

Trabajo Fin de Grado

Estudio de procesos ambientales en laderas de
Pinus pinaster en el Parque natural de la dehesa del
Moncayo incendiadas en 2012.

Autor

Darío Domingo Ruiz

Director

Paloma Ibarra Benlloch

Facultad / Escuela: Facultad de Filosofía y Letras

Año: 2014

Agradecimientos

A Doña Paloma Ibarra por su dedicación, apoyo, orientación y supervisión durante todo el desarrollo del trabajo.

A Don Luis Alberto y a Doña María Teresa Echeverría por dedicarme parte de su tiempo y ofrecerme apoyo para la realización de diversos apartados del presente trabajo.

A los compañeros de proyectos del Moncayo, a los ayudantes en la realización de las tareas de campo y a los monitores de las salidas de campo: Yago Martín, María Royo, Sara Illana ,Carlos Baraza, Daniel Mora y Daniel Ballarín.

Índice

1. INTRODUCCIÓN.....	8
2. ÁREA DE ESTUDIO	10
3. OBJETIVOS	15
4. METODOLOGÍA.....	16
4.1. Recopilación de la información bibliográfica referida al área de estudio, lectura y revisión crítica de la misma.	17
4.2. Recogida de la información cartográfica, estadística y documental relativa al área de estudio.....	17
4.3. Análisis previo de la dinámica de la vegetación y usos del suelo en la zona incendiada objeto de estudio.	17
4.4. Diseño del trabajo experimental.....	17
4.4.1. Metodología para el estudio de la regeneración de la vegetación.....	18
4.4.2. Metodología para el análisis de los procesos erosivos.	22
4.5. Selección y delimitación de las parcelas experimentales.	24
4.6. Planificación y campaña de trabajo de campo.....	24
4.7. Trabajo de laboratorio.	25
4.8. Trabajo de gabinete: elaboración de cartografía y aparato gráfico e interpretación de resultados.....	25
4.9. Elaboración de la memoria final.	25
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	26
5.1. Análisis previo al incendio de la dinámica de la vegetación y usos del suelo en la zona objeto de estudio.	26
5.2. Inventarios de vegetación	28
5.2.1. Análisis por estratos.....	28
5.2.2. Análisis por criterios	34
5.2.2.1. Ecología.	34
5.2.2.2. Forma biológica.....	35
5.2.2.3. Corología.	35
5.2.2.4. Estrategia reproductiva.....	36
5.3. Transectos de vegetación.....	39
5.3.1. Análisis de las parcelas experimentales	39
5.3.2. Análisis por criterios.....	44
5.3.2.1. Criterio: corología.....	44

5.3.2.2.	Criterio: forma biológica	49
5.3.2.3.	Criterio: estrategia reproductiva.....	53
5.3.3.	Índices de Diversidad	57
5.3.4.	Análisis de los DERECS	59
5.4.	Comparativa y discusión de las metodologías utilizadas para el estudio de la regeneración vegetal.....	64
5.5.	Comportamiento hidrogeomorfológico de las parcelas de erosión.	65
6.	CONCLUSIONES	68
6.1.	Conclusiones científicas.	68
6.1.1.	Regeneración de la vegetación.	68
6.1.2.	Comportamiento hidrogeomorfológico de las parcelas de erosión.	71
6.2.	Conclusiones metodológicas.....	71
7.	BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	72
8.	ANEXOS	75

Índice de figuras

Figura 1: Localización del área de estudio.	10
Figura 2 Severidad del incendio de Talamantes, 2012.....	11
Figura 3.Mapa geomorfológico del entorno del área de estudio.	12
Figura 4. Geología del espacio calcinado por el incendio de 2012.	12
Figura 5. Climograma de la estación de Borja (1971-2000). Fuente: Aemet.	13
Figura 6. Inventarios de vegetación. Piso del Encinar Montano. Obtenido de Braun-Blanquet y O. Bolos, 1957, t.47.	14
Figura 7. Principales características del Perfil de suelo: Pinar de la Tonda. Fuente: (Badía y Ruiz, 2014)	15
Figura 8. Perfil de la Tonda.....	15
Figura 9. Esquema metodológico.	16
Figura 10. Relación de medidas escalares entre la gráfica y la realidad para la pirámide de vegetación.	19
Figura 11. Relación de medidas escalares entre la gráfica y la realidad para el DEREK. Fuente: Cámara, R. Díaz del Olmo, F. 2013	21
Figura 12. Izquierda: transecto lineal de vegetación en la parcela con necromasa in situ. Figura 13. Centro: transecto lineal de vegetación en la parcela con extracción de la necromasa. Figura 14.Derecha: realización del transecto lineal.	22
Figura 15. Trampa de sedimentos construida con un canalón de PVC.....	23
Figura 16 y Figura 17. Estado de las trampas de sedimentos construidas con geotextil antes y después de la granizada.	23
Figura 18. Cronograma de trabajo de campo.	25
Figura 19. Evolución de la vegetación y usos del suelo desde mediados del siglo XX en el sector estudiado (con localización de las parcelas experimentales)	28
Figura 20. Inventario del pinar con encinas sin quemar (control).	30
Figura 21. Pirámide de vegetación del pinar con encinas sin quemar (control).....	30
Figura 22. Inventario del pinar con encinas un año después del incendio (2013).....	31
Figura 23. Pirámide de vegetación del pinar con encinas un año después del incendio (2013).32	
Figura 24. Inventario del pinar con encinas dos años después del incendio (2014).....	33
Figura 25. Pirámide de vegetación del pinar con encinas dos años después del incendio (2014).	33
Figura 26. Cambios en la estructura del pinar sin intervención tras sufrir el incendio de 2012. 34	
Figura 27. Ecología: pinar control. Figura 28. Ecología: pinar un año tras incendio. Figura 29. Ecología: pinar dos años tras incendio. Figura 30. Forma biológica: pinar control. Figura 31. Forma biológica: pinar un año tras incendio. Figura 32. Forma biológica: pinar dos años tras incendio.	37
Figura 33. Corología: pinar control. Figura 34. Corología: pinar un año tras incendio. Figura 35. Corología: pinar dos años tras incendio. Figura 36. Estrategia reproductiva: pinar control. Figura 37. Estrategia reproductiva: pinar un año tras incendio. Figura 38. Estrategia reproductiva: pinar dos años tras incendio.	38
Figura 39. Localización de los transectos de vegetación en las parcelas experimentales con diferentes tratamientos	39

Figura 40. Parcela calcinada con intervención 2013.....	42
Figura 41. Parcela calcinada con intervención 2014.....	42
Figura 42. Parcela calcinada sin intervención 2013.	43
Figura 43. Parcela calcinada sin intervención 2014.	43
Figura 44. Parcela calcinada con intervención 2013: corología.....	47
Figura 45. Parcela calcinada con intervención 2014: corología.....	47
Figura 46. Parcela calcinada sin intervención 2013: corología.	48
Figura 47. Parcela calcinada sin intervención 2014: corología.	48
Figura 48. Parcela calcinada con intervención 2013: forma biológica.....	51
Figura 49. Parcela calcinada con intervención 2014: forma biológica.....	51
Figura 50. Parcela calcinada sin intervención 2013: forma biológica.	52
Figura 51. Parcela calcinada sin intervención 2014: forma biológica.....	52
Figura 52. Parcela calcinada con intervención 2013: estrategia reproductiva.	55
Figura 53. Parcela calcinada con intervención 2014: estrategia reproductiva.	55
Figura 54. Parcela calcinada sin intervención 2013: estrategia reproductiva.	56
Figura 55. Parcela calcinada sin intervención 2014: estrategia reproductiva.	56
Figura 56. Parcela calcinada con intervención 2013: índice de diversidad.....	57
Figura 57. Parcela calcinada con intervención 2014: índice de diversidad.....	57
Figura 58. Parcela calcinada sin intervención 2013: índice de diversidad.	57
Figura 59. Parcela calcinada sin intervención 2014: índice de diversidad.	58
Figura 60. Parcela calcinada con intervención 2013: cobertura e individuos por estratos.	58
Figura 61. Parcela calcinada con intervención 2014: cobertura e individuos por estratos.	59
Figura 62. Parcela calcinada sin intervención 2013: cobertura e individuos por estratos.	59
Figura 63. Parcela calcinada sin intervención 2014: cobertura e individuos por estratos.	59
Figura 64. Parcela calcinada con intervención 2013: DERE.	62
Figura 65. Parcela calcinada con intervención 2014: DERE.	62
Figura 66. Parcela calcinada sin intervención 2013: DERE.....	63
Figura 67. Parcela calcinada sin intervención 2014: DERE.....	63
Figura 68. Comparativa de las metodologías utilizadas para el estudio de la regeneración vegetal.....	64
Figura 69. Promedio del total de sedimento < 8 mm recogido en las parcelas con y sin intervención en la campaña de campo.	67
Figura 70 y Figura 71. Efectos de las labores de retirada de madera postincendio con potencialidad de generar procesos erosivos en el entorno de la Tonda, Incendio de Calcena 2012. Fuente: Elaboración propia.	68
Figura 72. Izquierda: ejemplo de trampa de sedimentos, funcionamiento de procesos erosivos junto a la propia trampa. Figura 73. Parcela PCI (2). Sector con presencia de materiales finos.	68

Resumen. Los incendios forestales constituyen un problema ambiental de primer orden en los ecosistemas mediterráneos, de ahí el interés por estudiar la posterior regeneración de las masas vegetales y la pérdida de suelo postincendio por erosión hídrica en diferentes situaciones. En el presente estudio se aborda el análisis de dichos procesos ambientales en las laderas de pinar de *Pinus pinaster* del Parque Natural del Moncayo incendiadas en agosto de 2012. Este espacio natural es un área emblemática que motiva especialmente a tomar una postura activa ante este problema. El proyecto se apoya en la toma de datos experimentales para analizar la diferente respuesta de la regeneración de la vegetación y de los procesos erosivos ante dos posibles tratamientos: tala y extracción de la madera o permanencia *in situ* de la necromasa.

Palabras clave: *Pinus pinaster*, procesos ambientales, regeneración vegetal, erosión, tratamientos.

Abstract. Wildfire is a first order environmental issue in Mediterranean ecosystems, and so it is, the subsequent regeneration of vegetation and post fire soil erosion. In this research the analysis will address the environmental processes in hillside of *Pinus pinaster* in Moncayo Natural Park burnt in august of 2012. This natural space is a flagship area especially encouraged to take a proactive position on this issue. This project is supported by experimental data to analyze the different response of vegetation regeneration and erosion to two possible treatments: logging and timber extraction and permanence *in situ* necromass.

Key words: *Pinus pinaster*, environmental process, vegetation regeneration, erosion, treatments.

1. INTRODUCCIÓN

El fuego es un factor ecológico natural en los ecosistemas terrestres. Desde las sabanas y las praderas donde su frecuencia es anual, hasta las taigas y pluvisilvas donde pasan siglos sin incendios, los fuegos han dado forma a los biomas del Planeta. (Mataix-Solera, Cerdà, 2009). En el ámbito mediterráneo los incendios forestales tienen una larga historia que se inicia con evidencias de frecuentes fuegos a lo largo del cuaternario (Carrión *et al.*, 2003). El fuego ha sido utilizado por todas las civilizaciones que han pasado por este espacio modificando profundamente las características del monte mediante los cambios de usos del suelo (McNeill, 1992) y se ha consolidado a lo largo de la historia como una herramienta de gestión de los recursos agrícolas y ganaderos (Covington y Moore, 1994; Allen *et al.*, 2002; Pausas, 2004; Nowacki y Abrams, 2008). Con la llegada de la industrialización y la aparición de los combustibles fósiles se redujo el consumo de biomasa y el abandono de la agricultura, haciendo que muchos habitantes de zonas rurales se vieran obligados a emigrar a los espacios urbanos (Naredo, 2004). Este proceso en España, conocido como éxodo rural, fue súbito y sin planificación. A partir de 1959, y en pocos años, se produjo un abandono de los campos y pueblos que dejó espacios deshabitados y en los que la recuperación vegetal fue suficiente para favorecer los grandes incendios de finales de los años 70, que se convirtieron en recurrentes las siguientes décadas (Mataix-Solera, Cerdà, 2009). La preocupación sobre los incendios forestales en la región mediterránea comienza pues en las décadas de los 60, 70 y 80 cuando se produjo un incremento exponencial de los incendios forestales (Moreno *et al.*, 1998; Pausas, 2004) con un promedio de 600.000 ha quemadas anualmente por 50.000 igniciones al final del siglo (Lloret *et al.*, 2009). Actualmente se considera que existen tres factores principales que explican el incremento de la frecuencia y extensión de los incendios en las últimas décadas: el cambio de usos del suelo, el cambio climático y el aumento de la población, siendo el primero probablemente el más importante (Pausas, 2004).

Los incendios forestales constituyen pues, hoy día, un problema ambiental de primer orden en los ecosistemas mediterráneos, que justifica el interés por el estudio de la posterior regeneración de las masas vegetales y la pérdida de suelo postincendio por erosión hídrica en diferentes situaciones y ante diferentes tipos de intervenciones posibles. El fuego ha modelado tanto la mayoría de las comunidades vegetales, como los paisajes de la cuenca mediterránea (Trabaud, 1998). No obstante, estos, también han sido modificados por la acción antrópica mediante la tala de árboles de forma masiva y la creación de “nuevos paisajes” a través de las repoblaciones. Así mismo se debe considerar la recurrencia de incendios como un factor que, si es muy elevado, puede generar que algunas especies no se puedan regenerar adecuadamente, lo que puede significar una pérdida de biodiversidad, un incremento de procesos erosivos, y en general, una disminución de la calidad de paisaje (Pausas, 2004; Pérez-Cabello *et al.*, 2009). Todos estos procesos expuestos han estado presentes en el área de estudio y configuran las características del espacio pre incendio.

Tradicionalmente *“la recuperación posterior al incendio de las comunidades de plantas Mediterráneas se ha descrito como un proceso de autosucesión, puesto que a medio término se recupera la composición vegetal anterior a la perturbación”* (Rodrigo *et al.*, 2005). Sin embargo no todas las especies son capaces de sobrevivir al fuego en las distintas situaciones. En el

presente proyecto, en el cual se analiza la regeneración de la especie *Pinus pinaster*, se parte de la hipótesis de que se producirá una regeneración directa debido a que esta especie posee una resiliencia alta al reclutar de manera eficiente plántulas post incendio en piñas serótinas o en el suelo, según establece (Rodrigo *et al.*, 2005). Cabe señalar que el autor muestra que no siempre se cumple esta hipótesis. En el análisis se parte de los preceptos establecidos por (Trabaud, 1998) acerca de la evolución de la composición florística. La cual, sigue un modelo en el que los primeros meses siguientes al incendio existen pocas especies. Posteriormente la riqueza florística se incrementa y alcanza los valores máximos entre el primer y el tercer año. A partir del quinto año disminuye y tiende a estabilizarse. Por otro lado la evolución de la masa boscosa con predominio de *Pinus pinaster* y la existencia de ciertos tocones de *Quercus ilex subsp. ballota* podrá derivar en un bosque mixto o en un bosque monoespecífico, según establece (Rodrigo *et al.*, 2005) aspectos, todos ellos, que se evaluarán en el presente proyecto.

Por su parte los incendios forestales son uno de los mayores agentes de erosión y degradación del suelo, siendo considerados en determinados ámbitos como uno de los agentes geomorfológicos más importantes (DeBano *et al.*, 2005; Pérez-Cabello *et al.*, 2009). La combustión parcial o total de la vegetación tiene importantes implicaciones en las respuestas hidrológicas postincendio, incrementando la rapidez de las mismas -cuando se producen precipitaciones- y generando flujo y escorrentía (Shakesby, 2011) favoreciendo con ello la erosión del suelo. Además los incendios pueden generar impactos significativos en las propiedades físicas y químicas del suelo (Shakesby, 2011; Martí *et al.*, 2009), los cuales, dependen en gran medida de la severidad del fuego según establecen (González-Pérez *et al.*, 2004; Certini, 2005; Shakesby and Doerr, 2006; Ursino and Rulli, 2010) y recoge (Shakesby, 2011). "*Depending largely on burn severity, which is a function of the duration of burning at a particular point and its intensity, there are a number of physical, chemical and mineralogical, and biological changes to the soil and organic matter that can be caused by fire*".

La gestión de las áreas incendiadas sigue siendo un tema de investigación del máximo interés y máxime en áreas protegidas como es el caso del Parque Natural del Moncayo. En este contexto, en enero de 2013, el Servicio Provincial de Zaragoza de la Diputación General de Aragón (DGA) realizó una propuesta de colaboración para estudiar la evolución de la zona del Moncayo incendiada en 2012 al Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio de la Universidad de Zaragoza (a través de sus grupos de investigación (GEOFOREST, PALEOQ y CLIMA, AGUA Y CAMBIO GLOBAL), integrados dentro del IUCA (Instituto Universitario de Ciencias Ambientales). Entre otras cosas, interesaba realizar un seguimiento de la regeneración de la vegetación en áreas representativas en las que se realizarían diferentes tratamientos o intervenciones con objeto de extraer conclusiones sobre las ventajas e inconvenientes de las mismas incluyendo su influencia en los procesos erosivos. Este trabajo de fin de grado se enmarca en el contexto de esta colaboración ligada al Proyecto (2013/0067) "Seguimiento post-incendio de la regeneración vegetal y de los procesos de erosión en el Macizo del Moncayo".

En el presente proyecto se analiza la erosión en parcelas de *Pinus pinaster* calcinadas partiendo de la hipótesis de que la erosión no provocará grandes pérdidas de suelo, debido a que se trata de suelos con alto grado de pedregosidad y que tienen una elevada capacidad de

infiltración, como han comprobado (Ibarra, Echeverría y Martínez, 2003) en otros pinares de características similares en el Macizo del Moncayo.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio corresponde a una superficie quemada localizada en el Parque natural de la dehesa del Moncayo, un espacio protegido perteneciente a la Red Natura 2000. Se trata de un sector localizado (ver figura 1) en las proximidades del municipio de Talamantes, en torno al Puntal de Valdesparberos, enmarcado en las laderas de La Tonda. Las parcelas experimentales que se han seleccionado para llevar a cabo este trabajo se localizan en dicho término municipal en torno a las coordenadas UTM: 30T 610677 X 4619172 Y, entre 1085 y 1115 msnm de altitud. Se enmarcan plenamente en el espacio calcinado por el incendio de Calcena que tuvo lugar en 2012. Dicho incendio se inició el 27 de agosto y se extinguió el 6 de septiembre calcinando 4763,13 hectáreas y su perímetro fue de 54,5 km. Los términos municipales afectados por el mismo fueron Ambel, Talamantes (comarca de Campo de Borja), Añón del Moncayo (comarca de Tarazona y el Moncayo) y Calcena, Tabuena y Trasobares (comarca del Aranda).

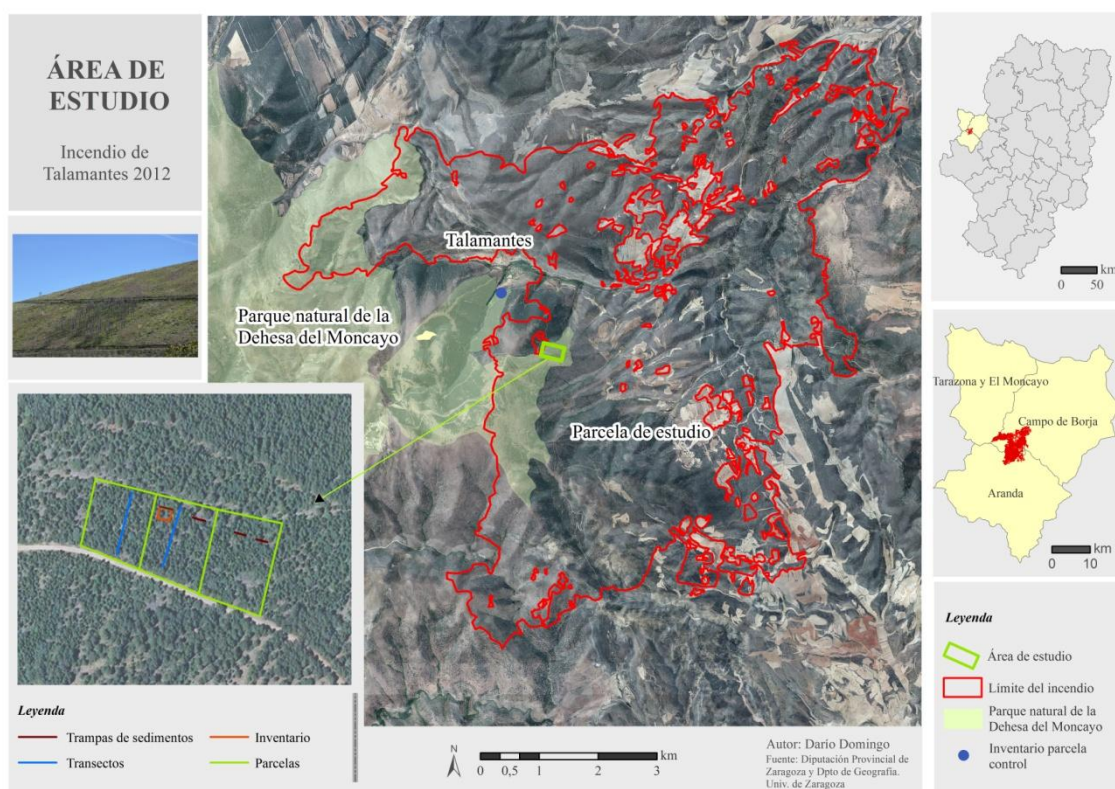


Figura 1: Localización del área de estudio.

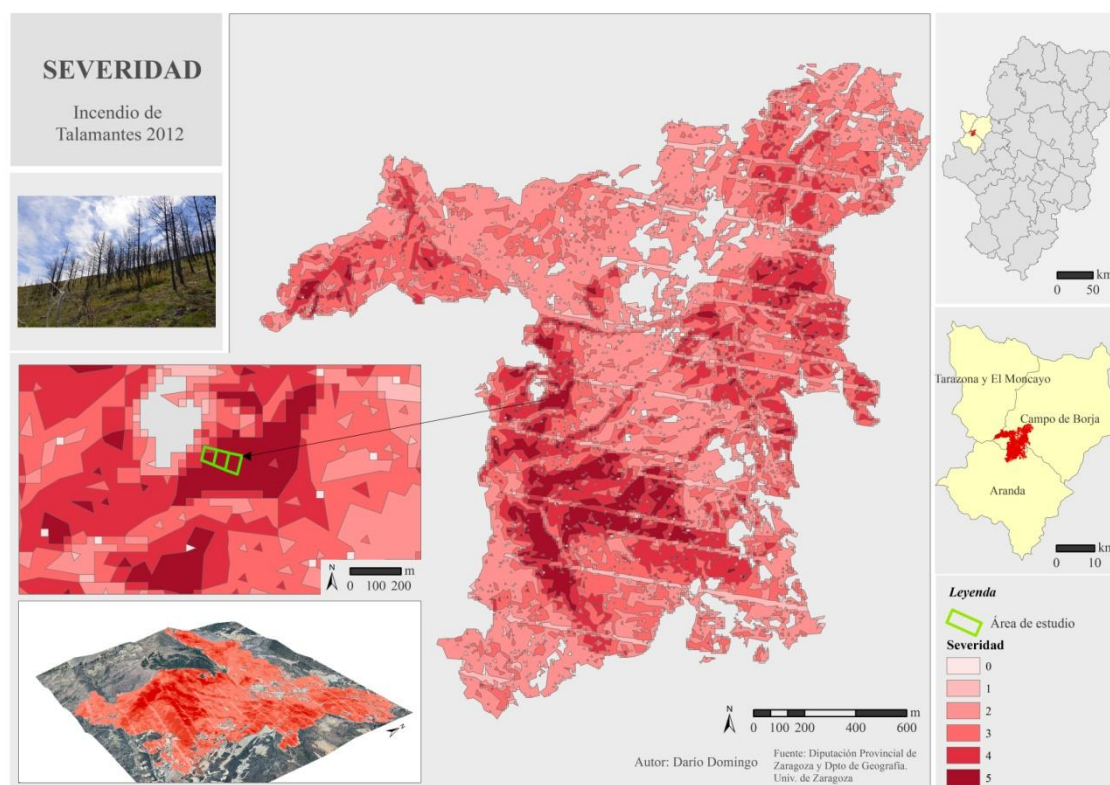


Figura 2 Severidad del incendio de Talamantes, 2012.

Comenzando por el contexto geológico y geomorfológico, hay que señalar que la zona de estudio se integra en el anticlinal de la Tonda, localizado al sureste del Moncayo entre Talamantes y Trasobares, armado en areniscas del Buntsanstein. Se caracteriza por ser una continuación del eje del Moncayo cuyo flanco norte está seccionado por una falla directa de unos 200 m, que identificamos como prolongación debilitada hacia el sur de la falla marginal del Moncayo (Pellicer, 1984). Es un entorno con presencia de barrancos de cierto encajamiento y laderas con solifluxión generalizada (ver figura 3). A su vez la zona de cumbre del anticlinal de la Tonda se caracteriza por la presencia de arenas somitales de baja energía de relieve con solifluxión generalizada según establece (Pellicer, 1984). Geológicamente, según recoge el Instituto Geológico y Minero (ver figura 4) nos encontramos en una zona de conglomerados, areniscas y limolitas rojas.

Las parcelas experimentales que se instalaron se localizan en una ladera regularizada de fuerte pendiente (próxima al 48%) dominadas por la presencia de areniscas sedimentadas durante la era secundaria o Mesozoico de color pardo-rojizo que conforman laderas pedregosas con cantos de diversos calibres, encontrando los materiales finos de forma dispersa en los espacios de ahoyado o bajo cantos, debido a que se han producido fenómenos de lavado de materiales finos.



Figura 3. Mapa geomorfológico del entorno del área de estudio.

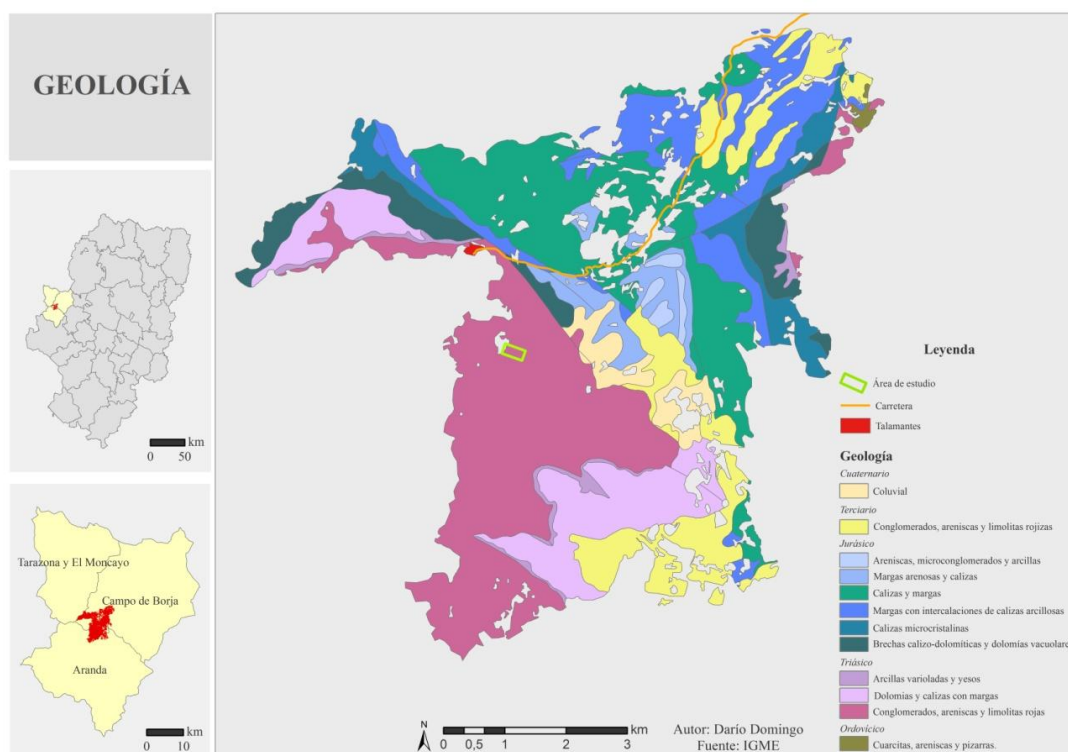


Figura 4. Geología del espacio calcinado por el incendio de 2012.

El Macizo del Moncayo se localiza en una zona de rasgos climáticos mediterráneos. Cabe señalar que, debido a la ausencia de observatorios próximos a la zona de estudio con registros temporales largos se expone como referencia el municipio de Borja y se presenta una

aproximación a las características climáticas de la zona de estudio. El clima propio de Borja es mediterráneo continental (ver figura 5), se caracteriza por temperaturas medias agradables de en torno a 15 grados, localizándose las mínimas en los meses de diciembre y enero -en torno a 8º- y las máximas en los meses estivales de julio y agosto - en torno a 24º-; siendo la amplitud térmica próxima a 15 grados. En lo que refiere a las precipitaciones se sitúan en torno a los 420 mm, encontrando el máximo en primavera, -abril y mayo- con valores de 50 mm y un segundo máximo en noviembre, con valores de 37 mm; siendo los meses con menor precipitación los estivales y los invernales. Borja se localiza a 448 m, mientras que las parcelas experimentales se encuentran en torno a 1100 m. Como establece (Cuadrat, 1988) "*en los valles las cantidades totales recibidas giran alrededor de los 400 mm (Borja, Tarazona); en el Somontano esta cifra se incrementa y se acerca o incluso sobrepasa los 500 mm. (Veruela, Calceña)*". Partiendo de estas estimaciones y considerando como gradiente térmico 6º/1000 m en las temperaturas máximas (Ibarra, Echeverría y Martínez, 2003), las precipitaciones medias en la zona de estudio serían de en torno a 500-600 mm y las temperaturas medias en torno a 11º.

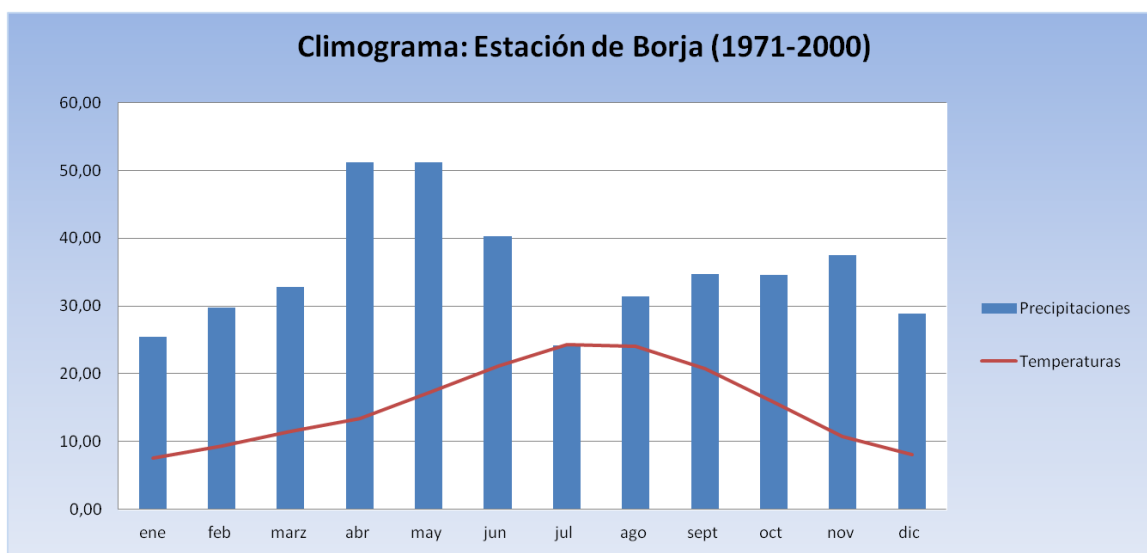


Figura 5. Climograma de la estación de Borja (1971-2000). Fuente: Aemet.

Desde el punto de vista biogeográfico la zona de estudio pertenece a la Región Mediterránea, provincia Ibérico-soriana. Siguiendo a Rivas Martínez el dominio potencial corresponde a la Serie supra-mesomediterránea guadarrámica, ibérico-soriana, celtibérico-alcarreña y leonesa silicícola de *Quercus ilex* o encina (*Junipero oxycedri-Querceto rotundifoliae* sigmetum). La comunidad madura correspondería a la asociación fitosociológica *Junipero oxycedri-Quercetum rotundifoliae*. Se trata de encinares acompañados por *Rubia peregrina*, *Loníçera etrusca*, *Quercus ilex*. Ssp. *Ilex*, *Arenaria montana*, *Brachypodium retusum* etc. (Braun-Blanquet y O. Bolos, 1957, t.47), ver figura 6.

Sin embargo esta vegetación potencial no es la dominante en el momento actual en el sector estudiado del Macizo del Moncayo. Puesto que, como se indica en el apartado 5.1, las repoblaciones de pinos han ocupado gran parte de la superficie del dominio potencial del encinar, aunque aparezcan también laderas con encinar bien conservado, pequeños rodales, o

individuos más o menos aislados entre los pinos, todo ello como testimonio de su potencialidad. De hecho, el área incendiada que interesa estudiar y donde se han localizado las parcelas experimentales corresponde mayoritariamente a *Pinus pinaster*.

En efecto, la vegetación existente pre-incendio en las parcelas de estudio, era fundamentalmente *Pinus pinaster* que habían germinado de forma natural tras el incendio acaecido en 1993. Así mismo encontramos de forma dispersa ejemplares de *Quercus ilex subsp. ballota* y un sotobosque escaso con especies como: *Genista scorpius*, *Rubia peregrina*, *Arenaria montana*, *Brachypodium* etc. (Braun-Blanquet y Bolos, 1957). Es preciso señalar que es un espacio con sustrato silíceo, pero en él pueden aparecer fragmentos de material carbonatado, lo que explica la presencia de algunas especies calcícolas al lado de otras decididamente calcífugas y acidófilas (Bolos, 1989).

ENCINAR MONTANO							
	1	2	3	4	5	6	7
Especies características del alianza (<i>Quercion ilicis</i>) y de las unidades superiores:							
<i>Quercus ilex ssp. rotundifolia</i>	4.1	4.2	4.2	5.2	5.5	4.3	x
<i>Teucrium chamaedrys ssp. pinnatifidum</i>	1.2	2.2	2.2	.	1.2	2.2	.
<i>Rubia peregrina</i>	+	+	1.1	.	1.1	2.2	.
<i>Quercus coccifera</i>	(+)	.	4.3	.	.	2.3	.
<i>Lonicera etrusca</i>	.	(+)	.	+	1.2	.	.
<i>Asplenium adiantum-nigrum ssp. onopteris</i>	.	.	(+)	.	+	+	.
<i>Ruscus aculeatus</i>	.	.	+	.	.	1.2 ^p	.
<i>Quercus ilex ssp. ilex</i>	+	x
<i>Carex distachya</i>	.	.	.	+2	+	.	.
Especies diferenciales montanas:							
<i>Deschampsia flexuosa</i>	(+)	(+)	.	2.1	+	.	.
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	(+)	.	.	+	.	.
<i>Hypericum montanum</i>	+	+	(+)
<i>Arenaria montana</i>	+	+
<i>Saxifraga granulata</i>	.	.	.	+	+	.	.
<i>Festuca heterophylla</i>	.	.	+
<i>Sarothamnus scoparius</i>	+	.	.
<i>Lonicera periclymenum</i>	x
<i>Ilex aquifolium</i>	x
Acompañantes:							
<i>Arctostaphylos uva-ursi var. crassifolia</i>	5.4	2.4	x
<i>Brachypodium retusum</i>	.	1.2	1.2	.	.	+	.
<i>Silene italica</i>	.	.	1.1	1.2	+	.	.
<i>Cistus albidus</i>	+	+	+
<i>Crataegus monogyna</i>	.	.	+	.	+	+	.
<i>Genista scorpius</i>	(+)	.	+	.	.	+	.
<i>Galium lucidum</i>	.	.	+	1.2	+	.	.
<i>Hieracium gr. murorum</i>	.	.	+	.	+	.	x
<i>Calluna vulgaris</i>	+	.	x
<i>Hedera helix</i>	.	.	(+)	.	.	.	x
Criptógamas:							
<i>Hypnum cupressiforme</i>	1.3	.	1.3	2.4	3.3	2.2	.
<i>Cladonia rangiformis</i>	+	1.2	+	+	.	.	.
<i>Cladonia pyxidata</i>	.	1.2	+	+	+	.	.

Figura 6. Inventarios de vegetación. Piso del Encinar Montano. Obtenido de Braun-Blanquet y O. Bolos, 1957, t.47.

En la zona estudiada dominan los suelos forestales y el perfil tipo que se ha descrito puede clasificarse como un Umbrisol mólico (WRB, 2008). El perfil alcanza los 120 cm de espesor y presenta horizontes bien definidos (Ah-AB-B-C). El horizonte Ah presenta 30 cm de espesor, estructura fuerte y migajosa, textura franca, elevada presencia de elementos gruesos -30% en volumen-, pH 6.10, color marrón en seco y marrón oscuro en húmedo, raíces finas y medianas abundantes y actividad biológica abundante; constituyéndose como un horizonte mólico. El horizonte AB -de transición- se desarrolla entre los 30-70 cm de espesor, posee estructura -fuerte, subangular, fina, mediana y gruesa-, textura franca, elevada presencia de elementos gruesos -30% en volumen-, pH 5.49, color rosáceo en seco y marrón en húmedo y raíces muy finas y frecuentes. Por su parte el horizonte B se desarrolla entre los 70-120 cm de espesor,

posee estructura -fuerte, subangular, gruesa y muy fina-, textura franco-arenosa, elevada presencia de elementos gruesos -40% en volumen-, pH 5.42, color rosáceo en seco y marrón en húmedo y escasas raíces finas; se constituye como un horizonte cámbico. En lo que refiere al horizonte C se desarrolla a partir de 120 cm, posee estructura -fuerte, subangular, gruesa y muy fina-, textura franco-arenosa, elevada presencia de elementos gruesos -50% en volumen-, pH 5.45, color pardo amarillento oscuro en seco y marrón oscuro en húmedo y raíces muy pocas y muy finas. Los datos acerca del perfil expuesto se han obtenido de (Badía y Ruiz, 2014).

Perfil de suelo: Pinar de La Tonda								
Horizonte	Profundidad (cm)	pH (H ₂ O)	C orgánico (%)	Color seco	Color húmedo	Repelencia al agua (segundos)	Elementos Gruesos (%)	Capacidad de Cambio(%)
Ah	-25	6,10	1	7,5YR 5/3	7,5YR 3/3	<1	73,487	22,0732
AB	-50	5,49	0,3665	7,5YR 7/3	7,5YR 4/3	<1	72,525	19,3746
B	-70	5,42	0,02	7,5YR 7/3	7,5YR 5/3	2,3	80,175	17,6385
C	-120	5,45	0,186	7,5YR 7/4	7,5YR 3/4	<1	94,07	5,7248

Figura 7. Principales características del Perfil de suelo: Pinar de la Tonda. Fuente: (Badía y Ruiz, 2014)

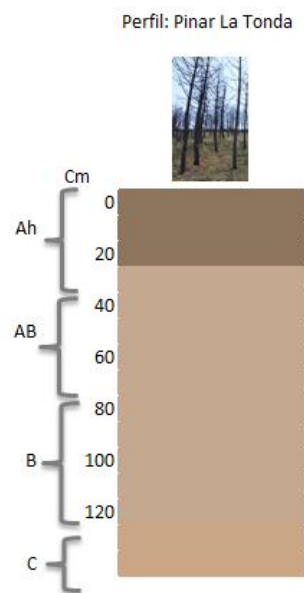


Figura 8. Perfil de la Tonda.

3. OBJETIVOS

El presente proyecto tiene como objetivo fundamental el estudio de los procesos ambientales en laderas de pinar de *Pinus pinaster* del Parque Natural del Moncayo incendiadas en agosto de 2012. Más concretamente se plantean los siguientes objetivos:

Objetivos de carácter metodológico:

- Iniciarse en el diseño y realización de un proyecto experimental de trabajo de campo en todas sus etapas y adquirir destrezas que permitan afrontarlas con éxito.
- Contrastar metodologías diferentes para el estudio de la regeneración de la vegetación en áreas incendiadas.

Objetivos de carácter científico:

- Observar e interpretar las formas y pautas de regeneración de las especies herbáceas, arbustivas y arbóreas de la zona de estudio.
- Evaluar si existe regeneración directa de la especie *Pinus pinaster*.
- Analizar la diferente respuesta de la regeneración de la vegetación tras el incendio ante dos posibles tratamientos: intervención mediante tala y extracción de la madera y no intervención y permanencia *in situ* de la necromasa.
- Cuantificar los procesos erosivos que se producen en el área de estudio ante dos posibles tratamientos: intervención mediante tala y extracción de la madera y no intervención y permanencia *in situ* de la necromasa y evaluar si existen diferencias significativas entre ambos.
- Extraer conclusiones que puedan colaborar al logro de una gestión post-incendio adecuada de los espacios objeto de estudio y de una postura activa ante la problemática existente.

4. METODOLOGÍA

En el presente apartado se exponen las diversas fases metodológicas y métodos utilizados para la realización del estudio de los procesos ambientales en laderas de *Pinus pinaster*. A continuación se recoge un esquema que sintetiza el conjunto de fases metodológicas.

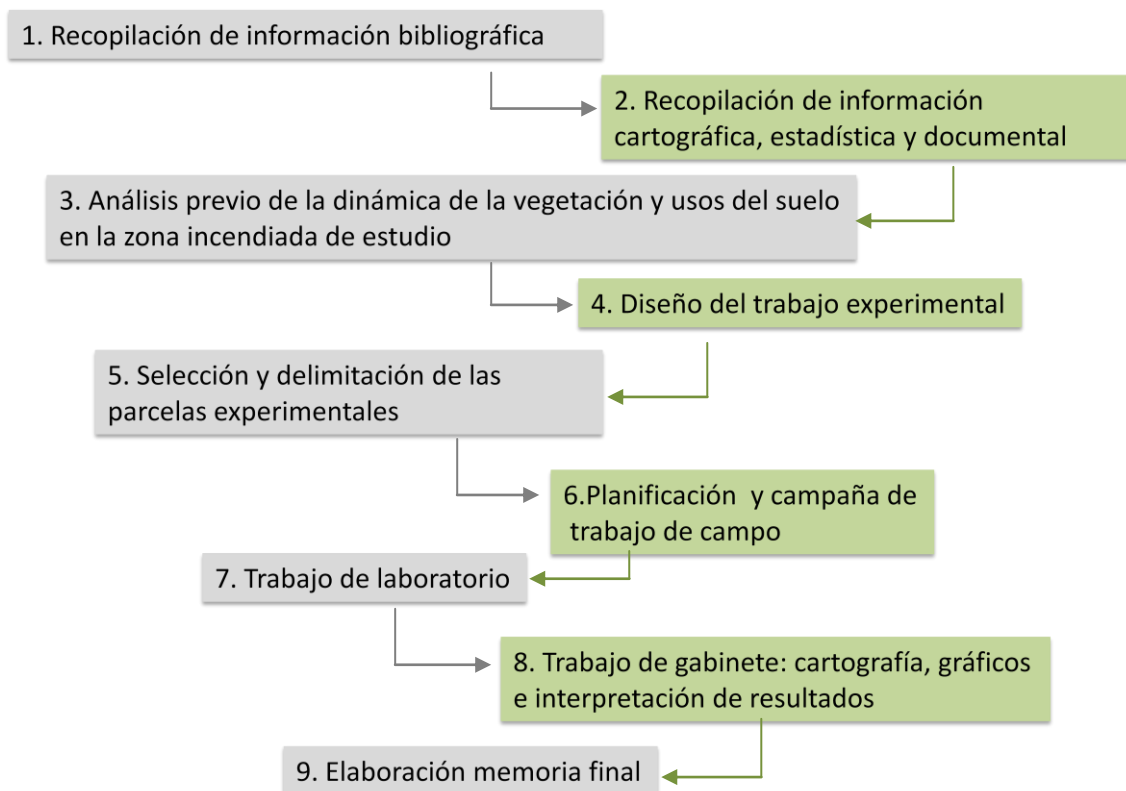


Figura 9. Esquema metodológico.

4.1. Recopilación de la información bibliográfica referida al área de estudio, lectura y revisión crítica de la misma.

El Macizo del Moncayo y sus espacios contiguos han sido objeto de estudio de numerosos científicos. Por ello encontramos publicaciones relativas a diferentes temáticas: geomorfología, vegetación, edafología, ciclo hidrológico, climatología, población, usos del suelo etc. La realización del presente trabajo ha conllevado una inmersión previa en la bibliografía referida al entorno de trabajo. Entre las publicaciones consultadas cabe mencionar las de autores como: (Braun-Blanquet, 1957); (Bolos, 1989); (Cuadrat, 1988); (García, 1957); (Ibarra, Echeverría y Martínez, 2003); (Longares, 2004); (Pellicer, 1984,1988,2000) etc.

4.2. Recogida de la información cartográfica, estadística y documental relativa al área de estudio.

Este apartado metodológico refiere a la recopilación e inclusión de información de diversa tipología que ha sido necesaria para la realización de la memoria. En lo que refiere a la información cartográfica se ha obtenido de diversas fuentes entre las que cabe mencionar: SITAR, Gobierno de Aragón y del proyecto Seguimiento post-incendio de la regeneración vegetal y de los procesos de erosión en el Macizo del Moncayo. Diputación Provincial de Zaragoza-Dpto de Geografía Universidad de Zaragoza. Por su parte la información estadística relativa a precipitaciones y temperaturas de la estación experimental de Calcena fueron proporcionadas por miembros del Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio de la Universidad de Zaragoza -finalmente no se ha hecho uso de las mismas (ver apartado 4.5.2)- así como los datos oficiales de Aemet, en lo relativo a la estación meteorológica de Borja.

4.3. Análisis previo de la dinámica de la vegetación y usos del suelo en la zona incendiada objeto de estudio.

Para la realización de este análisis se ha precisado de trabajo de gabinete basado en la recopilación de ortofotografías y fotografías aéreas de la zona de estudio, que permitieran mostrar, de forma visual, los procesos de sucesión o regresión que la vegetación ha presentado en este espacio desde mediados del siglo pasado así como las intervenciones antrópicas más significativas que se hayan realizado. Las fotografías obtenidas - correspondientes a los años 1957, 1981-84, 1997, 2006 y 2012- se incluyen en una cartografía realizada en un entorno SIG. A su vez, se ha precisado de la consulta a un Agente de Protección de la Naturaleza, concretamente a Pedro Vicente Ruíz, quien ha proporcionado las fechas acerca de los principales hitos que se han sucedido en la zona estudiada y que son de gran importancia para poder interpretar de forma adecuada los datos recogidos así como extraer conclusiones válidas. Por otro lado, y como complemento, también se ha procedido a la recopilación de bibliografía para la elaboración de una contextualización que mostrara la problemática candente de deforestación a comienzos del siglo pasado.

4.4. Diseño del trabajo experimental

En el diseño experimental inicial estaba previsto la delimitación de dos parcelas en las que se interviniera mediante la saca de madera con mulas, que es una de las intervenciones que se realizan habitualmente tras los incendios en áreas forestales, y de otras dos parcelas en las que

no se realizase ninguna intervención de manera que permaneciera *in situ* la necromasa restante del incendio. Las parcelas se diseñaron de 50 x 50 m. para realizar en ellas transectos longitudinales de vegetación e instalar trampas de sedimentos para controlar las posibles diferencias de los procesos erosivos.

Se instalaron finalmente tres parcelas dispuestas en una ladera con pendiente fuerte, de en torno al 48% (ver figura 1). En dos de las parcelas (las de los dos extremos) se procedió a la saca de madera con mulas tal y como estaba previsto. Sin embargo en las otras dos parcelas destinadas a no sacar la madera, no pudo evitarse dicha intervención y tan solo se consiguió que la parcela central quedase como testimonio de esta situación.

El diseño planteaba realizar transectos de vegetación a lo largo de los 50 m. tanto en la parcela intervenida con saca de madera como en la no intervenida, en varios momentos a lo largo del periodo de trabajo. Igualmente se planteaba la recogida de los sedimentos en las trampas instaladas para poder relacionar los datos de erosión con los de la regeneración de la vegetación con tratamientos distintos.

Por otro lado, en la parcela central sin intervenir también se planteó realizar un inventario vegetación (10x10 m UTM: 30T 610667 X 4619200 Y.) para ser contrastado con el pinar control no quemado y poder comparar un procedimiento metodológico diferente.

La metodología utilizada en el presente trabajo para llevar a cabo el diseño experimental expuesto se divide en dos grandes áreas temáticas, ligadas a los dos tipos de procesos ambientales analizados. La regeneración de la vegetación y el análisis de los procesos erosivos. A continuación se recogen de forma explícita cada una de ellas.

4.4.1. Metodología para el estudio de la regeneración de la vegetación.

En el presente análisis se han utilizado dos tipos de método de análisis de la vegetación que permiten evaluar la regeneración post-incendio. Ambos se basan en la toma de datos en campo y son el inventario de vegetación por especies y estratos y el transecto de vegetación según el método MIFC.

El inventario de vegetación se ha realizado siguiendo el método del inventario fitosociológico con el índice de abundancia dominancia por especies (Braun-Blanquet, 1979) pero añadiendo información acerca de la estratificación vertical de los biotipos - arbóreo, arborescente, arbustivo, subarbustivo y herbáceo- (Bertrand, 1966). Así, se ha calculado la abundancia-dominancia por especie y la abundancia-dominancia del conjunto del estrato así como su índice de sociabilidad. La selección y delimitación del espacio destinado al levantamiento del inventario de vegetación se ha realizado tomando como criterios: la representatividad de la vegetación, la severidad del fuego y su inclusión en las parcelas experimentales diseñadas con anterioridad.

Dichos inventarios se han realizado en dos espacios con características diferenciadas: el primero en un sector del pinar con encinas quemado habiendo seleccionado como representativo la parcela experimental central (ver figura 1), un espacio con permanencia *in situ* de la necromasa; el segundo inventario en una zona de pinar sin quemar, a modo de

parcela control, manteniendo la exposición, la situación topográfica y el tipo de sustrato. Cabe señalar que la altitud no pudo ser la exactamente la misma puesto que el incendio calcinó los pinares de similares características a la cota que se sitúan las parcelas experimentales.

Una vez realizados los inventarios, se incluyen los datos de campo en una base de datos para proceder al tratamiento analítico y elaborar las pirámides de vegetación y gráficos circulares para facilitar la interpretación de los resultados.

Las pirámides de vegetación se realizan sobre un diagrama binario con un eje vertical y otro horizontal, a partir de cual se consideran los siguientes elementos (ver figura 10):

- La anchura de la barra horizontal en cada estrato se construye en función de la abundancia-dominancia por estratos (unidades convencionales de 1 a 5 en ambas direcciones a partir del eje vertical) otorgándose los siguientes valores: 5 al estrato que recubre más del 75% de la superficie; 4 al estrato entre 50 y 75% de la superficie; 3 al estrato entre el 25 y el 50% de la superficie; 2 al estrato entre el 5 y el 25% de la superficie; y 1 al estrato con una cobertura de entre 1 y 5% de la superficie.
- Las barras horizontales se rellenan con colores que informan sobre la proporción de las principales especies.

Estrato	Altura de las plantas (m)	Anchura de la barra (cm)
Herbáceo	0-0,5	0,5
Subarbustivo	0,5-1	1
Arbustivo	1-3	1
Arborescente	3-7	1,5
Arbóreo	>7	2

Figura 10. Relación de medidas escalares entre la gráfica y la realidad para la pirámide de vegetación.

Por otra parte se han confeccionado, partiendo de las especies existentes en cada uno de los inventarios, gráficas circulares con los siguientes criterios: corología, forma biológica y estrategia reproductiva siendo este último criterio de gran importancia para la interpretación de la regeneración postincendio como ha quedado patente en numerosas investigaciones que fundamentan incluso modelos predictivos (Llovet *et al.*, 2010; Duguy *et al.*, 2012; Rodrigues *et al.*, 2012; Rodrigues *et al.*, 2014). Dicha información expuesta de forma gráfica facilita la visualización de los resultados y su interpretación.

El transecto de vegetación se ha realizado siguiendo el método MIFC (método por transectos de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (Cámara y Díaz del Olmo, 2013). *"La implementación del MIFC identifica las formaciones vegetales como unidades fisionómico-estructurales-fenológicas, considerando como factores mesológicos las formaciones superficiales (suelos, sedimentos y paleosuelos principalmente), la unidad hidrogeomorfológica y las condiciones bioclimáticas en las que están insertas"*; esta perspectiva resulta de interés para ser aplicada en el estudio de la regeneración de la vegetación en las parcelas experimentales.

La técnica utilizada para la realización del (MIFC, 2013) ha sido el transecto lineal en parcela de 50x2 m (100 m²) semejante al método de (Gentry, 1982 y 1988). Para establecer la estructura vertical y horizontal de las especies leñosas arbustivas y subarbustivas se considera para cada individuo la altura, el diámetro mayor y menor si no posee un DAP (diámetro a la altura del pecho) superior a 2 cm, y el radio mayor y menor de la copa; si posee un DAP igual o superior a 2 cm. Se añade en la toma de datos la posición del individuo identificado y medido, tanto en su distancia longitudinal en el transecto lineal de 50 m, como su separación a derecha o izquierda del eje del transecto.

La selección y delimitación del espacio destinado a los transectos de vegetación se ha realizado tomando como criterios: la representatividad de la vegetación, la severidad del fuego y su inclusión en las parcelas experimentales diseñadas con anterioridad. Los transectos de vegetación se han desarrollado en las parcelas experimentales calcinadas oeste y central (ver figura 1). A dichas parcelas se les han aplicado tratamientos distintos con el objetivo de analizar las posibles diferencias de los mismos en un ambiente post-incendio. En la primera de las mismas -oeste- se ha procedido a la tala y extracción de la madera mediante tracción animal (caballería) mientras que en la segunda -central- la necromasa ha permanecido in situ.

Una vez obtenidos los inventarios habiendo incluido los datos de campo en una base de datos se procede al tratamiento analítico, el cual, se agrupa en cuatro tipos de resultados según establecen (Cámara y Díaz del Olmo, 2013). Dichos resultados son:

- Características de los atributos de las unidades de muestreo y sus elementos.
- Características estructurales de la formación vegetal.
- Índices de diversidad.
- Tratamiento estadístico multivariante de las parcelas inventariadas según análisis Cluster con el análisis de similitud de Morisita.

Las características estructurales de la unidad de muestreo se han realizado mediante la elaboración de Diagramas Ecodinámicos de Riqueza-Estructura-Cobertura (DEREC) y diagramas de burbujas.

La elaboración de los DERECS se realiza sobre un diagrama binario con un eje vertical y otro horizontal, a partir de cual se consideran los siguientes elementos (ver figura 11):

- La anchura de la barra horizontal en cada estrato se construye con el número de especies (por ejemplo: 10 especies se distribuyen 5 a cada lado del eje; 11 especies, 5,5 a cada lado del mismo).
- Dentro de la barra resultante, se incorpora una gradación de color que expresa la cobertura del estrato (0-5%; 5-10%; 10-25%; 25-40%; 40-60%; > 60%). Es preciso señalar que se ha incorporado el intervalo 0-5% respecto a los propuestos por (Cámara y Díaz del Olmo, 2013) por considerarlo representativo.
- Además se propone una modificación del planteamiento expuesto por (Cámara y Díaz del Olmo, 2013) al incorporar dentro de las barras resultantes una trama que permite diferenciar las especies rebrotadoras, germinadoras y facultativas empleando este criterio debido a la relación de la estrategia reproductiva con el estudio de la regeneración de la vegetación post-incendio. Mencionar que el criterio puede variar en función del estudio que se desee realizar incluyendo otros criterios ligados a la ecología, corología etc.

Tras la elaboración de los DERECS se realiza un análisis comparativo entre los mismos que permite establecer la dinámica de las formaciones vegetales, aspecto importante en el estudio de la regeneración de la vegetación en zonas incendiadas.

Estratos	Realidad	Altura en la pirámide
arbóreo 4 muy alto (A4)	>20 m	3 cm
arbóreo 3 alto (A3)	10-20 m	3 cm
arbóreo 2 (A2)	5-10 m	3 cm
arbóreo 1 (bajo) (A1)	3,5-5 m	3 cm
arbustivo alto (ab_a)	1,5-3,5 m	3 cm
arbustivo (ab)	0,6-1,5 m	1 cm
subarbustivo (s_ab)	0,3-0,6 m	1 cm
herbáceo (h)	<0,3 m	0,5 cm

Figura 11. Relación de medidas escalares entre la gráfica y la realidad para el DERECS. Fuente: Cámara y Díaz del Olmo, 2013.

Por su parte, la representación gráfica de la cobertura de las especies en el transecto la obtenemos a través del «Diagramas de Burbujas» (DB). Su elaboración se obtiene a través del software Excel de Microsoft, en cuya representación se calcula la superficie de cobertura para los matorrales, según el área de la elipse con el producto de los semiejes por el número π ($a*b*\pi$), o el área de la copa en el caso de que presenten los arbustos y árboles DAP a partir del radio medio (Cámara y Díaz del Olmo, 2013).

En el presente estudio se han elaborado diagramas de burbujas que incluyen el conjunto de especies presentes en el transecto lineal así como diagramas realizados con diversos criterios: estrategia reproductiva, forma biológica y corología que permiten observar las diferencias entre especies y evaluar la dinámica de las formaciones vegetales en un ambiente post-incendio.

En lo que respecta a la caracterización de la diversidad y dominancia se ha utilizado el índice de (Shannon-Wiener, 1949) resultado de la elección de uno de los propuestos por (Cámara y Díaz del Olmo, 2013). Dicho índice se calcula por la fórmula $H' = -\sum [(p_i)\ln(p_i)]$ (nats), donde: $p_i = n_i/N$; n_i es el número de individuos de la especie i ; N es el número de individuos totales. Se trata de una relación entre abundancia y riqueza y expresa la uniformidad de los valores de abundancia a través de todas las especies de la muestra. Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie, y el logaritmo neperiano de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos. El cálculo de este índice se ha realizado mediante el programa Past.



Figura 12. Izquierda: transecto lineal de vegetación en la parcela con necromasa in situ. Figura 13. Centro: transecto lineal de vegetación en la parcela con extracción de la necromasa. Figura 14. Derecha: realización del transecto lineal.

4.4.2. Metodología para el análisis de los procesos erosivos.

El método utilizado para el análisis de los procesos erosivos en laderas pendientes del Parque Natural de la dehesa del Moncayo es el de parcelas experimentales con trampas de sedimentos. Un método que según establecen (Cerdà *et al.*, 2010) está profusamente probado "ningún otro método se ha utilizado más y en más países". Se trata de un método, en términos de (Cerdà *et al.*, 2010), sencillo aunque laborioso que consiste en instalar un colector de arroyada y un depósito donde poder almacenarla. También se precisa de la existencia de una estación meteorológica en la parcela con pluviómetros o pluviógrafos.

En el presente trabajo se ha optado por la construcción de cuatro parcelas abiertas en las que no se han delimitado el área productora de sedimentos. Este sistema, ideado por (Gerlach, 1967), se desarrolló desde una perspectiva puramente geomorfológica con el fin de conocer la transferencia de sedimentos a lo largo de una ladera (Cerdà *et al.*, 2010). Dichas parcelas se han colocado en espacios en los que se han realizado tratamientos diversos post-incendio; dos de las parcelas se colocaron en la parcela de 50x50 m con presencia in situ de necromasa y las dos restantes en la parcela donde se taló y extrajo la madera mediante tracción animal (caballería). Cada una de las parcelas cuenta con un colector que actúa de trampa de sedimentos o "silt fence" donde quedarán atrapados los materiales transportados por arroyada. Dichas trampas se construyeron mediante la colocación de un canalón de PVC cerrado por sus laterales que permite recoger el sedimento de diverso calibre, como se observa en la figura 15. En lo que refiere a la existencia de un depósito no se colocaron ya que se parte de la hipótesis de que la erosión de materiales finos será escasa, debido a la presencia en la ladera de una gran pedregosidad. Por otra parte, en lo relativo a la estación meteorológica se cuenta con los datos de un espacio cercano situado en Calcena, de la que se obtendrán los datos para realización del presente trabajo.

La recogida de datos de erosión en campo se realizó mediante visitas periódicas (al menos una al mes). La toma de datos se inició a los 14 meses del incendio (octubre de 2013) y se prolongaron hasta mayo de 2014. Las fechas concretas de toma de datos se recogen en la figura 18.



Figura 15. Trampa de sedimentos construida con un canalón de PVC.

Tras la recogida en campo de los sedimentos se procede al secado y pesado de los mismos en laboratorio. Para ello se colocan los sedimentos recogidos de las diversas trampas en la estufa a 105 grados durante 24 horas y posteriormente se pesaron. Tras ello se tamizan los sedimentos según un calibre 0,8 mm y 0,2 mm y se pesa cada una de las muestras obtenidas tras el tamizado obteniendo tres calibres: más de 0,8 mm; entre 0,2y 0,8 mm y menos de 0,2 mm.

Posteriormente se realizó un tratamiento estadístico de los datos obtenidos, tomando en consideración la fracción fina <8 mm puesto que la erosión del suelo resulta de la pérdida de la misma. Estos procesos se desarrollaron mediante el uso de una base de datos en un entorno Office. Es preciso señalar que dichos datos no se han podido relacionar con las precipitaciones de la estación meteorológica experimental de Calcena, debido a problemas derivados del funcionamiento de la misma.

Problemas metodológicos.

Es preciso señalar que se establecieron primeramente cuatro trampas de sedimentos o "silt fence", localizadas en el mismo espacio que las finales, construidas con geotextil. Dichas trampas no lograron resistir ante las "inclemencias del tiempo" y fue necesario la modificación del sistema. Las trampas y el estado en que quedaron, tras una granizada se observan en las figuras (16 y 17).



Figura 16 y Figura 17. Estado de las trampas de sedimentos construidas con geotextil antes y después de la granizada.

4.5. Selección y delimitación de las parcelas experimentales.

Los criterios para la selección y delimitación de las parcelas experimentales fueron los siguientes:

- Ladera incendiada con pinar de *Pinus pinaster* representativa de las laderas del Macizo del Moncayo y suficientemente amplia para instalar varias parcelas con diferentes tratamientos.
- Un mismo grado de severidad del fuego, para lo que se utilizó el mapa de severidad del fuego (Figura 2) además del propio trabajo de campo.
- Área perteneciente al Parque Natural en donde el Gobierno de Aragón tuviera capacidad de gestión.
- Cuestiones prácticas de accesibilidad y de posibilidad real de “reservar” áreas experimentales que quedasen excluidas de los tratamientos generalizados a aplicar en la zona.

Para poder aplicar estos criterios se realizaron varias jornadas de reconocimiento directo de toda la superficie del incendio (21-03-2013; 04-05-2013 y 10-05-2013) por parte de un equipo de trabajo considerable compuesto por: técnicos responsables del área forestal del Gobierno de Aragón, de Agentes de Protección de la Naturaleza del Moncayo, varios profesores del Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio y los alumnos que realizamos los proyectos en la zona de estudio. Tras las jornadas de campo, el debate y el contraste de opiniones y de opciones posibles, se seleccionó la ladera de la Tonda (Figura 1) y se procedió a la delimitación de las parcelas experimentales de 50*50 m.

Por otro lado, se seleccionó también una zona control en un pinar próximo al municipio de Talamantes que presentaba características similares a los pinares quemados estudiados mediante las parcelas experimentales.

4.6. Planificación y campaña de trabajo de campo.

En el diseño experimental se planteó una toma de datos quincenal, para el conjunto de proyectos de los alumnos llevados a cabo en el área incendiada del Moncayo. Sin embargo, esta periodicidad quedaba sujeta a diversos condicionantes fundamentales: la disponibilidad de tiempo por parte del alumno -debido a la necesidad de compatibilizar esta actividad de iniciación a la investigación con los horarios lectivos y el conjunto de asignaturas del grado-, la financiación existente, las condiciones meteorológicas, las épocas del año que favorecen la toma de ciertos datos en campo y la disponibilidad de colaboración por parte de los agentes forestales y los retenes. Cabe mencionar, se ha realizado un gran esfuerzo a lo largo de todo el periodo de realización para planificar el trabajo de campo, poniendo de acuerdo a más de seis personas en cada ocasión (en ocasiones hasta más de diez personas). A continuación se presenta el conjunto de salidas de campo, con duración de una jornada completa, que se han realizado en el presente proyecto organizadas en función de las tareas acometidas.

Cronograma de trabajo de campo	
Tareas realizadas	Días
Visita a la zona de estudio, delimitación de la misma, definición de parcelas	21-03-2013;04-05-2013 y 10-05-2013
Transecto en la parcela sin intervención (permanencia de la necromasa)	23-05-2013;07-06-2013;02-09-2013;24-09-2013; 14/05/2014
Transecto en la parcela con intervención	24/09/2013; 14/05/2014
Inventario en la parcela sin intervención (permanencia de la necromasa)	07/06/2013; 14-05-2014
Inventario en pinar control sin quemar	14/05/2014
Recogida de sedimentos en trampas de geotextil (parcela sin intervención y con pinos extraídos).	08/10/2013; 24/10/2013
Recogida de sedimentos en parcela sin intervención y en parcela con pinos extraídos.	07-11-2013;27-11-2013;08-01-2014; 19-02-2014; 12-03-2014; 09-04-2014; 14/05/2014
Operaciones de montaje de las trampas	24-09-2013 y 24-10-2013

Figura 18. Cronograma de trabajo de campo.

4.7. Trabajo de laboratorio.

Con posterioridad al trabajo de campo ha sido preciso trabajo de laboratorio para determinar por un lado las especies de vegetación existentes en las parcelas de estudio mediante el trabajo con claves florísticas y por otro lado los análisis con las muestras de suelo tomadas (secado y clasificación granulométrica entre fracción fina y gruesa).

4.8. Trabajo de gabinete: elaboración de cartografía y aparato gráfico e interpretación de resultados.

En esta etapa metodológica se enmarcan actividades diversas, entre las que cabe mencionar: inclusión de los datos de campo en bases de datos, análisis y tratamiento de la información mediante las metodologías expuestas con anterioridad, elaboración de cartografía, gráficas y tablas que sirven de apoyo para la interpretación de los resultados y que se incluyen en la memoria final.

4.9. Elaboración de la memoria final.

Constituye el último periodo metodológico del presente proyecto y se compone de la suma de la información obtenida en los periodos anteriores, la cual, se presenta redactada en un marco científico. En la misma se realiza una introducción, se caracteriza el área de estudio, se exponen los objetivos del análisis, la metodología, los resultados, se realiza una discusión de los mismos tomando en consideración estudios previos y se adjunta la bibliografía utilizada para su elaboración.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

En el presente apartado se exponen los resultados ligados al estudio de los procesos ambientales de regeneración de la vegetación postincendio -inventarios de vegetación y transectos lineales-. Se aborda en primer lugar un análisis de la evolución de la vegetación y usos del suelos del entorno de las parcelas experimentales pues es imprescindible contar con esta información para poder interpretar adecuadamente los procesos de regeneración de la vegetación actuales. A continuación se presentan y comentan los resultados obtenidos mediante inventarios de vegetación y más tarde los obtenidos mediante transectos posibilitando así la comparación de ambos métodos. Por último, se exponen los resultados relativos a los procesos hidrogeomorfológicos erosivos postincendio.

5.1. Análisis previo al incendio de la dinámica de la vegetación y usos del suelo en la zona objeto de estudio.

La presentación de resultados y discusión de los mismos parte de un breve análisis de la dinámica de la vegetación y de los usos e intervenciones que se han sucedido en las últimas décadas en el área objeto de estudio, puesto que es una información muy valiosa que permite interpretar los datos de los procesos ambientales actuales. En efecto, la recurrencia de incendios es un factor que, si es muy elevado, puede generar que algunas especies no se puedan regenerar adecuadamente, lo que puede significar una pérdida de biodiversidad, un incremento de procesos erosivos, y en general, una disminución de la calidad de paisaje (Pausas, 2004).

Las tierras del Moncayo no se pueden entender sin la huella cultural y la presencia antrópica en las mismas. Como establece (Pellicer, 2000) "*La acción milenaria del hombre en la zona se caracterizó hasta principios del siglo XIX por practicar la ganadería como labor principal, en combinación con la minería y los aprovechamientos tradicionales del bosque: leña, carboneo, madera y caza*". A su vez expone que la desamortización y las transformaciones de la estructura de la propiedad durante el s. XIX supusieron la quiebra del sistema tradicional produciéndose grandes talas y extensas roturaciones que dieron al traste con los recursos forestales incrementando los procesos de erosión del suelo. Una de las roturaciones más importantes se llevaron a cabo a comienzos del siglo XX en el periodo de 1904 a 1925.

Entre las acciones antrópicas causantes de la sobreexplotación de los bosques, encontramos como una de las prioritarias el carboneo, estando representado especialmente por pueblos como San Martín, Añón, Talamantes y los de la cabecera del Isuela, Pomer, Purujosa, Calcena y Trasobares (García, 1957). En términos de dicho autor "*Cuando se acabó de talar, los carboneros de Añón y Alcalá arrancaron hasta las raíces*".

Ante la pérdida de gran parte de la cubierta vegetal se comenzó a partir de los años 1920 a repoblar, primeramente en las faldas del Moncayo y posteriormente en los somontanos. Se repobló con pinos lo que generó la pérdida perpetua de los pastos, puesto que estas formaciones boscosas impiden el desarrollo de un sotobosque rico. Ello supuso para los pueblos del somontano Sur, con una actividad basada en la ganadería y una agricultura pobre en las vaguadas pedregosas la necesidad de que los habitantes de dichos espacios emigraran hacia tierras más fértiles (García, 1957).

Teniendo en consideración el contexto sociocultural expuesto con anterioridad abordamos las modificaciones acaecidas en el espacio objeto de nuestro estudio desde mediados del siglo pasado que se pueden observar en la Figura 19.

Durante la primera mitad del siglo XX y hasta 1960-1961 este sector era de propiedad privada, concretamente de diez particulares, los cuales explotaban los recursos forestales mediante carboneo, pastoreo, extracción de leña etc. Estos usos y aprovechamientos explican que en la fotografía aérea del año 1956 se observe ausencia total de arbolado y una densidad vegetal muy escasa de matorral. Será en 1960-61 cuando las autoridades públicas -Gobierno de Aragón- compren estas propiedades privadas que serán anexionadas al Parque natural de la Dehesa del Moncayo. En este momento se produce pues un cambio de función del uso del suelo pasando de ser un uso de explotación privada a ser un espacio destinado a la conservación. En el año 1962-1963 se repobló una amplia zona de la que es representativa la ladera con *Pinus pinaster* seleccionada para este estudio, debido a la fuerte deforestación existente en ese espacio. Dicha repoblación se realizó mediante ahoyado manual, realizando el mismo mediante el uso de tracción animal. Desde ese momento la regeneración del pinar repoblado evolucionó de forma natural sin procederse a realización de aclareos, entresacas u otras labores forestales. También observamos como los individuos de *Quercus ilex subsp. ballota* localizados en la zona sur de las parcelas van desarrollándose de forma natural y adquieren un desarrollo importante.

Tras este periodo que presenta una dinámica vegetal claramente progresiva, alcanzándose una densidad importante como se observa en la fotografía aérea de 1981-84 se produjo una regresión brusca en 1993 debido a un incendio que afectó al pinar de repoblación de *Pinus pinaster*. Hay que señalar que los pies de encinas existentes entre el pinar resistieron en general bien el impacto del fuego -en parte por la mayor capacidad pirofítica de las coníferas-. Tras el incendio se procedió a la tala y saca de madera y se dejó que el *Pinus pinaster* fructificara de forma natural, obteniéndose un resultado óptimo como se observa en los cambios entre las fotografías de 1997-2006 y 2012. Tras este periodo de sucesión secundaria se produjo el Incendio de Calcena en 2012 calcinándose los espacios que actualmente ocupan las parcelas experimentales. Tras el mismo se ha procedido a la intervención generalizada en las zonas de pinar quemado mediante tala y saca de madera; dos de las parcelas experimentales representan esta intervención. La necesidad de contrastar el comportamiento de los procesos de regeneración de la vegetación y la intensidad de los procesos erosivos en espacios donde no se realizase ninguna intervención explica la permanencia *in situ* de la necromasa en la parcela central; lamentablemente, la inercia de la intervención destruyó la segunda parcela experimental sin intervención.

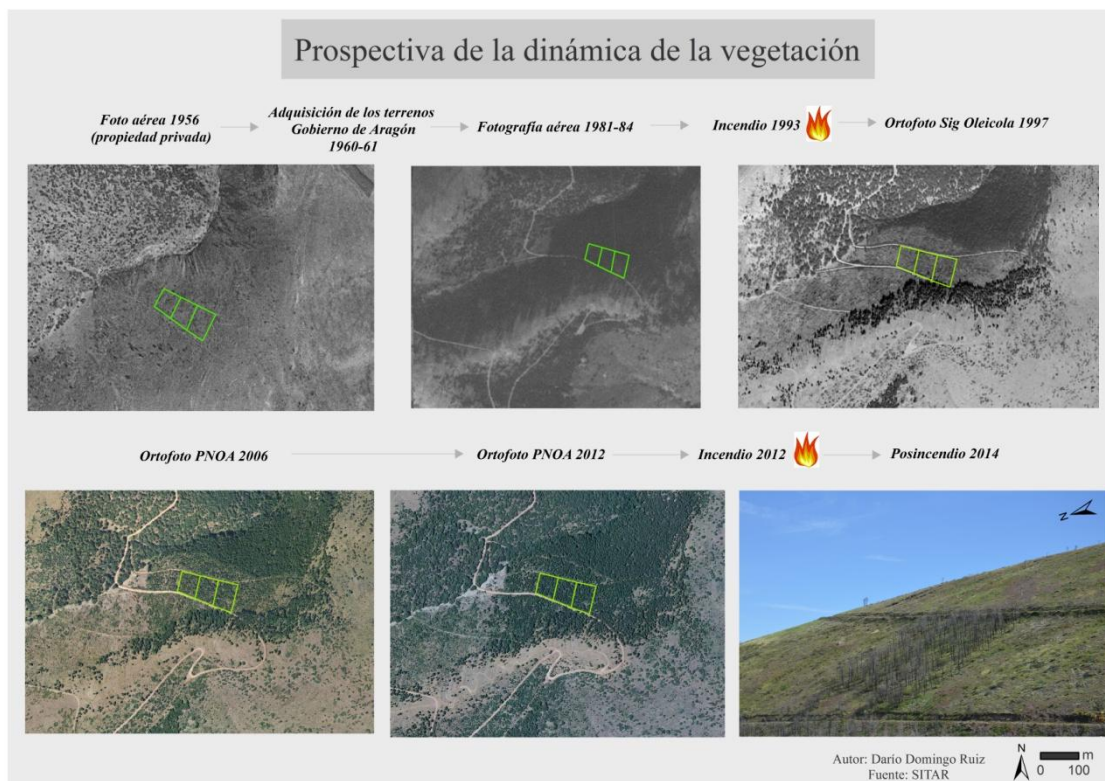


Figura 19. Evolución de la vegetación y usos del suelo desde mediados del siglo XX en el sector estudiado (con localización de las parcelas experimentales)

5.2. Inventarios de vegetación

5.2.1. Análisis por estratos.

Se considera fundamental comenzar por la caracterización de la formación vegetal del pinar con encinas, el cual, es objeto de análisis y es representativo de este amplio sector del Macizo del Moncayo. Ello permitirá establecer comparación con las formaciones vegetales que se han ido sucediendo en este mismo ambiente con posterioridad al incendio.

Se trata de una formación arbórea densa y bien estratificada como puede observarse en las figuras 20 y 21. Es importante destacar que el estrato arbóreo está totalmente ocupado por *Pinus pinaster* con máximo recubrimiento de copas, pero por debajo de este estrato también presenta un recubrimiento significativo el estrato arborescente, en el que la única especie representada es *Quercus ilex subs. Ballota* (encina). Dicha especie se encuentra a su vez con recubrimiento en torno al 10% en el resto de los estratos de esta formación, lo que evidencia la idoneidad de este entorno para el crecimiento de esta especie al encontrarse en su dominio potencial y que convive con el pino introducido. En el estrato arbustivo acompañan a la encina, *Crataegus monogyna* (espino albar), *Rosa pendulina* y *Genista scorpius*. El estrato subarbustivo corresponde a la encina en solitario mientras que el estrato inferior es el que mayor diversidad reúne como se observa en la figura 20, destacando la presencia de brotes de

pinos. Hay que resaltar además el importante recubrimiento del estrato muscinal que cumple una función fundamental de protección del suelo.

Contrastando esta estructura con las de las formaciones vegetales que se han regenerado después del incendio en zonas sin intervenir (figuras 22, 23, 24 y 25) se observa que las herbáceas y las leñosas del estrato inferior a 0.5 m ocupan entre el 50-75% de la superficie inventariada en contraste con el recubrimiento por debajo del 10% del pinar control sin quemar. Constituye, por tanto, el estrato con mayor desarrollo superficial de los prospectados siendo el que experimenta además un incremento de diversidad florística -13 especies en 2013 y 12 especies en 2014, frente a 6 del pinar control-. En este conjunto, son dominantes los terófitos con especies como *Senecio lividu*, *Geranium robertianum* y *Centranthus calcitrapae*, también encontramos herbáceas, entre las que destacan hemicriptófitos como *Festuca Rubra* y *Arenaria Montana subsp. Montana* etc.

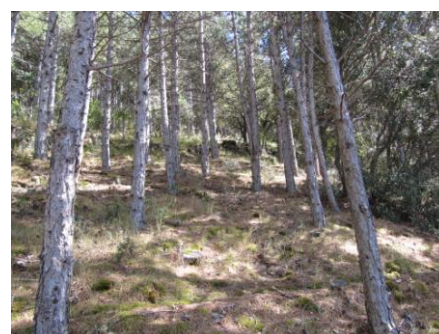
En el estrato subarborescente el porcentaje de ocupación es inferior al 10 % de la superficie del inventario -porcentaje similar a la parcela control-. Es preciso indicar que en el inventario de 2013 solo estaba representado por la especie *Lonísera etrusca*, mientras que en el inventario de 2014 observamos cómo ha rebrotado la especie *Quercus ilex subsp. ballota*, a la cual, acompañan especies como: *Crataegus monogyna*, *Rosa Canina*, *Genista scorpius* etc. Por su parte en el inventario control este estrato está representado en exclusiva por la especie *Quercus ilex subsp. ballota*.

En el estrato arbustivo encontramos un número muy reducido de especies que ocupan una superficie inferior al 10% del área inventariable -entre el 10 y el 25% en la parcela control-. La especie que encontramos en este estrato, solo en el año 2014, es *Crataegus monogyna*. Por su parte en la parcela control encontramos una mayor diversidad *Quercus ilex subsp. ballota*, *Crataegus monogyna*, *Rosa Pendulina* y *Genista scorpius*. Cabe mencionar que en los próximos años pudieran aparecer algunas de estas especies puesto que las encontramos actualmente en estratos inferiores.

En lo referente a los estratos superiores (estratos 4 y 5) no existe presencia de ninguna especie en los inventarios de las parcelas incendiadas en los dos momentos -exceptuando la presencia de *Pinus pinaster* y *Quercus ilex subsp. ballota* calcinadas-. En la parcela control encontramos la presencia de *Quercus ilex subsp. ballota* en el estrato arborescente y *Pinus pinaster* de repoblación en el estrato arbóreo.

Pinar con encinas sin quemar (control)

Localidad	Talamantes		
Topónimo	Parcela control		
Coordenadas UTM	X: 069962 Y: 4620388		
Altitud	945 m.		
Exposición	Ladera norte		
Situación geográfica	Ladera de pinar	Pendiente	
Observaciones	Espacio perteneciente al Parque Natural de la Dehesa del Moncayo		



Estrato	Nombre científico	Abundancia dominancia del estrato	Abundancia dominancia por especie	Índice sociabilidad del estrato
5	<i>Pinus pinaster</i>	5	4,5	5
4	<i>Quercus ilex subsp. ballota</i>	2	2	
3	<i>Quercus ilex subsp. ballota</i>	2	1	
3	<i>Crataegus monogyna</i>	2	+	
3	<i>Rosa pendulina</i>	2	+	
3	<i>Genista scorpius</i>	2	+	
2	<i>Quercus ilex subsp. ballota</i>	1	1	1
1	<i>Pinus pinaster</i>	1	+	
1	<i>Quercus ilex subsp. ballota</i>	1	1	
1	<i>Rubia peregrina</i>	1	1	
1	<i>Erinacea antillis</i>	1	1	
1	<i>Genista scorpius</i>	1	+	
1	<i>Brachypodium retusum</i>	1	+	
1	<i>Helecho sp.</i>	1	1	
0	<i>Musgo sp.</i>	4	4	

Figura 20. Inventario del pinar con encinas sin quemar (control).

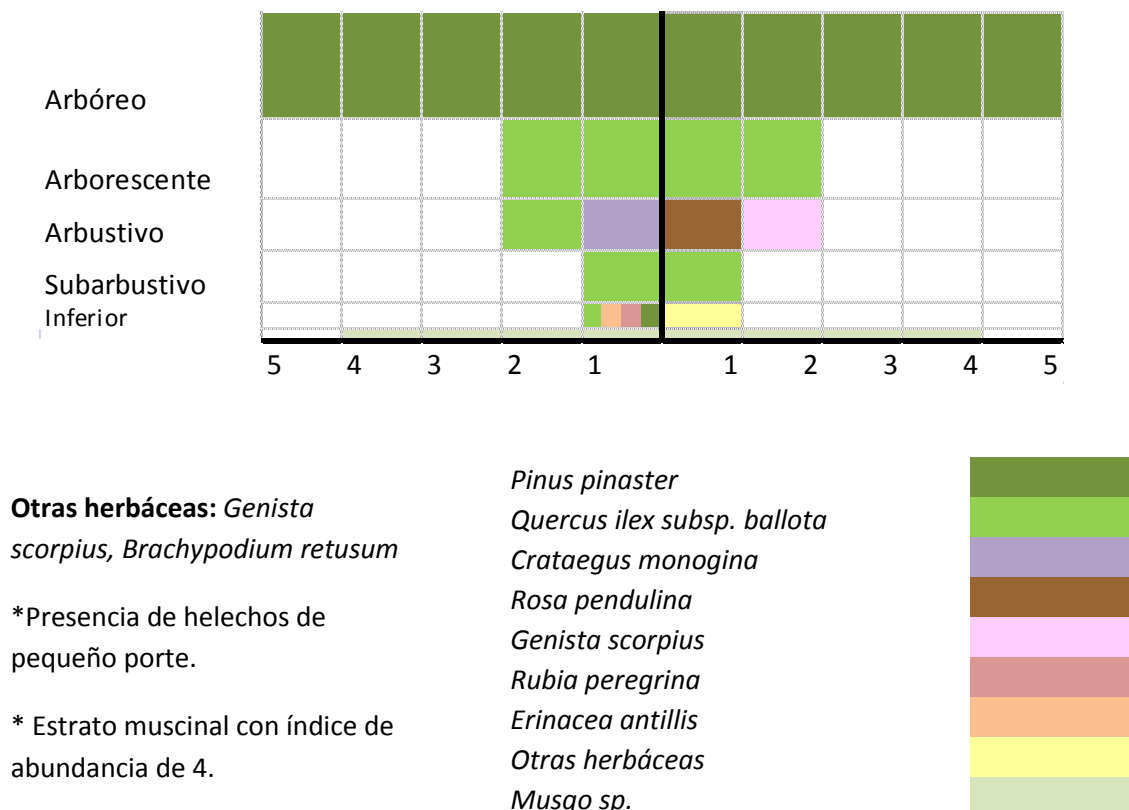


Figura 21. Pirámide de vegetación del pinar con encinas sin quemar (control)

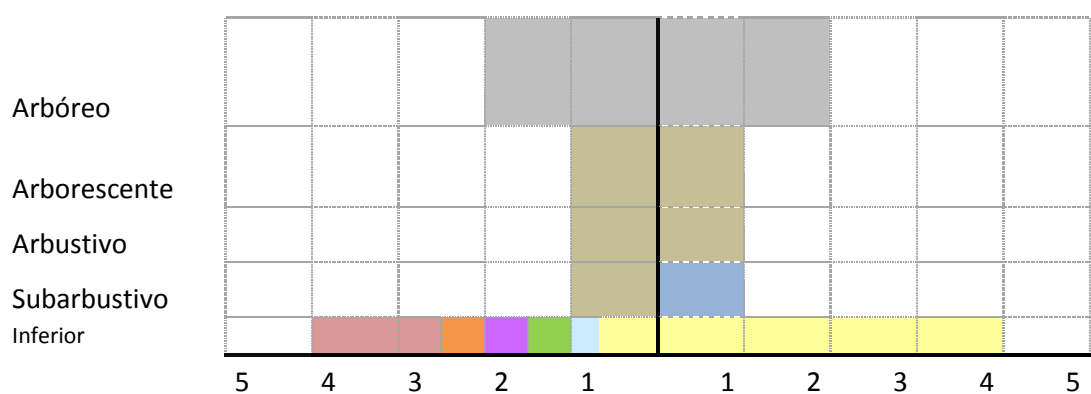
Pinar con encinas un año después del incendio: 07-06-2013

Localidad	Talamantes		
Topónimo	Parcela calcinada (07-06-2013)		
Coordenadas UTM	X: 0610771 Y: 4619411		
Altitud	1085 m.		
Exposición	Ladera norte		
Situación geográfica	Ladera de pinar	Pendiente	48º
Observaciones	Zona quemada de <i>Pinus pinaster</i> repoblado con ahoyado		



Estrato	Nombre científico	Abundancia dominancia del estrato	Abundancia dominancia por especie	Índice sociabilidad del estrato
5	<i>Pinus pinaster quemada</i>	2	2	1
4	<i>Quercus ilex subsp. Ballota quemada</i>	1	1	1
3	<i>Quercus ilex subsp. Ballota quemada</i>	1	1	1
2	<i>Quercus ilex quemada</i>	+	+	1
2	<i>Lonícer a etrusca</i>	+	+	1
1	<i>Rubus hirtus</i>	4	+	
1	<i>Rubia peregrina</i>	4	+	
1	<i>Cephalanthera longifolia</i>	4	+	
1	<i>Festuca rubra</i>	4	1	
1	<i>Senecio lividus</i>	4	+	
1	<i>Asterolinon linum-stellatum</i>	4	3	
1	<i>Geranium robertianum</i>	4	1	
1	<i>Centranthus calcitrapae</i>	4	+	
1	<i>Plantago lanceolata</i>	4	+	
1	<i>Stellaria holostea</i>	4	1	
1	<i>Vicea hirstua</i>	4	1	
1	<i>Medicago lupulina</i>	4	+	
1	<i>Lonícer a etrusca</i>	4	+	

Figura 22. Inventario del pinar con encinas un año después del incendio (2013).



Otras herbáceas: *Rubus hirtus*, *Rubia peregrina*, *Cephalanthera longifolia*, *Senecio lividus*, *Centranthus calcipatrae*, *Plantago lanceolata*, *Medicago lupulina* y *Loníçera etrusca*

Pinus pinaster quemado
Quercus ilex subsp. ballota quemada
Loníçera etrusca
Asterolinon linum-stellatum
Festuca rubra
Geranium robertianum
Stellaria holostea
Vicea hirstua
Otras herbáceas



Figura 23. Pirámide de vegetación del pinar con encinas un año después del incendio (2013).

Pinar con encinas dos años después del incendio: 15-04-2014

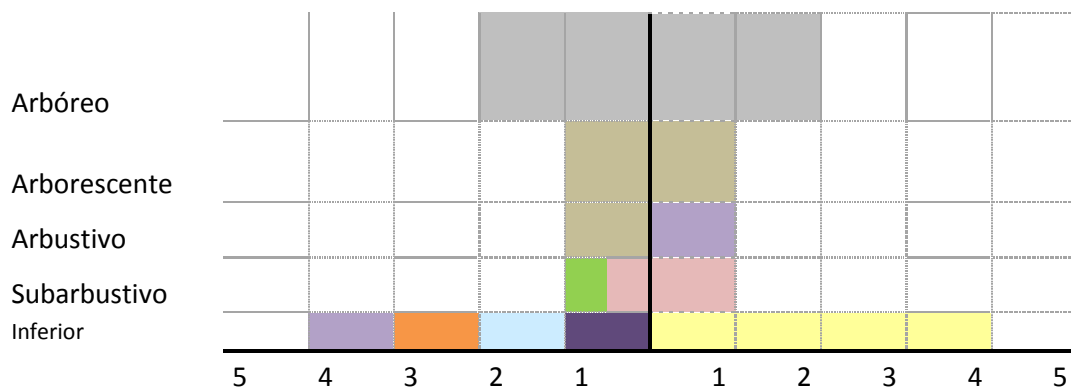
Localidad	Talamantes		
Topónimo	Parcela control		
Coordenadas UTM	X: 0610771 Y: 4619411		
Altitud	1085 m.		
Exposición	Ladera norte		
Situación geográfica	Ladera de pinar	Pendiente	48º
Observaciones	Zona quemada de <i>Pinus pinaster</i> repoblado con ahoyado		



Estrato	Nombre científico	Abundancia dominancia del estrato	Abundancia dominancia por especie	Índice sociabilidad del estrato
5	<i>Pinus pinaster quemado</i>	2	2	1
4	<i>Quercus ilex subsp. Ballota quemado</i>	1	1	1
3	<i>Quercus ilex subsp. Ballota quemado</i>	1	1	1
3	<i>Crataegus monogyna</i>	1	+	1
2	<i>Quercus ilex subsp. Ballota</i>	1	1	1

2	<i>Crataegus monogyna</i>	1	+	1
2	<i>Rosa canina</i>	1	+	1
2	<i>Genista scorpius</i>	1	+	1
2	<i>Genista florida</i>	1	+	
2	<i>Lycium europaeum</i>	1	+	1
1	<i>Rubus hirtus</i>	4	+	
1	<i>Rubia peregrina</i>	4	+	
1	<i>Heleborus foetidus</i>	4	+	
1	<i>Crataegus monogyna</i>	4		1
1	<i>Arenaria Montana subsp. Montana</i>	4		1
1	<i>Digitalis parviflora</i>	4	+	
1	<i>Verbascum thapsus</i>	4	+	
1	<i>Senecio lividus</i>	4	+	
1	<i>Festuca rubra</i>	4		1
1	<i>Geranium robertianum</i>	4		1
1	<i>Centranthus calcitrapae</i>	4	+	
1	<i>Loníçera etrusca</i>	4	+	

Figura 24. Inventario del pinar con encinas dos años después del incendio (2014)



Otros subarbustos: *Crataegus monogyna*, *Rosa canina*, *Genista scorpius*, *Genista florida*, *Lycium europaeum*

Otras herbáceas: *Rubus hirtus*, *Rubia peregrina*, *Heleborus foetidus*, *Digitalis parviflora*, *Verbascum thapsus*, *Senecio lividus*, *Centranthus calcitrapae*, *Loníçera etrusca*

Pinus pinaster quemado
Quercus ilex subsp. ballota quemada
Quercus ilex subsp. ballota
Crataegus monogyna
Arenaria Montana subsp. Montana
Festuca rubra
Geranium robertianum
Otros subarbustos
Otras herbáceas



Figura 25. Pirámide de vegetación del pinar con encinas dos años después del incendio (2014).

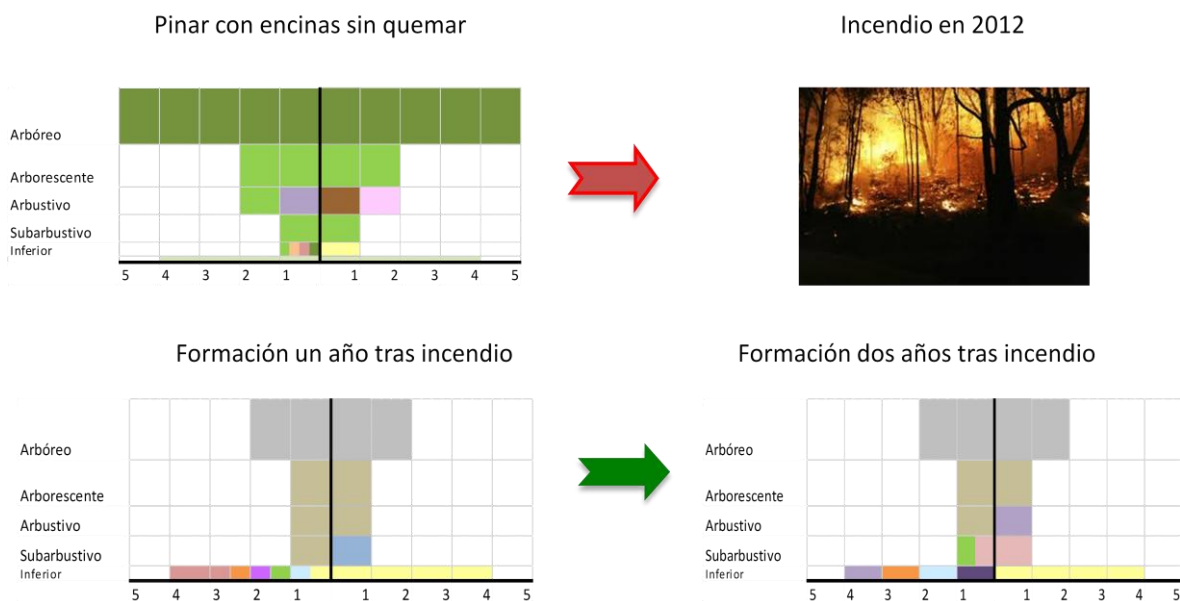


Figura 26. Cambios en la estructura del pinar sin intervención tras sufrir el incendio de 2012.

A modo de conclusión de este apartado, en la figura 26 se pueden observar los importantes cambios en la estructura del pinar tras sufrir el incendio en zonas sin intervención:

- Ausencia de especies vivas en los estratos arbóreo y arborescente dos años después del incendio, pero permanencia de la necromasa de las especies (pinos y encinas) de dichos estratos, reduciendo lógicamente su recubrimiento al carecer de hojas.
- Ausencia de especies vivas en el estrato arbustivo un año después del incendio, pero permanencia de su necromasa (encinas). Dos años tras el incendio se mantiene la necromasa de la encina y hay un pequeño recubrimiento de espino albar.
- Casi total ausencia del estrato subarborescente un año después del incendio con presencia de necromasa, pero dos años después se alcanza un rebrimiento subarborescente similar al pinar control.
- Importante recubrimiento del estrato inferior un año después del incendio que se mantiene en el 2º año. Incremento de la diversidad florística un año después respecto al pinar control y ligera reducción dos años después.
- Ausencia total del estrato muscinal dos años después del incendio.

5.2.2. Análisis por criterios

5.2.2.1. Ecología.

Las especies Indiferentes al sustrato son dominantes en los inventarios realizados tras el incendio representando un 87% en el año 2013 y un 61% en el 2014 -esta característica se mantiene en la parcela control en la que dichas especies representan el 50%- . Por su parte las especies acidófilas ocupan proporciones inferiores representando un 13% en el año 2013 y un 22% en el 2014 -suponiendo el 12% en el pinar control-. La especie más representativa de esta ecología es el *Pinus pinaster*. En lo que refiere a las especies basófilas las encontramos

exclusivamente en el inventario del año 2014 representando un 17 % -frente a un 38% en la parcela control-. Las especies más representativas de esta ecología son: *Genista scorpius*, *Rosa canina* etc. , son en su mayoría leñosas, las cuales, tienden a fructificar de forma posterior a las especies herbáceas (Papió, 1988). Ver figuras 27,28 y 29.

5.2.2.2. Forma biológica.

Las especies macrofanerófitas representan un 20% en 2013 y un 33% en 2014 -frente a un 50% en el pinar control-. El incremento de estas especies se debe a la proliferación de especies leñosas, que tienden a fructificar posteriormente a las herbáceas, como *Crataegus monogyna*, *Rosa canina* o *Genista florida*. Los hemicriptófitos presentan una importancia similar en las parcelas calcinadas: 27% en el año 2013 y 22% en el 2014 -no estando presentes en la parcela control-. La reducción de las mismas puede deberse a que sean plantas anuales o bianuales que aprovechan las condiciones óptimas post-incendio para su establecimiento tendiendo a desaparecer en años posteriores. Lo mismo ocurre con los terófitos cuya reducción es mayor entre 2013 con una representatividad del 33% y 2014 con 17% -no presentes en la parcela control-. Por su parte los nanofanerófitos mantienen su importancia en ambos años con un 13% en 2013 y un 11% en 2014 -no presentes en la parcela control-. En el año 2013 encontramos una especie geófito: *Cephalanthera longifolia* que podría deberse al aprovechamiento de las condiciones óptimas post-incendio. En el año 2014, dos años después del incendio, encontramos la presencia de caméfitos y fanerófitos con una representatividad de 6% y 11% respectivamente -formas biológicas que sí encontramos en el pinar control con una representatividad del 25% en ambas-. Podríamos establecer pues se observa una cierta tendencia hacia las formas biológicas y representatividades del pinar sin quemar con un incremento de los macrofanerófitos, un descenso de hemicriptófitos y terófitos y la presencia de nuevos grupos como los caméfitos y los fanerófitos. Ver figuras 30, 31 y 32.

5.2.2.3. Corología.

Las especies mediterráneas son dominantes en los inventarios del pinar calcinado representando un 47% en el año 2013 y un 50% en el año 2014 -esta característica es común a al pinar control con un 75% de especies mediterráneas-. Por su parte las especies eurosiberianas representan el segundo grupo más fructífero con un 33% en el año 2013 y un 39% en el 2014 -siendo en el pinar control de 12%-. El incremento se debe a la fructificación de especies como *Rosa canina*, *Crataegus monogyna*, *Verbascum thapsus* etc. especies generalmente leñosas que tienden a fructificar de forma posterior a las especies herbáceas como se ha mencionado con anterioridad. En lo que refiere a las especies plurirregionales solo están presentes un año tras el incendio, en 2013 y están representadas por *Cephalanthera longifolia*. Las especies subcosmopolitas las encontramos también de forma exclusiva en 2013 y están representadas por *Plantago lanceolata* y *Vicia hirsuta*. En lo que respecta a las especies atlánticas se encuentran en el año 2014 y están representadas por la especie *Arenaria Montana subsp. Montana*. Por último encontramos los orófitos en el año 2014 representados por la especie *Digitalis parviflora* -dicho grupo si está presente en la parcela control constituyendo el 13%-. Se podría concluir que el número de especies y por tanto de corologías aumenta en el primer año tendiendo a reducirse en el siguiente, pues se observa en el año

2014 un mayor acercamiento a las clases existentes en la parcela control. Ver figuras 33, 34 y 35.

5.2.2.4. Estrategia reproductiva.

Las especies rebrotadoras representan un 36% en el año 2013, un año tras el incendio y un 41% en el año 2014 -siendo de 75% en el pinar control-. Las especies más representativas de esta tipología son *Quercus ilex subsp. ballota*, *Rubia peregrina*, *Crataegus monogyna*, *Rosa canina* etc. Por su parte las especies germinadoras representaron un 64% en el año 2013, un año tras el incendio mientras que se redujeron considerablemente al siguiente año con una presencia del 35%, pero siempre por encima del 25% existente en el pinar control. La presencia del alto porcentaje de germinadoras en el primer año se explica porque son especies pertenecientes al estrato herbáceo consideradas como oportunistas, es decir, que parecen aprovechar los cambios inducidos por el fuego en el ecosistema: la falta de cobertura vegetal unida a un momentáneo enriquecimiento del suelo en elementos nutritivos (cenizas) y/o las generosas lluvias que pueden producirse en momentos determinados (Papiro, 1988). Concretamente las especies existentes en las parcelas de estudio son terófitos y hemicriptófitos. Como establece (Papió, 1988) la presencia de los terófitos en el restablecimiento del sistema después del fuego tiende a ser corta, aunque depende de los ecosistemas mediterráneos (Bell *et al.*, 1991; Keeley, *et al.*, 1981; Navech, 1974). Así mismo expone que la cobertura de especies anuales y bianuales podía tener relevancia durante el primer año después del fuego, y ya menos el año siguiente. En lo que refiere a las especies facultativas las encontramos exclusivamente en la parcela calcinada durante el año 2014 representando un 24%, entre ellas cabe mencionar *Genista scorpius* o *Arenaria Montana subsp. Montana*. Ver figuras 36,37 y 38.

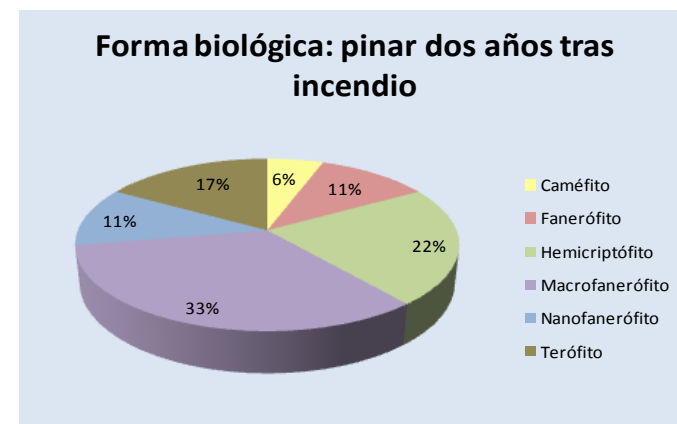
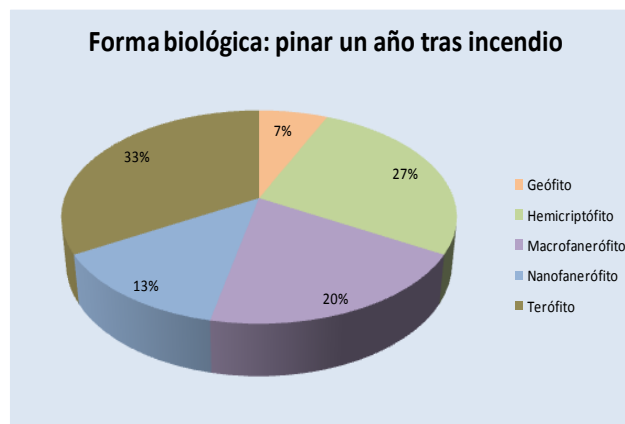
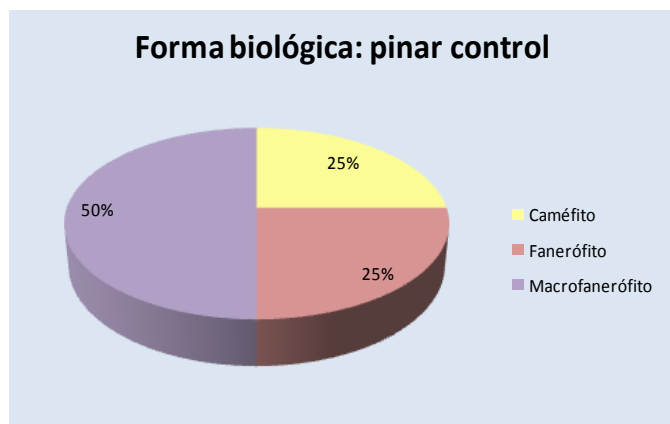
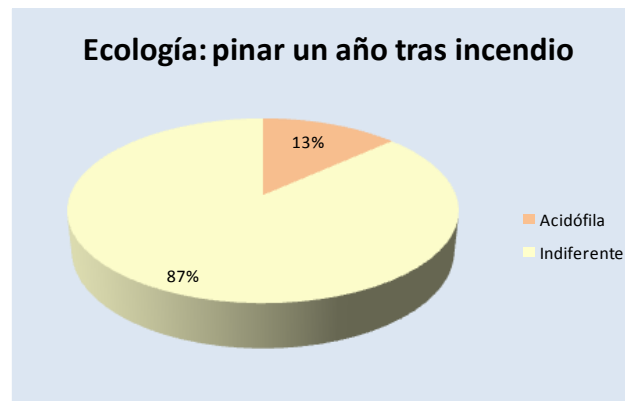
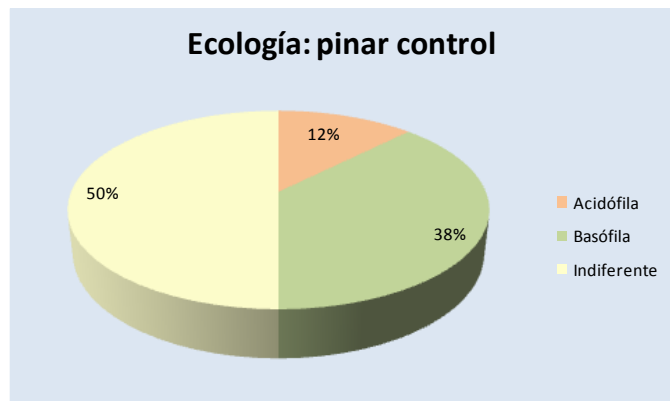


Figura 27. Ecología: pinar control. Figura 28. Ecología: pinar un año tras incendio. Figura 29. Ecología: pinar dos años tras incendio. Figura 30. Forma biológica: pinar control. Figura 31. Forma biológica: pinar un año tras incendio. Figura 32. Forma biológica: pinar dos años tras incendio.

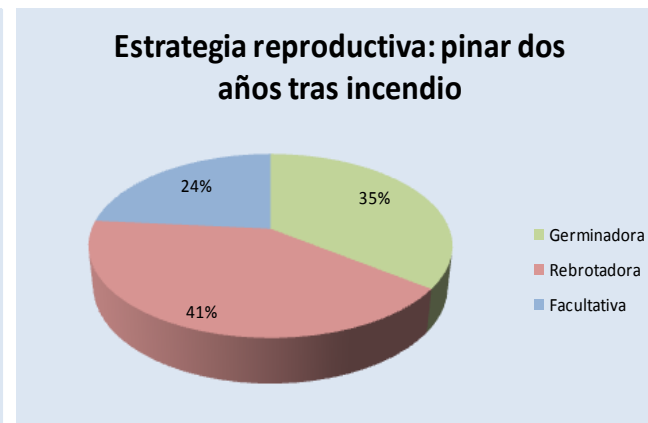
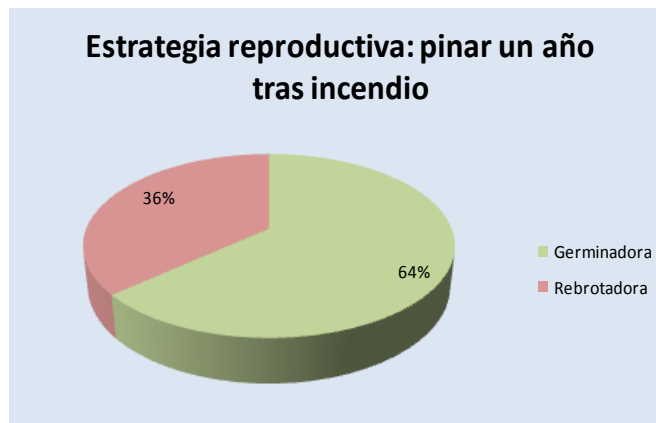
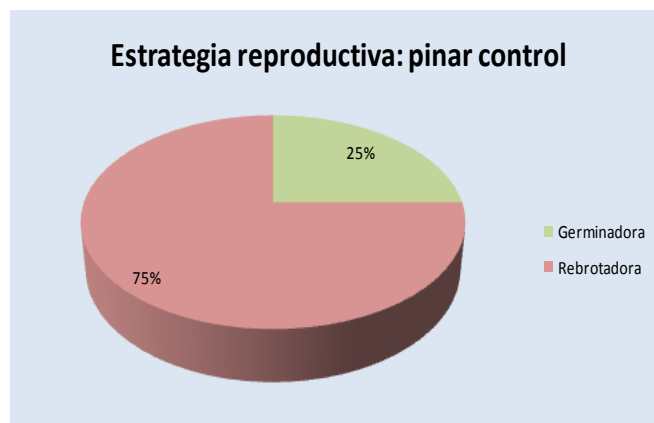
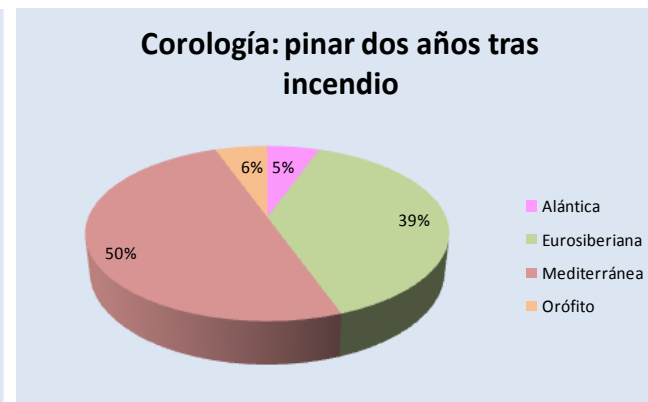
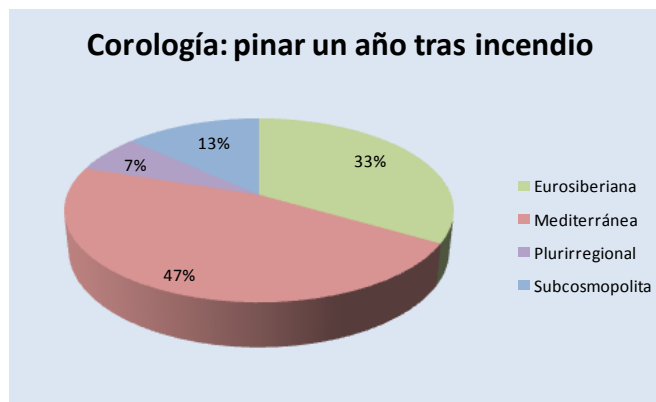
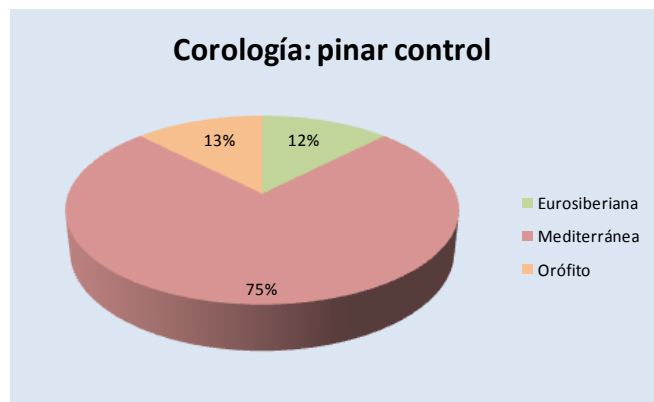


Figura 33. Corología: pinar control. Figura 34. Corología: pinar un año tras incendio. Figura 35. Corología: pinar dos años tras incendio. Figura 36. Estrategia reproductiva: pinar control. Figura 37. Estrategia reproductiva: pinar un año tras incendio. Figura 38. Estrategia reproductiva: pinar dos años tras incendio.

5.3. Transectos de vegetación.

En la figura 39 se observan los transectos de vegetación realizados en las parcelas experimentales central y oeste (este en la vista de la figura 39), en las que se estudian los dos tratamientos que interesa contrastar: la intervención mediante saca de madera y la no intervención y permanencia de la necromasa *in situ*. En la misma se expone una nomenclatura que permite una correcta lectura de los gráficos que se presentan posteriormente. La letra A refiere al inicio del transecto (0 m) y la letra B refiere al final del mismo (50 m).

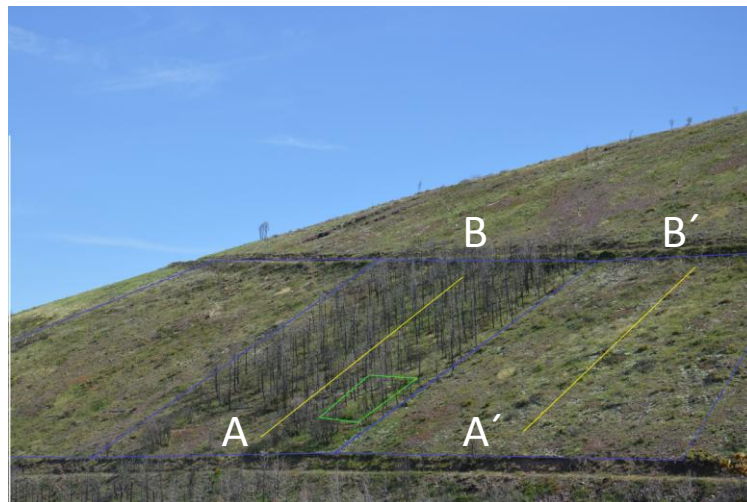


Figura 39. Localización de los transectos de vegetación en las parcelas experimentales con diferentes tratamientos

5.3.1. Análisis de las parcelas experimentales .

Evolución de la parcela calcinada con intervención en los años 2013 y 2014.

En los transectos lineales de las parcelas calcinadas con intervención encontramos como especies más dominantes en número *Crataegus monogyna* y *Rubia peregrina* pudiéndose observar un incremento del número de individuos en el año 2014. Dichas especies presentan una distribución con tendencia colonizadora desde los márgenes de las trochas. Ahora bien, la tendencia es diferencial: la especie *Rubia peregrina* tiende a colonizar en dirección A-B (desde el camino hacia la parte alta de la ladera) mientras que *Crataegus monogyna* muestra una dirección B-A. Por su parte, la diversidad florística es mayor, un año después, en el año 2013 - con 12 especies- frente al año 2014 -con 9 especies únicamente-. Ello está en concordancia con el índice de diversidad Shannon que adquiere un valor de 1.88 en 2013 y de 1.64 en 2014. Esta tendencia es frecuente en un espacio post-incendio debido a que la diversidad de especies se incrementa en los primeros períodos después de un incendio y posteriormente disminuye (Trabaud, 1998). En lo que respecta al cubrimiento, del conjunto de las especies del

transecto, presenta una dinámica favorable de regeneración siendo de 26.48% en 2013 y de 32.15 % en 2014. Ver figuras 40 y 41.

Evolución de la parcela calcinada sin intervención en los años 2013 y 2014.

En los transectos lineales de las parcelas calcinadas sin intervención encontramos diferencias significativas entre ambos años. En el año 2013 solo encontramos especies de porte leñoso hasta los 30 m, con la presencia de la mayor parte de las mismas en la zona central del transecto, encontrando un vacío en los últimos veinte m de transecto lineal cubierto por porcentajes diversos de herbáceas. En el año 2014 el cubrimiento es mayor alcanzando la totalidad del transecto, aunque sigue existiendo una gran concentración en la zona central del transecto y una menor densidad de especies en los márgenes del mismo. La especie más dominante en ambos transectos, en lo que refiere a número de individuos, es *Rubus hirtus*. Otras especies relevantes son *Cephalanthera longifolia* -en 2013-, *Pinus pinaster* y *Crataegus monogyna* -en 2014-. Apuntar que la germinación de la especie *Pinus pinaster* fue de 30 individuos, lo que indica una buena regeneración posincendio de dicha especie tal y como se ha constatado en otras investigaciones (Pausas, 2004). Por su parte, la diversidad florística es mayor en el año 2014 con 11 especies, frente a 4 especies en 2013. Ello está en concordancia con el índice de diversidad de Shannon que adquiere un valor de 1.22 en 2013 y de 1.72 en 2014. El incremento de especies se debe en su mayor parte a la fructificación de especies con estrategias reproductivas germinadoras que presentan en su mayoría menores adaptaciones postincendio (Pausas, 2004). En lo que respecta al cubrimiento, del conjunto de las especies del transecto, presenta una dinámica En lo que respecta al cubrimiento, referido al conjunto de especies del transecto, presenta una dinámica favorable de regeneración siendo de 1.6% en 2013 y de 42.21% en 2014. Ver figuras 42 y 43.

Comparación entre la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2013, un año después del incendio.

Los transectos lineales de la parcela sin intervención y con intervención presentan diferencias significativas en el año 2013 referentes a diversos aspectos. Cabe mencionar que las fechas de realización son distintas realizándose el de la parcela sin intervención en mayo de 2013 y el de la parcela intervenida en septiembre de 2013. Uno de los mismos refiere a la localización espacial de los individuos. En el transecto de no intervención encontramos especies de porte leñoso hasta los 30 m, con la presencia de la mayor parte de las mismas en la zona central del transecto, observando un vacío en los últimos veinte metros de transecto lineal cubierto por porcentajes diversos de herbáceas, y en septiembre por ciertos individuos de *Cephalanthera longifolia*. Por su parte en el transecto intervenido las especies se encuentran dispersas por el mismo encontrando la mayor concentración en el sector B. Las especies más dominantes -en lo relativo al número de individuos- en ambos transectos difieren, siendo en la parcela intervenida las más representativas *Crataegus monogyna* -71 ind.-, *Rubia peregrina*, *Rosa canina*, *Verbascum thapsus*, *Pinus pinaster* -11 ind.-, *Rubus hirtus*, *Quercus ilex subsp. ballota* -7 ind.- etc. Por su parte en la parcela sin intervenir destacan *Rubus hirtus* y *Cephalanthera longifolia*. De ello se deriva que la especie *Pinus pinaster* muestra una mejor regeneración en la parcela con tratamiento que en la parcela sin tratar. En lo que refiere a la diversidad florística la parcela no intervenida posee 5 especies, frente a la parcela intervenida posee 12 especies. Ello está en concordancia con el índice de diversidad de Shannon que adquiere un valor de

1.22 en la parcela no intervenida y 1.88 en la parcela intervenida. En lo que respecta al cubrimiento, referido al conjunto de especies del transecto, de la parcela no intervenida es de 1.6%, mientras que en la parcela intervenida es de 26.48%. Ver figuras 40 y 42.

Comparación entre la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2014, dos años después del incendio.

Los transectos lineales de la parcela sin intervención y con intervención presentan diferencias significativas en el año 2014 referentes a diversos aspectos. Uno de los mismos refiere a la localización espacial de los individuos. En ambos transectos encontramos especies dispersas por el conjunto del mismo, no obstante en la parcela intervenida tienden a concentrarse en torno a la zona B, mientras que en la parcela no intervenida se concentran en el centro del mismo encontrando los bordes menos densamente poblados. Las especies más dominantes - número de individuos- en ambos transectos difieren, siendo en la parcela intervenida las más representativas *Crataegus monogyna* -81 ind.-, *Rubia peregrina* -28 ind.-, *Rosa Canina* -18 ind.- y *Pinus pinaster* -14 ind.-. Por su parte en la parcela sin intervenir destacan *Rubus hirtus* -43 ind.-, *Pinus pinaster* -30 ind.- y *Crataegus monogyna* -20 ind.-. De lo cual se deriva que la especie *Pinus pinaster* muestra una mejor regeneración en la parcela sin tratamiento que en la parcela tratada. Por su parte, la diversidad florística es mayor en la parcela no intervenida con 11 especies, frente a la parcela intervenida con 9 especies. Ello está en concordancia con el índice de diversidad de Shannon que adquiere un valor de 1.72 en la parcela no intervenida frente a 1.64 en la parcela con intervención. En lo que respecta al cubrimiento, referido al conjunto de especies del transecto, de la parcela no intervenida es de 42.21%, mientras que en la parcela intervenida es de 32.15%. Ver figuras 41 y 43.

Parcela calcinada con intervención (2013)

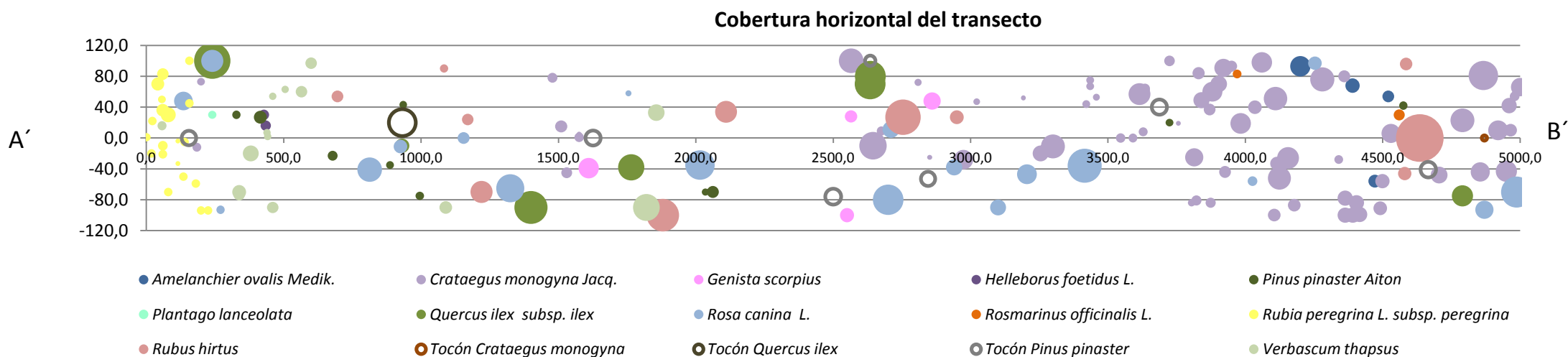


Figura 40. Parcela calcinada con intervención 2013.

Parcela calcinada con intervención (2014)

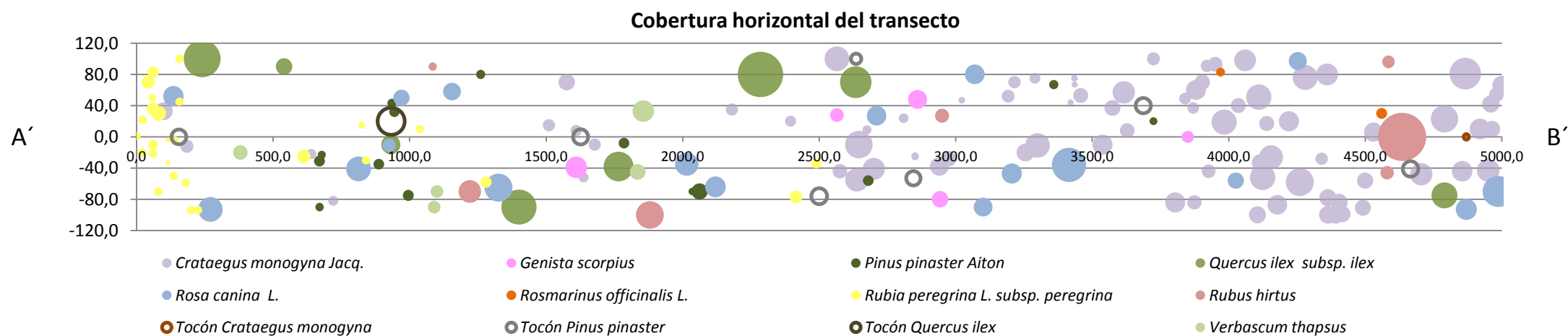


Figura 41. Parcela calcinada con intervención 2014.

Parcela calcinada sin intervención (2013).

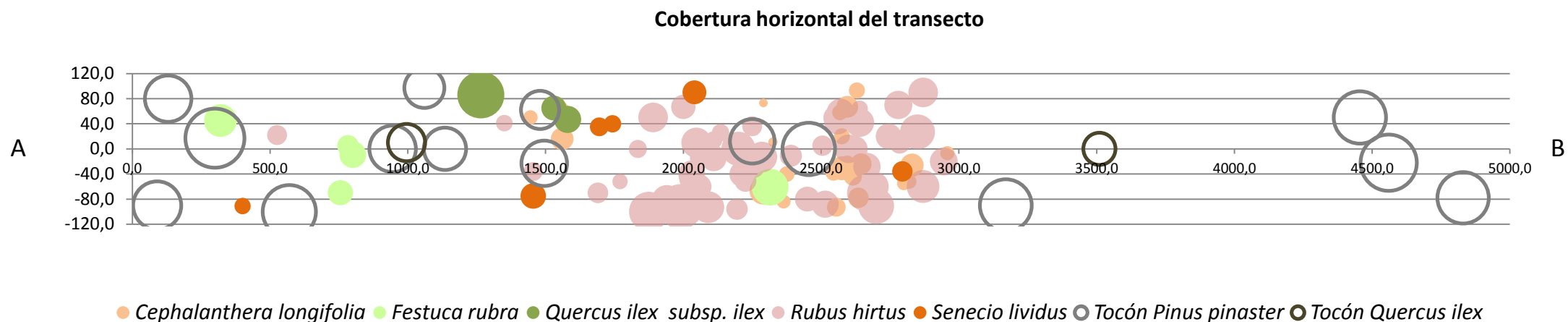


Figura 42. Parcela calcinada sin intervención 2013.

Parcela calcinada sin intervención (2014)

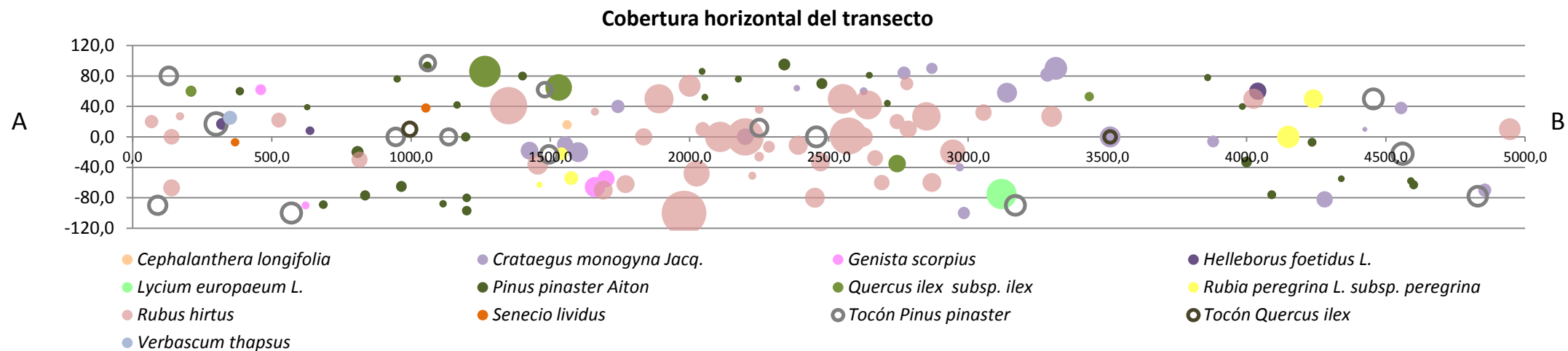


Figura 43. Parcela calcinada sin intervención 2014.

5.3.2. Análisis por criterios.

5.3.2.1. Criterio: corología.

Evolución de la parcela calcinada con intervención en los años 2013 y 2014.

Las especies eurosiberianas son predominantes en las parcelas calcinadas con intervención representando un 69.6% en 2013 y un 65.7% en 2014, la disminución de este porcentaje estriba en el descenso de individuos de la especie *Verbascum thapsus*, especie herbácea bianual de carácter oportunista. Los elevados porcentajes de esta corología se deben a la presencia de especies espinosas rebrotadoras que tienden a colonizar espacios degradados como es el caso de un espacio incendiado, entre ellas encontramos *Crataegus monogyna*, *Rosa canina* y *Rubus hirtus*. Por su parte las especies mediterráneas representan un 29.8% en 2013 y un 34.3% en 2014. El leve incremento, se explica por la mayor presencia de la especie *Rubia peregrina* a lo que cabe añadir la germinación de *Pinus pinaster*. Las especies subcosmopolitas solo las encontramos en 2013 y están representadas en exclusiva por *Plantago lanceolata*, planta herbácea asociada a bordes de caminos, taludes y espacios sin cultivar que pudo establecerse en las primeras épocas como especie oportunista. Ver figuras 44 y 45.

Evolución de la parcela calcinada sin intervención en los años 2013 y 2014.

Las especies eurosiberianas son predominantes en las parcelas calcinadas sin intervención representando un 65.6% en 2013 y un 59.5% en 2014. Ahora bien, el número de individuos es mayor en el año 2014 siendo de 69 frente a 61 en 2013. Este incremento se debe, pese a la pérdida de importancia de especies como *Senecio lividus* o *Festuca rubra*, a la aparición de especies como *Crataegus monogyna* y *Helleborus foetidus*, este último en menor medida. Los elevados porcentajes de esta corología se explican por la presencia de especies espinosas rebrotadoras que tienden a colonizar espacios degradados como es el caso de un espacio incendiado, entre ellas encontramos *Crataegus monogyna* y *Rubus hirtus*. Por su parte las especies mediterráneas representan un 6.45% en 2013 frente a un 38.8% en 2014. Este importante incremento se debe a la fructificación de nuevas especies, entre las que cabe señalar *Pinus pinaster* -no existente en el 2013 y que en 2014 cuenta con 30 individuos germinados- *Rubia peregrina*, *Genista scorpius* etc. Las especies plurirregionales presentan una mayor importancia en 2013 con 26 individuos -representando el 28%- frente a 2 individuos en 2014 -representando el 1.72%-. Dicho descenso se debe a la casi completa desaparición de la especie *Cephalanthera longifolia*, especie que tiende a situarse en espacios húmedos y que quizá aprovechó las primeras etapas post-fuego con condiciones favorables y de no-competencia entre especies para su establecimiento. Ver figuras 46 y 47.

Comparación entre la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2013, un año después del incendio.

Las especies eurosiberianas son predominantes en ambas parcelas, independientemente del tratamiento aplicado, representando un 69.6% en la parcela con intervención frente a un 65.6% en la parcela sin intervención. En valores absolutos observamos una tendencia contraria

con 61 individuos en la parcela sin intervención frente a 117 en la parcela intervenida. En ambas parcelas encontramos como representantes de esta corología a la especie *Rubus hirtus*. En lo que respecta a la parcela intervenida encontramos también: *Crataegus monogyna*, *Helleborus foetidus*, *Rosa canina* y *Verbascum thapsus*, mientras que en la parcela sin intervención encontramos *Festuca rubra* y *Senecio lividus*. La especie predominante en la parcela intervenida es *Crataegus monogyna*, frente a la especie *Rubus hirtus* en la parcela sin intervención. En lo que refiere a las especies mediterráneas observamos diferencias significativas entre la parcela no intervenida con un 6.45% -6 individuos- frente a la parcela intervenida con un 29.8% -50 individuos-. La composición florística está representada en la parcela no intervenida por la especie *Quercus ilex subsp. ballota*, mientras que en la parcela intervenida encontramos una mayor diversidad florística: *Rubia peregrina*, *Pinus pinaster*, *Quercus ilex subsp. ballota*, *Genista scorpius*, *Amelanchier ovalis* y *Rosmarinus officinalis*. Cabe señalar que la fructificación en el primer año de *Pinus pinaster* se produce exclusivamente en la parcela con intervención -existiendo 11 individuos contabilizados-. Tras exponer las corologías comunes a ambas parcelas, cabe señalar la presencia de una especie de corología plurirregional -*Cephalanthera longifolia*- en la parcela sin intervención representando el 28% -26 individuos contabilizados en mayo-. Es preciso destacar que en Septiembre esta planta alcanzó un mayor desarrollo especialmente en el sector B del transecto. Por su parte en la parcela intervenida encontramos la presencia de una especie subcosmopolita: *Plantago lanceolata* - 0.6%- , planta herbácea asociada a bordes de caminos, taludes y espacios sin cultivar que pudo establecerse en las primeras épocas como especie oportunista. Ver figuras 44 y 46.

Comparación entre la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2014, dos años después del incendio.

Las especies eurosiberianas son predominantes en ambas parcelas, independientemente del tratamiento aplicado, representando un 65.7% en la parcela con intervención frente a un 59.5% en la parcela sin intervención. En valores absolutos observamos una tendencia similar con 69 individuos en la parcela sin intervención frente a 111 en la parcela con intervención. En ambas parcelas encontramos como representantes de esta corología: *Crataegus monogyna*, *Rubus hirtus* y *Verbascum thapsus*. Por su parte en la parcela sin intervención encontramos también las especies *Helleborus foetidus* y *Senecio lividus*; en lo que respecta a la parcela con intervención encontramos *Rosa canina*. Las especies predominantes en la parcela sin intervención son *Rubus hirtus* seguida de *Crataegus monogyna*, mientras que en la parcela con intervención son *Crataegus monogyna* seguido de *Rosa canina*. En lo que refiere a las especies mediterráneas representan un 34.3% en la parcela con intervención y un 38.8% en la parcela sin intervención. En datos absolutos encontramos 58 individuos en la parcela con intervención frente a 45 individuos en la parcela sin intervención. La composición florística está representada por *Genista scorpius*, *Pinus pinaster*, *Quercus ilex subsp. ballota* y *Rubia peregrina* en ambas parcelas. Cabe señalar que en la parcela con intervención encontramos también individuos de *Rosmarinus officinalis*. En este sentido, destaca la diferencia de individuos de porte potencial arbóreo contabilizándose en la parcela con intervención 14 *Pinus pinaster* frente a 30 en la parcela sin intervención. Por otro lado la especie *Quercus ilex subsp. ballota* presenta 8 individuos en la parcela con intervención frente a 5 en la parcela sin intervención. Se puede establecer pues, que en la parcela sin intervención se ha producido una

mayor fructificación de pinus situados en las proximidades de los antiguos tocones existentes. En lo que refiere a *Quercus ilex subsp. ballota* varía en función de la presencia anterior existente, puesto que han rebrotado de cepa a partir de los tocones ya existentes. Las especies plurirregionales solo las encontramos en la parcela sin intervención constituyendo el 1.72%, dicha corología está representada por *Cephalanthera longifolia*. Ver figuras 45 y 47.

Parcela calcinada con intervención(2013): Corología

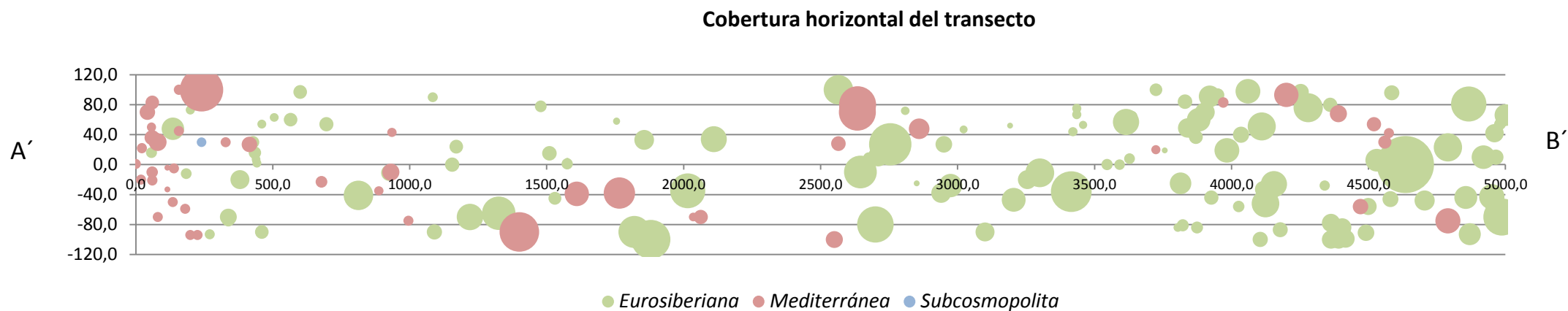


Figura 44. Parcela calcinada con intervención 2013: corología.

Parcela calcinada con intervención : (2014): Corología

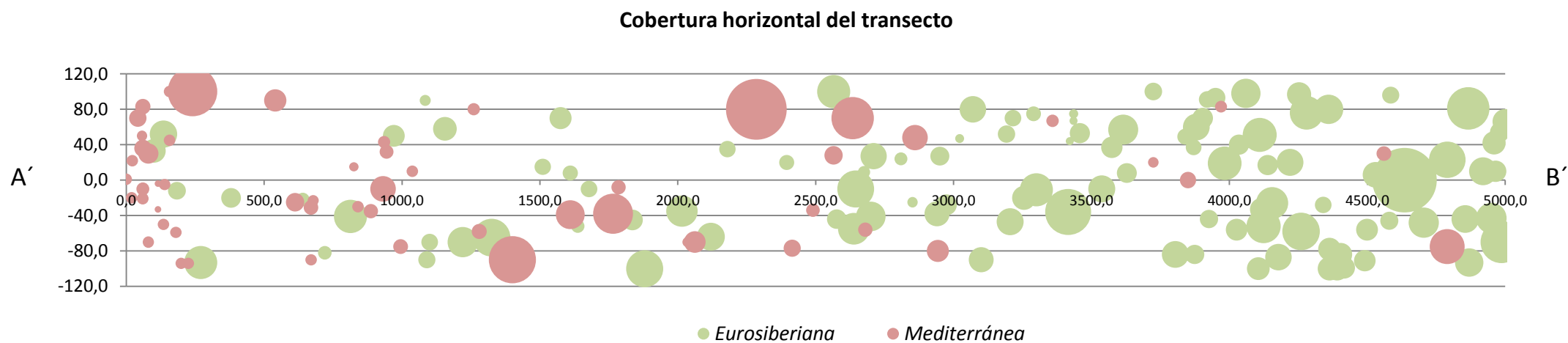


Figura 45. Parcela calcinada con intervención 2014: corología.

Parcela calcinada sin intervención (2013). Corología

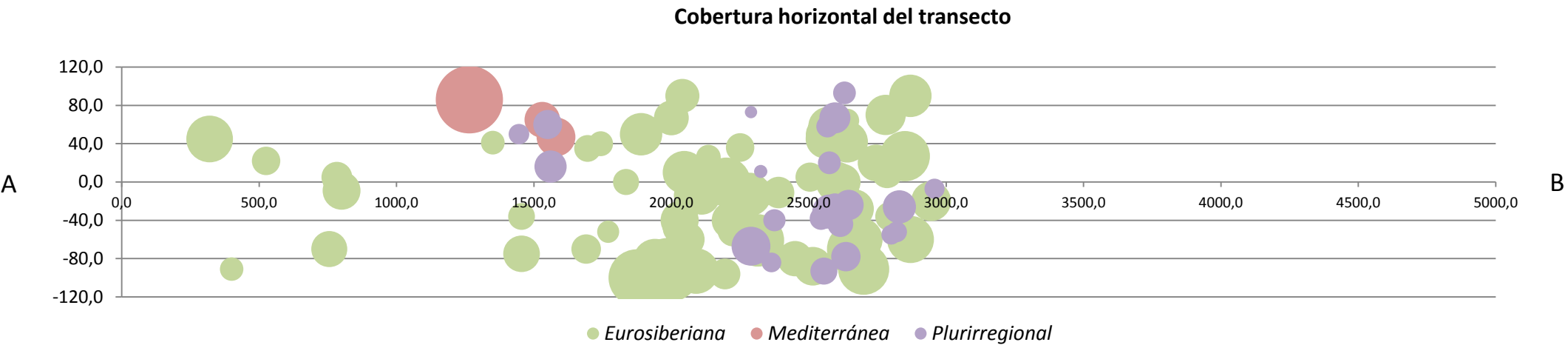


Figura 46. Parcela calcinada sin intervención 2013: corología.

Parcela calcinada sin intervención (2014). Corología

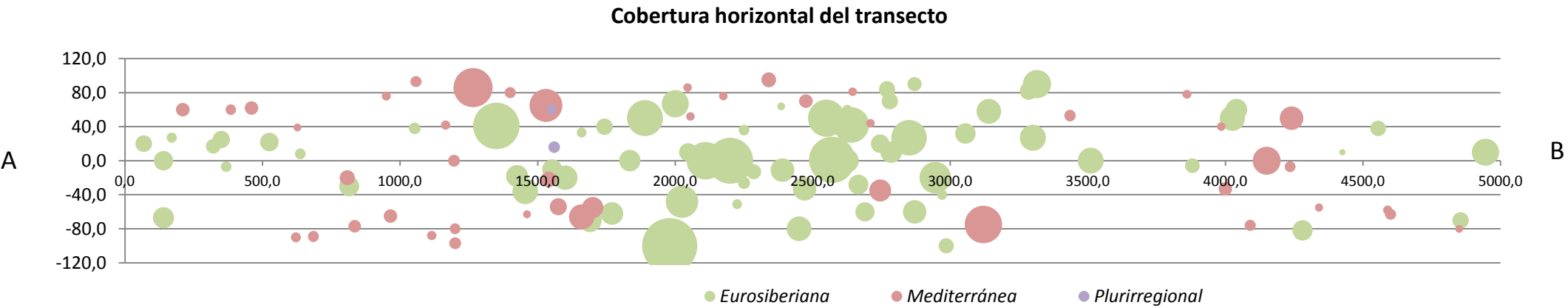


Figura 47. Parcela calcinada sin intervención 2014: corología.

5.3.2.2. Criterio: forma biológica

Evolución de la parcela calcinada con intervención en los años 2013 y 2014.

Las especies de macrofanerófitos son predominantes en las parcelas calcinadas con intervención representando un 73.2% en 2013 y un 75.7% en 2014. El leve incremento se debe a la mayor presencia de *Crataegus monogyna* que ha fructificado en nuevos espacios del transecto lineal. Por su parte las especies de nanofanerófitos presentan un incremento de 2013 con 14.3% a 2014 con 18.3% debido a la mayor fructificación de la especie *Rubia peregrina*. Los hemicriptófitos presentan por su parte una proporción escasa y con tendencia a la disminución de 2013 con 8.93 % a 2014 con 2.96%, dicho descenso se debe a la pérdida de individuos de la especie *Verbascum thapsus*, una especie herbácea bienal. En lo que refiere a los fanerófitos mantienen su importancia en torno a 2.5% y los caméfitos desaparecen de 2013 a 2014. Ver figuras 48 y 49.

Evolución de la parcela calcinada sin intervención en los años 2013 y 2014.

Las especies macrofanerófitas son predominantes en las parcelas calcinadas sin actuación representando un 59.1% en 2013 y un 84.5 % en 2014. El profuso incremento se debe a la fructificación de 30 individuos de *Pinus pinaster* y 20 individuos de *Crataegus monogyna* así como, en menor medida, al desarrollo de individuos de especies ya presentes *Quercus ilex subsp. ballota* o *Rubus hirtus*. Los hemicriptófitos presentan por su parte una proporción escasa y con tendencia a la disminución de 2013 con 6.45% a 2014 con 0.86%, dicho descenso es debido a la desaparición de *Festuca rubra*, pese a la aparición de la especie *Verbascum thapsus*. Siguiendo la misma dinámica encontramos los Geófitos con una dinámica descendente representando el 28% en 2013 frente al 1.72% en 2014, ligado a la casi desaparición de *Cephalanthera longifolia*. Así mismo los terófitos pasan de representar un 6.45% en 2013 a un 1.72% en 2014, ligado a la disminución de individuos de *Senecio lividus*. Como tipologías de formas biológicas no presentes en 2013 que aparecen en 2014 encontramos Caméfitos -representados por *Helleborus foetidus*-, Fanerófitos -representados por *Genista scorpius*-, y nanofanerófitos -ligados a la fructificación de *Rubia peregrina*-. Ver figuras 50 y 51.

Comparación entre la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2013, un año después del incendio.

Las especies de macrofanerófitos son predominantes en ambas parcelas, con independencia del tratamiento aplicado, representando un 73.2% en la parcela con intervención frente a un 59.1% en la parcela no intervenida. En valores absolutos observamos una tendencia contraria con 55 individuos en la parcela intervenida y 123 individuos en la no intervenida. En ambas parcelas encontramos como representantes de esta forma biológica: *Quercus ilex subsp. ballota* y *Rubus hirtus*. Además en la parcela intervenida encontramos las especies: *Pinus pinaster*, *Amelanchier ovalis*, *Crataegus monogyna* y *Rosa canina*. Por su parte, los hemicriptófitos representan una importancia menor siendo de 6.45% en la parcela sin intervención y 8.93% en la parcela intervenida, estando ligada su presencia con la especie *Festuca rubra* en la parcela sin intervención, y *Verbascum thapsus* en la parcela intervenida.

Además de las formas biológicas descritas encontramos en la parcela sin intervención especies geófitas que constituyen un 28% -*Cephalanthera longifolia*- y terófitos que constituyen un 6.45% -*Senecio lividus*-. En lo que respecta a la parcela intervenida encontramos las formas biológicas fanerófito que representa un 2.38% -*Genista scorpius*-; caméfito que representa un 1.19% -*Helleborus foetidus*-; y nanofanerófito que representa un 14.3% -*Rubia peregrina*-. Ver figuras 48 y 50.

Comparación entre la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2014, dos años después del incendio.

Las especies macrofanerófitas son predominantes en ambas parcelas, con independencia del tratamiento aplicado, representando un 75.77% en la parcela con intervención frente a un 84.5% en la parcela sin intervención. En valores absolutos observamos una tendencia contraria con 98 individuos en la parcela sin intervención frente a 128 en la parcela con intervención. En ambas parcelas encontramos como representantes de esta forma biológica: *Pinus pinaster*, *Quercus ilex subsp. ballota*, *Crataegus monogyna* y *Rubus hirtus*. Además encontramos la especie *Rosa canina* en la parcela con intervención. Los nanofanerófitos presentan diferencias significativas entre ambos tratamientos representando el 18.3% en la parcela con intervención frente a un 4.31% en la parcela sin intervención, estando su presencia relacionada con la especie *Rubia peregrina*. Por su parte, los hemicriptófitos representan una importancia escasa siendo de 2.96% en la parcela con intervención y 0.86% en la parcela sin intervención, y su presencia está ligada a la especie *Verbascum thapsus*. En lo que refiere a las especies de fanerófitos, con importancia similar al grupo descrito con anterioridad, representan el 2.96% en la parcela con intervención frente al 4.31% en la parcela sin actuación, estando su presencia ligada a las especies *Genista scorpius* y, en menor medida, *Lycium europaeum*. Además de las formas biológicas descritas encontramos, exclusivamente en la parcela sin intervención, las siguientes formas: caméfitos -representados por *Helleborus foetidus*-, geófitos -representados por *Cephalanthera longifolia*-, y terófitos -representados por *Senecio lividus*-. Todos ellos suponen porcentajes inferiores al 2.5%. Ver figuras 49 y 51.

Parcela calcinada con intervención (2013): Forma biológica

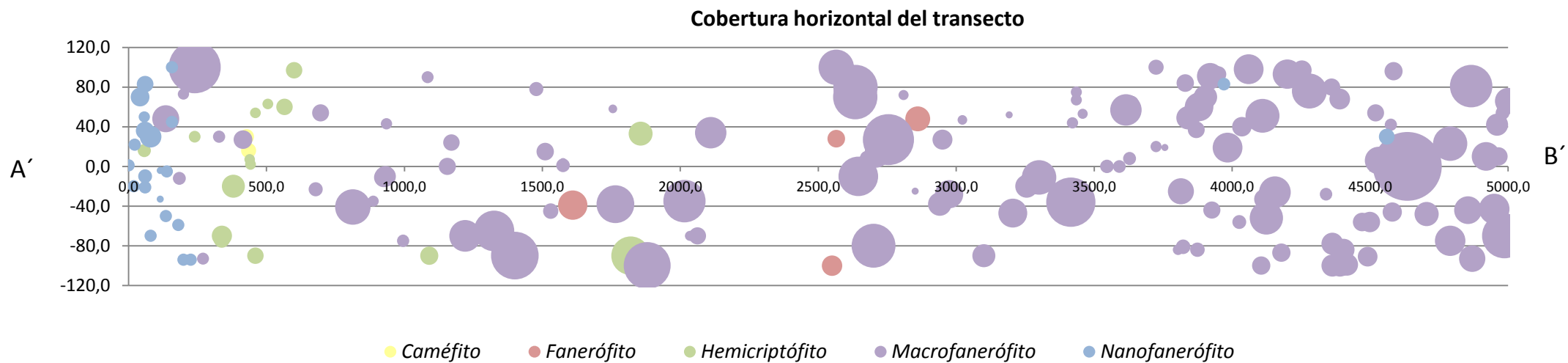


Figura 48. Parcela calcinada con intervención 2013: forma biológica.

Parcela calcinada con intervención (2014): Forma biológica

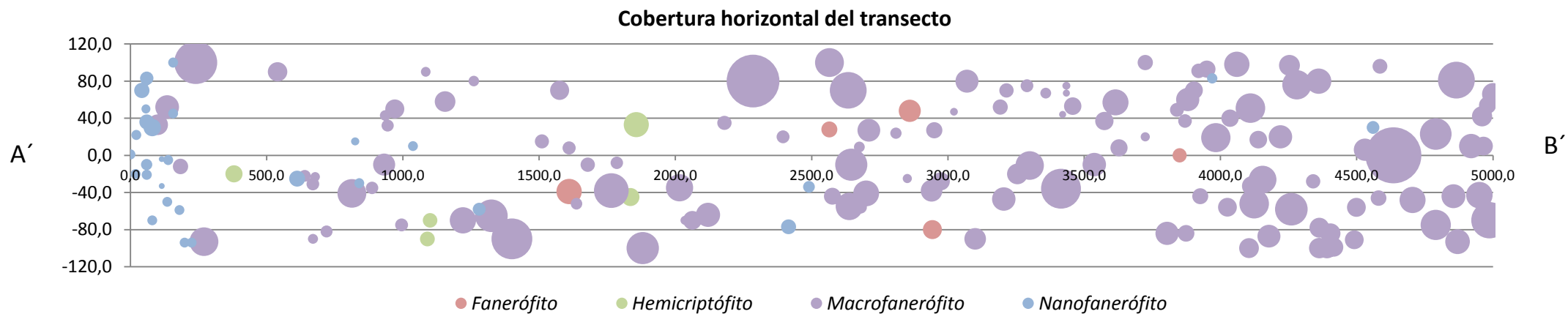


Figura 49. Parcela calcinada con intervención 2014: forma biológica.

Parcela calcinada sin intervención (2013). Forma biológica

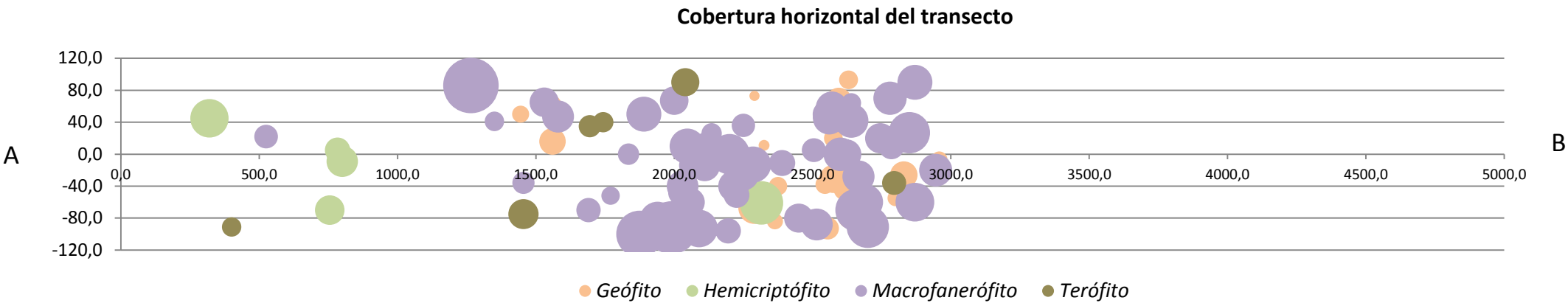


Figura 50. Parcela calcinada sin intervención 2013: forma biológica.

Parcela calcinada sin intervención (2014). Forma biológica

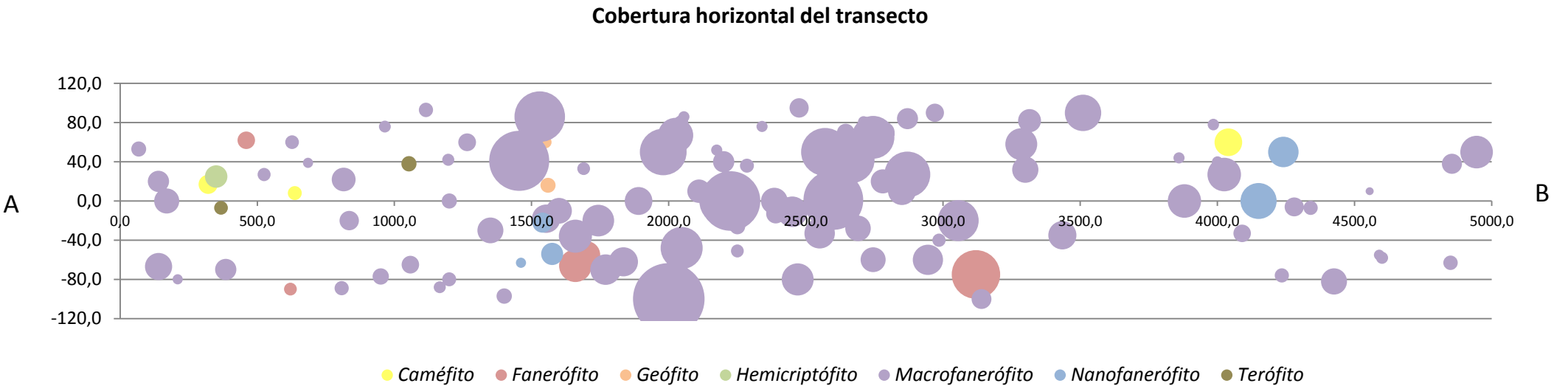


Figura 51. Parcela calcinada sin intervención 2014: forma biológica

5.3.2.3. Criterio: estrategia reproductiva.

Evolución de la parcela calcinada con intervención en los años 2013 y 2014.

Las especies rebrotadoras son predominantes en las parcelas calcinadas con intervención representando el 79.8% en 2013 y el 84.6% en 2014, dicho incremento puede deberse a la mejor capacidad de fructificación post-fuego de las especies leñosas rebrotadoras. Por su parte las especies germinadoras representan un 16.7% en 2013 y un 12.4% en 2014 debiéndose este descenso a la disminución de individuos de la especie *Verbascum thapsus*, planta herbácea bienal que pudo aparecer aprovechando las condiciones óptimas post-fuego, como especie oportunista, y que pasado esa época tiende a desaparecer. En lo que refiere a las especies facultativas se produce un incremento de la especie *Genista scorpius* que tienden a aparecer de forma posterior a las rebrotadoras o germinadoras. Ver figuras 52 y 53.

Evolución de la parcela calcinada sin intervención en los años 2013 y 2014.

Las especies rebrotadoras son predominantes en las parcelas calcinadas sin intervención representando el 82.1% en 2013 -55 individuos- y el 64% en 2014 -73 individuos-. El incremento de individuos se explica especialmente por la fructificación de individuos de las especies *Crataegus monogyna* y *Rubia peregrina*, especies leñosas con alta capacidad de rebrote post-fuego. Por su parte las especies germinadoras representan un 17.9 % en 2013 frente a un 29.8 % en 2014. Este incremento significativo se debe fundamentalmente a la germinación de *Pinus pinaster*, especie que presenta piñas serótinas y la regeneración posincendio suele ser buena (Pausas, 2004) como ocurre en las parcelas experimentales analizadas. En lo que refiere a las especies facultativas -no presentes en el transecto de 2013- suponen el 6.14% en 2014 y están representadas por las especies *Genista scorpius* y *Helleborus foetidus*. Ver figuras 54 y 55.

Comparación entre la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2013, un año después del incendio.

Las especies rebrotadoras son predominantes en ambas parcelas, con independencia del tratamiento aplicado, representando un 79.8% en la parcela intervenida frente a un 82.1% en la no intervenida. En valores absolutos la tendencia es inversa con 134 y 55 individuos respectivamente. Cabe establecer que las especies rebrotadoras de la parcela sin intervención tienden a concentrarse en la zona central del transecto, mientras que en la parcela con actuación están más dispersas por el mismo. Las especies más representativas en la parcela no intervenida son *Quercus ilex subsp. ballota* y *Rubus hirtus*, mientras que en la parcela intervenida encontramos también -además de las existentes en la parcela no intervenida- *Crataegus monogyna*, *Rubia pergrina*, *Rosa canina* y *Amelanchier ovalis*.

Por su parte las especies germinadoras representan un 16.7% en la parcela intervenida frente a un 17.9% en la parcela no intervenida. En valores absolutos la tendencia es inversa con 28 y 12 individuos respectivamente. En este sentido es preciso señalar que gran parte del incremento se produce en la parcela intervenida por la presencia de *Verbascum thapsus* y la

germinación de *Pinus pinaster*, mientras que en la parcela no intervenida está representada esta estrategia por *Festuca rubra* y *Senecio lividus*.

En lo que refiere a las especies facultativas solo las encontramos en la parcela intervenida, representando una importancia escasa 3.57% -6 individuos- de las especies *Genista scorpius* y *Helleborus foetidus*. Ver figuras 52 y 54.

Comparación entre la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2014, dos años después del incendio.

Las especies rebrotadoras son predominantes en ambas parcelas, con independencia del tratamiento aplicado, representando un 84.6% en la parcela con intervención frente a un 64% en la parcela sin intervención. En valores absolutos la tendencia es similar con 143 y 73 individuos respectivamente. Cabe establecer que las especies rebrotadoras de la parcela sin intervención tienden a concentrarse en la zona central del transecto, mientras que en la parcela con actuación están más dispersas por el mismo. Las especies más representativas son *Quercus ilex subsp. ballota*, *Crataegus monogyna*, *Rubus hirtus*, *Rosa canina* y *Rubia peregrina*.

Por su parte las especies germinadoras representan un 12.4% en la parcela con intervención frente a un 29.8% en la parcela sin intervención. En valores absolutos la tendencia es similar con 21 y 34 individuos respectivamente. En este sentido es preciso señalar que gran parte del incremento se produce en la parcela sin actuación por la germinación de *Pinus pinaster*, existiendo 30 individuos en dicha parcela frente a 14 en la parcela con intervención.

En lo que refiere a las especies facultativas el número de individuos en ambas parcelas similar, a la par que escaso -5 individuos en la parcela con intervención y 7 en la parcela sin intervención-. Esta estrategia está representada por la especie *Genista scorpius* en ambas parcelas, y *Helleborus foetidus* en la parcela sin intervención. Ver figuras 53 y 55.

Parcela calcinada con intervención 2013: Estrategia reproductiva

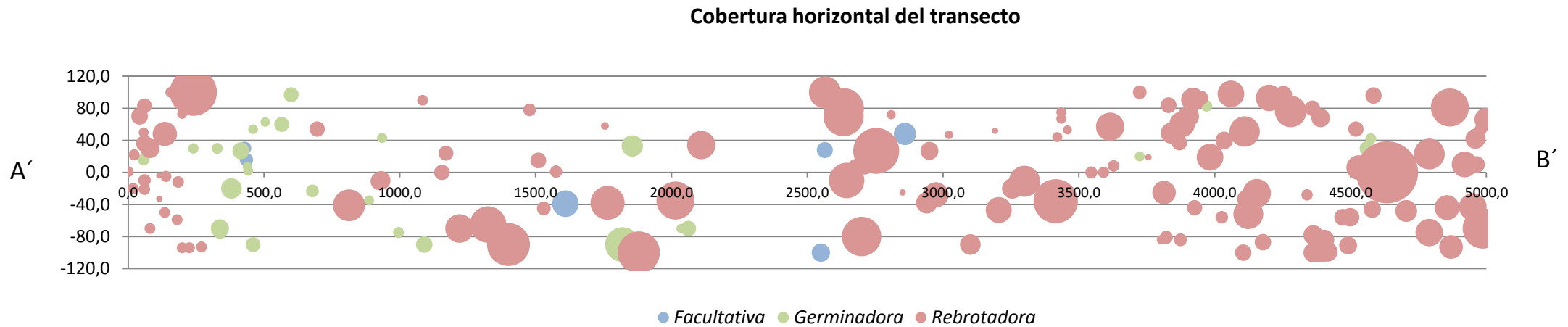


Figura 52. Parcela calcinada con intervención 2013: estrategia reproductiva.

Parcela calcinada con intervención (2014): Estrategia reproductiva

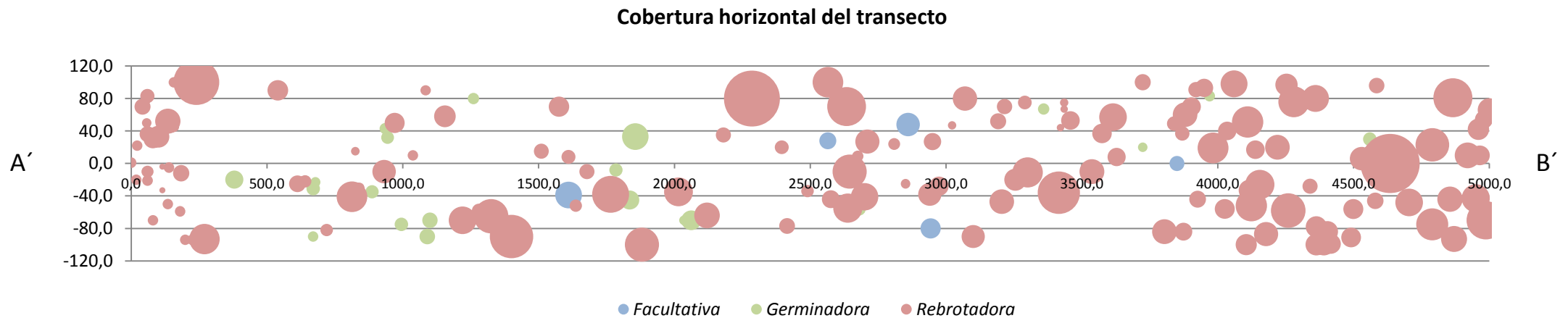


Figura 53. Parcela calcinada con intervención 2014: estrategia reproductiva.

Parcela calcinada sin intervención (2013). Estrategia reproductiva

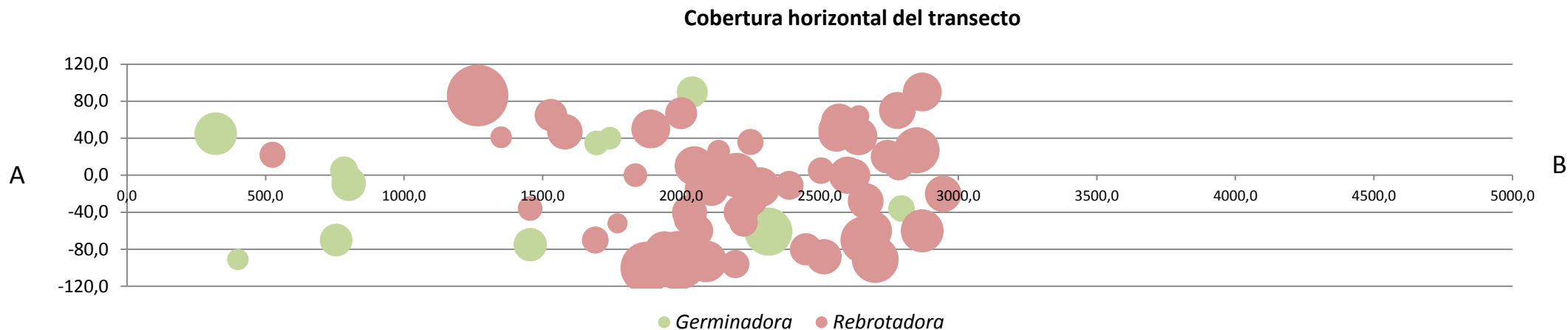


Figura 54. Parcela calcinada sin intervención 2013: estrategia reproductiva.

Parcela calcinada sin intervención (2014). Estrategia reproductiva

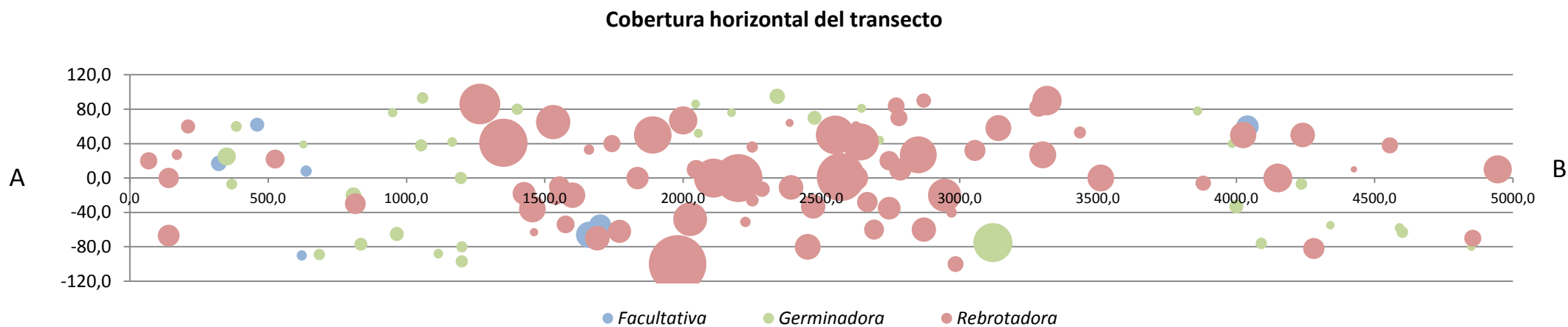


Figura 55. Parcela calcinada sin intervención 2014: estrategia reproductiva.

5.3.3. Índices de Diversidad

Parcela calcinada con intervención (2013): Índice de Diversidad

Especie	Nº individuos
<i>Rubia peregrina</i> L. subsp. <i>peregrina</i>	21
<i>Verbascum thapsus</i>	14
<i>Rosa canina</i> L.	19
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	71
<i>Plantago lanceolata</i>	1
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	7
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	11
<i>Helleborus foetidus</i> L.	2
<i>Rubus hirtus</i>	11
<i>Genista scorpius</i>	4
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	2
<i>Amelanchier ovalis</i> Medik.	4
TOTAL	167
Índice de diversidad (Shannon)	1,886

Figura 56. Parcela calcinada con intervención 2013: índice de diversidad.

Parcela calcinada con intervención (2014): Índice de Diversidad

Especie	Nº individuos
<i>Rubia peregrina</i> L. subsp. <i>peregrina</i>	28
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	81
<i>Rosa canina</i> L.	18
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	8
<i>Verbascum thapsus</i>	5
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	14
<i>Rubus hirtus</i>	7
<i>Genista scorpius</i>	5
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	2
TOTAL	168
Índice de diversidad (Shannon)	1,636

Figura 57. Parcela calcinada con intervención 2014: índice de diversidad.

Parcela calcinada sin intervención (2013). Índice de diversidad

Especie	Nº individuos
<i>Festuca rubra</i>	6
<i>Senecio lividus</i>	6
<i>Rubus hirtus</i>	49
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	6
<i>Cephalanthera longifolia</i>	26
TOTAL	93
Índice de diversidad (Shannon)	1,224

Figura 58. Parcela calcinada sin intervención 2013: índice de diversidad.

Parcela calcinada sin intervención (2014): Índice de diversidad

Especie	Nº individuos
<i>Rubus hirtus</i>	43
<i>Quercus ilex subsp. ballota</i>	5
<i>Helleborus foetidus</i> L.	3
<i>Verbascum thapsus</i>	1
<i>Senecio lividus</i>	2
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	30
<i>Genista scorpius</i>	4
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	20
<i>Rubia peregrina</i> L. subsp. <i>peregrina</i>	5
<i>Cephalanthera longifolia</i>	2
<i>Lycium europaeum</i> L.	1
TOTAL	116
Índice de diversidad (Shannon)	1,724

Figura 59. Parcela calcinada sin intervención 2014: índice de diversidad.

Parcela calcinada con intervención (2013): Cobertura e individuos por estratos

Estrato	Especies estrato	Cobertura estrato	% cobertura
8	0	0	0
7	0	0	0
6	0	0	0
5	0	0	0
4	0	0	0
3	17	9,33	9,33
2	41	6,01	6,01
1	109	11,15	11,15
TOTAL	167	26,48	26,48

Figura 60. Parcela calcinada con intervención 2013: cobertura e individuos por estratos.

Parcela calcinada con intervención (2014): Cobertura e individuos por estratos

Estrato	Especies estrato	Cobertura estrato	% cobertura
8	0	0	0
7	0	0	0
6	0	0	0
5	0	0	0
4	1	1,02	1,02
3	21	14,15	14,15
2	46	7,75	7,75
1	100	9,23	9,23
TOTAL	168	32,15	32,15

Figura 61. Parcela calcinada con intervención 2014: cobertura e individuos por estratos.

Parcela calcinada sin intervención (2013): Cobertura e individuos por estratos

Estrato	Especies estrato	Cobertura estrato	% cobertura
8	0	0	0
7	0	0	0
6	0	0	0
5	0	0	0
4	0	0	0
3	0	0,00	0,00
2	2	0,17	0,17
1	91	1,43	1,43
TOTAL	93	1,60	1,60

Figura 62. Parcela calcinada sin intervención 2013: cobertura e individuos por estratos.

Parcela calcinada sin intervención (2014): Cobertura e individuos por estratos

Estrato	Especies estrato	Cobertura estrato	% cobertura
8	0	0	0
7	0	0	0
6	0	0	0
5	0	0	0
4	0	0	0
3	5	5,70	5,70
2	33	23,53	23,53
1	78	12,99	12,99
TOTAL	116	42,21	42,21

Figura 63. Parcela calcinada sin intervención 2014: cobertura e individuos por estratos.

5.3.4. Análisis de los DERECS

Comparación entre DERECS de la parcela calcinada con intervención en los años 2013 y 2014.

En ambos transectos lineales de la parcela calcinada con intervención, las herbáceas y las leñosas inferiores a 0.3 m constituyen el estrato con mayor diversidad florística 11 especies en 2013 y 9 en 2014. A su vez presenta el mayor número de individuos con 109 en 2013 y 100 en 2014. Este estrato herbáceo posee en el año 2013 un cubrimiento del 11.15% mientras que en el año 2014 del 9.23%, lo cual, puede explicarse por la frutificación de especies herbáceas anuales o bienales de carácter oportunista, cuya población se reduce en 2014.

En el estrato subarbustivo el número de individuos es similar en ambos transectos, en torno a 45, mientras que la diversidad florística se reduce respecto al estrato herbáceo con 6 especies en 2013 y 5 especies en 2014. Observamos leves modificaciones en el porcentaje de

cubrimiento pasando de 6.01% en 2013 a 7.75% en 2014, lo cual, se explica por la dinámica de crecimiento de especies leñosas pertenecientes anteriormente al estrato herbáceo.

En el estrato arbustivo encontramos un número reducido de individuos, siendo de 17 en 2013 y 21 en 2014. La diversidad florística es semejante al estrato subarbustivo con especies representativas como *Crataegus monogyna*, *Quercus ilex subsp. ballota*, *Rosa canina* o *Rubus hirtus*. En lo que refiere al porcentaje de cubrimiento encontramos modificaciones existiendo un 9.33% en 2013 frente a un 14.15% en 2014, lo cual puede ser explicado por el crecimiento en altura de los individuos de carácter leñoso.

En el estrato arbustivo alto, pese a ser muy reducido, encontramos individuos en el año 2014. Se trata de individuos de la especie *Rosa canina* que por la dinámica de crecimiento han pasado del estrato arbustivo al arbustivo alto suponiendo un cubrimiento del 1.02 %. Ver figuras 64 y 65.

Comparación entre DERECS de la parcela calcinada sin intervención en los años 2013 y 2014.

En ambos transectos lineales de la parcela calcinada sin intervención, las herbáceas y las leñosas inferiores a 0.3 m constituyen el estrato con mayor diversidad florística con 5 especies en 2013 y 10 en 2014. A su vez presentan el mayor número de individuos con 78 en 2013 y 95 en 2014. Este estrato herbáceo posee en el año 2013 un cubrimiento del 1.43 % mientras que en el año 2014 es de 13%, lo cual, se explica por la fructificación de nuevas especies entre las que cabe señalar: *Pinus pinaster* -29 nuevos individuos- o, en menor medida, *Crataegus monogyna*, *Rubia peregrina* etc.

En el estrato subarbustivo el número de individuos presenta diferencias significativas entre ambos transectos, siendo el número de individuos de 2 en 2013 frente a 33 en 2014. En lo que respecta a la diversidad florística es mayor en 2014 y está representada por *Crataegus monogyna*, *Rubus hirtus*, *Quercus ilex subsp. ballota*, *Genista scorpius* etc. Observamos también modificaciones en el porcentaje de cubrimiento pasando de un 0.17% en 2013 a 23.53% en 2014, lo cual, muestra la dinámica de crecimiento de especies pertenecientes anteriormente al estrato herbáceo y la fructificación de nuevas especies.

El estrato arbustivo no está presente en el transecto de 2013, estando representado en 2014 por un número muy reducido de individuos -concretamente 5-. La diversidad florística es inferior a los estratos inferiores y está compuesto de especies como *Rubus hirtus*, *Quercus ilex subsp. ballota*, *Genista scorpius* o *Lycium europaeum*. En lo que refiere al porcentaje de cubrimiento es del 5.7%. Cabe señalar que la existencia de este estrato indica que la dinámica de la regeneración vegetal es positiva. Ver figuras 66 y 67.

Comparación entre DERECS de la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2013, un año después del incendio..

En ambos transectos lineales, independientemente del tratamiento aplicado, las herbáceas y las leñosas inferiores a 0.3 m constituyen el estrato con mayor diversidad florística con 11 especies en la parcela intervenida y 5 en la no intervenida. A su vez es el estrato con un mayor número de individuos -109 en la intervenida y 91 en la no intervenida. Este estrato herbáceo

posee un cubrimiento muy superior en la parcela intervenida, siendo de 11.15%, mientras que en la parcela no intervenida es del 1.43%. El mayor cubrimiento, en ambas parcelas, está producido por la especie *Rubus hirtus* que ocupa un 8.47% en la parcela con intervención frente a un 1.08% en la parcela no intervenida.

En el estrato subarbustivo el número de individuos es significativamente menor respecto al estrato herbáceo, siendo el número de individuos de 2 en la parcela sin intervención -0.17% en cubrimiento- y 41 en la parcela con actuación -6.01% en cubrimiento-. Las especies que suponen un mayor recubrimiento en la parcela intervenida son *Crataegus monogyna* y *Quercus ilex*.

En estrato arbustivo está presente exclusivamente en la parcela con actuación, con un número reducido de individuos -17- que suponen un 9.33% en cubrimiento. Las especies más representativas de este estrato son *Rosa canina*, *Quercus ilex subsp. ballota* y *Crataegus monogyna*. Ver figuras 64 y 66.

Comparación entre DERECS de la parcela calcinada sin intervención con la parcela calcinada con intervención en 2014, dos años después del incendio.

En ambos transectos lineales, independientemente del tratamiento aplicado, las herbáceas y las leñosas inferiores a 0.3m constituyen el estrato con mayor diversidad florística con 9 especies en la parcela intervenida y 10 en la no intervenida. A su vez es el estrato con un mayor número de individuos 100 en la parcela intervenida y 78 en la no intervenida. Este estrato herbáceo posee un cubrimiento superior en la parcela no intervenida siendo de 12.99%, mientras que en la parcela intervenida es del 9.23%. El mayor cubrimiento, en ambas parcelas, está producido por la especie *Rubus hirtus* que ocupa un 6.17% en la parcela con intervención frente a un 11.01% en la parcela no intervenida.

En el estrato subarbustivo el número de individuos es significativamente menor respecto al estrato herbáceo, siendo el número de individuos 33 en la parcela sin intervención y 46 en la parcela con actuación. El porcentaje de cubrimiento es de 7.75 % en la parcela no intervenida frente al 23.53% en la parcela intervenida. Las especies que suponen un mayor cubrimiento son *Crataegus monogyna*, en la parcela intervenida con 6.07% y *Rubus hirtus* con un 20%. La diferencia estriba en que *Rubus hirtus* tiende a ocupar mayor espacio realizando un crecimiento más horizontal que *Crataegus monogyna*.

En el estrato arbustivo encontramos un número reducido de individuos, siendo de 21 en la parcela intervenida, frente a 5 en la parcela sin intervención. La diferencia estriba en la presencia, en la parcela intervenida, de las especies *Crataegus monogyna* -con 12 individuos- y *Rosa canina* que tienden a realizar un crecimiento más vertical que *Rubus hirtus* -presente en estratos inferiores de la parcela sin intervención-, así como un mayor número de individuos de la especie *Quercus ilex subsp. ballota*.

El estrato subarbustivo alto, solo está presente en la parcela con intervención. Se trata de un estrato muy reducido con presencia de un único individuo de la especie *Rosa canina*. Ver figuras 65 y 67.

Parcela calcinada con intervención (2013): DERE

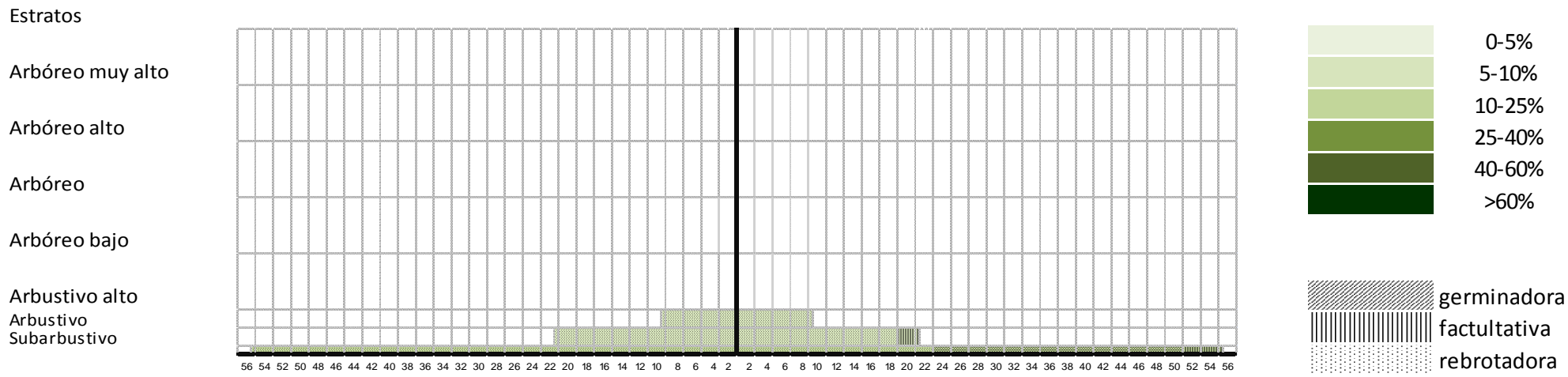


Figura 64. Parcela calcinada con intervención 2013: DERE.

Parcela calcinada con intervención (2014): DERE

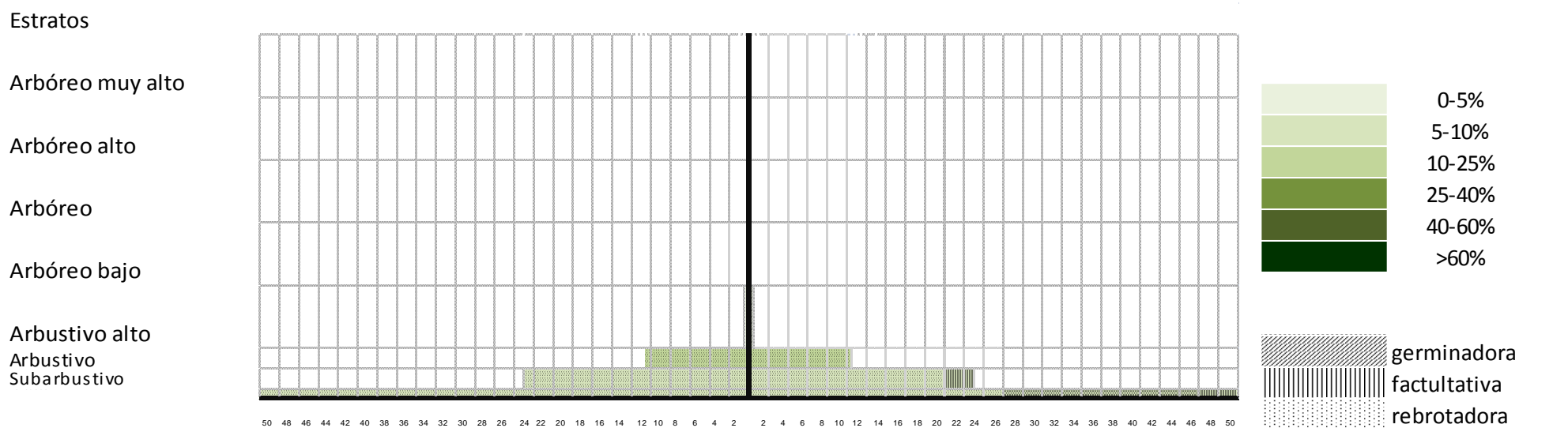


Figura 65. Parcela calcinada con intervención 2014: DERE.

Parcela calcinada sin intervención (2013): DERE

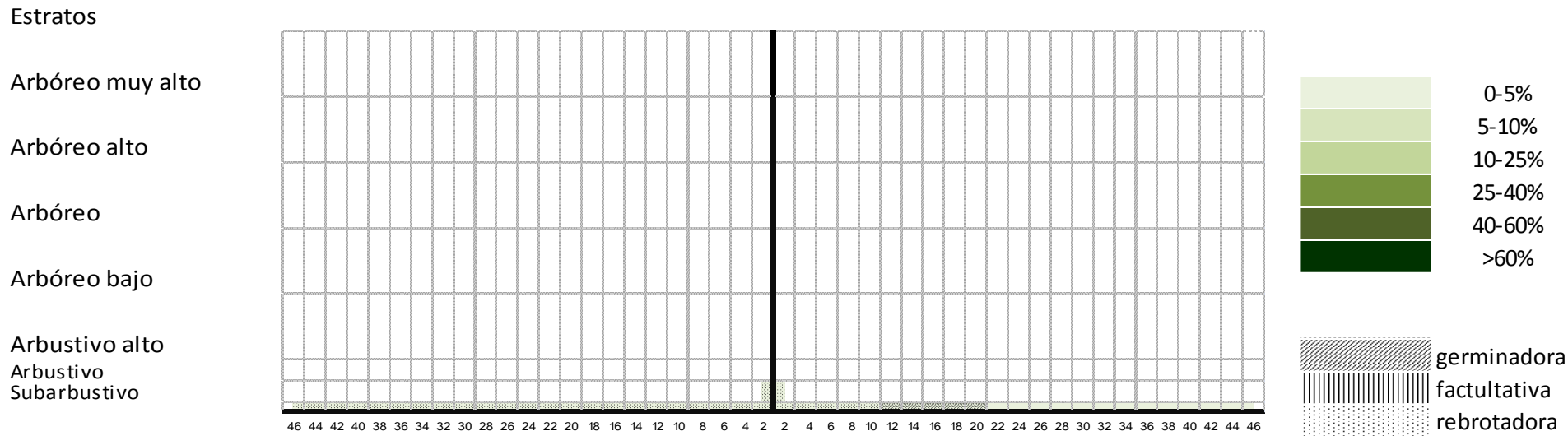


Figura 66. Parcela calcinada sin intervención 2013: DERE.

Parcela calcinada sin intervención (2014): DERE

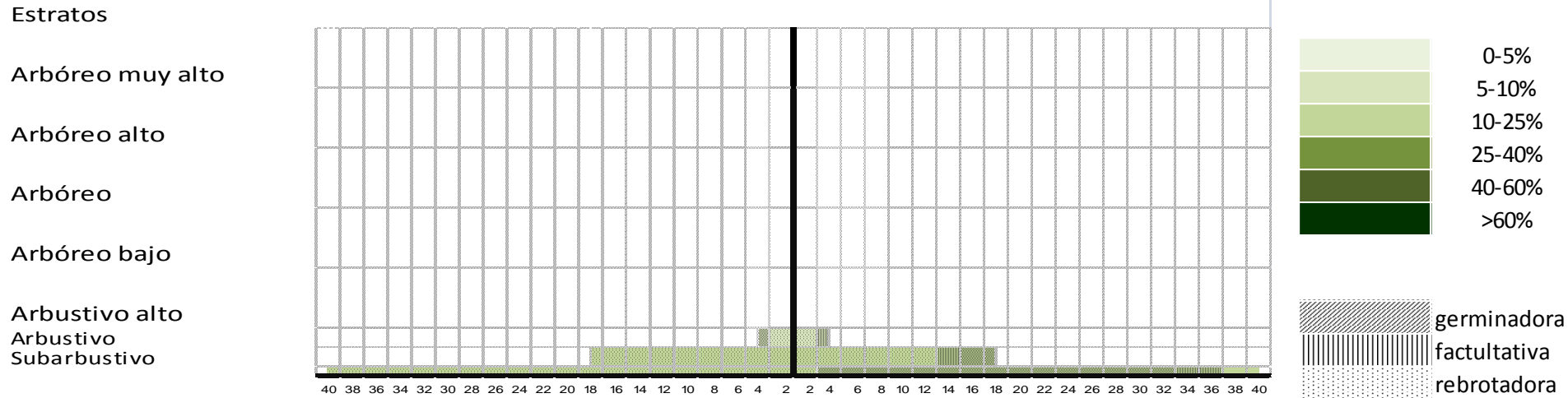


Figura 67. Parcela calcinada sin intervención 2014: DERE.

5.4. Comparativa y discusión de las metodologías utilizadas para el estudio de la regeneración vegetal.

En el presente apartado se expone una comparativa y discusión acerca de las metodologías utilizadas para el estudio de la vegetación. En primer lugar se recogen las principales ventajas e inconvenientes de ambas metodologías y posteriormente se desarrollan de forma más sucinta.

	Ventajas	Inconvenientes
Inventario de vegetación	<ul style="list-style-type: none"> - Realización en campo por una sola persona. - Tiempo de realización menor . - Tiempo de inclusión de los datos y tratamiento estadístico menor. - Permite caracterización precisa y comparable de una comunidad vegetal homogénea tanto de la composición florística como del recubrimiento mediante intervalos de %. 	<ul style="list-style-type: none"> - Menor precisión en la información del porcentaje de recubrimiento - Imposibilidad de conocer la distribución espacial de las especies
MIFC (2013)	<ul style="list-style-type: none"> - Información de gran precisión y mayor rigor - Permite conocer la distribución espacial de las especies y puede recoger diferencias en función de gradientes. - Permite realizar un seguimiento más preciso de la dinámica vegetal - Proporciona información cuantitativa acerca de la cobertura vegetal por especie de forma precisa - Número de datos obtenidos muy superior 	<ul style="list-style-type: none"> - Necesidad de dos o tres personas para su realización en campo, en especial en un ambiente posincendio - Tiempo de realización mayor - Tiempo de inclusión de los datos y tratamiento estadístico mayor

Figura 68. Comparativa de las metodologías utilizadas para el estudio de la regeneración vegetal.

Como se puede observar en el cuadro anterior las principales ventajas que ofrece el inventario de vegetación están ligadas a la utilización de un menor tiempo de trabajo por parte del investigador así como la posibilidad de realización del mismo por una sola persona en campo, aspectos todos ellos que no se cumplen en la realización del (MIFC, 2013), metodología de trabajo que implica una mayor dedicación temporal y requiere un número superior de personal para su realización. Expuestas estas características basadas en la experiencia personal, derivadas de la realización del presente trabajo, se comentan a continuación las consideraciones relativas a la potencialidad que ambos métodos tienen en la obtención de resultados científicos.

El inventario de vegetación, metodología tradicional utilizada para el estudio fitosociológico de la vegetación desarrollado por (Braun-Blanquet, 1979), es adecuada para el estudio de la vegetación o de su dinámica en aquellas investigaciones que, o bien, se requiera de tiempo limitado, el número de parcelas o ambientes a estudiar sea elevado, se quiera realizar una caracterización no excesivamente minuciosa acerca del espacio de estudio etc. Su realización debe tener en consideración los aspectos negativos derivados de la posible subjetividad a la hora de establecer la abundancia de la cobertura vegetal, la imposibilidad de espacialización

de los resultados -aspecto que otorga valor añadido al geógrafo-, o la incapacidad de proporcionar información cuantitativa precisa acerca de la cobertura por especie.

Por su parte el MIFC, método de transectos de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (Cámara y Díaz del Olmo, 2013), es aconsejable para el estudio de la vegetación y su dinámica en aquellas investigaciones en las que: se disponga de tiempo, personal y recursos suficientes, el número de parcelas o ambientes a estudiar no sea excesivamente elevado, se desee realizar una caracterización minuciosa del espacio de estudio etc. Su realización posee grandes ventajas en lo referente al rigor de los datos, permite realizar un seguimiento preciso de la dinámica vegetal, proporciona información cuantitativa acerca de la cobertura vegetal por especie y es un método que permite espacializar la información, aspecto de gran valor añadido para el biogeógrafo, lo cual, acompañado de estudios con fotografías aéreas e imágenes de satélite -convencionales o de alta resolución- y fotografía convencional puede ser de gran interés para el estudio de la dinámica de la vegetación, en especial en el estudio de la regeneración de la vegetación posincendio.

A modo de conclusión, considero ambas metodologías son complementarias en la realización de un estudio similar al presente, en el cual, se desee obtener información precisa acerca de un espacio. Dicha complementariedad reside en que el inventario de vegetación permite caracterizar un espacio más amplio y el transecto mostrar información precisa acerca de los individuos de una comunidad vegetal. Así pues se puede realizar un análisis a multiescala que se puede complementar, incrementando la panoplia de observaciones, con estudios mediante fotografías aéreas o imágenes de satélite.

5.5. Comportamiento hidrogeomorfológico de las parcelas de erosión.

En el presente apartado se exponen las condiciones hidromorfológicas -favorables y desfavorables- para la producción de sedimentos en las parcelas experimentales delimitadas. Así mismo se comentan los resultados del presente análisis y se realiza una prospectiva a futuro acerca de los posibles riesgos de erosión existente en la zona de estudio.

Factores favorables a la producción de sedimento:

- La pendiente constituye un factor potencial de movilización de sedimentos, en especial si la misma es fuerte como el caso de las parcelas experimentales, las cuales, están localizadas en una ladera regularizada con pendiente en torno al 48%. Este factor posee una gran influencia en los procesos hidrogeomorfológicos posincendio.
- Los incendios forestales son uno de los mayores agentes de erosión y degradación del suelo y de la cubierta vegetal, siendo considerados en determinados ámbitos como uno de los agentes geomorfológicos más importantes (DeBano *et al.*, 2005). Además pueden generar impactos significativos en las propiedades físicas y químicas del suelo (Shakesby, 2011). Cabe mencionar que las parcelas experimentales se encuentran en una zona de alta severidad -severidad 5-, por lo que según establecen (González-Pérez *et al.*, 2004; Certini, 2005; Shakesby and Doerr, 2006; Ursino and Rulli, 2010).

"Depending largely on burn severity, which is a function of the duration of burning at a particular point and its intensity, there are a number of physical, chemical and mineralogical, and biological changes to the soil and organic matter that can be caused by fire" (Shakesby, 2011).

- Presencia de sedimentos en superficie: las parcelas experimentales se enmarcan en una ladera pedregosa con cantos de diversos calibres, así como presencia de materiales finos localizados bajo los mismos. Muchos de los cantos de calibre centimétrico se identifican con lascas de areniscas que se sitúan con su eje mayor paralelo a la ladera, de forma que pueden ser movilizadas por procesos de reptación o pequeños flujos.

Factores desfavorables a la producción de sedimento:

- Tipo de suelo: el suelo existente en las parcelas experimentales es un suelo forestal óptimo clasificado como un Umbrisol con presencia de un horizonte mólico, lo que favorece la infiltración. La cual, se ve también implementada por la elevada pedregosidad en superficie, con un 73,49% de elementos gruesos (Badía y Ruiz, 2014), por lo que se trata de un suelo bien drenado con características de infiltración que podrían ser similares a las establecidas por (Ibarra, Echeverría y Martínez, 2003) en el estudio acerca de un pinar de *Pinus sylvestris* en el Macizo del Moncayo con características similares. Dichas tasas de drenaje eran de 588.7 mm -52.9%- con una precipitación anual de en torno a 1112 mm, lo cual, supone un 52.9% de escorrentía.
- Tipo de repoblación. La repoblación realizada durante los años 1962-1963 en la ladera en la que se han colocado las parcelas experimentales se realizó mediante ahoyado manual. Esta característica hace que cada uno de los hoyos, todavía presentes en torno a los tocones, actúen como trampas de sedimentos impidiendo la movilización de los sedimentos más allá de los mismos.
- Regeneración de la vegetación. Relacionada con las óptimas características del suelo así como con la existencia de un clima favorable, la regeneración de la vegetación ha sido óptima obteniéndose un recubrimiento -ya sea mediante herbáceas o especies leñosas- significativo en los dos años postincendio, lo que favorece la capacidad de interceptación e infiltración -ya elevada en relación con las características edáficas- evitando los procesos erosivos.

Derivado de las condiciones expuestas con anterioridad y basándonos en los datos de erosión obtenidos en las cuatro parcelas experimentales podemos establecer que no han funcionado mecanismos de transporte de ladera de tipo arroyada superficial. El movimiento de los materiales se ha dado por reptación o *creeping*, o bien mediante procesos asociados a la gravedad, debido a la fuerte pendiente de la ladera (48%). Además estos procesos solo han funcionado en los espacios próximos a las trampas de sedimentos o *silt fences* (ver figura 72). Como se observa en el anexo los elementos gruesos, generalmente en forma de laja, representan la mayor proporción de sedimentos recogidos, siendo escasos los sedimentos finos. No obstante, y debido a que la erosión del suelo resulta de la pérdida de estos últimos se exponen a continuación los resultados obtenidos para las fracciones finas.

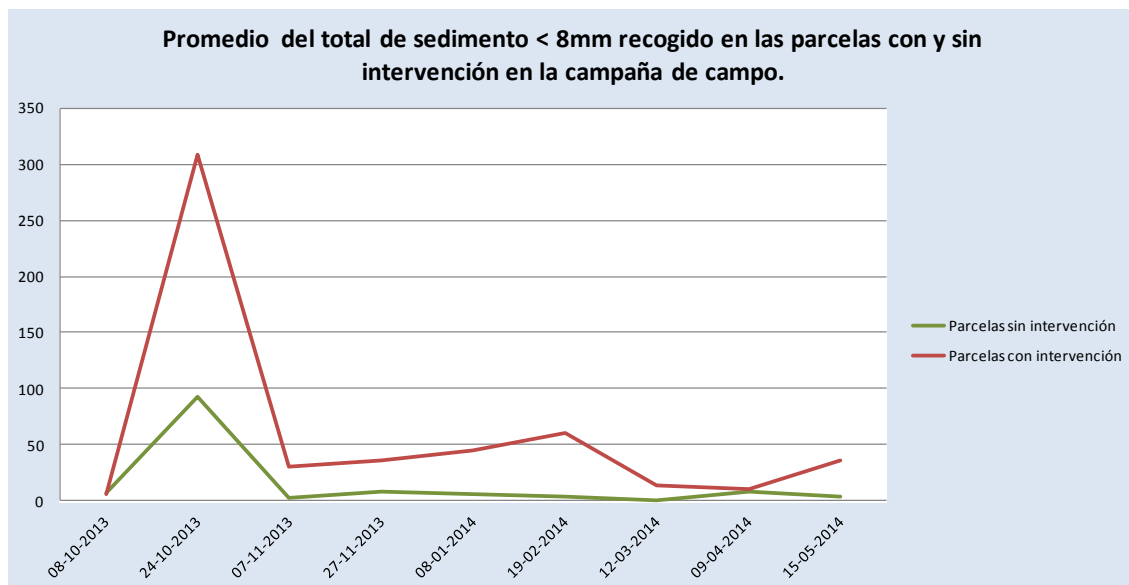


Figura 69. Promedio del total de sedimento < 8 mm recogido en las parcelas con y sin intervención en la campaña de campo.

Observamos que las parcelas con intervención presentan una mayor producción de sedimentos que las parcelas sin intervención con valores promedios de 60,6 gr./día de campaña de campo y 27,9 gr./día de campaña de campo respectivamente. Cabe señalar que las medias se incrementan profusamente debido a la alta producción de sedimentos recogido el día 24-10-2013, momento que corresponde con la saca de madera de la parcela intervenida y, a su vez, con una precipitación importante de granizo. Lo cual, explica las altas tasas de las parcelas sin intervención, siendo la mayor parte de diferencia entre ambas parcelas causadas por la acción antrópica. En valores absolutos se recogieron, en el conjunto de días de la campaña de campo 501.39 gramos de sedimento menor de 8 mm en la parcela sin actuación y 1090.76 gramos en la parcela con actuación. Cabe mencionar que las tasas de las parcelas con intervención, se ven en parte condicionadas por la presencia en la PCI (2) de un sector próximo con materiales finos y menor pedregosidad superficial (ver figura 73). Pese a observar diferencias entre ambas parcelas y poder verificar que la acción antrópica de la saca de madera generó erosión por remoción superficial, esta no ha generado a posteriori procesos de erosión ligados a arroyada superficial. No obstante siempre es un aspecto postincendio a tener en consideración dados los potenciales efectos negativos que puede generar si las condiciones son favorecedoras ver figuras 70 y 71.

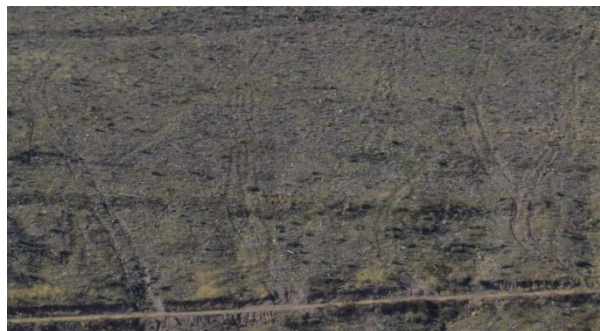


Figura 70 y Figura 71. Efectos de las labores de retirada de madera postincendio con potencialidad de generar procesos erosivos en el entorno de la Tonda, Incendio de Calcena 2012. Fuente: Elaboración propia.



Figura 72. Izquierda: ejemplo de trampa de sedimentos, funcionamiento de procesos erosivos junto a la propia trampa. Figura 73. Parcela PCI (2). Sector con presencia de materiales finos.

En un intento de realizar un análisis de futuro, y dadas las condiciones desfavorables a la erosión expuestas con anterioridad -suelo óptimo, rápido cubrimiento de la vegetación, tipo de repoblación etc.- podemos establecer que los procesos hidrogeomorfológicos erosivos ligados a escorrentía superficial no supondrán pérdidas de suelo significativas por lo que no existe un gran riesgo de erosión potencial en las parcelas experimentales, si bien sí funcionarán procesos ligados al *creeping* o a los flujos.

6. CONCLUSIONES

6.1. Conclusiones científicas.

6.1.1. Regeneración de la vegetación.

En primer lugar se exponen las conclusiones parciales de la regeneración vegetal postincendio obtenidas mediante las metodologías utilizadas, presentando posteriormente las conclusiones finales resultantes del compendio de ambas.

Análisis de los inventarios de vegetación.

En los inventarios de vegetación se observa un descenso generalizado en los niveles de recubrimiento vegetal respecto a la parcela control, así como el desarrollo desproporcionado de los estratos herbáceos que presentan una gran diversidad florística, la cual se reduce conforme ascendemos de estrato, a la par que se reduce el recubrimiento. Además del estrato herbáceo está presente el subarbustivo y en el año 2014 el arbustivo de forma puntual. Estas características evidencian el todavía inconcluso proceso de reconstrucción y el menor grado de evolución de las formaciones postincendio (Perez Cabello e Ibarra, 2003).

En lo que refiere a los criterios analizados, la mayoría de especies presentan una ecología indiferente, seguidas de las especies acidófilas desarrollándose en 2014 las especies basófilas -correspondientes en su mayoría a especies leñosas-, tendencia que acerca a las clases existentes en la parcela control. Las formas biológicas existentes en las parcelas calcinadas son muy diversas, derivado en parte de la diversidad biológica postincendio (Trabaud, 1998), siendo dominantes los macrofanerófitos. Respecto a la dinámica interanual observamos una cierta tendencia hacia las formas biológicas y representatividades de la parcela control con un incremento de los macrofanerófitos, un descenso de hemicriptófitos y terófitos, así como la presencia de nuevos grupos como los caméfitos y los fanerófitos. Por su parte la corología predominante es la mediterránea, seguida de la eurosiberiana; presentando ambas tipologías una presencia ascendente en el periodo estudiado. En lo que refiere a la estrategia reproductiva se observan cambios importantes entre el primer año -dominado por las especies germinadoras-, y el segundo año dominado por las rebrotadoras. Esta dinámica se debe a la presencia en el primer año de numerosas herbáceas, especies oportunistas, que aprovechan la falta de competencia unida a un momentáneo enriquecimiento del suelo en elementos nutritivos (cenizas) y/o las generosas lluvias que pueden producirse en momentos determinados (Papio, 1988). En lo que respecta al incremento de las rebrotadoras en el segundo año se explica por la capacidad de estas especies a persistir después del fuego (Pausas, 2004).

Análisis de los transectos MIFC.

En los transectos lineales observamos una espacialización de los individuos diferente entre ambas tipologías de actuación. La parcela intervenida concentra sus individuos en los bordes -especialmente en el B- y presenta una mayor dispersión por el conjunto del espacio, mientras que, la parcela no intervenida concentra la mayor parte de sus individuos en la zona central -presentando los bordes escasamente ocupados-. En lo que respecta al cubrimiento vegetal, este es superior en la parcela intervenida -tanto en el 2013 como en el 2014-, así como lo es el número de individuos, lo que puede suponer una reducción de los procesos erosivos, pero a su vez generar una mayor competencia vegetal por el espacio que puede afectar al desarrollo de especies que constituyan el dosel arbóreo. Por su parte, la mayor diversidad la encontramos en el primer año, reduciéndose en el segundo año y con ello los valores del índice de biodiversidad de Shannon, proceso común en los ambientes postincendio como señala (Trabaud, 1998). En lo que refiere a la regeneración de la especie *Pinus pinaster* se observan diferencias importantes entre ambos tratamientos, siendo superior la fructificación en 2013 en la parcela intervenida y nula en la parcela no intervenida. Esta tendencia se torna contraria en el año 2014, en el que la fructificación en la parcela no intervenida es de 30 individuos frente a 3 en la intervenida -total de 14 individuos-.

En lo que refiere a la corología, las especies eurosiberianas son predominantes en las parcelas con y sin intervención, debido a la fuerte presencia de especies espinosas rebrotadoras que tienden a colonizar espacios degradados, como son los espacios incendiados. Las especies mediterráneas por su parte son el segundo grupo en importancia y presentan un incremento de 2013 a 2014, siendo especialmente importante en la parcela sin actuación. En los transectos lineales encontramos una gran variedad de formas biológicas, derivado de la diversidad de especies postincendio -terófitos, hemicriptófitos etc.-, siendo predominantes las

macrofanerófitas independientemente del tratamiento aplicado. Dicha tipología está representada en el primer año fundamentalmente por especies espinosas, adquiriendo una mayor relevancia en 2014 especies de porte arbóreo *Pinus pinaster* y *Quercus ilex subsp. ballota*. Las especies rebrotadoras, mejor adaptadas a las condiciones postincendio (Pausas, 2004) son dominantes en las parcelas calcinadas independientemente del tratamiento realizado, incrementándose su porcentaje entre el año 2013 y el 2014 -concentrándose el mayor número de individuos en la parcela intervenida-. Por su parte observamos un crecimiento de las especies germinadoras en 2014 debido especialmente a la fructificación de la especie *Pinus pinaster* en la parcela sin intervención. En los DERECS, se observa un descenso generalizado en los niveles de recubrimiento vegetal, así como el desarrollo desproporcionado de los estratos herbáceos que presentan una gran diversidad florística, la cual se reduce conforme ascendemos de estrato, a la par que se reduce el recubrimiento. Además del estrato herbáceo está presente el subarborescente, el arbustivo, y en el año 2014 el arbustivo alto de forma puntual en la parcela intervenida.

Conclusiones finales

Las conclusiones finales del estudio acerca de la regeneración de la vegetación se presentan haciendo referencia a las hipótesis de partida, quedando recogidas a continuación.

- La regeneración de la vegetación existente en las parcelas experimentales se muestra como un proceso de autosucesión (Rodrigo *et al.*, 2005) debido a que las características de la especie *Pinus pinaster* son favorables para que se haya producido dicha regeneración directa, lo cual, también se ha visto favorecido por las óptimas características edáficas, de orientación y climáticas existentes en la zona de estudio. A su vez el cubrimiento del conjunto de especies ha seguido una dinámica creciente con el paso del tiempo que indica una regeneración óptima.
- La evolución de la composición florística sigue los preceptos establecidos por (Trabaud, 1998) incrementándose la diversidad florística en los primeros meses siguientes al incendio y reduciéndose la misma con el transcurso del tiempo, en el caso del presente estudio nos referimos al segundo año de estudio.
- La existencia de *Pinus pinaster* y *Quercus ilex subsp. ballota* muestra una tendencia a conformar en el futuro una formación mixta con predominancia de las coníferas y un número variable de *quercus*, ligados a los tocones ya existentes -derivado de las óptimas adaptaciones postincendio de las especies rebrotadoras.
- La regeneración de *Pinus pinaster* ha sido más eficaz, al final del período de estudio, en las parcelas de no intervención -con 30 individuos- frente a la parcela intervenida -con 14 individuos-. La permanencia in situ de la necromasa permite atisbar que favorece el desarrollo de la especie de *Pinus pinaster* y genera un menor crecimiento de especies leñosas de carácter espinoso. Ello puede tener interés de cara a la planificación de labores forestales (aclareos, rozas, etc...). Además se ha podido observar que en torno a los antiguos tocones de *Pinus* han germinado nuevos individuos.

6.1.2. Comportamiento hidrogeomorfológico de las parcelas de erosión.

Las parcelas experimentales presentan condiciones desfavorables a la erosión –suelo con gran capacidad de infiltración, rápido cubrimiento de la vegetación, tipo de repoblación etc.- y los datos obtenidos en las mismas muestran que no han funcionado mecanismos de transporte de ladera de tipo arroyada superficial. El movimiento de los materiales se ha dado por reptación o *creeping*, o bien mediante procesos asociados a la gravedad, funcionando estos últimos, en los espacios próximos a las trampas de sedimentos o *silt fences*. Por su parte en el análisis de los tratamientos postincendio encontramos diferencias en la producción de sedimentos <8 mm, presentando las parcelas con intervención una mayor producción de sedimentos con valores promedios de 60.6 gr./ día de campaña de campo -1090.76 gr. sumatorio total- frente a 27.9 gr./día de campaña de campo en las parcelas sin intervención -501.39 gr. sumatorio total-. Debiendo señalar que las tasas de las parcelas con intervención, se ven en parte condicionadas por la presencia en la PCI (2) de un sector próximo con materiales finos y menor pedregosidad superficial. Pese a observar diferencias entre ambas parcelas y poder verificar que la acción antrópica de la saca de madera generó erosión por remoción superficial, esta no ha generado *a posteriori* procesos de erosión ligados a arroyada superficial. No obstante siempre es un aspecto postincendio a tener en consideración dados los potenciales efectos negativos que puede generar si las condiciones son más favorables a la erosión. A futuro se establece que los procesos hidrogeomorfológicos erosivos ligados a escorrentía superficial no supondrán pérdidas de suelo significativas por lo que no existe un gran riesgo de erosión potencial en las parcelas experimentales, si bien sí funcionarán procesos ligados al *creeping* o a los flujos.

6.2. Conclusiones metodológicas.

El contraste entre los dos tipos de métodos utilizados para el estudio de la vegetación - inventarios de vegetación por estratos y método de transectos de formaciones vegetales de fanerófitos y caméfitos (MIFC, 2013) ha resultado enriquecedor para el trabajo puesto que ofrecen visiones complementarias de la realidad estudiada aunque es el método MIFC el que posibilita un análisis más detallado y riguroso de la evolución de la vegetación post-incendio.

Los inventarios de vegetación permiten caracterizar la estructura, porcentajes de recubrimiento en intervalos (según índice A/D) y composición florística de la comunidad vegetal estudiada en un momento dado y en un formato “estándar” que permite la comparación con otros inventarios de múltiples publicaciones. Es un método idóneo para tener una referencia clara, representativa y comparable de las formaciones vegetales que caracterizan un espacio determinado. Una vez seleccionada el área de muestreo representativa de la comunidad a estudiar (un cuadrado de 10 m de lado), la realización del inventario es rápida y puede llevarla a cabo una sola persona. Su tratamiento y representación gráfica es sencillo, expresivo y fácil de interpretar por lo que su utilización es recomendable.

Los transectos según el método (MIFC, 2013) permiten obtener igualmente una información de la estructura y composición florística de la comunidad vegetal estudiada en un momento dado pero aportan una detallada y rigurosa información del número de ejemplares de cada especie, el porcentaje preciso del recubrimiento de cada especie y sobre todo, información de la distribución espacial de cada especie a lo largo del transecto. Estos transectos son mucho

más laboriosos de realizar siendo necesario el trabajo de al menos dos personas. Además, su tratamiento y representación gráfica posterior es algo más complejo pero, en investigaciones de procesos de regeneración de la vegetación como esta, ofrece una información muy valiosa y una interpretación de la realidad más rigurosa que permite extraer conclusiones más fundamentadas.

Por último, también se quiere dejar constancia del cumplimiento del objetivo referido a iniciarse en diseño y realización de un proyecto experimental de trabajo de campo puesto que se han podido ir cubriendo todas las etapas y llegar a elaborar la memoria final con los resultados de todas ellas.

7. BIBLIOGRAFÍA CITADA.

- Badía, D., Ruiz, A. (2014). Perfil de la Tonda. Proyecto Fin de Grado de Ciencias Ambientales de la Universidad de Zaragoza pendiente de presentación.
- Bell, D. T., Hopkins, A. J. M & Pate, J. S. (1984). Fire in the Kwongan. *Zn: J. S. Pate & J. S. Beard (eds.) Kwongan. Plant Life of the Sandplain. University of Western Australia Press. Nedlands*, 178-204.
- Bertrand, G. (1966). Pour une étude géographique de la végétation. *Revue Géographique des Pyrénées et Sud-Ouest* 37, 129-143.
- Bolos, O. (1989). Acerca de la vegetación del Moncayo y de las tierras vecinas. *Tvuriaso IX*, C.E.T., Institución Fernando el Católico, C.S.I.C, Tarazona.
- Braun-Blanquet, J., Bolos, O. (1957). Les groupements végétaux du bassin moyen de l'Ebre et leur dynamisme. *Ann. Est. Exp. Aula Dei*, 266 pp.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume Ediciones, Madrid.
- Cámara, R., Díaz del Olmo, F. (2013). Transect sampling of vegetation formations of phanerophytes and chamaephytes (I): methodological fundamentals. *Estudios Geográficos*, 67-88.
- Cámara, R., Díaz del Olmo, F., César, B. (2013). Transect sampling of vegetation formations of phanerophytes and chamaephytes (MIFC) (II): Study of the savin juniper woods of the Doñana Biological Reserve (DBR) (Spain). *Estudios Geográficos*, 89-114.
- Carrión, J.S., Sánchez-Gómez, P., Mota, J.F., Yll, R., Chaín, C.. (2003). Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gádor, southern Spain. *Holocene* 13, 839–849.
- Cerdà, A., Mataix-Solera, J. *et al.* (2009). Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Universitat de València, *Cátedra Divulgación de la Ciencia*.
- Cerdà, A., Jordán, A. *et al.* (2010). Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales. Universitat de València, *Cátedra Divulgación de la Ciencia*.
- DeBano, L.F., Neary, D.G., Ffolliott, P.F. (2005). Soil physical properties. In: Neary, D.G., Ryan, K.C., DeBano, L.F. (Eds.), *Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Soil and Water*. General Technical Report RMRS-GTR-42, Volume 4. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 29–52.

- Duguy, B., Alloza, J.A., Baeza, J., de la Riva, J., Echeverría, M., Ibarra, P., Llovet, J., Pérez-Cabello, F., Rovira, P., Vallejo, V.R., (2012). Modelling the ecological vulnerability to forest fires in Mediterranean ecosystems using geographic information technologies. *Environmental Management* 50(6), 1012-1026
- García, E. (1957). *Las comarcas de Borja y Tarazona y el somontano del Moncayo*. Estudio geográfico. Zaragoza.
- Granged, A. J.P., Zavala, L.M., Jordán, A., Bárcenas-Moreno, G. (2011). Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: A 3-year study. *Geoderma. El Sevier*, 85-94.
- Ibarra, P., Echeverría, M.T., Martínez, J. (2003). *El agua en los bosques del Moncayo*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza.
- Keeley, S., Keeley, J. E., Hutchinson, S. M. & Johnson, A. W. (1981). Postfire succession of the herbaceous flora in southern California. *Ecology* 62,1608-1621.
- Longares, L.A. (2004). El paisaje vegetal en el sector aragonés del Moncayo. Geografía Física de Aragón. Aspectos generales y temáticos. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico. J.L. Peña, L.A. Longares y M. Sánchez (Eds.). Zaragoza.
- Lloret, F., Piñol, J., Castellnou, M. (2009). Wildfires. In: Woodward, J. (Ed.), *The Physical Geography of the Mediterranean*. Oxford University Press, Oxford, pp. 541–560.
- Llovet, J., Alloza, J.A., Baeza, M.J., de la Riva, J., Duguy, B., Echeverría, M.T., Ibarra, P., Pérez-Cabello, F., Rovira, P., Vallejo, V.R., (2010). A model for evaluate the vulnerability to forest fires in Mediterranean ecosystems using GIS. En M. Díaz-Raviña, E. Benito, T. Carballas, M.T. Fonturbel & J.A. Vega (Eds.), *Research and post-fire management: soil protection and rehabilitation techniques for burnt soil ecosystems*. Santiago de C., Andavira Editora, 221-224
- Madrigal, J., Hernando, C., Vega, J. A. Diseño de una metodología para la obtención de modelos de regeneración de especies arbóreas tras grandes incendios forestales: aplicación al caso de Pinus pinaster Ait.
- Martí, C.L., Miranda, J., Badía, D., Ibarra, P., Echeverría, M.T., Pérez-Cabello, F., Usón, E., (2009). Influencia del fuego sobre las propiedades físico-químicas de los suelos en los Montes de Zuera (Zaragoza). En Jordán, A.,Zavala, L.M., de la Rosa, J.M., Knicker, H., González-Pérez, J.A. and González-Vila, F.J. (Eds.), *Advances in forest fire effects on soils*. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC-US)
- McNeil, J. (1992). *The mountains of the mediterranean world. An environmental history*. Cambridge University Press, 423 pp.
- Moreno, J.M., Vázquez, A., Vélez, R. (1998). Recent history of forest fires in Spain. In: Moreno, J.M. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 159–185.
- Naredo, J.M. (2004). *La evolución de la agricultura en España (1940-2000)*. Universidad de Granada, Granada. 549 pp.
- Navarro, G. (1989). Contribución al conocimiento de la flora del Moncayo. *Opusc. Bot. Pharm. Complutensis*, 5, 5-64.
- Naveh, Z. (1974). Effects of fire in the Mediterranean region. In: T. T. Kozlowski & C. E. Ahlgren (eds.). *Fire and Ecosystems*. Academic Press. London, 401-434.
- Papió, C. (1988). Respuesta al fuego de las principales especies de la vegetación de Garraf (*Barcelona*). Laboratori d'Ecologia. Facultat de Ciències. Universitat Autònoma de Barcelona. *Orsis*, 3, 87-103.

- Pausas, J. G., Vallejo, V. R. (1999). The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin*, 3-16.
- Pausas, J. G. (2004). La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo. Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo. *Fundación CEAM*, 47-64.
- Papió, C. (1988). Respuesta al fuego de las principales especies de la vegetación de Garraf (Barcelona). *Orsis*, 3, 87-103.
- Pellicer, F. (1984). *Geomorfología de las Cadenas Ibéricas entre el Jalón y el Moncayo*, Cuadernos de Estudios Borjanos, vol I (XI-XIII), 390 págs., vol II (XIII-XIV), 16 mapas.
- Pellicer, F. et al. (1988) *El Moncayo*, Col. Mariano de Pano y Ruata, Caja de Ahorros de la Inmaculada, Zaragoza.
- Pellicer, F. (2000). *El Moncayo*. Col. Cai100. Caja de Ahorros de la Inmaculada. Zaragoza.
- Pellicer, F. (2000). *El relieve. Parque natural de la dehesa del Moncayo*. Espacios naturales protegidos. Diputación General de Aragón. Departamento de Medio Ambiente. Zaragoza.
- Pellicer, F. (2000). *Parque natural del Moncayo*. Espacios naturales protegidos. Diputación General de Aragón. Departamento de Medio Ambiente. Zaragoza.
- Pérez-Cabello, F., Ibarra, P. (2003). Las formaciones vegetales colonizadoras de los espacios quemados prepirenaicos. *Cuadernos de Investigación Geográfica*. Universidad de la Rioja.
- Pérez-Cabello, F., Echeverría, M.T., Ibarra, P., de la Riva, J., (2009). Effects of Fire on Vegetation, Soil and Hydrogeomorphological Behavior in Mediterranean Ecosystems. En: Chuvieco, E. (Ed.), *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*. Springer Verlag Geosciences, Berlin-Heidelberg, 111-128.
- Pérez-Cabello, F., Echeverría, M.T., de la Riva, J.R., Ibarra, P., (2011). Apuntes sobre los efectos de los incendios forestales y restauración ambiental de áreas quemadas. Estado de la cuestión y principios generales. *Geographicalia* 59-60, 295-308.
- Rivas Martínez, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España 1: 400.000*. 268 pp. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Rodrigues, M.; Ibarra, P.; Echeverría, M.; Pérez-Cabello, F.; de la Riva, J., (2012). Propuesta metodológica para la modelización de la resiliencia de la vegetación afectada por incendios forestales en España. En: J. Martínez Vega; M^a Pilar Martín Isabel (Eds), *Tecnologías de la Información Geográfica en el contexto del cambio global*. XV Congreso Nacional de TIG. IEGD-CCSH CSIC, Madrid, 215-224.
- Rodrigues, M.; Ibarra, P.; Echeverría, M.T.; Pérez-Cabello, F.; de la Riva, J., (2014). A method for regional scale assessment of vegetation recovery time after high severity wildfires: case study of Spain. *Progress in Physical Geography* (IN PRESS)
- Rodrigo, A., Retana, J., Picó, F. X. (2005) Diferencias en la dinámica de regeneración de los bosques mediterráneos después de grandes incendios: consecuencias en el paisaje forestal. IV Congreso Forestal Español.
- Shakesby, R.A., Doerr, S.H. (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*. *El Sevier*, pp. 269-307.
- Shakesby, R.A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*. *El Sevier*, pp. 71-100.

- Traud, L. (1998). Recuperación y regeneración de ecosistemas mediterráneos incendiados. Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS. *Serie Geográfica*, 7, 37-47.

8. ANEXOS

Datos de sedimentos.

		08/10/2013	24/10/2013	07/11/2013	27/11/2013	08/01/2014	19/02/2014	12/03/2014	09/04/2014	15/05/2014
PSI (1)	+ de 8 milímetros	1,93	877,05	2,7	32,15	82,32	11,52		20,08	12,65
	+ de 2 milímetros	1,78	209,51	2,8	3,93	7,71	8,33		3,87	8,09
	- de 2 milímetros	0,18	98,51	3,28	1,81	7,11	2,74		1,98	7,57
Totales diarios		3,89	1185,07	8,78	37,89	97,14	22,59	0	25,93	28,31
PSI (2)	+ de 8 milímetros	40,87	230,81	54	101,2	48,5	58,8		106,61	35,04
	+ de 2 milímetros	6,43	76,48	2	7,34	4,16	3,35		6,66	2,81
	- de 2 milímetros	0,43	16,1	0,78	0,71	1,92	0,91		1,36	0,75
Totales diarios		47,73	323,39	56,78	109,25	54,58	63,06	0	114,63	38,6
PCI(1)	+ de 8 milímetros	44,33	695,44	45,36	65,3	114,47	435	178,5	108,45	47,49
	+ de 2 milímetros	3,34	107,62	0,7	4,24	0,57	3,36	0	0,73	1,83
	- de 2 milímetros	0,62	59,14	0,23	0,79	0,19	0,26	0,16	0,15	0,11
Totales diarios		48,29	862,2	46,29	70,33	115,23	438,62	178,66	109,33	49,43
PCI (2)	+ de 8 milímetros	18,44	208,21	93,52	75	37,31	335	75,98	31,64	46,39
	+ de 2 milímetros	7,41	316,41	42,16	44,72	66,75	103,59	23,84	15,29	46,46
	- de 2 milímetros	0,74	133,41	18,2	21,43	22,04	13,87	2,44	5,44	22,52
Totales diarios		26,59	658,03	153,88	141,15	126,1	452,46	102,26	52,37	115,37