-incendio ha sido menos estudiada (MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011; MUÑOZ-ROJAS et al., 2016). Por lo tanto, se consideran necesarios estudios diacrónicos de la RS post-incendio a corto (<1 año después del fuego) y/o medio plazo (1-5 años después del fuego) en áreas incendiadas compuestas por zonas no quemadas junto con zonas gestionadas afectadas por diferentes niveles de severidad en las cuales se prevé un complejo patrón espacial de RS.

Para estimar las tasas de RS a nivel ecosistema, tanto los mecanismos como la cuantificación de la variación temporal y espacial de la RS deben ser estudiados. Estudios previos han examinado la variabilidad espacial de la RS a diferentes escalas desde (1) a nivel árbol a través de transectos lineales que discurren desde un árbol hasta un claro cercano sin presencia de vegetación, analizando la contribución espacial de la RS_{aut} de la raíz del árbol (MILLARD et al., 2008; TANG & BALDOCCHI, 2005), hasta (2) a nivel ecosistema usando diseños de muestreo sistemático con diferentes puntos de medición de la RS relacionados con la disposición espacial de los árboles y la estructura del dosel (LUAN et al., 2012, SØE & BUCHMANN, 2005). Además, se ha descrito la variabilidad temporal de la RS utilizando estrategias de muestreo manual y automatizado basadas en cámaras (LUAN et al., 2012, MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011, URIBE et al., 2013). La temperatura del suelo (T_s), la humedad del suelo (H_s) y sus interacciones son reconocidos como los principales factores abióticos que controlan la variabilidad temporal de la RS en los ecosistemas mediterráneos post-incendio (LÓPEZ-SERRANO et al., 2016; MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al. 2011, URIBE et al., 2013). A su vez, esta variabilidad temporal de la RS también está relacionada con factores bióticos, entre los cuales se encuentran la actividad de las raíces gruesas y finas (SAIZ et al., 2006), la capa de hojarasca depositada en el suelo (SAIZ et al., 2006), y los detritus leñosos (HARMON et al., 2011); tratándose de factores alterados de forma variable en áreas gestionadas post-incendio (HARMON et al., 2011; MEIGS et al., 2009).

2. Objetivos

En este estudio se analizó el efecto de diferentes severidades de incendio (baja y alta) en la magnitud de la RS durante las etapas iniciales post-incendio (1,5 a 3,5 años después) en un ecosistema de pino laricio (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) sometido a tratamientos de gestión post-incendio. Consideramos que el efecto del fuego y del posterior tratamiento post-incendio contribuye a la alteración de la RS como consecuencia de las modificaciones en las condiciones ambientales del suelo y de las tasas de descomposición de los tocones presentes. Nuestros objetivos fueron: (1) cuantificar y caracterizar la variabilidad espacial y temporal de la RS en las zonas de estudio seleccionadas, y (2) determinar sus tasas anuales de RS a nivel ecosistema desde 2011 a 2013.

3. Metodología

3.1 Área de estudio, diseño experimental y muestreo de campo

El área de estudio, ubicada a 1400 m s.n.m. en el Parque Natural de la Sierra de Cuenca (Castilla-La Mancha, España), fue afectada por un incendio natural causado por una tormenta eléctrica que quemó aprox. 1800 ha en julio de 2009. El clima es mediterráneo, con veranos cálidos y secos e inviernos fríos y lluviosos; la precipitación media anual es de 652 mm y la temperatura media anual es de 11,1°C, con valores entre -9,8 °C y 34,4 °C (MARTÍNEZ-GARCÍA et al., 2017). El área de estudio es ligeramente montañosa (pendiente $\leq 5\%$), presentando un suelo poco profundo sobre roca dura calcárea con frecuentes afloramientos rocosos (MARTÍNEZ-GARCÍA et al., 2017). El pino laricio domina el dosel arbóreo, junto con la presencia de pies dispersos de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.), quejigo (*Quercus faginea* Lam.), y sabina albar (*Juniperus thurifera* L.). El sotobosque está

dominado por arbustos (*Juniperus communis* L., *Juniperus oxycedrus* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Buxus sempervirens* L., y *Genista pumila* ssp. *rigidissima* (Vierh.)) y herbáceas (*Brachypodium retusum* (Pers.), y *Dactylis glomerata* L.).

En enero de 2011 se establecieron tres zonas experimentales (aprox. 2 ha cada una), separadas por unos 500 m, en base a un mapa de severidad de incendio calculado utilizando el índice dNBR (*differenced Normalized Burn Ratio*, KEY & BENSON (2006)). Así, se definió (1) una zona no quemada (NQ, coordenadas UTM ETRS89 30N X = 588445, Y: 4455170), (2) una zona de severidad baja (SB, coordenadas UTM ETRS89 30N X = 587971, Y = 4456218) y (3) una zona de severidad alta (SA, UTM ETRS89 30N X = 587738, Y = 4456916). Todas las zonas fueron similares en elevación, tipo de suelo y precipitación total. Tratamientos de gestión post-incendio de la madera muerta fueron realizados en las zonas de estudio por el Servicio Forestal local entre agosto y diciembre de 2010; todos los árboles muertos fueron cortados y sus troncos fueron retirados con autocargador, mientras que los residuos (ramas y pequeños troncos) fueron astillados cerca de las vías de acceso mediante astilladora. Después del incendio y extracción de la madera muerta, la composición de la vegetación en la zona SB fue similar a la zona NQ (descrito anteriormente). Sin embargo, la vegetación en la zona SA estuvo compuesta principalmente por herbáceas (*Eryngium campestre* L., *Picnoman acarna* L., *Euphorbia nicaeensis* All., y *Brachypodium retusum* (Pers.)) y arbustos dispersos (*Juniperus communis* L. y *Berberis hispanica* Boiss. & Reut.).

En las zonas de estudio se llevó a cabo un muestreo de campo en enero de 2011 para determinar la mortalidad post-incendio. Así, se establecieron aleatoriamente nueve parcelas circulares (15 m de radio) dentro de cada zona, en las cuales se localizaron geográficamente (con GPS y medidas del terreno) todos los árboles vivos y tocones presentes. Para cada árbol, se midió el diámetro normal (D_n , cm; 1,30 m), mientras que para cada tocón se midió la altura (A_{toc} , cm), el espesor de corteza (C_{toc} , cm), el diámetro superior y en la base (DS_{toc} y DB_{toc} , cm). A continuación, para estimar el incremento en D_n entre 2011 y 2013, en 28 y 26 árboles ubicados las zonas NQ y SB, respectivamente, se extrajeron dos bastoncillos de madera opuestos por árbol en enero de 2014 con una barrena Pressler de 5 mm (Haglöf, Langsele, Sweden). Dichos árboles fueron seleccionados mediante muestreo aleatorio estratificado con el objetivo de incluir la amplia gama de tamaños de árbol dentro de cada zona (D_n 5-55 cm). Después de secar los bastoncillos de madera al aire en el laboratorio, fueron montados en bastidores de madera acanalados y pulidos con papel de lija progresivamente más fino, para finalmente medir la anchura de los anillos de crecimiento usando un sistema de medición de anillos LINTAB 5 (Frank. Rinn SA, Heidelberg, Germany).

3.2. Respiración del suelo basada en mediciones manuales

Las mediciones manuales de RS (RS^M) se realizaron de acuerdo con un diseño de muestreo aleatorio estratificado con el objetivo de capturar la variabilidad de cada zona en términos de sus principales coberturas de suelo: (1) suelo cerca de árboles o tocones (SC), y (2) suelo lejos de árboles o tocones (SL). Se seleccionaron al azar cinco árboles en las zonas NQ y SB, y cinco tocones en la zona SA en una parcela en cada zona para representar la RS^M en SC (RS^M_{SC}). Así, se insertó un cilindro metálico (5,0 cm de altura y 10,4 cm de diámetro) a una distancia de 0,30 m de cada tronco o tocón. Además, se colocaron al azar cinco cilindros en el centro de diferentes claros dentro de la misma parcela (al menos a 6,0 m de distancia del tronco o tocón más cercano; suelo desnudo) para representar la RS^M en SL (RS^M_{SL}). Los cilindros fueron insertados 0,5-1,0 cm en el suelo una semana antes de la primera campaña de medición. Tomamos 43 mediciones mensuales y/o quincenales de RS^M por cilindro entre marzo de 2011 y diciembre de 2013 usando un analizador portátil de gases en el infrarrojo acoplado a una cámara de medición del flujo de CO_2 del suelo (Li-6400XT y Li-6400-09, respectivamente; LI-COR, Environmental Division, Lincoln, NE, USA). Se realizó una medición por cilindro en cada campaña de muestreo. Dicha medición se replicó tres veces en cada cilindro, obteniendo el valor promedio. Cada campaña de muestreo duró \approx 3 horas y se realizó a mediodía entre las 11:00-14:00h (hora solar). La temperatura del suelo (T_s , °C) se midió a una profundidad de 10 cm cerca de cada cilindro de RS^M usando una sonda de temperatura (TMC20-HD, Onset

Computers, Bourne, MA, USA). Además, se midió el contenido de humedad en el suelo (Hs, %) a la misma profundidad, cerca de un cilindro representativo de $RS^{M_{SC}}$ y $RS^{M_{SL}}$ en cada zona usando una sonda de humedad (VH400-LV, Vegetronix, Sandy, Utah, USA). Los datos de ambas sondas fueron almacenados en registradores de datos HOBO (Onset Computers, Bourne, MA, USA) programados para tomar lecturas a intervalos de 30 minutos.

3.3. Determinación de las coberturas de suelo a nivel de parcela

3.3.1. Gradientes lineales de mediciones automatizadas de respiración del suelo

Las mediciones automatizadas de RS (RS^A) fueron realizadas a lo largo de dos transectos: uno entre un árbol grande y otro pequeño en la zona SB, y otro entre un tocón grande y otro pequeño en la zona SA. Ambos transectos cruzaban un claro (suelo desnudo) sin presencia de raíces de árboles y/o tocones. A partir de estos transectos se obtuvieron dos gradientes lineales en cada zona. Cada gradiente se dispuso a lo largo de una línea proyectada desde el árbol/tocón al claro. La longitud (2,5 a 5,0 m) y los puntos de muestreo de RS^A (3-5 cilindros de PVC) de cada gradiente variaron en función del radio de la copa del árbol (R_c , m; valor estimado para los tocones). La RS^A se midió en 8 campañas estacionales (distribuidas entre 2011 y 2013) realizadas en dos días consecutivos y representativos de cada estación ($n = 16$ días de muestreo por zona) utilizando un sistema automático de medición del flujo de CO_2 del suelo (Li-8100A + Li -8150, con 8 cámaras no transparentes Li-8100-104; LI-COR, Environmental Division, Lincoln, NE, USA). Cada cámara tomó medidas repetidamente cada 30 min durante un período de muestreo de 24 h. Las cámaras se colocaron sobre cilindros de PVC (11,4 cm de altura y 20,3 cm de diámetro) introducidos 1,0 cm en el suelo una semana antes de la primera campaña de medición.

3.3.2. Determinación del área de influencia de cada árbol o tocón en la respiración del suelo

Siguiendo a TANG & BALDOCCHI (2005), se analizó cómo la RS^A disminuye con la distancia desde cada árbol o tocón a lo largo de cada gradiente lineal y campaña de medición, ajustando una función inversa de X mediante el método de regresión no lineal de Marquardt (datos no mostrados). A continuación, se utilizaron estas curvas empíricas para estimar el radio del área de influencia de cada árbol o tocón en la RS (RI_{SC} , m), que puede interpretarse como la distancia de corte desde cada árbol o tocón en el que hay un cambio significativo en la RS. Por último, se definieron diferentes modelos de regresión lineal para predecir el RI_{SC} a nivel árbol ó tocón para cada estación del año, relacionando RI_{SC} con el Dn (valor estimado para los tocones; datos no mostrados), usándose estos modelos para estimar el área individual de influencia (AI_{SC} , m^2) de cada uno, suponiendo que el RI_{SC} alrededor de todo el árbol o tocón era igual (i.e., un AI_{SC} circular).

3.3.3. Coberturas de suelo a nivel parcela

La cobertura de SC (SC_{cob} , $m^2 m^{-2}$) se obtuvo sumando el AI_{SC} de todos los árboles o tocones presentes en la parcela mientras que la cobertura SL (SL_{cob} , $m^2 m^{-2}$) se obtuvo como la diferencia entre la superficie total de la parcela ($706,86 m^2$) y SC_{cob} . A continuación, se recalcularon ambas coberturas (es decir, SC_{cob-R} y SL_{cob-R} , $m^2 m^{-2}$) después de sustraer las áreas AI_{SC} de árboles adyacentes o tocones que se solapaban ($OA_{AI_{SC}}$, $m^2 m^{-2}$) ya que en esas zonas no se observó un aumento de la RS en comparación con la obtenida en el suelo SL (datos no mostrados).

3.4. Escalado temporal y espacial de la respiración del suelo a nivel ecosistema

3.4.1 Modelización de la respiración del suelo manual

Para estimar las tasas de RS^M en los suelos SL y SC en cada zona ($RS^{M_{SL-m}}$ y $RS^{M_{SC-m}}$, respectivamente, $\mu mol CO_2 m^{-2} s^{-1}$), se definieron dos modelos de regresión diferentes (Ec. 1 y 2).

$$RS^{M_{SL-m}} = a_0 \exp(a_1 Ts + a_2 Ts^2 + a_3 Hs + a_4 Hs^2) \quad (1)$$

$$RS^{M_{SC-m}} = a_0 \exp(a_1 Dn + a_2 Ts + a_3 Ts^2 + a_4 Hs + a_5 Hs^2) \quad (2)$$

Donde Ts ($^{\circ}C$) es la temperatura del suelo, Hs (%) es el contenido de humedad del suelo, Dn (cm) es el diámetro normal del árbol (valor estimado para los tocones), y a_0 , a_1 , a_2 , a_3 , a_4 y a_5 son los coeficientes del modelo.

La extrapolación de las tasas modelizadas de RS^M a sus valores diarios diurnos y nocturnos puede causar una sobreestimación significativo de la tasa anual de RS a nivel ecosistema (DAVIDSON et al., 2002), por lo que exploramos diferentes modelos de regresión para compensar este error. Así, se definieron por medio de la correlación de las tasas medias diarias diurnas y nocturnas corregidas (RS_{i-j-c} , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; definidas mediante el uso del primer y último punto de muestreo de cada gradiente lineal de RS^A (Sección 3.3.1) como puntos representativos de RS en los suelos SC y SL, respectivamente) a sus respectivas tasas modelizadas RS^M_{SC-m} y RS^M_{SL-m} (Ec. 3).

$$RS_{i-j-c} = a \times (RS^M_{i-j-m})^b \quad (3)$$

Donde el subíndice i se refiere a la cobertura de suelo (es decir, suelo SC ó SL) y el subíndice j se refiere al periodo diario (es decir, diurno o nocturno; la separación entre ambos fue determinada estableciendo un límite de radiación incidente global de 20 W m^{-2}).

3.4.2 Respiración del suelo anual a nivel ecosistema

La RS anual a nivel ecosistema en suelo SL ($RS_{SL-anual}$, $\text{MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se determinó usando la ecuación 4.

$$RS_{SL-anual} = \left(\sum_{i=1}^{365} \left[0,021618 \times (SL_{cob})_i \times \sum_{j=1}^{48} (RS_{SL-día-c} + RS_{SL-noche-c})_{ij} \right] / 100 \right) \quad (4)$$

Donde la constante 0,021618 se utiliza para convertir $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a g C m^{-2} , SL_{cob} es la superficie de suelo sin influencia de árboles o tocones en la RS ($\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$), $RS_{SL-día-c}$ y $RS_{SL-noche-c}$ son los valores de RS corregidos para día y noche, respectivamente ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; obtenidos mediante Ec. 3), el subíndice i se refiere al día juliano ($i = 1, \dots, 365$) y el subíndice j se refiere a los períodos de 30 min por día ($j = 1, \dots, 48$). Finalmente, estos valores fueron integrados para obtener la $RS_{SL-anual}$ para cada año de estudio.

Para escalar la RS cerca de árboles o tocones, primero se obtuvo la media diaria diurna y nocturna de RS para el AI_{SC} estimado de cada árbol o tocones ($RS_{AISC-día}$ y $RS_{AISC-noche}$, respectivamente, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; datos no mostrados). A continuación, la RS anual a nivel ecosistema en suelo SC ($RS_{SC-anual}$, $\text{MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) se determinó usando la Ec. 5.

$$RS_{SC-anual} = \left(\sum_{i=1}^{365} \sum_{k=1}^n \left[0,021618 \times (AI_{SC})_{ik} \times \sum_{j=1}^{48} (RS_{AISC-día} + RS_{AISC-noche})_{ikj} \right] / 100 \right) \quad (5)$$

Donde la constante 0,021618 se utiliza para convertir $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ a g C m^{-2} , AI_{SC} es la superficie del suelo cerca de cada árbol o tocón ($\text{m}^2 \text{ m}^{-2}$), $RS_{AISC-día}$ y $RS_{AISC-noche}$ son los valores de RS corregidos para día y noche ($\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), el subíndice i se refiere al día juliano ($i = 1, \dots, 365$), el subíndice k se refiere a los árboles o tocones presentes en la parcela ($k = 1, \dots, n$) y el subíndice j se refiere a los períodos de 30 min por día ($j = 1, \dots, 48$). Finalmente, estos valores fueron integrados para obtener el $RS_{SC-anual}$ para cada año de estudio.

Debido a que algunas AI_{SC} de árboles adyacentes o tocones se solapaban (Sección 3.3.3), recalculamos $RS_{SC-anual}$ y $RS_{SL-anual}$ sin tener en cuenta la RS de estas áreas, para obtener la RS anual recalculada para cada cobertura de suelo ($RS_{SC-anual-R}$ y $RS_{SL-anual-R}$, $\text{MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Además, se estimó la tasa media anual de RS recalculada de ambos suelos (RS_{SC-R} y RS_{SL-R} , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Finalmente, se obtuvo la RS anual a nivel ecosistema (RS_{anual} , $\text{MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) como la suma de ambas $RS_{SC-anual-R}$ y $RS_{SL-anual-R}$. Todos los cálculos e integración de los datos de 30 min se realizaron con el software Matlab 7.14.0 (R2012a, The MathWorks Inc., Natick, MA, USA).

3.5. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software Statgraphics Centurion XVI (StatPoint Technologies, Inc., Virginia, USA). Los conjuntos de datos fueron probados para suposiciones de normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad (prueba de Levene) de las varianzas, siendo log-transformados cuando fue necesario. Los datos se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA) y modelos de regresión múltiple con método de selección hacia delante (para definir $RS^{M_{SC-m}}$ y $RS^{M_{SL-m}}$, incluyendo el año como variable dummy). Para comparar las medias, se utilizaron las pruebas post hoc de LSD de Fisher ($p < 0,05$).

4. Resultados

4.1 Descripción general de las características post-incendio de las zonas de estudio

Después del incendio, la distribución de los árboles vivos cambió de manera previsible en función de la severidad de incendio, con un 40% (principalmente árboles con un $D_n \leq 15$ cm) y un 100% de mortalidad en las zonas de severidad baja y alta, respectivamente (Tabla 1). Se observó una clara correlación entre el incremento de la severidad de incendio y la cantidad de biomasa aérea extraída y biomasa subterránea dejada para su descomposición (i.e., tocones). Valores similares de biomasa aérea y subterránea de árboles vivos fueron observados en las zonas NQ y SB (Tabla 1).

Tabla 1. Características post-incendio de las zonas de estudio (valores medios con errores estándar entre paréntesis). $n = 9$ parcelas circulares de 15 m de radio en cada zona.

Zona	Densidad de árboles vivos (árboles ha ⁻¹)	Biomasa aérea de árboles vivos (Mg ha ⁻¹)	Biomasa subterránea de árboles vivos (Mg ha ⁻¹)	Densidad de árboles muertos (árboles ha ⁻¹)	Biomasa aérea de árboles muertos (Mg ha ⁻¹)	Biomasa subterránea de árboles muertos (Mg ha ⁻¹)
NQ	1456 (232)	166,2 (26,5)	41,7 (6,6)	-	-	-
SB	850 (78)	181,8 (15,7)	45,4 (3,9)	564 (104)	18,0 (4,3)	4,5 (1,1)
SA	-	-	-	1220 (150)	146,4 (23,0)	36,3 (5,6)

4.2 Variaciones temporales y espaciales de la temperatura y contenido de humedad del suelo

Tanto la T_s como H_s mostraron un claro patrón estacional muy similar entre las coberturas y zonas de estudio, el cual mostraba una fuerte covarianza entre ambas (Figura 1a-d). Se observó una significativa variabilidad interanual tanto para la T_s como para la H_s durante el período de estudio, mostrando la misma tendencia en todas las zonas (Figura 1a-d). Así, 2011 fue el año más cálido y seco, mientras que 2013 fue el año más frío y húmedo (Figura 1a-d). Los valores de T_s y H_s fueron mayores en el suelo SL comparado con el suelo SC en las zonas NQ y SB para cada año, aunque el patrón opuesto fue observado en la zona SA (Figura 1a-d). En general, la zona SA mostró mayores valores de T_s y H_s en ambas coberturas de suelo (Figura 1a-d).

4.3 Variaciones temporales y espaciales de la respiración del suelo

Tanto las tasas de $RS^{M_{SC}}$ y $RS^{M_{SL}}$ mostraron un claro patrón estacional para todos los años y zonas (Figura 1e-f). Se observó un patrón similar para las tasas de $RS^{M_{SL}}$ en todas las zonas, y para las tasas de $RS^{M_{SC}}$ en las zonas NQ y SB. Así, las tasas máximas se obtuvieron en primavera y otoño y las mínimas en invierno, con un claro descenso en verano debido al efecto de la sequía estival. Sin embargo, en la zona SA, las tasas máximas de $RS^{M_{SC}}$ se observaron en verano (Figura 1e).

Las tasas medias anuales de $RS^{M_{SL}}$ tendieron a disminuir entre 2011 y 2013 en todas las zonas (Figura 2a). Se observó un patrón similar para las tasas medias anuales de $RS^{M_{SC}}$ en las zonas NQ y SB, pero no en la zona SA donde las tasas medias anuales máximas se alcanzaron en 2012 (Figura 2b). Las tasas medias anuales de $RS^{M_{SC}}$ fueron más altas que las observadas para $RS^{M_{SL}}$ en todas las zonas y durante los tres años, particularmente en la zona SA (Figura 2a-b). Las tasas medias anuales de $RS^{M_{SL}}$ no difirieron entre las zonas (Figura 2a). Análogamente, se observaron diferencias

no significativas para las tasas medias anuales de RS^{M}_{SC} entre las zonas NQ y SB, resultando en mayores tasas en la zona SA (Figura 2b).

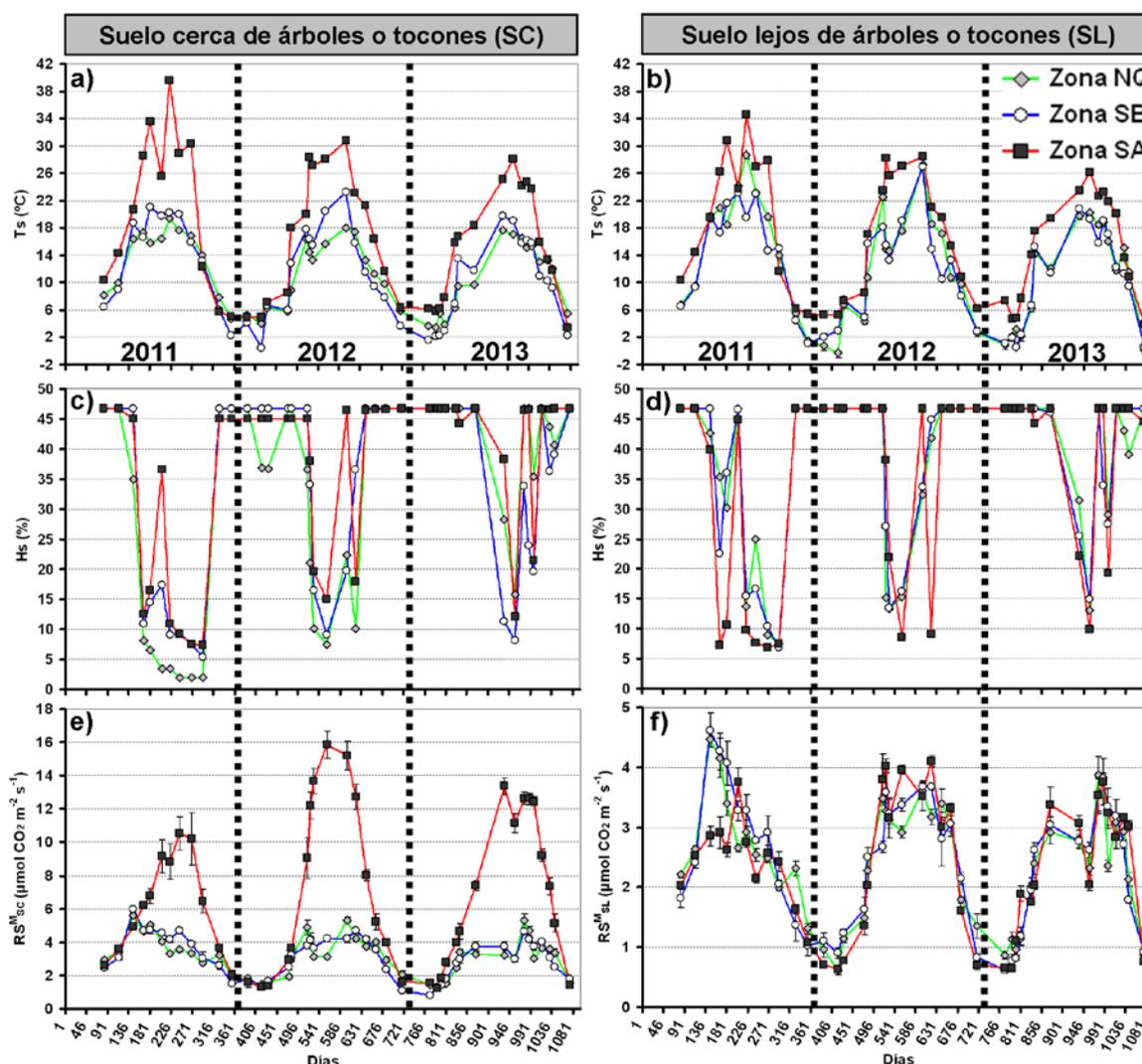


Figura 1. Variabilidad estacional y espacial de la temperatura del suelo (T_s , °C, a-b), el contenido de humedad del suelo (H_s , %; c-d) y la respiración del suelo manual (RS^M , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$; suelo cerca de árboles o tocones y suelos alejados de ellos, SC y SL, respectivamente) para cada zona y año. Los símbolos representan el valor medio y las barras representan los errores estándar medios. Las unidades del eje x representan el tiempo en días desde el 1 de enero de 2011.

Con el fin de estimar la RS a nivel ecosistema, se aplicaron diferentes modelos de regresión múltiple para modelizar las tasas de RS^M en suelo SL y SC (RS^M_{SL-m} y RS^M_{SC-m} , respectivamente; Tabla 2). Asimismo, se definieron diferentes modelos de regresión para corregir los valores de RS^M_{SL-m} y RS^M_{SC-m} modelizados con el fin de estimar las tasas de RS^M diarias y nocturnas corregidas (Tabla 3).

Los valores medios anuales de RS recalculados en los suelos SL y SC (RS_{SL-R} y RS_{SC-R} , respectivamente) describieron un patrón interanual similar al descrito anteriormente para RS^M_{SL} y RS^M_{SC} en todas las zonas (Figura 2a-d). Asimismo, los valores medios anuales de RS_{SL-R} fueron claramente inferiores a los de RS^M_{SL} en todas las zonas en los tres años (Figura 2e). Sin embargo, se observó una significativa reducción de los valores medios anuales de RS_{SC-R} en comparación con los observados para RS^M_{SC} , un efecto que fue especialmente claro en la zona SA (Figura 2f). En general,

la RS post-incendio en nuestro estudio osciló entre $0,82 \pm 0,02$ a $1,10 \pm 0,02$ y de $1,54 \pm 0,02$ a $2,71 \pm 0,05 \mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para RS_{SL-R} y RS_{SC-R} , respectivamente (Figura 2c-d).

4.4 Respiración del suelo anual a nivel ecosistema

Durante el período de estudio, la RS anual a nivel ecosistema varió entre $4,36 \pm 0,06$ a $5,14 \pm 0,07 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la zona NQ y entre $4,50 \pm 0,04$ a $5,98 \pm 0,19 \text{ MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en las zonas quemadas (Tabla 4). La zona SB mostró tasas anuales de RS similares a la zona NQ durante todo el período de estudio, con una disminución similar de 2011 a 2013 (Tabla 4). Por el contrario, se observaron tasas anuales de RS consistentemente más altas en la zona SA en comparación con la zona NQ durante todo el período de estudio, con las tasas máximas observadas en 2012 (Tabla 4).

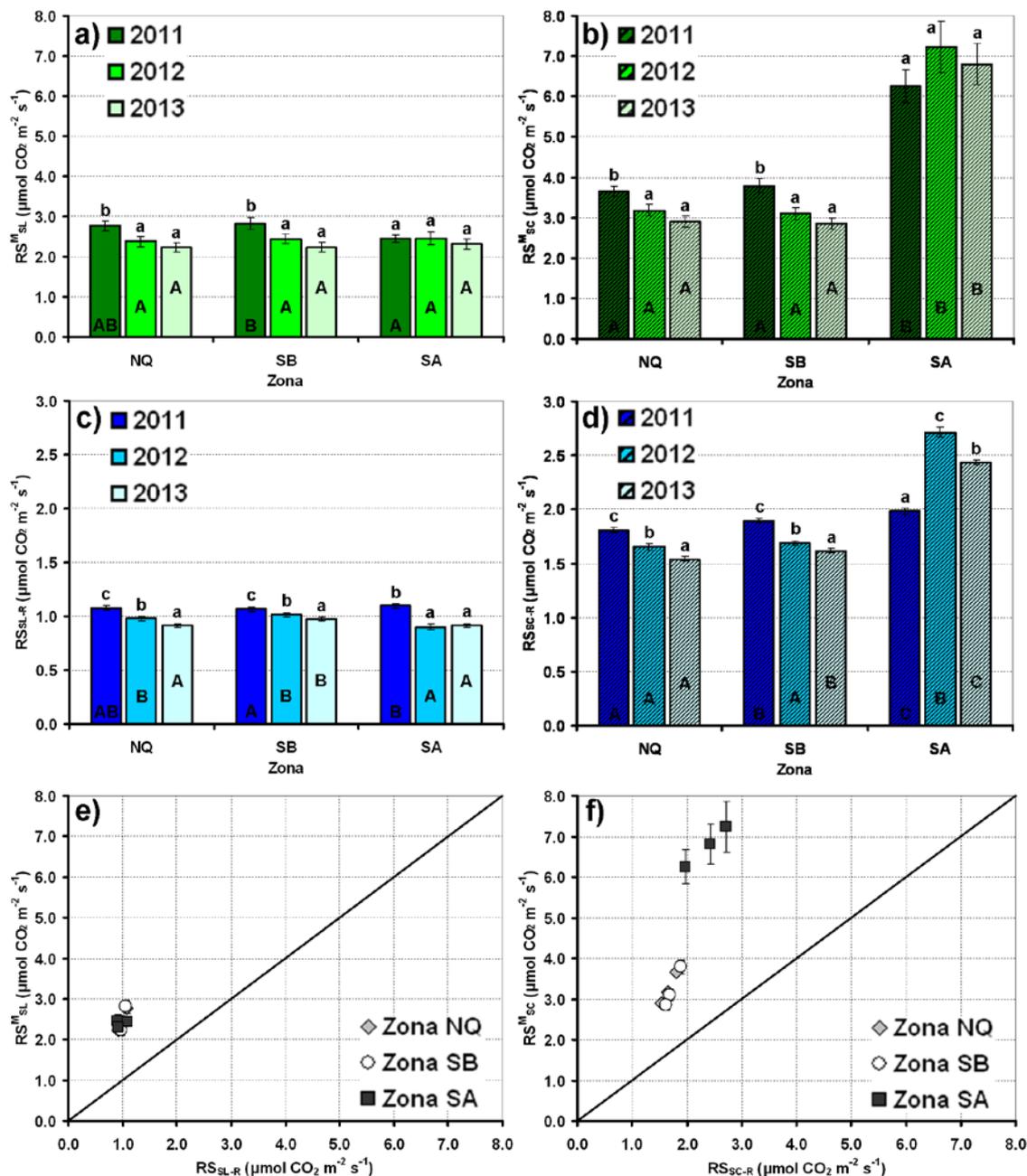


Figura 2. Tasas medias anuales de RS basadas en mediciones manuales (RS^M , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y las tasas medias anuales de RS recalculadas (RS^R , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) en suelo lejos de árboles o tocones (SL, a y c, respectivamente) y suelo cerca de árboles o tocones (SC, b y d, respectivamente) para cada zona y año. Las letras minúsculas (a, b, c) indican diferencias entre los años para cada zona y las letras mayúsculas (A, B, C) indican diferencias entre las zonas para cada

año (letras iguales indican que no existen diferencias significativas, prueba de Fisher LSD a $p < 0,05$). Comparación entre las dos estimaciones de RS para el suelo SL y SC (e y f, respectivamente; línea 1:1 representada como continua). Las barras verticales y horizontales representan el error estándar de la media.

Tabla 2. Coeficientes y estadísticas de bondad de ajuste de los modelos de regresión múltiple para la estimación de la RS^M en suelo SL (RS^M_{SL-m} , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, log-transformado, Ec. 1) y en suelo SC (RS^M_{SC-m} , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, log-transformado, Ec. 2) para cada zona y año. Se muestran la razón-F, el coeficiente de determinación (R^2 , %), el error estándar de la estimación (EEE, unidades logarítmicas) y el número de muestras (n) de las regresiones. CF: factor de corrección de SPRUGEL (1983); $CF = e^Q$, $Q = (EEE^2/2)$. Todos los modelos fueron significativos ($p < 0,001$).

RS^M_{f-m}	Zona	Año	a_0	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	F	R^2	EEE	CF	n										
SL	NQ	2011	0,55	0,133	-0,003	0,013	-	-	222,6	86,5	0,19	1,018	215										
		2012	0,73	0,133	-0,003	0,013	-0,00025	-															
		2013	0,45	0,133	-0,003	0,013	-	-															
	SB	2011	0,34	0,173	-0,004	0,048	-0,00068	-															
		2012	0,40	0,173	-0,004	0,048	-0,00082	-															
		2013	0,34	0,173	-0,005	0,048	-0,00068	-															
	SA	2011	0,39	0,173	-0,004	-	0,00012	-															
		2012	0,39	0,173	-0,003	-	-0,00007	-															
		2013	0,34	0,173	-0,004	-	0,00012	-															
SC	NQ	2011	0,37	0,012	0,211	-0,006	0,055	-0,00099	217,0	92,8	0,11	1,007	215										
		2012	0,37	0,012	0,150	-0,002	0,012	-0,00005															
		2013	0,37	0,012	0,211	-0,006	0,032	-0,00078															
	SB	2011	0,50	0,008	0,157	-0,004	0,022	-0,00028						183,5	86,1	0,18	1,016	215					
		2012	0,50	0,008	0,147	-0,004	0,022	-0,00028															
		2013	0,50	0,008	0,157	-0,004	0,022	-0,00028															
	SA	2011	0,50	0,025	0,127	-0,002	-	-											248,0	89,4	0,27	1,037	215
		2012	0,50	0,025	0,127	-0,001	-	-0,00017															
		2013	0,50	0,013	0,163	-0,002	-	-															

Tabla 3. Coeficientes y estadísticas de bondad de ajuste de los modelos entre las estimaciones diarias diurnas y nocturnas corregidas para el suelo cerca de los árboles o tocones ($RS_{SC-día-c}$ y $RS_{SC-noche-c}$, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y el suelo lejos de árboles o ($RS_{SL-día-c}$ y $RS_{SL-noche-c}$, $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) y sus respectivas tasas RS^M modeladas (Ec. 3). Se muestran la razón-F, el coeficiente de determinación (R^2 , %), el error estándar de la estimación (EEE) y el número de muestras (n) de las regresiones. Todos los modelos fueron significativos ($p < 0,001$).

Zona	Cobertura	Periodo	a	b	F	R^2	EEE	n
NQ-SB	SC	Día	0,88	1,08	32,2	69,7	0,23	16
		Noche	0,70	1,07	43,4	75,6	0,20	16
	SL	Día	0,71	0,71	10,4	63,3	0,18	8
		Noche	0,48	0,69	15,9	72,6	0,15	8
SA	SC	Día	0,87	0,95	184,7	93,0	0,18	16
		Noche	0,43	1,25	171,9	92,5	0,25	16
	SL	Día	0,85	0,78	19,3	76,3	0,24	8
		Noche	0,56	0,66	22,7	79,1	0,20	8

Tabla 4. Respiración de suelo anual a nivel ecosistema (RS_{anual} , $\text{MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) para cada zona y año. Las letras minúsculas (a, b) indican diferencias entre las zonas para cada año y las letras mayúsculas (A, B, C) indican diferencias entre los años para cada zona (letras iguales indican que no existen diferencias significativas, prueba de Fisher LSD a $p < 0,05$).

Zona	2011	2012	2013
NQ	5,14 (0,07) ^{aC}	4,68 (0,06) ^{aB}	4,36 (0,06) ^{aA}

SB	5,08 (0,05) ^{aC}	4,69 (0,03) ^{aB}	4,50 (0,04) ^{aA}
SA	5,42 (0,08) ^{bA}	5,98 (0,19) ^{bB}	5,60 (0,13) ^{bAB}

5. Discusión

El fuego y las posteriores prácticas de gestión post-incendio provocaron una parcial (zona SB) o total (zona SA) eliminación del sombreado de la cubierta forestal que alteró directamente los patrones espaciales de la Ts y Hs (HAGEMANN et al., 2010, LÓPEZ-SERRANO et al., 2016, MA et al., 2010). Así, la reducción de la cubierta condujo a un aumento de la exposición de la superficie del suelo a la luz solar directa, por consiguiente un aumento de la Ts (MA et al., 2010), siendo mucho más acentuado en las zonas quemadas (MA et al., 2010; URIBE et al., 2013). Debido a la mayor evaporación de la superficie del suelo asociada con Ts más altas, menor tasa de evapotranspiración y mayor cantidad de precipitación que alcanza el suelo, la zona SA mostró valores de Hs más dinámicos (LÓPEZ-SERRANO et al. 2016, SULLIVAN et al., 2011, URIBE et al., 2013). Además, tanto la Ts como Hs cerca de los árboles y tocones fueron diferentes en comparación con el suelo lejos de ellos. Por lo tanto, los valores más bajos de Ts y Hs observados cerca de los árboles podrían ser una consecuencia tanto de las tasas de sombreado como de transpiración más altas (IRVINE et al., 2007, URIBE et al., 2013). Sin embargo, por el contrario, los valores de Ts y Hs fueron más altos más cerca de los tocones. En el caso de Ts probablemente se debió a (1) un albedo inferior, (2) menor ventilación y por lo tanto menor velocidad del viento y (3) al oscurecimiento externo del tocón causado por la carbonización de la corteza externa que actúa como disipador de calor (MA et al., 2010). El aumento de Hs cerca de los tocones puede ser explicado si estos ayudan a reducir la tasa de pérdida de humedad de la superficie del suelo ya que los tiempos de secado cercanos a ellos son más altos (CASTRO et al., 2011; MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011).

En general, tanto las tasas RS_{SL-R} como RS_{SC-R} se encuentran dentro del rango (0,5-3,5 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) señalado en otros trabajos post-incendio desarrollados en ecosistemas mediterráneos (LÓPEZ-SERRANO et al., 2016 MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011, URIBE et al., 2013). Curiosamente, se observaron tasas más altas de RS_{SC-R} cerca de los tocones que cerca de los árboles (Figura 2d). Esta estimulación de la RS puede deberse a un microclima mejorado del suelo (mayores Ts y Hs cerca de los tocones) como un mayor contacto madera-suelo que podría incrementar el proceso de descomposición de las raíces de los tocones (MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al. 2011). Aunque no se analizó directamente la contribución de este componente, nuestros resultados sugieren que la RS cercana a los tocones podría atribuirse principalmente a la descomposición de sus raíces, un proceso desarrollado en gran medida por la Ts (HARMON et al., 2011); esta observación es apoyada por el hecho de que las mayores tasas de RS cerca de los tocones se observaron en verano (Figura 1e). Por lo tanto, los tocones en descomposición pueden considerarse puntos calientes de producción de CO_2 durante el estudio. Así, las raíces en descomposición del tocón pueden contribuir a la RS mucho más que las raíces vivas en este ecosistema forestal, aunque su influencia disminuirá a medida que su descomposición avance (CZIMCZIK et al., 2006, HARMON et al., 2011, IRVINE et al., 2007). La tendencia de la zona SA a emitir menos CO_2 en el suelo SL (Figura 2c) probablemente refleja la pérdida de respiración de las raíces debido a la muerte de las plantas y/o una comunidad microbiana reducida, así como los cambios en la cantidad y calidad del carbono orgánico del suelo (LÓPEZ-SERRANO et al., 2016, MARAÑÓN-JIMÉNEZ et al., 2011, URIBE et al., 2013). Se observaron patrones similares en las tasas RS_{SC-R} y RS_{SL-R} en las zonas NQ y SB durante el período de estudio (Figura 2c-d) que son consistentes con tendencias análogas de la Ts y Hs observadas en ambos suelos. Así, las tasas anuales de RS a nivel ecosistema se encontraban en el intervalo más bajo (3,5-13,8 $\text{MgC ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) señalado en otros ecosistemas (HAGBARD et al., 2009; TANG & BALDOCCHI, 2005) y/o otros estudios post-incendio (IRVINE et al., 2007), aunque datos similares para ecosistemas mediterráneos post-incendio son escasos (URIBE et al., 2013). No obstante, para desentrañar el papel individual de la severidad de incendio y de las prácticas de gestión post-incendio en la RS, asumimos que futuros estudios serían necesarios. En general, este estudio resalta la capacidad limitada o nula del fuego de

baja severidad para alterar la dinámica a medio plazo de las tasas de RS post-incendio. A su vez, nuestro trabajo destaca que la presencia de los tocones descomposición, un componente escasamente estudiado en términos de RS, contribuye a aumentar significativamente la RS en la zona de severidad alta de incendio durante los primeros años post- incendio.

6. Conclusiones

Este trabajo revela la importancia de evaluar los flujos de CO₂ del suelo post-incendio considerando el papel del nivel de severidad de incendio, de las condiciones ambientales del suelo y de los tocones en descomposición con el fin de obtener estimaciones más exactas de las tasas de RS a nivel ecosistema en estudios del ciclo de C en zonas incendiadas.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado a través del Ministerio de Economía, Industria y Competitividad y con-financiado con Fondos FEDER (MINECO/FEDER, UE; Ref. AGL2014-55658-R), y por la Consejería de Educación, Cultura y Deportes de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y co-financiado con Fondos FEDER (Ref. PEIC-2014-002-P, Ref. POII-2014-007-P). El Ministerio de Educación Cultura y Deporte ha financiado a Eduardo Martínez-García bajo el programa FPU (Ref. AP2009-0055).

8. Bibliografía

CASTRO, J., ALLEN, C.D., MOLINA-MORALES, M., MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., SÁNCHEZ-MIRANDA, Á., ZAMORA, R., 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restor. Ecol.* 19(4): 537-544.

CERTINI, G., NOCENTINI, C., KNICKER, H., ARFAIOLI, P., RUMPEL, C., 2011. Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma*. 167-168: 148-155.

CZIMCZIK, C.I., TRUMBORE, S.E., CARBONE, M.S., WINSTON, G.C., 2006. Changing sources of soil respiration with time since fire in a boreal forest. *Global Change Biol.* 12(6): 957-971.

DAVIDSON, E.A., SAVAGE, K., VERCHOT, L.V., NAVARRO, R., 2002. Minimizing artifacts and biases in chamber-based measurements of soil respiration. *Agric. For. Meteorol.* 113(1-4): 21-37.

GATHANY, M.A. & BURKE, I.C., 2011. Post-fire soil fluxes of CO₂, CH₄ and N₂O along the Colorado Front Range. *Int. J. Wildland Fire*. 20(7): 838-846.

HARMON, M.E., BOND-LAMBERTY, B., TANG, J., VARGAS, R., 2011. Heterotrophic respiration in disturbed forests: A review with examples from North America. *J. Geophys. Res. G: Biogeosci.* 116(G4).

IRVINE, J., LAW, B.E., HIBBARD, K.A., 2007. Postfire carbon pools and fluxes in semiarid ponderosa pine in Central Oregon. *Global Change Biol.* 13(8): 1748-1760.

KEY, C.H. & BENSON, N.C., 2006. Landscape Assessment: Ground measure of severity, the Composite Burn Index; and Remote sensing of severity, the Normalized Burn Ratio. In: LUTES, D.C., KEANE, R.E., CARATTI, J.F., KEY, C.H., BENSON, N.C., SUTHERLAND, S., GANGI, L.J. (Eds.), FIREMON: Fire Effects Monitoring and Inventory System. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Ogden, UT. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-164-CD: LA 1-51.

LÓPEZ-SERRANO, F.R., RUBIO, E., DADI, T., MOYA, D., ANDRÉS-ABELLÁN, M., GARCÍA-MOROTE, F.A., MIETTINEN, H., MARTÍNEZ-GARCÍA, E., 2016. Influences of recovery from wildfire and thinning on soil respiration of a Mediterranean mixed forest. *Sci. Total Environ.* 573: 1217-1231.

- LUAN, J., LIU, S., ZHU, X., WANG, J., LIU, K., 2012. Roles of biotic and abiotic variables in determining spatial variation of soil respiration in secondary oak and planted pine forests. *Soil Biol. Biochem.* 44(1): 143-150.
- MA, S., CONCILIO, A., OAKLEY, B., NORTH, M., CHEN, J., 2010. Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. *For. Ecol. Manage.* 259(5): 904-915.
- MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., CASTRO, J., KOWALSKI, A.S., SERRANO-ORTIZ, P., REVERTER, B.R., SÁNCHEZ-CAÑETE, E.P., ZAMORA, R., 2011. Post-fire soil respiration in relation to burnt wood management in a Mediterranean mountain ecosystem. *For. Ecol. Manage.* 261(8): 1436-1447.
- MARTÍNEZ-GARCÍA, E., DADI, T., RUBIO, E., GARCÍA-MOROTE, F.A., ANDRÉS-ABELLÁN, M., LÓPEZ-SERRANO, F.R., 2017. Aboveground autotrophic respiration in a Spanish black pine forest: comparison of scaling methods to improve component partitioning. *Sci. Total Environ.* 580: 1505-1517.
- MEIGS, G., DONATO, D., CAMPBELL, J., MARTIN, J., LAW, B., 2009. Forest fire impacts on carbon uptake, storage, and emission: The role of burn severity in the Eastern Cascades, Oregon. *Ecosystems.* 12(8): 1246-1267.
- MILLARD, P., MIDWOOD, A.J., HUNT, J.E., WHITEHEAD, D., BOUTTON, T.W., 2008. Partitioning soil surface CO₂ efflux into autotrophic and heterotrophic components, using natural gradients in soil δ¹³C in an undisturbed savannah soil. *Soil Biol. Biochem.* 40(7): 1575-1582.
- MUÑOZ-ROJAS, M., LEWANDROWSKI, W., ERICKSON, T.E., DIXON, K.W., MERRITT, D.J., 2016. Soil respiration dynamics in fire affected semi-arid ecosystems: Effects of vegetation type and environmental factors. *Sci. Total Environ.* 572: 1385-1394.
- POURREZA, M., HOSSEINI, S.M., SAFARI SINEGANI, A.A., MATINIZADEH, M., DICK, W.A., 2014. Soil microbial activity in response to fire severity in Zagros oak (*Quercus brantii* Lindl.) forests, Iran, after one year. *Geoderma.* 213: 95-102.
- SAIZ, G., GREEN, C., BUTTERBACH-BAHL, K., KIESE, R., AVITABILE, V., FARRELL, E.P., 2006. Seasonal and spatial variability of soil respiration in four Sitka spruce stands. *Plant Soil.* 287(1-2): 161-176.
- SØE, A.R.B. & BUCHMANN, N., 2005. Spatial and temporal variations in soil respiration in relation to stand structure and soil parameters in an unmanaged beech forest. *Tree Physiol.* 25(11): 1427-1436.
- SPRUGEL, D.G., 1983. Correcting for bias in log-transformed allometric equations. *Ecology.* 64(1): 209-210.
- SULLIVAN, B., KOLB, T.E., HART, S.C., KAYE, J.P., HUNGATE, B.A., DORE, S., MONTES-HELU, M., 2011. Wildfire reduces carbon dioxide efflux and increases methane uptake in ponderosa pine forest soils of the southwestern USA. *Biogeochemistry.* 104(1-3): 251-265.
- TANG, J. & BALDOCCHI, D.D., 2005. Spatial-temporal variation in soil respiration in an oak-grass savanna ecosystem in California and its partitioning into autotrophic and heterotrophic components. *Biogeochemistry.* 73(1): 183-207.

URIBE, C., INCLÁN, R., SÁNCHEZ, D.M., CLAVERO, M.A., FERNÁNDEZ, A.M., MORANTE, R., CARDEÑA, A., BLANCO, A., VAN MIEGROET, H., 2013. Effect of wildfires on soil respiration in three typical Mediterranean forest ecosystems in Madrid, Spain. *Plant Soil*. 369(1-2): 403-420.