

ANA BELÉN JARA NAVARRO

**Estudio del Impacto del Fuego y
Manejo Post-Incendio sobre la
Cubierta Vegetal en Serelles,
Sierra de Mariola.**

2014/2015



Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente.

Área de Edafología y Química Agrícola.

Tutores:

Jorge Mataix Solera

Victoria Arcenegui Baldó

**UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES
GRADO DE CIENCIAS AMBIENTALES**

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradecer **a mi familia** todo su apoyo y esfuerzo.

Agradecer **a mis tutores Jorge y Vicky**, su dedicación, exigencia... y paciencia para hacer posible que este estudio saliera adelante. Y aunque no sea tutora de este trabajo, agradecer como si lo fuera **a M^a Pilar Torres Martínez** por su dedicación en los muestreos y su ayuda.

A mi amigo y compañero/profesor de laboratorio Jorge Moltó Sánchez por su ayuda, compañerismo y complicidad que, en un ecosistema serio de batas blancas y productos químicos, formamos un pequeño microecosistema propio en el que aprendí muchísimo a base de confianza, risas y alguna que otra regañina.

Al resto de mis compañer@s de laboratorio que con su compañía se creaba un buen ambiente de trabajo. Y **al resto del equipo del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente del Alcludia.**

Por último, agradecer al Excmo. Ayuntamiento de Alcoy y al Ministerio de Economía y Competitividad “*proyecto POSTFIRE (CGL2013-47862-C2-1-R)*”

RESUMEN

Tras un incendio forestal es habitual extraer la madera quemada, tratamiento comúnmente denominado “saca de la madera”, produciendo una alteración del paisaje post-incendio que puede afectar negativamente a la recuperación y funcionamiento del ecosistema. En este trabajo se evalúa el efecto de la extracción de madera quemada sobre la vegetación pionera, en la zona de Serelles afectada por el incendio de la Sierra de Mariola en julio de 2012. Los resultados muestran que, tras dos años de seguimiento, las diferencias observadas en los parámetros ecológicos medidos y determinados entre las parcelas sometidas a la extracción de madera y las parcelas control son en algunos casos significativas y el tratamiento ha tenido efectos negativos para la recuperación de la cubierta vegetal.

Palabras clave: incendio forestal, Sierra de Mariola, especies pioneras, parámetros ecológicos.

ABSTRACT

After a wildfire a treatment usually done is the extraction of burned wood, commonly called “salvage logging”, producing an altered post-fire landscape that can adversely affect recovery and ecosystem functioning. In this study we evaluate the effect of salvage logging on the vegetation recovery during first 2 year, in Serelles area affected by the fire in the Sierra of Mariola in July 2012. Significant differences were observed in some of the measured parameters comparing plots with salvage logging treatment versus control (untreated) plots. In general we can conclude that a negative effects occurred in vegetation recovery as a consequence of the salvage logging.

Keywords: Wildfire, Sierra of Mariola, pioneer species, ecological parameters.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	06
2. ANTECEDENTES	08
3. OBJETIVOS	09
4. MATERIALES Y MÉTODOS	10
4.1 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	10
4.2 MUESTREOS Y CARACTERÍSTICAS DE LAS UNIDADES MUESTRALES	14
4.3 PARÁMETROS ECOLÓGICOS	17
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	19
6. CONCLUSIONES	29
7. PROYECCIÓN FUTURA	29
8. BIBLIOGRAFÍA	31
8.1. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
8.1 PÁGINAS Y ENLACES WEB	35
9. ANEXOS	36
9.1 ANEXO I: TABLAS DE DATOS Y CÁLCULOS	36
9.2 ANEXO II: INVENTARIO DE ESPECIES	42
9.3 ANEXO III: PUBLICACIONES DE LA INVESTIGACIÓN	49

1. INTRODUCCIÓN

El fuego, como fenómeno natural, ha estado siempre presente en el medio ambiente como uno de los factores más importantes que contribuyen a configurar las comunidades vegetales mediterráneas, como demuestra el registro fósil y sedimentario y el gran número de adaptaciones a este fenómeno presentes en numerosas especies (*Le Houerou, 1973; Naveh, 1975*). Los ecosistemas mediterráneos han estado, están y estarán especialmente influenciados, cuando no ligados, por este fenómeno, de tal forma que gran parte de la dinámica ecosistémica y paisajística depende de los incendios (*Naveh, 1974; 1975*). Estos ecosistemas han sido influenciados antrópicamente durante milenios, modificando el territorio para su uso y aprovechamiento (*McNeill, 1992*). El ser humano ha utilizado el fuego como herramienta de gestión del territorio desde la prehistoria, fragmentando el paisaje (*Wrangham et al., 1999*), causando una heterogeneidad espacial en los ecosistemas donde su influencia es determinante en el régimen natural de los incendios forestales (*Prosser, 1990*).

En las últimas décadas, los incendios forestales se han convertido en un factor de origen humano en la mayoría de los casos, donde más del 70% ocurre con una frecuencia e intensidad mucho mayor que el fuego natural (*Mataix-Solera y Guerrero, 2008*). Por tanto, el estudio de la incidencia del fuego en nuestros ecosistemas y en especial en los suelos, ya que la aceleración de los ciclos biogeoquímicos se inician en él, va a ser decisivo para entender la evolución post-incendio, y la recuperación del ecosistema (*Mataix-Solera y Cerdà, 2009*). La propuesta de herramientas de gestión pre y post – incendio poseen un alto grado de interés y utilidad.

Tras un incendio forestal es común que la primera herramienta de gestión post-incendio es proceder a la extracción de la madera quemada. Los árboles se tumban, se desraman y se procede a la extracción. Después se procede a la eliminación de los restos no maderables mediante quema, trituración o astillado. La saca post-incendio de la madera tiene una lógica histórica desde la perspectiva de los aprovechamientos forestales y de las actividades de restauración.

La saca de la madera se ha considerado generalmente como una actuación silvícola necesaria para la restauración de la zona quemada. Sin embargo, desde hace poco más de una década se ha generado un importante debate en relación con la pertinencia de la retirada de la madera quemada.

En España, cuando no hay beneficio económico, los motivos que respaldan este tipo de actuación son (Castro *et al.*, 2009, 2010):

1. Eliminar los riesgos derivados por la caída de árboles quemados sobre personas o bienes.
2. Reducción del riesgo de incidencia de plagas y enfermedades asociadas a la madera quemada.
3. Facilitar las labores de repoblación forestal y posteriores trabajos relacionados con la restauración hidrológico-forestal del área quemada.
4. Reducción del combustible y así reducir el riesgo de nuevos incendios forestales.
5. Reducir el efecto visual y emotivo sobre la sociedad local, que exigirá actuaciones de restauración.



Figura 1. Extracción de madera quemada el 01/02/2013. Autor: Jorge Mataix-Solera.

Sin embargo muy poco se ha estudiado el impacto de estas actuaciones en las propiedades del suelo, y en particular, sobre el impacto de una actuación clásica como es la eliminación de la madera quemada en relación a no hacerlo y dejar que la recuperación siga su cauce natural. Este tema es de máximo interés, más aún, cuando

sabemos que en muchos casos la expectativa de la recuperación natural es buena y la recomendación a veces es no actuar.

2. ANTECEDENTES

El 12 de julio de 2012 se produjo un incendio forestal en Serelles, en la Sierra de Mariola, que se prolongó durante cuatro días, arrasando 545,93 Ha de parque natural. Es considerado como un **gran incendio forestal (GIF)** al superar las 500 Ha. Afectó de forma mayoritaria a la zona definida como ZEC en la que también entra la ZEPA y varias microrreservas botánicas y parajes naturales de Alcoy y Cocentaina. Fue el mayor incendio forestal sufrido por la Sierra de Mariola desde su declaración como Parque Natural hace trece años.

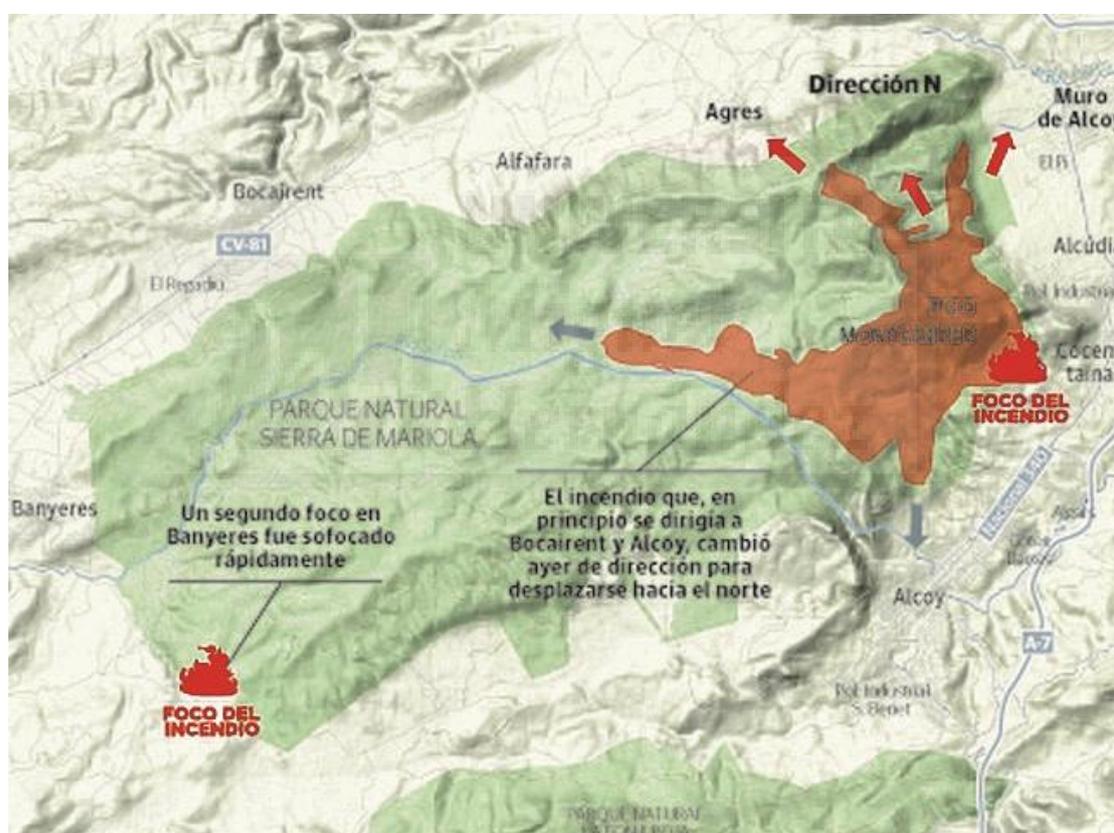


Figura 2. Diagrama del área afectada por el incendio. Fuente: www.lasprovincias.es

El ayuntamiento de Alcoy contactó con el profesor Jorge Mataix-Solera a los pocos días de ocurrir el incendio. El consistorio, y en primer término su alcalde estaban muy interesados en tener asesoramiento del Grupo de Edafología Ambiental (GEA) de la Universidad Miguel Hernández (UMH) de Elche para evaluar la situación. Tras varias reuniones con los responsables del departamento de Medio Ambiente del Ayuntamiento se acordó realizar diferentes trabajos: por un lado, unas jornadas

divulgativas sobre el impacto del fuego en el ecosistema, así como una jornada de campo con voluntariado donde a propuesta del GEA se realizó un tratamiento de aplicación de un acolchado de paja (*mulch*) en unas hectáreas que tras la evaluación se consideraban más vulnerables a la degradación. Por otro, la Conselleria quería realizar un tratamiento de extracción de madera quemada en algunas zonas. El GEA indicó que consideraba que no era el momento más adecuado debido al tipo de suelo, al poco tiempo que había pasado desde el incendio, y que unido al uso de maquinaria era muy esperable que se produjese una degradación del suelo y afectase también a la recuperación de la vegetación. A partir de entonces, el Ayuntamiento realizó un convenio con la UMH para que el GEA realizase un estudio de 2 años sobre el impacto en el suelo y en la vegetación de dicho tratamiento. Para ello se realizaron periódicamente muestreos de suelos y un seguimiento de la recuperación de la vegetación.

3. OBJETIVOS

En este trabajo se muestran los resultados de la parte del estudio sobre la vegetación. Se han analizado distintos parámetros que nos informan sobre la recuperación de la misma comparando parcelas donde se realizó saca de madera con parcelas control (donde no se hizo nada). Se diseñó un programa de muestreo con el fin de conocer y valorar el impacto del tratamiento en la recuperación de la vegetación. Para ello, se midieron periódicamente en parcelas:

- La abundancia y la riqueza absoluta de las especies colonizadoras.
- Los parámetros ecológicos como la diversidad α y β , diversidad máxima, la equitatividad y la densidad.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se localiza en el Parque Natural de la Sierra de Mariola, Alcoy (38° 44' 01" N); (0° 29' 17" O); y a una altitud $z = 883$ m.s.n.m.

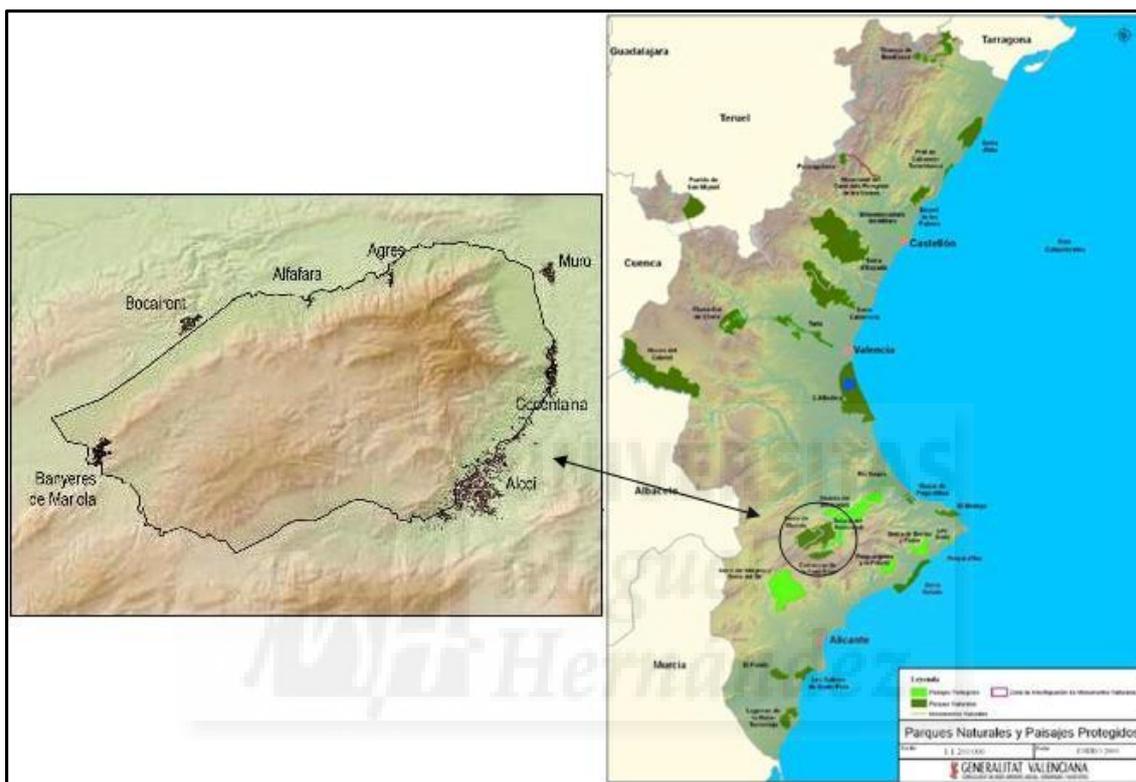


Figura 3. Zona de Estudio, Parque Natural de la Sierra de Mariola. Fuente: Conselleriad'Infraestructures, Territori y MediAmbient.

La Sierra de Mariola es un conjunto montañoso situado en el núcleo de las sierras béticas valencianas, cuyo material predominante es la caliza, con suelos poco desarrollados sobre margas, arenas y arcillas, y constituido por un complejo mosaico de formaciones naturales y cultivos tradicionales (Figura 4), alberga formaciones forestales maduras.

En la zona concreta de estudio, el suelo está desarrollado sobre margas y se clasifica como un Xerorthent típico (Figura 5) según la Soil Taxonomy (*Soil Survey Staff, 2014*).

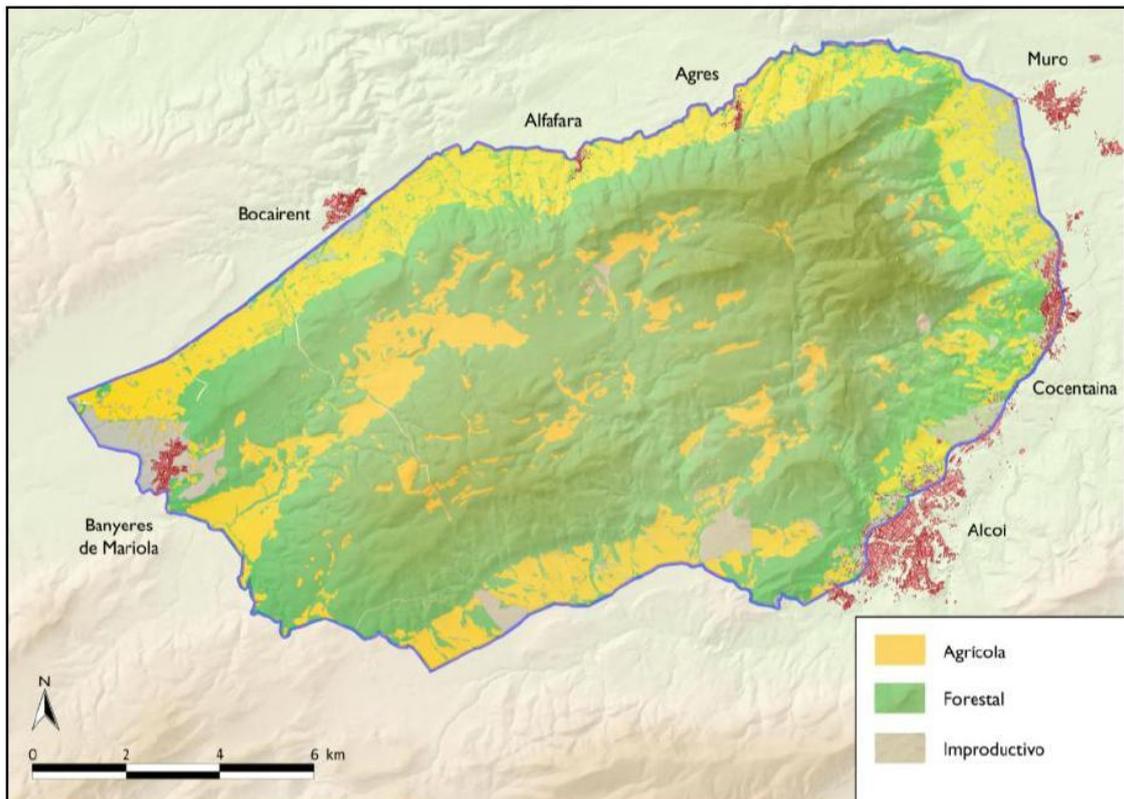


Figura 4. Mapa de los distintos usos del suelo dentro del parque natural. Fuente: Conselleriad'Infraestructures, Territori y MediAmbient.



Figura 5. Perfil del suelo en la zona de estudio (Serelles). Xerorthent típico (*Soil Survey Staff, 2014*). Autor: Jorge Mataix-Solera.

La climatología media de la Sierra de Mariola corresponde a un termotipo supramediterráneo inferior, con representación de supramediterráneo superior (Montcabrer) y mesomediterráneo (Cing), con inviernos fríos donde las temperaturas llegan a caer hasta los -15°C en zonas por encima de los 1.000 m.s.n.m. Los veranos son muy calurosos alcanzándose incluso los 40 °C. Y un ombrotipo semiseco-subhúmedo con precipitaciones muy irregulares que oscilan entre los 400 y 900 mm anuales (www.globalbioclimatics.org/station/es-alcovy.htm y otros).

La biodiversidad de la Sierra de Mariola da soporte a una gran variedad de flora. Más de 1.400 especies de plantas vasculares han sido catalogadas, con muchos endemismos iberolevantinios y setabenses, destacando el endemismo salvia de Mariola (*Salvia blancoana* subsp. *mariolensis*). Está dotada de multitud de especies raras de interés científico.

La vegetación potencial climática es el carrascar y el bosque mixto mediterráneo donde se mezclan especies perennifolias como el tejo (*Taxus baccata*) y la sabina negra (*Juniperus phoenicea*), caducifolias como el fresno (*Fraxinus ornus*), el arce (*Acer opalus* subsp. *granatense*), el mostajo (*Sorbus aria*) y el guillomo (*Amelanchier ovalis*), y marcescentes como el quejigo (*Quercus faginea*), seis ejemplares centenarios de *Quercus pyrenaica* y *Quercus rotundifolia*. Existen once microrreservas de flora, de las que destaca **Teixera d'Agres** donde se da el bosque relicto de tejos (*Taxus baccata*), con ejemplares milenarios, más meridional de Europa.

La Sierra de Mariola alberga una gran cantidad de ambientes y por tanto de una importante diversidad faunística: arácnidos, reptiles, mamíferos herbívoros, carnívoros, aves granívoras, insectívoras y rapaces diurnas y nocturnas. Existen **tres reservas de fauna: Canyet de les Pedreres de S. Cristòfol, Finca Buixcarró; y Torretes Font-Roja.**

Conocida con el sobrenombre de “**la Sierra de las mil y una fuentes**” por la gran cantidad de manantiales y fuentes que genera y que dan lugar a los ríos **Vinalopó, Serpis, Agres, Barchell y Clariano**. En ellos, existe una diversidad endémica de peces, anfibios, mamíferos acuáticos y reptiles.

La Sierra de Mariola fue declarada **Parque Natural** por el Decreto 3/2002, de 8 de enero, del Gobierno Valenciano, [2002/280] (DOGV nº 4167 de fecha 14.01.2002). También coincide parcialmente con el *Parque Natural del Carrascar de la Font Roja*.

Se declaran como **Zonas de Especial Conservación (ZEC)** diez **Lugares de Importancia Comunitaria (LIC)**, y además, diez **Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA)**, con una superficie total de 19.946 Ha y 22.952'38 Ha, respectivamente.

En su ámbito existen dos cavidades catalogadas, tres **Parajes Naturales Municipales** y el *Paisaje Protegido del Serpis*.

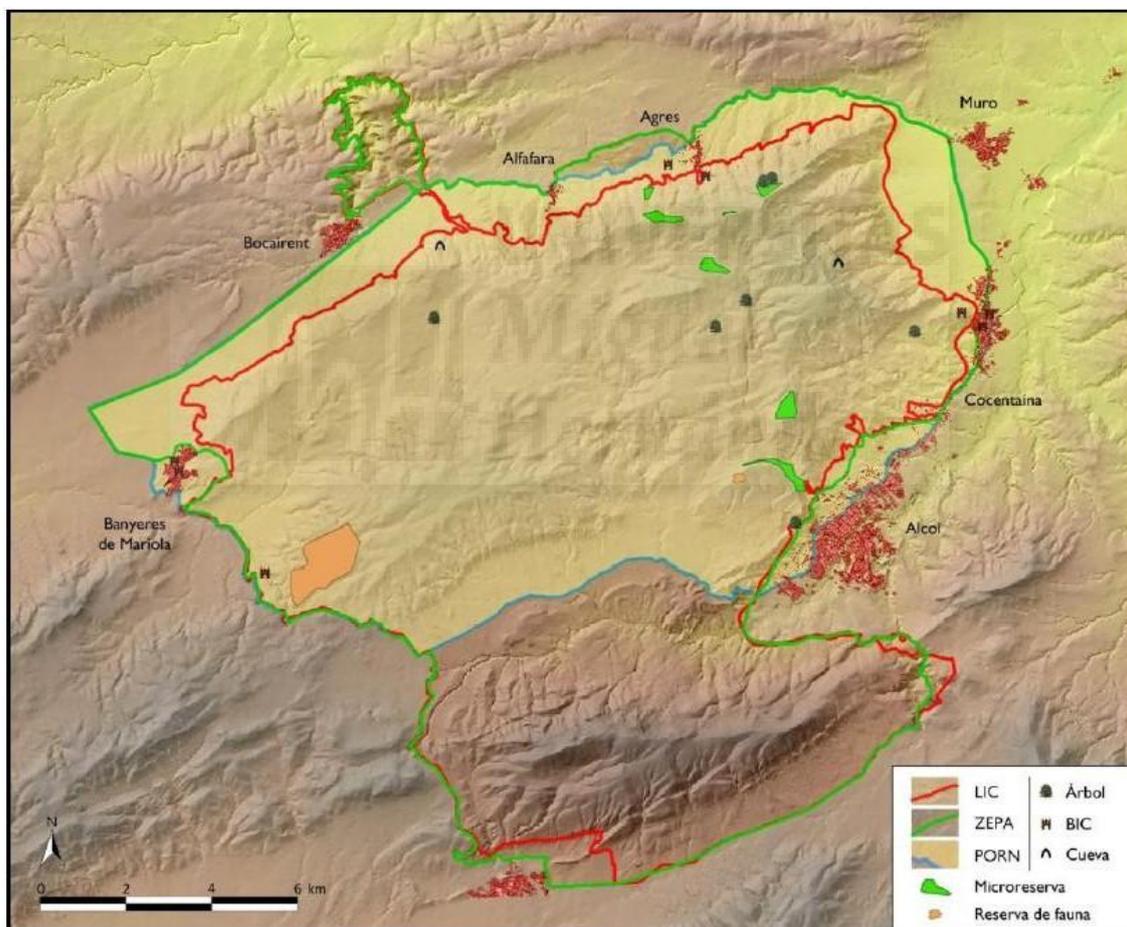


Figura 6. Mapa de las diferentes figuras de protección. Fuente: Conselleria d' Infraestructures, Territori y Medi Ambient. Actualmente los LIC se denominan ZEC.

Como se ha indicado anteriormente, tras una valoración inicial del GEA de la situación, a parte de la gestión forestal planeada por la Conselleria para realizar tras el incendio (extracción de madera), se propuso la aplicación (Figura 7) de un acolchado de

paja (*mulch*) como medida de emergencia para proteger el suelo en las zonas más vulnerables de sufrir degradación hídrica y eólica de las lluvias y temporales otoñales e invernales.



Figura 7. Aspecto de Serelles en la zona de aplicación del *mulch*. Autor: Jorge Mataix-Solera.

4.2 MUESTREOS Y CARACTERÍSTICAS DE LAS UNIDADES MUESTRALES

La necesidad de medir y cuantificar diferentes características de las poblaciones y comunidades, y la imposibilidad material de hacer mediciones completas del objeto de estudio explica el desarrollo de la teoría del muestreo aplicada a la ecología, que está compuesta por el conjunto de principios, métodos y técnicas que permiten describir las características de una población a partir del estudio de una parte de ella (muestra) que ofrece una representación del conjunto.

En primer lugar, es importante diferenciar los conceptos de **población biológica**, que es el conjunto de individuos interactuantes de una determinada especie que se encuentra en un lugar y tiempo determinados; y **población estadística**, que es el conjunto de observaciones posibles sobre las cuales se pretende hacer el estudio, en el caso de este TFG, es el conjunto de parcelas o unidades muestrales posibles en el área de estudio.

Para este estudio, seleccionamos una parte de entre todas las posibles observaciones, muestra; y cada una de las observaciones es una unidad muestral.

Existen varios métodos de muestreo en el ámbito de la ecología y la estadística, el utilizado para este estudio es el **muestreo estratificado**, es decir, cuando en el área de estudio se pueden diferenciar sectores donde el objeto de estudio se comporta (o podría comportarse) de manera diferente.

Para estudiar cuantitativamente las poblaciones vegetales uno de los instrumentos de medida son los *quadrats* o parcelas de superficie conocida donde se miden y determinan los parámetros que buscamos, y deben adecuarse a nuestros objetivos. Han de tener forma de una figura geométrica simple, siendo en este caso el cuadrado ya que es el más utilizado por su fácil construcción y manejo. Tiene el inconveniente del *efecto borde*, es decir, cuando los individuos no están totalmente ni dentro ni fuera de la parcela, cuando esto ocurre durante los muestreos, se tensa la cuerda para así determinar la posición del individuo.

El tamaño de las unidades muestrales es otra variable que determina la intensidad de muestreo. Se determinaron seis parcelas cuadradas de 4 m². Tres de ellas se destinaron a control, es decir, donde no se extrajo madera y se llamaron CSP, las otras tres se dispusieron donde sí se realizó la “saca” de madera y se denominaron SP.



Figura 8. Imágenes superiores: Parcelas con tratamiento post-incendio “saca” de madera (SP). Imágenes inferiores: Parcelas control donde no se extrajo madera (CSP). Fotografías realizadas el 27/10/2014, fecha del último muestreo de vegetación. Autor: Jorge Mataix-Solera.



Figura 9. Establecimiento de las parcelas en la zona sometida a la saca de madera.
Autora: Victoria Arcenegui Baldó.



Figura 10. Establecimiento de las parcelas en la zona control. Autora: Victoria Arcenegui Baldó.

Para conocer la evolución de la cubierta vegetal tras la “saca” de madera post-incendio, se realizaron tres muestreos, además de los correspondientes de los de suelo.

Tabla 1. Evolución del estudio de la “saca” de madera.

Fechas relevantes	Muestreo Vegetación	Muestreo Suelo	Observaciones
12/07/2012	-	-	Inicio del incendio Se prolongó 4 días
01/02/2013	-	✓	Trabajos de “saca” Muestreo previo suelo
12/03/2013	-	✓	1 ^{er} muestreo tras la “saca”
01/09/2013	-	✓	3 ^{er} muestreo de suelo
06/11/2013	✓	-	1 ^{er} muestreo de vegetación
16/05/2014	✓	✓	2 ^o muestreo de flora 4 ^o muestreo de suelo
23/10/2014	-	✓	Último muestreo de suelo
27/10/2014	✓	-	Último muestreo de vegetación

El incendio se inició el 12 de julio de 2012 y fue extinguido el 16 de julio. Tras el acuerdo entre el GEA y el Ayuntamiento de Alcoy, los trabajos de extracción de madera quemada se realizaron el 1 de febrero de 2013, realizándose ese mismo día un muestreo de suelo para analizar las propiedades edáficas previas al trabajo post-incendio de “saca”. Al mes siguiente se realizó el 2^o muestreo de suelo ya para el análisis del efecto de la “saca”, seis meses después se realizó el 3^{er} muestreo. Tras ocho meses de la extracción de madera se inició el seguimiento de la vegetación pionera. En primavera coincidieron el 2^o muestreo de vegetación y el penúltimo muestreo de suelo. A finales de octubre finalizaron los trabajos de campo para el estudio y análisis del efecto de la “saca” de madera en Serelles.

4.3 PARÁMETROS ECOLÓGICOS

Los parámetros ecológicos que se desarrollan en este trabajo se determinaron primero con trabajo de campo y posteriormente con un tratamiento de gabinete y estadístico de los datos.

o **Trabajo de Campo:**

- **Riqueza total (S)**: número total de especies presentes en cada una de las parcelas. Para la identificación de las especies contamos con la colaboración de la **Dra. M^a Pilar Torres Martínez**, profesora del área de Botánica de la UMH, una guía de plantas silvestres de la Comunidad Valenciana y una guía de claves dicotómicas.
- **Abundancia (I_T)**: número total de individuos de cada una de las especies contabilizadas.

o **Trabajo Estadístico-Informático:**

- **Diversidad Alfa (H)**: parámetro que refleja la heterogeneidad de una comunidad relacionando la riqueza y la abundancia. Refleja la biodiversidad o diversidad biológica real. Para este TFG se ha utilizado el *Índice de Diversidad de Shannon-Wiener*.

$$H = -\sum p_i \cdot \log p_i \rightarrow p_i = \frac{I_T}{\text{nº total de individuos en cada parcela}}$$

- **Diversidad máxima (H_{máx})**: índice de homogeneidad que se alcanza cuando todas las especies están igualmente presentes.

$$H_{\text{máx}} = \log(S)$$

Donde (S) es la riqueza específica de cada parcela.

- **Equitatividad (J)**: este índice mide la diversidad de una comunidad respecto a la diversidad máxima teórica que podrían alcanzar con un número determinado de especies.

$$J = \frac{H}{H_{\text{máx}}}$$

- **Densidad (D)**: parámetro que permite conocer la abundancia de las especies en un área determinada. Se expresa en (nº ind./m²)

$$D = \frac{\text{nº de individuos totales en una parcela}}{\text{área de la parcela}}$$

- **Diversidad Beta o Similitud (I_J)**: Los coeficientes de similaridad han sido muy utilizados, especialmente para comparar comunidades con atributos similares. Sin embargo, también son útiles para otro tipo de comparaciones, por ejemplo, en el caso de comunidades de plantas con distintos grados de perturbación. Para este estudio se ha utilizado en *Índice de Similitud de Jaccard*. Este índice expresa el grado en el que dos muestras (parcelas) son semejantes por las especies presentes en ellas. El intervalo de valores va de 0, cuando no hay especies compartidas entre ambas estaciones, hasta 1, cuando dos estaciones tienen la misma composición de especies.

$$I_J = \frac{C}{A + B - C}$$

Donde:

- **A** es el número de especies presentes en las parcelas **SP**
 - **B** es el número de especies presentes en las parcelas **CSP**
 - **C** es el número de especies comunes entre las parcelas **SP** y **CSP**
- **Análisis Estadístico**: fue realizado con el programa SPSS (*IBM SPSS Statistics 20.0*). El ajuste de los datos a una distribución Normal para todos los parámetros ecológicos, a excepción de la Diversidad Beta o Similitud (I_J); fue verificado con el test Kolmogorov-Smirnov.

Para conocer la evolución temporal del efecto de la “saca” de madera quemada se realizó un test ANOVA, realizándose una prueba de inter-sujetos entre tratamientos. Para la separación de las medias fue realizado un test Post-Hoc de Tukey ($p < 0,05$) asumiendo varianzas iguales.

El test t-Student se realizó para conocer el efecto de la “saca” frente al control.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados que se muestran a continuación corresponden a los análisis de los parámetros ecológicos de la cubierta vegetal obtenidos de los tres muestreos realizados en el período de un año, comenzando el 6 de noviembre de 2013 y acabando el 27 de octubre de 2014.

Un aspecto general de los resultados es que en ellos se observa que todos los parámetros estudiados aumentan en el segundo muestreo tanto en las parcelas control como en las sometidas a la “saca”, debido a que este muestreo se realizó en primavera y por tanto se da la presencia de especies efímeras primaverales. De ahí, que **la discusión de los resultados se centre principalmente en el primer y tercer muestreo, ya que ambos se dieron a mediados del otoño y por tanto son más representativos y comparables entre sí.**

En la figura 11 se muestran los resultados de la riqueza de especies. No se observaron diferencias significativas en el número de especies presentes en las parcelas control y en las sometidas a la saca para cada uno de los muestreos realizados. En las control los valores medios de la riqueza son algo mayores al final del estudio respecto al primer muestreo, mientras que en las sometidas a “saca” son algo menores, aunque las diferencias no son estadísticamente significativas.

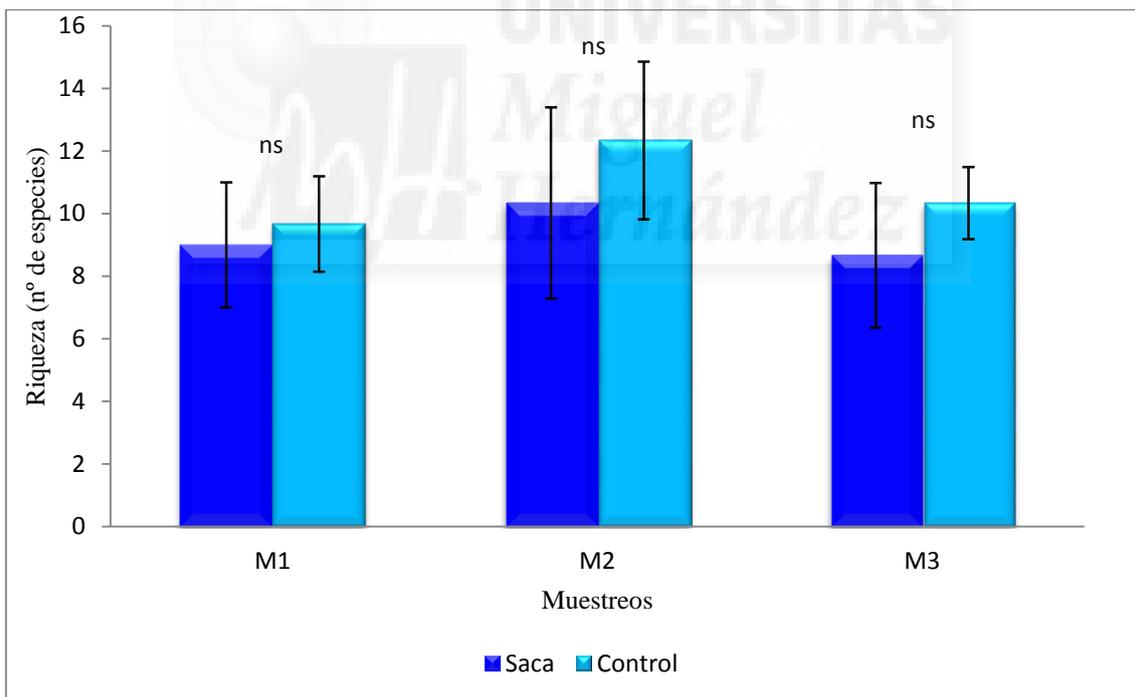


Figura 11. Evolución de la Riqueza de especies en los distintos muestreos. ns: diferencias no significativas entre tratamientos para cada muestreo.

Se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en el parámetro de la abundancia en todos los muestreos. El número de individuos de cada especie identificada, es mucho mayor en las parcelas control, llegando a ser más del doble que en las parcelas donde se efectuó la extracción de madera.

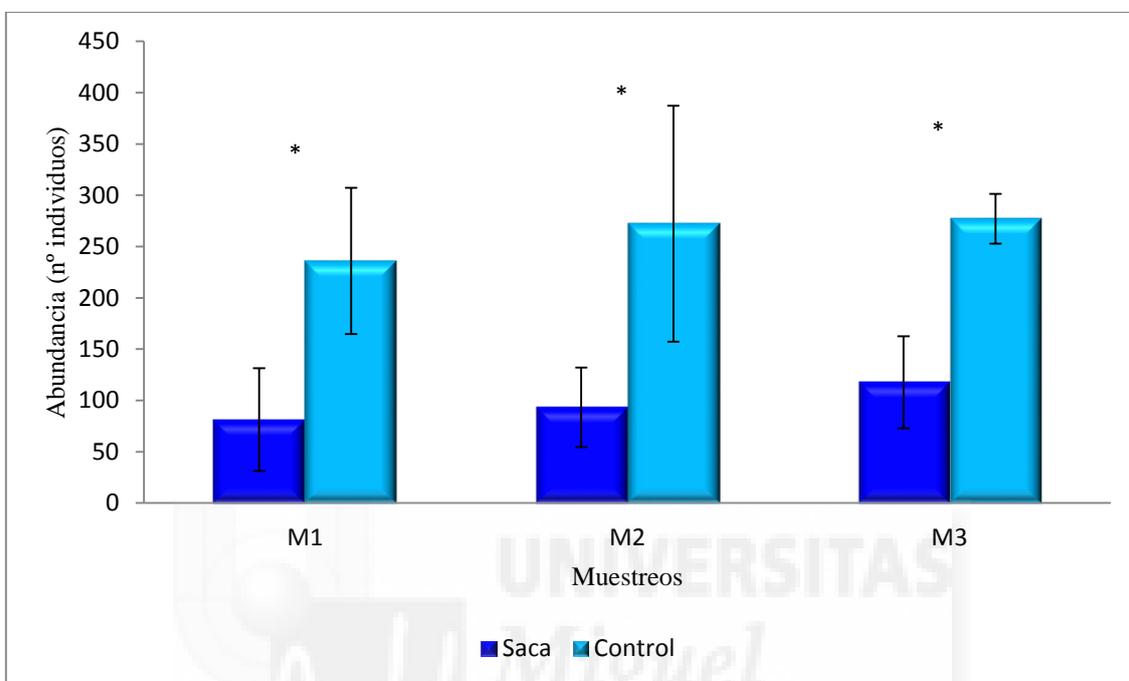


Figura 12. Evolución de la Abundancia o n° de individuos. Los (*) indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$)

Estas diferencias se hacen más notables para algunas especies en cuestión (ver 9.1 Anexo I: Tablas de datos y cálculos):

- **Pino carrasco (*Pinus halepensis*):** no aparece en la parcela SP-3 en ninguno de los tres muestreos. En el último muestreo se contabiliza sólo 19 individuos entre las tres parcelas de saca, mientras que en las parcelas control fueron 328 ejemplares los contabilizados en total.
- **Jara (*Cistus albidus*):** a lo largo de los muestreos los ejemplares de las parcelas SP-1 y SP-3 permanecieron constantes (6 y 4, respectivamente) y sólo la parcela SP-2 tuvo un tímido repunte de 3, 6 y 11 individuos en cada muestreo. En cambio, en las parcelas control se observa en general un aumento paulatino en cada uno de los tres muestreos, siendo de 198, 213 y 267, respectivamente, como suma de los individuos de las tres parcelas.

- **Lastón (*Brachypodium retusum*):** gramínea rizomatosa y rebrotadora de gran poder tapizante que estabiliza, fija y protege al suelo de la erosión evitando su pérdida; que sólo en el primer muestreo, el número de individuos de las parcelas de saca supera a las del control. En los dos muestreos siguientes el número de ejemplares de lastón de las parcelas control casi quintuplica al de las parcelas de la saca.

En definitiva, estas claras diferencias entre tratamientos, con valores máximos de supervivencia en las parcelas control, pueden asociarse con varios motivos: por un lado un efecto directo del tratamiento de saca de madera con arrastre sobre las poblaciones de estas especies que estaban en un momento clave de la recuperación, por otro lado la alteración de las condiciones microclimáticas al eliminar cubierta vegetal (mayor radiación directa al suelo, mayor oscilación térmica, menor humedad de suelo), lo que probablemente supuso un efecto negativo sobre el estado hídrico de las plantas (Castro *et al.*, 2010). En las parcelas control, las ramas esparcidas por el suelo, y una mayor sombra facilitan el establecimiento de las plántulas, lo que presenta una mejora microclimática pero sin el riesgo de competencia por recursos a nivel radicular (Castro *et al.*, 2008, 2010a). Y por otro lado, también el efecto que la extracción de madera quemada tuvo en las propiedades del suelo y que, como comentaremos más adelante, supuso una pérdida de calidad del mismo.

En algún caso, se ha argumentado, que esta perturbación del sistema provocada por la “saca” de madera quemada favorece la propagación de unas pocas especies dominantes (McIver y Starr 2000). Sin embargo, como se ha podido comprobar en este estudio, eso no siempre es así, puesto que en nuestro caso, en las tres especies representativas, arriba comentadas, la diferencia entre el número de individuos de las parcelas de “saca” y las control, es muy significativa.

En cuanto a los resultados de los tres parámetros relacionados con la Diversidad de especies (Figuras 13, 14 y 15), las diferencias no son muy notables. En algún caso como es la diversidad α y la equitatividad, mientras en las parcelas se observa una cierta estabilidad con el tiempo, en las parcelas sometidas a la saca los valores medios son algo más bajos en el tercer muestreo comparándolo con el primero, aunque las diferencias no son estadísticamente significativas.

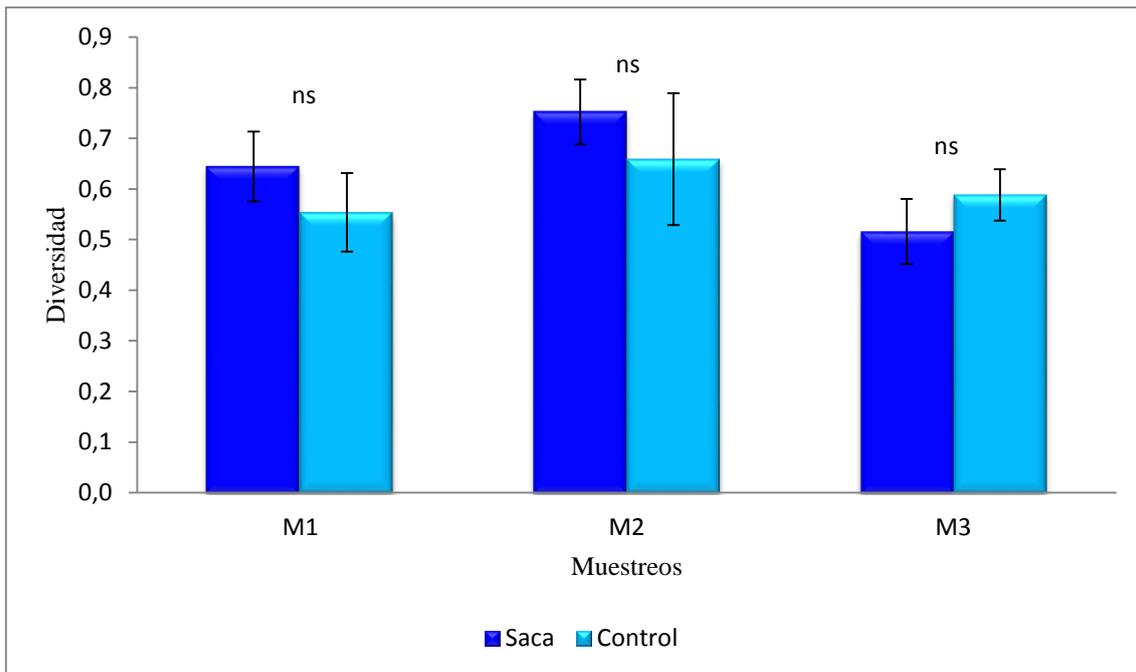


Figura 13. Evolución de la Diversidad. ns: diferencias no significativas entre tratamientos para cada muestreo.

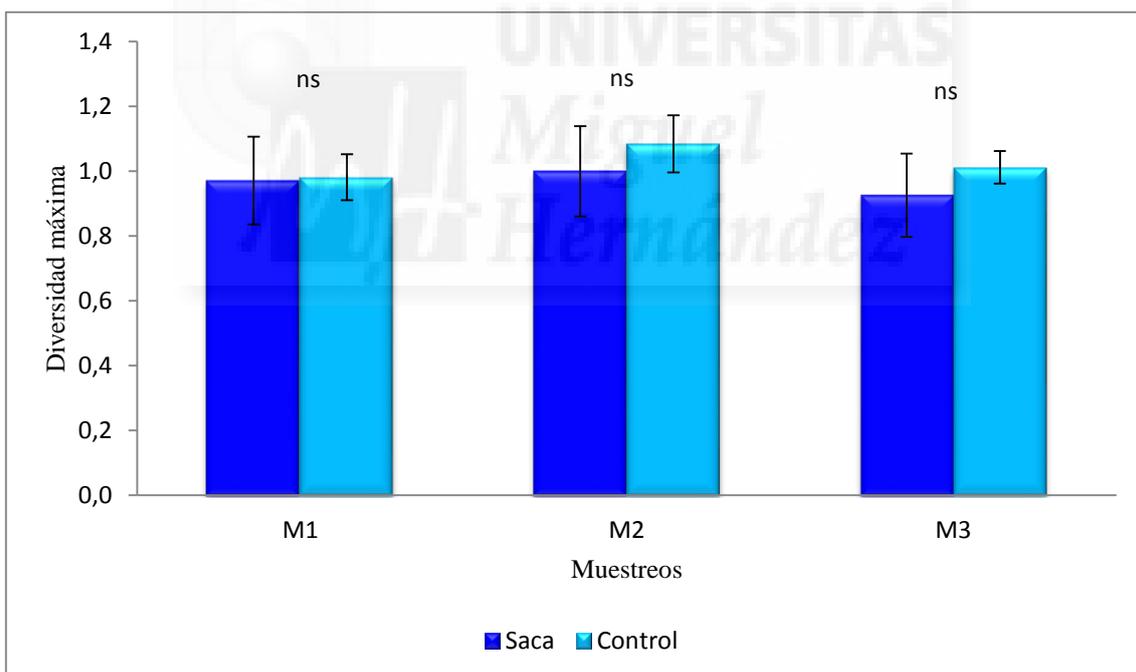


Figura 14. Evolución de la Diversidad máxima. ns: diferencias no significativas entre tratamientos para cada muestreo.

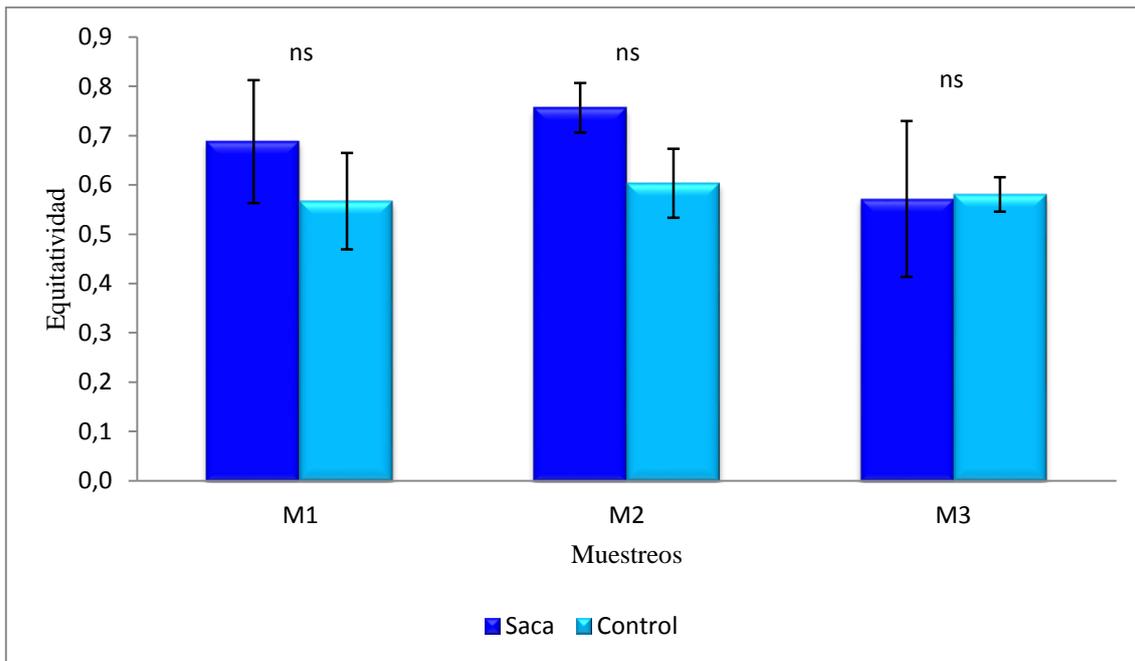


Figura 15. Evolución de la Equitatividad. ns: diferencias no significativas entre tratamientos para cada muestreo.

Respecto a la densidad de vegetación, como es lógico y teniendo en cuenta los resultados de abundancia, la diferencia entre los resultados de las parcelas sometidas a saca de madera y las control, son muy notables, y estadísticamente significativas, siendo mucho menor en las primeras. Sin embargo no se observan diferencias significativas en cada uno de los tratamientos en función del tiempo o a lo largo del período de estudio.

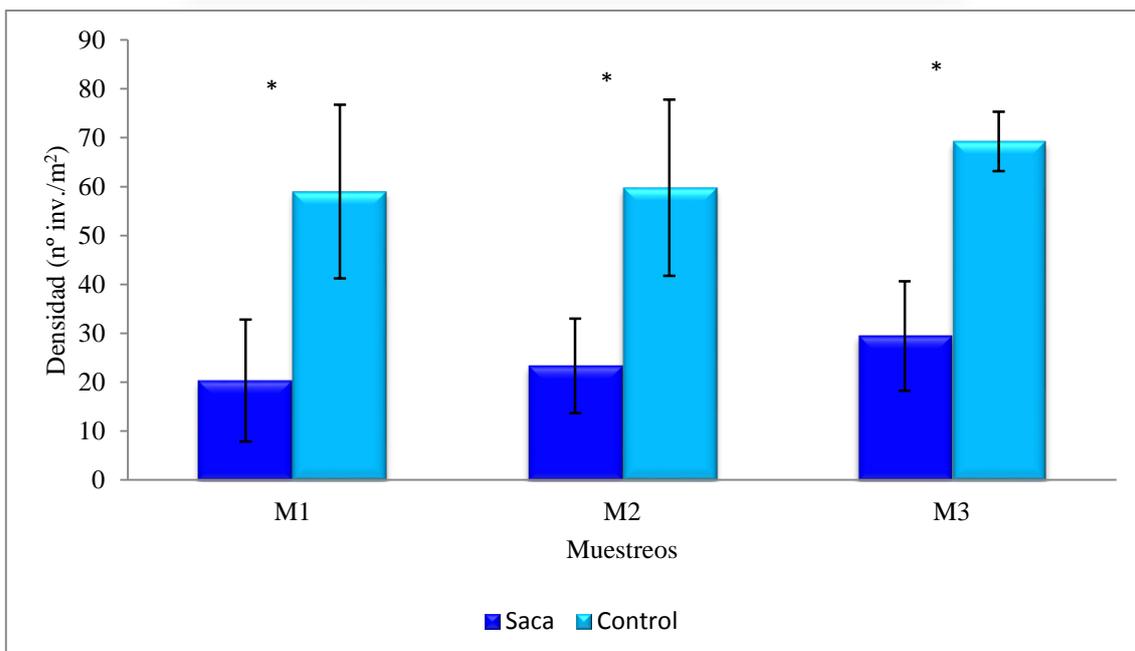


Figura 16. Evolución de la Densidad de cubierta vegetal. Los (*) indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

La diferencia de densidad media entre las parcelas control y las parcelas sometidas a saca, es de casi el triple en las primeras respecto a las segundas, lo cual supone un grado de cobertura vegetal del suelo muy superior en las parcelas control.

En general, los valores medios de densidad aumentan muy ligeramente con el tiempo en las parcelas sometidas a saca, síntoma de que el suelo se recupera levemente y por tanto la cubierta vegetal con él. Pero por otro lado, la gran diferencia entre un tratamiento y otro, refleja que la “saca” ha tenido un efecto negativo.

Por último, la Diversidad β o Similitud medida con el *Índice de Similitud de Jaccard*, que como se indica en el apartado 3.3 *Parámetros Ecológicos*, expresa el grado en el que dos muestras (parcelas) son semejantes por las especies presentes en ellas. El intervalo de valores va de 0, cuando no hay especies compartidas entre tratamientos, hasta 1, cuando tienen la misma composición de especies.

Para analizar el grado de semejanza entre los tratamientos, se compara entre el conjunto de las especies presentes en las parcelas SP (A), las de las parcelas CSP (B), y las especies comunes (C) en cada grupo y para cada muestreo.

$$I_J = \frac{C}{A + B - C}$$

1^{er} Muestreo:

$$A = 16; B = 15; C = 10 \quad I_{J1} = \frac{10}{16+15-10} \rightarrow I_{J1} = \mathbf{0,477}$$

2^o Muestreo:

$$A = 20; B = 21; C = 18 \quad I_{J2} = \frac{18}{20+21-18} \rightarrow I_{J2} = \mathbf{0,783}$$

3^{er} Muestreo:

$$A = 15; B = 17; C = 10 \quad I_{J3} = \frac{10}{15+17-10} \rightarrow I_{J3} = \mathbf{0,455}$$

En el primer y tercer muestreo, realizados en otoño, la similitud es inferior a 0,5, lo que indica que no hay *similitud* entre las parcelas control y las de la “saca” y que este tratamiento ha afectado a la vegetación. En cambio, en el muestreo de primavera la

similitud aumenta hasta casi 0'8, debido a la aparición de especies efímeras durante la primavera en ambos grupos de parcelas y por tanto las especies comunes implican un mayor número. Pero esta similitud no es real, puesto que en otoño las especies anuales perecen permaneciendo sólo las especies exclusivas de cada grupo disminuyendo el número de especies comunes y dejando así, de ser similares.

Los resultados obtenidos indican que la respuesta de los ecosistemas pueden ser modificados por los tratamientos silvícolas a corto plazo. La sequía combinada con la gestión forestal, influyen en el patrón de vegetación, la vulnerabilidad y la resiliencia bajo repetidos incendios (*Bates et al., 2008*).

Las especies estudiadas han desarrollado adaptaciones a ambientes áridos para soportar épocas de sequía aunque al estar en fase plántula, la respuesta puede estar ligada a la fase de crecimiento (*Valladares et al., 2004*). Algunas de las adaptaciones dependen de su carácter colonizador debido a la arquitectura radicular (*Hernández et al., 2010*), pero existe un desconocimiento de su respuesta y tolerancia a los tratamientos silvícolas en fase plántula tras incendio. Los pinos mediterráneos son especies adaptadas a la ocurrencia del fuego como factor perturbador de las comunidades vegetales (*Agee, 1998, Barbero et al., 1998; Keeley, 1994*). El estudio de la regeneración post-incendio en estas especies ha sido objeto de gran atención por parte de los investigadores, especialmente para el caso del pino carrasco (*Arianoutsou y Ne'eman, 2000; Corona et al., 1998; Daskalakou y Thanos, 1996*).

Respecto a la aparición y establecimiento de nuevas plántulas, se ha argumentado que las operaciones de extracción de madera provocan escarificación de semillas, remoción del suelo y enterramiento de semillas y plántulas emergentes, lo que induce una mejora en el enraizamiento de plántulas y un aumento de su propia estabilidad (*Brown et al., 2000; Ryan et al., 2005*), sin embargo, en nuestro caso, se ha demostrado que el paso de maquinaria y arrastre de material a los pocos meses del incendio y bajo estas condiciones edáficas, aumentan la mortalidad, principalmente durante el primer verano tras incendio, y provoca la compactación del suelo y alteración de otras propiedades, afectando directamente a la vegetación disminuyendo así el enraizamiento y el vigor de las plántulas pioneras.

Este estudio de la evolución de la cubierta vegetal, tal y como indicamos anteriormente es parte de un estudio más amplio donde se ha estudiado en profundidad el efecto en las propiedades del suelo.

Los resultados de las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo en la zona en la que se extrajo la madera quemada, mostraron una clara degradación y pérdida de calidad del suelo debido a este tratamiento mediante el uso de maquinaria y arrastre de troncos y ramas sobre el suelo. A continuación se resume algunos de los resultados obtenidos en el estudio del suelo y extraídos del informe que el GEA realizó para el ayuntamiento de Alcoy.

Mientras en la zona de control, donde no se extrajo la madera, los valores del contenido de materia orgánica del suelo se han mantenido constantes durante los dos años de estudio tras el impacto del fuego, en la zona donde se realizaron las actuaciones de la “saca”, reduciéndose progresivamente a más de la mitad, pasando de un valor de un 7% en los primeros 5 cm del horizonte mineral A, a menos del 3%. Es una reducción mayor de la que hemos podido observar como consecuencia de incendios de alta intensidad (*Mataix-Solera et al., 2002*). Esta reducción de la materia orgánica ha tenido un efecto directo y negativo en otras propiedades edáficas como son la reducción del contenido de nitrógeno y fósforo, disminución de la estabilidad de agregados, etc., es decir el suelo además de tener menos cobertura vegetal, su estructura es más débil de por sí y es por tanto más erosionable. Ha sufrido una cierta compactación como indica el aumento de la densidad aparente y la capacidad de campo, en definitiva se ha degradado.

Como respuesta a esta degradación, la biomasa microbiana, que es un parámetro muy sensible a los cambios e interdependiente de la estructura del suelo, contenido en materia orgánica y otras propiedades afectadas (*García-Orenes et al., 2010*); se ha visto claramente mermada en la zona de actuación. La actividad microbiana medida como respiración edáfica basal aumenta a lo largo de los muestreos pero sin alcanzar los valores de las parcelas control. La biomasa y la respiración basal están muy relacionados (*Joergensen et al., 1995; Raubuch y Beese, 1998*) con la estructura del suelo, de ahí, que en la zona de “saca” los valores sean más bajos, ya que el tratamiento ha afectado negativamente al suelo.

La madera quemada constituye una importante fuente de nutrientes de liberación lenta, permitiendo la reincorporación de los nutrientes al ecosistema (*Freedman et al.,1981; Augusto et al.,2000; Merino et al.,2003; Marañón-Jiménez et al., 2013*), lo que resulta especialmente importante en el caso de los micronutrientes debido a su escasez en el suelo, y en el caso de los macronutrientes debido a la gran demanda de éstos por la vegetación en las primeras etapas de la regeneración (*López-Serrano et al.,2005; Merino et al.,2003; Marañón-Jiménez y Castro, 2013*).

Además, en las laderas donde se concentraba el arrastre de troncos se ha favorecido la creación de cárcavas espectaculares en dimensiones, como muestra la Figura 17.



Figura 17. Cárcava formada en una de las zonas de la ladera dónde se realizaba el arrastre para la extracción de madera quemada. Fotografía realizada el 08/09/2013. Autor: Jorge Mataix-Solera.

6. CONCLUSIONES

Los tratamientos silvícolas aplicados con carácter de urgencia tras un incendio, tal como la extracción de madera quemada en pie, pueden tener efectos distintos a los que supuestamente se le atribuyen. En este caso, los datos de los parámetros ecológicos estudiados sobre la cubierta vegetal y la vegetación pionera indican un efecto negativo de una saca de madera temprana en el sistema suelo-planta, provocando el aumento de la mortalidad de plántulas y una disminución del vigor y crecimiento de las especies pioneras. A su vez, provoca la disminución del banco de semillas lo que contribuye a una recuperación más lenta del suelo.

Desde el punto de vista de la recuperación del sistema suelo-planta tras el paso del incendio forestal, podemos concluir que la extracción de madera quemada realizada sobre este tipo de suelos y mediante el uso de maquinaria pesada y arrastre de troncos y ramas sobre el suelo produce alteraciones perjudiciales muy importantes en diversas propiedades edáficas fundamentales que reducen de manera considerable la calidad del suelo, y así la aparición de una nueva cubierta vegetal.

7. PROYECCIÓN FUTURA

La saca de madera es una acción de emergencia que se aplica en muchas ocasiones en el corto plazo en zonas incendiadas, pero sus efectos ecológicos pueden ser claramente negativos como se ha concluido en este estudio. Las proyecciones del **Panel Internacional de Cambio Climático (IPCC)** apuntan a un aumento de los episodios de sequía y de altas temperaturas en la Cuenca Mediterránea, lo que inducirá una mayor aridez (*Bates et al., 2008*). Teniendo en cuenta estas previsiones, el manejo y gestión forestal post-incendio y el uso de sus herramientas clásicas deben ser revisadas y adecuadas a los nuevos escenarios proyectados.

Las administraciones deben colaborar con los científicos y estudiarse si retrasar la aplicación de esta forma de gestión post-incendio, especialmente en zonas donde el aprovechamiento de la madera es prácticamente nulo, es beneficioso para la vegetación que se regenera de manera natural.

En aquellos casos en los que, previamente a la regeneración natural de la masa, se tenga que eliminar la madera quemada sin valor comercial, la solución ideal,

independientemente del coste, sería la trituración «in situ» de los residuos quemados, de esta forma, se aplica al suelo un acolchado o “*mulching*” con los propios residuos forestales quemados que protegerán al suelo de la erosión y actuará de esponja en los episodios de lluvia aumentando la humedad del suelo, fortaleciendo la aparición y desarrollo de una nueva cubierta vegetal, además de la disminución de la radiación incidente y el aporte lento pero continuo de nutrientes a suelo y plantas.

Los planes de restauración de zonas incendiadas deben tener como propósito primordial devolver a los bosques afectados por el fuego la estructura y el funcionamiento que tenían antes de la perturbación, tratando además de hacerlos más resistentes y resilientes a posibles futuras perturbaciones. En el caso de una posible restauración forestal, habrá que tener en cuenta los principios de biodiversidad y multifuncionalidad propias del monte mediterráneo, respetando la vegetación natural y autóctona para una mayor adaptación al medio físico y así garantizar los recursos necesarios para su desarrollo, evitando las grandes masas monoespecíficas y fomentar, por tanto, la multiestratificación, es decir, los estratos: herbáceo, arbustivo y arbóreo.

Para garantizar el éxito de la restauración vegetal deberá planificarse la realización periódica de trabajos silvícolas con el fin de prevenir plagas y enfermedades vegetales, e incendios forestales o al menos para disminuir la incidencia y gravedad de estos últimos.

Por último, el fomento de la investigación científica en todos los campos que incidan en el origen, desarrollo y efectos de los incendios forestales ha de ser promocionada y financiada, propiciando la formación de equipos de investigación multidisciplinares, y en contacto y colaboración con las administraciones encargadas de la gestión forestal.

8. BIBLIOGRAFÍA

8.1 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agee, J.K. 1998. *Fire and pine ecosystems*. En Richardson, D.M. (ed) *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, pp: 193-218.
- Arianoutsou M.; Ne'eman, G. 2000. *Post-fire regeneration of natural Pinus halepensis forests in the east Mediterranean basin*. En: Ne'eman, G. & Trabaud, L. (eds) *Ecology, Biogeography and management of Pinus halepensis and Pinus brutia. Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers. Leiden, pp.: 250-262.
- Augusto, L., Ranger, J., Ponette, Q. & Rapp, M. 2000. *Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount*. *Annals of Forest Science* 57: 4: 313-324.
- Barbero, M.; Loisel, R.; Quezel, P. 1998. *Pines of the Mediterranean Basin*. En: Richardson D.M. (ed). *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, pp.: 153-170.
- Bates, B.C., Kundzewicz, Z.W., Wu, S., Palutikof, J.P. 2008. *Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC Secretariat, Geneva.
- Beyers, J. 2009. Non-native seeding. En: *Fire effects on soils and restoration strategies* (A. Cerdá, P. Robichaud, eds.). Science Publishers, p. 321 – 336.
- Brown, J.K., Smith, J.K. 2000. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 257 p
- Castro, J., Sánchez-Miranda, A., Lorite, J., Zamora, R. 2008. *Efectos de los tratamientos silvícolas post-incendio relacionados con la madera quemada sobre el establecimiento de plantones de Juniperus communis L. en la alta montaña mediterránea*. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 28: 31-36.
- Castro, J., Navarro, R., Guzmán, J.R., Zamora, R., Bautista, S. (2009). *¿Es conveniente retirar la madera tras un incendio forestal? Una práctica forestal poco estudiada*. *Revista Quercus* 281: 34-41.
- Castro, J., Marañón-Jiménez, S., Sánchez-Miranda, A., Lorite, J. (2010a). *Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica*. Pp. 139-157 en Ramírez, L. y Asensio, B. (eds.) *Proyectos de investigación en parques nacionales 2006-2009*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

- Castro, J., Leverkus, A.B., Marañón-Jiménez, S., Serrano-Ortiz, P., Sánchez-Cañete, E.P., Reverter, R., Guzmán-Álvarez, J.R. y Kowalsky, A.S. (2013). *Efecto del manejo de la madera quemada sobre la restauración y regeneración post-incendio: implicaciones para la gestión y para el conjunto del ecosistema.*
- Cerdà, A., Doerr, S. 2005. *The influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an eleven-year research. Int J Wildland Fire* 14 (4): 423-437.
- Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (eds) (2009). *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles.* Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València. 529pp.
- Chao A., Chazdon R.L., Colwell R.K. & Shen T.J., 2005. *Un Nuevo método para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia.* En: *Sobre diversidad biológica: el significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma.* Editores: Gonzalo Halffter, Jorge Soberón, Patricia Koleff & Antonio Melic. Monografías Tercer Milenio vol.4, S.E.A., Zaragoza, España. Pp85-96. ISBN: 84-932807-7-1
- Corona, P.; Leone, V.; Saracino, A. 1998. *Plot size and shape for the early assessment of post-fire regeneration in Aleppo Pine Stands. New Forests,* 16 (3): 213-220.
- Daskalidou, E.N.; Thanos, C.A. 1996. *Aleppo pine (Pinus halepensis) post-fire regeneration: The role of canopy and soil seed banks. International Journal of Wildland Fire,* 6: 59-66.
- Fernández, C., Vega, J.A., Jiménez, E., Fonturbel, M.T. 2010. *Effectiveness of three post-fire treatments at reducing soil erosion in Galicia (NW Spain).* International Journal of Wildland Fire (en prensa).
- Freedman, B., Morash, R. & Hanson, A.J. 1981. *Biomass and nutrient removals by conventional and whole-tree clear-cutting of a red spruce balsam fir stand in Central Nova-Scotia.* Canadian Journal Of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere. 11: 2: 249-257.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Roldán, J., Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Campoy, M., Zornoza, R., Bárcenas, F., Caravaca, F. (2010). *Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem.* Soil Tillage & Research. 109, 110-115.
- Guzmán-Álvarez, J.R., Navarro-Cerrillo, R., Contreras-Mira, I. (2003). *Efecto de la retirada de madera sobre la regeneración del pino resinero (Pinus pinaster) tras un incendio en la Sierra de Cazorla.*
- Joergensen, R.G., Anderson, T.H., Wolters, V. 1995. *Carbon and nitrogen relationships in the microbial biomass of soils in beech Fagus sylvatica L. forest. Biol. Fertil. Soils.* 19, 141-147.

- Hernández, E.I., Vilagrosa, A., Pausas, J.G., Bellot, J. 2010. *Morphological traits and water use strategies in seedlings of Mediterranean coexisting species*. *Plant Ecol* 207:233-244
- Keeley, J.E. 1994. *Seed germination patterns in fire-prone Mediterranean-climate regions*. En: Arroyo M.T.; Zedler, P.H.; Fox, M.D. (eds) *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California and Australia*. Springer-Verlag. New York, NY, pp.: 239-273.
- López-Serrano, F.R., de las Heras, J., González-Ochoa A.I., 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.
- Merino, A., Rey, C., Brañas, J., Soalleiro, R.R. 2003. *Biomasa arbórea y acumulación de nutrientes en plantaciones de Pinus radiata D. Don en Galicia*. *Investigación agraria: Sistemas y Recursos Forestales*. 12:85-98.
- MacDonald, L.H., Larsen, I.J. 2009. *Effects of forest fires and post-fire rehabilitation: a Colorado case study*. En: *Restoration strategies after forest fires*. (A. Cerdá P. Robichaud, eds.). Science Publishers, p. 423 -452.
- McIver, J.D.; Starr, L.; 2000. *Environmental effects of post-fire logging: literature review and annotated bibliography*. USDA Technical Report PNW-GTR-486.
- Mateo-Sanz, G., Crespo-Villalba, M.B., 2014. *Claves Ilustradas para la Flora Valenciana*. Monografías de Mora Montibérica nº6. 503 pp. Jolube Consultor y Editor Botánico. ISBN: 978-84-941996-7-7
- Mataix-Solera, J., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C. y Moral, R. 2002. *Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a Pinus halepensis forest in Mediterranean environment*. *International Journal of Wildland Fire*, 11, 107 – 114.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., García-Orenes, F., Bárcenas, G.M. y Torres, M.P. 2009. *Forest fire effects on soil microbiology*. En: Cerdà, A. y Robichaud, P.R. (Eds.) *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, 133 – 176.
- McNeil, J. 1992. *The mountains of the Mediterranean world. An environmental history*. Cambridge University Press, 423pp.
- Naredo, J.M. 2004: *La evolución de la agricultura en España (1940 – 2000)*. Universidad de Granada, Granada, 549 pp.
- Naveh, Z. 1974. *Effects of fire in the Mediterranean region*. En T.T. Kozlowski y C.E. Ahlgren (Eds.), *Fire and ecosystems*, 401 – 434, Academic Press, New York.
- Naveh, Z. 1975. *The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region*. *Vegetation*, 29, 199 – 208.

- Prieto, P., Peñuelas, J., Llusà, J., Asensio, D., Estiarte, M. 2009. *Effects of experimental warming and drought on biomass accumulation in a Mediterranean shrub land*. *Plant Ecol* 205: 179-191.
- Prosser, I.P. 1990. *Fire, humans and denudation at Wangrah Creek, southern Tablelands*. *Australian Geographical studies*, 28, 77 – 95.
- Raubuch, M., Beese, F. 1998. *Interaction between microbial biomass and activity and the soil chemical conditions and the processes of acid load in coniferous forest soils*. *Z. Pflanz Bodenkunde*. 161, 59-65.
- Ryan, K.C., DeBano, L.F. 2005. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water*. Gen. Tech. Rep. rmrs-gtr-42 (4) U.S. Department of Agriculture, Forest service, Rocky Mountain research station. 250 pp.
- Serra-Laliga, L., Oltra-Benavent, J.E., Conca, A., Soler-Signes, J.X., & Nebot, J.R. *Catálogo de la Flora del Parque Natural de la Sierra de Mariola (Alicante-Valencia)*. *Flora Montibérica* 51: 97-125 (IV-2012). ISSN: 1138-5952, edic. digital: 1998-799X.
- Soil Survey Staff. 2014. *Keys to Soil Taxonomy*. 12th ed. NRCS, Washington, DC.
- Stubing, G. y Peris, J.B., 1998. *Plantas silvestres de la Comunidad Valenciana*. Editorial Jaguar. 624 pp. ISBN: 978-84-89960244.
- Valladares, F., Vilagrosa, A., Peñuelas, J., Ogaya, R., Camarero, J.J., Corcuera, L., Siso, S., Gil-Pelegri, E. 2004. *Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía*. En: Valladares, F. (ed.): *Ecología de un mundo cambiante*. Ministerio de medio ambiente, Organismo autónomo parques nacionales.
- Zagas, T., Ganatsas, P., Tsitsoni, T., Tsakalimi, M. 2004. *Post-fire regeneration of Pinus halepensis Mill. Stands in the Sithonia peninsula, northern Greece*. *Plant Ecology* 171: 91 – 99.

8.2 PÁGINAS Y ENLACES WEB

Worldwide Bioclimatic Classification System. Phytosociological Research Center.

www.globalbioclimatics.org

Alcoy (N3842–W00028/562) - www.globalbioclimatics.org/station/es-alcoy.htm

Cocentaina (N3845–W00026/434) - www.globalbioclimatics.org/station/es-cocen.htm

Herbarios Virtuales. Fotografías del Inventario (Anexo 9.2)

Herbario de la Universidad de Alicante www.herbariovirtual.ua.es

Herbario del Mediterráneo Occidental www.herbariovirtual.uib.es

Flora Silvestre del Mediterráneo www.florasilvestre.es

Flora Vascular de Andalucía Occidental www.floravascular.com

La Flora del Nostre Entorn www.floracatalana.net

Herbario de Banyeres de Mariola <http://herbariovirtualbanyeres.blogspot.com.es>

Parcs Naturals de la Comunitat Valenciana <http://parquesnaturales.gva.es>

Memorias de Gestión “*Parc Natural de la Serra de Mariola*”. 2008, 2009, 2010, 2011, 2012. Conselleria d’ Infraestructures, Territori y MediAmbient

www.citma.gva.es

Congreso Forestal Español

www.congresoforestal.es

Agrupación Contra Incendios Forestales Alcoy

www.acifalcoi.com/meteorologia/meteoclimatic

Red de Estaciones Meteorológicas Automáticas No Profesionales

www.meteoclimatic.net

Banyeres de Mariola - www.meteoclimatic.net/perfil/ESPVA0300000003450A

Alcoy - www.meteoclimatic.net/perfil/ESPVA0300000003801B

Alcoy - www.meteoclimatic.net/perfil/ESPVA0300000003802C

Cocentaina – Penella - www.meteoclimatic.net/perfil/ESPVA0300000003870A

Parque Natural de la Sierra de Mariola. Información y Normativa. Resumen de PRUG y PORN y Estudio del Medio.

<http://parquenaturalsierrademariola.blogspot.com/p/características.html>

9. ANEXOS

9.1 ANEXO I: TABLAS DE DATOS Y CÁLCULOS

o PARCELAS SP

Tabla 2. Especies contabilizadas en el 1^{er} muestreo de las parcelas de saca de madera.

MUESTREO 1									
S_T = 16	SP-1 (S = 9)			SP-2 (S = 11)			SP-3 (S = 7)		
	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	-	-	-	1	0,007	-0,015	-	-	-
<i>Artemisia herba-alba</i>	-	-	-	1	0,007	-0,015	-	-	-
<i>Brachypodium retusum</i>	13	0,241	-0,149	82	0,590	-0,135	7	0,137	-0,118
<i>Brassica fruticulosa</i>	-	-	-	4	0,029	-0,044	-	-	-
<i>Cistus albidus</i>	6	0,111	-0,106	3	0,022	-0,036	4	0,078	-0,087
<i>Convolvulus arvensis</i>	1	0,019	-0,032	-	-	-	-	-	-
<i>Coris monspeliensis</i>	1	0,019	-0,032	1	0,007	-0,015	1	0,020	-0,033
<i>Daphne gnidium</i>	-	-	-	-	-	-	20	0,392	-0,159
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1	0,019	-0,032	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia paralias</i>	-	-	-	-	-	-	15	0,294	-0,156
<i>Hedysarum confertum</i>	1	0,019	-0,032	1	0,007	-0,015	1	0,020	-0,033
<i>Inula viscosa</i>	-	-	-	2	0,014	-0,027	-	-	-
<i>Pinus halepensis</i>	9	0,167	-0,130	14	0,101	-0,100	-	-	-
<i>Piptatherum miliaceum</i>	-	-	-	-	-	-	3	0,059	-0,072
<i>Rubia peregrina</i>	21	0,389	-0,160	28	0,201	-0,140	-	-	-
<i>Ulex parviflorus</i>	1	0,019	-0,032	2	0,014	-0,027	-	-	-
TOTAL	54		0,705	139		0,569	51		0,658

Tabla 3. Especies contabilizadas en el 2º muestreo de las parcelas de saca de madera.

MUESTREO 2									
S_T = 20	SP-1 (S = 13)			SP-2 (S = 11)			SP-3 (S = 7)		
	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H
<i>Aegilops triuncialis</i>	-	-	-	8	0,072	-0,082	-	-	-
<i>Artemisia herba-alba</i>	1	0,012	-0,023	1	0,009	-0,018	-	-	-
<i>Avena sterelis</i>	17	0,207	-0,142	-	-	-	-	-	-
<i>Brachypodium retusum</i>	17	0,207	-0,142	-	-	-	-	-	-
<i>Brassica fruticulosa</i>	1	0,012	-0,023	5	0,045	-0,061	9	0,158	-0,127
<i>Bromus rubens</i>	-	-	-	7	0,063	-0,076	-	-	-
<i>Centaurea aspera</i>	1	0,012	-0,023	-	-	-	-	-	-
<i>Cistus albidus</i>	6	0,073	-0,083	6	0,054	-0,068	4	0,070	-0,081
<i>Convolvulus arvensis</i>	2	0,024	-0,039	-	-	-	-	-	-
<i>Coris monspeliensis</i>	1	0,012	-0,023	3	0,027	-0,042	1	0,018	-0,031
<i>Daphne gnidium</i>	-	-	-	-	-	-	20	0,351	-0,160
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1	0,012	-0,023	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia paralias</i>	-	-	-	-	-	-	16	0,281	-0,155
<i>Hedysarum confertum</i>	1	0,012	-0,023	2	0,018	-0,031	-	-	-
<i>Lolium perenne</i>	-	-	-	10	0,090	-0,094	-	-	-
<i>Pinus halepensis</i>	7	0,085	-0,091	11	0,099	-0,099	-	-	-
<i>Piptatherum miliaceum</i>	-	-	-	-	-	-	6	0,105	-0,103
<i>Rubia peregrina</i>	26	0,317	-0,158	56	0,505	-0,150	-	-	-
<i>Sanguisorba minor</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,018	-0,031
<i>Ulex parviflorus</i>	1	0,012	-0,023	2	0,018	-0,031	-	-	-
TOTAL	82		0,816	111		0,752	57		0,688

Tabla 4. Especies contabilizadas en el 3er muestreo de las parcelas de saca de madera.

MUESTREO 3									
$S_T = 15$	SP-1 (S = 10)			SP-2 (S = 10)			SP-3 (S = 6)		
	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H
<i>Aegilops triuncialis</i>	-	-	-	3	0,019	-0,033	-	-	-
<i>Artemisia herba-alba</i>	1	0,008	-0,016	1	0,006	-0,014	-	-	-
<i>Brachypodium retusum</i>	1	0,008	-0,016	3	0,019	-0,033	5	0,074	-0,083
<i>Cistus albidus</i>	6	0,046	-0,062	11	0,071	-0,082	4	0,059	-0,072
<i>Coronilla minima</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,015	-0,027
<i>Daphne gnidium</i>	-	-	-	-	-	-	20	0,294	-0,156
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1	0,008	-0,016	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia paralias</i>	-	-	-	-	-	-	32	0,471	-0,154
<i>Hedysarum confertum</i>	1	0,008	-0,016	2	0,013	-0,024	-	-	-
<i>Lolium perenne</i>	15	0,115	-0,108	5	0,032	-0,048	-	-	-
<i>Pinus halepensis</i>	7	0,054	-0,068	12	0,077	-0,086	-	-	-
<i>Piptatherum miliaceum</i>	-	-	-	6	0,039	-0,055	6	0,088	-0,093
<i>Rubia peregrina</i>	94	0,723	-0,102	110	0,710	-0,106	-	-	-
<i>Sanguisorba minor</i>	3	0,023	-0,038	-	-	-	-	-	-
<i>Ulex parviflorus</i>	1	0,008	-0,016	2	0,013	-0,024	-	-	-
TOTAL	130		0,458	155		0,505	68		0,585

Tabla 5. Índices de Diversidad máxima ($H_{m\acute{a}x}$), Equitatividad (J) y Densidad (D), de las parcelas donde se extrajo la madera quemada, y a lo largo de los tres muestreos.

MUESTREO	SP-1			SP-2			SP-3		
	$H_{m\acute{a}x}$	J	D	$H_{m\acute{a}x}$	J	D	$H_{m\acute{a}x}$	J	D
1°	0,954	0,739	13,5	1,114	0,546	34,75	0,845	0,779	12,75
2°	1,114	0,733	22,25	1,041	0,722	33,5	0,845	0,814	14,25
3°	1,000	0,458	32,5	1,000	0,505	38,75	0,778	0,752	17

o PARCELAS CSP

Tabla 6. Especies contabilizadas en el 1^{er} muestreo de las parcelas control de la “saca” y donde no se extrajo madera quemada.

MUESTREO 1									
S_T = 15	CSP-1 (S = 11)			CSP-2 (S = 8)			CSP-3 (S = 10)		
	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H
<i>Aphyllanthes monspeliensis</i>	6	0,035	-0,051	-	-	-	1	0,004	-0,010
<i>Brachypodium retusum</i>	39	0,228	-0,146	34	0,109	-0,105	16	0,071	-0,082
<i>Catananche caerulea</i>	-	-	-	-	-	-	2	0,009	-0,018
<i>Cistus albidus</i>	94	0,550	-0,143	87	0,279	-0,155	17	0,076	-0,085
<i>Coris monspeliensis</i>	-	-	-	3	0,010	-0,019	-	-	-
<i>Daphne gnidium</i>	1	0,006	-0,013	-	-	-	-	-	-
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	2	0,012	-0,023	4	0,013	-0,024	3	0,013	-0,025
<i>Hedysarum confertum</i>	2	0,012	-0,023	-	-	-	-	-	-
<i>Helianthemum syriacum</i>	5	0,029	-0,045	26	0,083	-0,090	-	-	-
<i>Helianthemum viscarium</i>	2	0,012	-0,023	5	0,016	-0,029	5	0,022	-0,037
<i>Inula viscosa</i>	-	-	-	-	-	-	3	0,013	-0,025
<i>Ononis aragonensis</i>	2	0,012	-0,023	3	0,010	-0,019	1	0,004	-0,010
<i>Pinus halepensis</i>	17	0,099	-0,100	150	0,481	-0,153	164	0,729	-0,100
<i>Rosmarinus officinalis</i>	1	0,006	-0,013	-	-	-	-	-	-
<i>Rubia peregrina</i>	-	-	-	-	-	-	13	0,058	-0,072
TOTAL	171		0,603	312		0,594	225		0,464

Tabla 7. Especies contabilizadas en el 2º muestreo de las control.

MUESTREO 2									
S_T = 21	CSP-1 (S = 15)			CSP-2 (S = 12)			CSP-3 (S = 10)		
	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H
<i>Brachypodium retusum</i>	31	0,199	-0,139	32	0,112	-0,106	13	0,047	-0,063
<i>Brassica fruticulosa</i>	3	0,01923	-0,033	-	-	-	-	-	-
<i>Carduus assoi</i>	1	0,006	-0,014	-	-	-	5	0,018	-0,032
<i>Catananche caerulea</i>	-	-	-	-	-	-	2	0,007	-0,016
<i>Centaurea aspera</i>	-	-	-	2	0,007	-0,015	-	-	-
<i>Cistus albidus</i>	69	0,442	-0,157	11	0,038	-0,054	33	0,120	-0,110
<i>Coris monspeliensis</i>	8	0,051	-0,066	6	0,021	-0,035	-	-	-
<i>Coronilla minima</i>	4	0,026	-0,041	5	0,017	-0,031	-	-	-
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	3	0,019	-0,033	21	0,073	-0,083	3	0,011	-0,021
<i>Euphorbia paralias</i>	2	0,013	-0,024	-	-	-	-	-	-
<i>Helianthemum syriacum</i>	4	0,026	-0,041	30	0,105	-0,103	-	-	-
<i>Helianthemum viscarium</i>	6	0,038	-0,054	3	0,010	-0,021	8	0,029	-0,045
<i>Helichrysum stoechas</i>	1	0,006	-0,014	-	-	-	-	-	-
<i>Inula viscosa</i>	-	-	-	-	-	-	2	0,007	-0,016
<i>Linum narbonense</i>	-	-	-	-	-	-	2	0,007	-0,016
<i>Linum suffruticosum</i>	3	0,019	-0,033	-	-	-	-	-	-
<i>Lolium perenne</i>	-	-	-	5	0,017	-0,031	-	-	-
<i>Ononis aragonensis</i>	2	0,013	-0,024	3	0,010	-0,021	-	-	-
<i>Pinus halepensis</i>	18	0,115	-0,108	167	0,584	-0,136	181	0,658	-0,120
<i>Rubia peregrina</i>	-	-	-	-	-	-	26	0,095	-0,097
<i>Ulex parviflorus</i>	1	0,006	-0,014	1	0,004	-0,009	-	-	-
TOTAL	156		0,795	286		0,645	275		0,536

Tabla 8. Especies contabilizadas en el 3^{er} muestreo de las parcelas control, sin saca.

MUESTREO 3									
S_T = 17	CSP-1 (S = 11)			CSP-2 (S = 11)			CSP-3 (S = 9)		
	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H	I_T	p_i	H
<i>Brachypodium retusum</i>	29	0,113	-0,107	19	0,063	-0,075	11	0,041	-0,057
<i>Catananche caerulea</i>	-	-	-	-	-	-	2	0,007	-0,016
<i>Cistus albidus</i>	133	0,518	-0,148	111	0,365	-0,160	23	0,085	-0,091
<i>Coris monspeliensis</i>	3	0,012	-0,023	-	-	-	4	0,015	-0,027
<i>Coronilla minima</i>	4	0,016	-0,028	-	-	-	-	-	-
<i>Daphne gnidium</i>	-	-	-	1	0,003	-0,008	-	-	-
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	6	0,023	-0,038	9	0,030	-0,045	5	0,019	-0,032
<i>Erica multiflora</i>	1	0,004	-0,009	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia paralias</i>	-	-	-	3	0,010	-0,020	-	-	-
<i>Helianthemum syriacum</i>	54	0,210	-0,142	5	0,016	-0,029	-	-	-
<i>Helianthemum viscarium</i>	4	0,016	-0,028	4	0,013	-0,025	8	0,030	-0,045
<i>Lolium perenne</i>	-	-	-	5	0,016	-0,029	-	-	-
<i>Ononis aragonensis</i>	6	0,023	-0,038	3	0,010	-0,020	3	0,011	-0,022
<i>Pinus halepensis</i>	16	0,062	-0,075	143	0,470	-0,154	169	0,626	-0,127
<i>Rubia peregrina</i>	-	-	-	-	-	-	45	0,167	-0,130
<i>Thymus vulgaris</i>	1	0,004	-0,009	-	-	-	-	-	-
<i>Ulex parviflorus</i>	-	-	-	1	0,003	-0,008	-	-	-
TOTAL	257		0,645	304		0,573	270		0,547

Tabla 9. Índices de Diversidad máxima ($H_{\text{máx}}$), Equitatividad (J) y Densidad (D), de las parcelas control donde no se extrajo la madera quemada, y a lo largo de los tres muestreos.

MUESTREO	CSP-1			CSP-2			CSP-3		
	$H_{\text{máx}}$	J	D	$H_{\text{máx}}$	J	D	$H_{\text{máx}}$	J	D
1º	1,041	0,579	42,75	0,903	0,658	78	1,000	0,464	56,25
2º	1,176	0,676	39	1,079	0,598	71,5	1,000	0,536	68,75
3º	1,041	0,619	64,25	1,041	0,550	76	0,954	0,573	67,5

9.2 ANEXO II: INVENTARIO DE ESPECIES

La Sierra de Mariola ha sido un territorio visitado de forma reiterada por numerosos botánicos desde tiempos históricos, así, la primera noticia que se tiene acerca de la presencia de *Taxus baccata* se debe a Abd-el-Rahman Abu Mathreph, árabe granadino que en el siglo XI visitó Cocentaina donde se le explicó la presencia de la especie en la sierra (Asín, 1943).

Ya en el S. XVII, Jaume Salvador i Pedrol confecciona un herbario que copió de Joseph P. Tournefort (Salvador, 1705; Enriques, 1898), el cual se conserva a día de hoy en el **Institut Botànic de Barcelona** (Serra, 2007). Durante la visita de Tournefort, se inventariaron especies tan características como la *Salvia blancoana* subsp. *mariolensis*.

Durante la segunda mitad de la década de los 80, se inició un estudio de la Sierra de Mariola por parte de Josep Nebot, bajo la dirección de Gonzalo Mateo. Pese a que el trabajo no se finalizó, los 600 pliegos de material se encuentran a disposición de los investigadores en el **herbario del Jardín Botánico de Valencia**.



Nombre científico: *Aegilops triuncialis*
Nombre común: rompesacos



Nombre científico: *Aphyllanthes monspeliensis*
Nombre común: junquillo falso



Nombre científico: *Avena sterilis*
Nombre común: avena



Nombre científico: *Artemisia herba-alba*
Nombre común: ontina



Nombre científico: *Brassica tournefortii*
Nombre común: mostaza africana



Nombre científico: *Brachypodium retusum*
Nombre común: lastón



Nombre científico: *Bromus Rubens*
Nombre común: plumerillo rojo



Nombre científico: *Carduus assoi*
Nombre común: cardo



Nombre científico: *Catananche caerulea*
Nombre común: hierba de cupido



Nombre científico: *Centaurea aspera*
Nombre común: quiebrarao



Nombre científico: *Cistus albidus*
Nombre común: jara



Nombre científico: *Convolvulus arvensis*
Nombre común: campanilla



Nombre científico: *Coris monspeliensis*
Nombre común: pinillo real



Nombre científico: *Coronilla minima*
Nombre común: lentejuela



Nombre científico: *Daphne gnidium*
Nombre común: torrisco



Nombre científico: *Dorycnium pentaphyllum*
Nombre común: brocha



Nombre científico: *Erica multiflora*
Nombre común: Brezo



Nombre científico: *Euphorbia paralias*
Nombre común: euforbia



Nombre científico: *Helianthemum syriacum*

Nombre común: romero blanco



Nombre científico: *Hedysarum confertum*

Nombre común: zulla silvestre



Nombre científico: *Helianthemum viscarum*

Nombre común: jarilla



Nombre científico: *Helichrysum stoechas*

Nombre común: siempreviva



Nombre científico: *Inula viscosa*

Nombre común: olivarda



Nombre científico: *Linum narbonense*

Nombre común: lino azul



Nombre científico: *Lolium perenne*
Nombre común: césped inglés



Nombre científico: *Linum suffruticosum*
Nombre común: lino blanco



Nombre científico: *Pinus halepensis*
Nombre común: pino carrasco



Nombre científico: *Ononis aragonensis*
Nombre común: hierba a pedreguera



Nombre científico: *Piptatherum miliacerum*
Nombre común: cerrillón fino



Nombre científico: *Rosmarinus officinalis*
Nombre común: romero



Nombre científico: *Rubia peregriana*
Nombre común: rubia



Nombre científico: *Sanguisorba minor*
Nombre común: pimpinela menor



Nombre científico: *Thymus vulgaris*
Nombre común: tomillo común



Nombre científico: *Ulex parviflorus*
Nombre común: tojo

9.3 ANEXO III: PUBLICACIONES DE LA INVESTIGACIÓN

Geophysical Research Abstracts
Vol. 17, EGU2015-2460-1, 2015
EGU General Assembly 2015
© Author(s) 2014. CC Attribution 3.0 License.



Salvage logging effect on soil properties in a fire-affected Mediterranean forest: a two years monitoring research.

Jorge Mataix-Solera (1), Jorge Moltó (1), Vicky Arcenegui (1), Fuensanta García-Orenes (1), Katerina Chrenková (1,2), Pilar Torres (3), Ana B. Jara-Navarro (1), and Gisela Díaz (3)

(1) GEA, Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández. Avda. Universitat, s/n, 03202, Elche, Alicante, Spain, (2) Department of Soil Science, Faculty of Natural Science, Comenius University, Mlynská dolina B-2, 842 15 Bratislava, Slovak Republic, (3) Department of Applied Biology, University Miguel Hernández. Avda. Universitat, s/n, 03202, Elche, Alicante, Spain.

In the Mediterranean countries, forest fires are common and must be considered as an ecological factor, but changes in land use, especially in the last five decades have provoked a modification in their natural regime. Moreover, post-fire management can have an additional impact on the ecosystem; in some cases, even more severe than the fire. Salvage logging is a traditional management in most fire-affected areas. In some cases, the way of doing it, using heavy machinery, and the vulnerability of soils to erosion and degradation make this management potentially very aggressive to soil, and therefore to the ecosystem. Very little research has been done to study how this treatment could affect soil health. In this research we show 2 years of monitoring of some soil properties in an area affected by a forest fire, where some months later this treatment was applied.

The study area is located in “Sierra de Mariola Natural Park” in Alcoi, Alicante (E Spain). A big forest fire (>500 ha) occurred in July 2012. The forest is composed mainly of *Pinus halepensis* trees with an understory of typical Mediterranean shrubs species such as *Quercus coccifera*, *Rosmarinus officinalis*, *Thymus vulgaris*, *Brachypodium retusum*, etc. Soil is classified as a *Typic Xerorthent* (Soil Survey Staff, 2014) developed over marls. In February 2013, salvage logging (SL) treatment consisting in a complete extraction of the burned wood using heavy machinery was applied in a part of the affected forest. Plots for monitoring this effect were installed in this area and in a similar nearby area where no treatment was done, and then used as control (C) for comparison. Soil samplings were done immediately after treatment and every 6 months. Some soil properties were analyzed, including soil organic matter (SOM) content, basal soil respiration (BSR), microbial biomass carbon (MBC), bulk density (BD), soil water repellency (SWR), aggregate stability (AS), field capacity, nitrogen, etc.

After two years of research, results showed significant soil degradation as a consequence of the salvage logging treatment. Most of the soil parameters studied showed differences between control and salvage logging treatments, SOM content in first 2.5 cm of topsoil being less than half in SL plots in comparison with C plots. BSR, MBC and AS were also statistically significant lower in SL plots. BD increased as a consequence of SL treatment. In conclusion, we can affirm that with this type of soil, which is very vulnerable to soil degradation, this treatment has a very negative effect on the ecosystem; this was also reflected in the abundance and diversity of plant species.

Acknowledgements: to the “Ministerio de Economía and Competitividad” of Spanish Government for finance the POSTFIRE project (CGL2013- 47862-C2-1-R), Spanish Soil Science Society, FUEGORED, Alcoi council, ACIF Alcoi, and Sierra de Mariola Natural Park por their support.



Bringing soil science to society after catastrophic events such as big forest fires. Some examples of field approaches in Spanish Mediterranean areas.

Jorge Mataix-Solera (1), Vicky Arcenegui (1), Artemi Cerdà (2), Fuensanta García-Orenes (1), Jorge Moltó (1), Katerina Chrenková (1,3), Pilar Torres (4), Elena Lozano (1), Patricia Jiménez-Pinilla (1), and Ana B. Jara-Navarro (1)

(1) GEA (Grupo de Edafología Ambiental). University Miguel Hernández, Agrochemistry and Environment, Elche (Alicante), Spain (jorge.mataix@umh.es), (2) SEDER (Soil Erosion and Degradation Research Group), Departamento de Geografía, Universitat de València, Valencia, Spain, (3) Department of Soil Science, Faculty of Natural Science, Comenius University, Mlynská dolina B-2, 842 15 Bratislava, Slovak Republic, (4) Department of Applied Biology, University Miguel Hernández Avda. Universitat, s/n, 03202, Elche, Alicante, Spain

Forest fires must be considered a natural factor in Mediterranean ecosystems, but the changes in land use in the last six decades have altered its natural regime making them an ongoing environmental problem. Some big forest fires (> 500 has) also have a great socio-economical impact on human population. Our research team has experience of 20 years studying the effects of forest fires on soil properties, their recovery after fire and the impact of some post-fire management treatments. In this work we want to show our experience of how to transfer part of our knowledge to society after two catastrophic events of forest fires in the Alicante Province (E Spain).

Two big forest fires: one in “Sierra de Mariola (Alcoi)” and other in “Montgó Natural Park (Javea-Denia)” occurred in July 2012 and September 2014 respectively, and as consequence a great impact was produced on the populations of nearby affected villages. Immediately, some groups were formed through social networks with the aim of trying to help recover the affected areas as soon as possible. Usually, society calls for early reforestation and this pressure on forest managers and politicians can produce a response with a greater impact on fire-affected area than the actual fire. The soil is a fragile ecosystem after forest fire, and the situation after fire can vary greatly depending on many factors such as fire severity, previous history of fire in the area, soil type, topography, etc. An evaluation of the site to make the best decision for recovery of the area, protecting the soil and avoiding degradation of the ecosystem is necessary. In these 2 cases we organized some field activities and conferences to give society knowledge of how soil is affected by forest fires, and what would be the best post-fire management depending on how healthy the soil is and the vegetation resilience after fire and our expectations for a natural recovery. The application of different types of mulch in vulnerable areas, the participation of people on the days when we started field research with installation of plots and soil samplings, field trips with volunteers of some NGO's, etc., are some of examples of what we will show in this presentation of how to bring soil science to society.

Acknowledgements: to the “Ministerio de Economía and Competitividad” of Spanish Government for finance the POSTFIRE project (CGL2013- 47862-C2-1-R), FUEGORED, Spanish Soil Science Society, Alcoi and Javea councils, Botánica Mediterránea, ACIF Alcoi, ACIF Marina Alta, Xàbia Viva, Montgó Viu, and Sierra de Mariola and Montgó Natural Parks for their collaboration.

