

Trabajo Fin de Grado

Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejulte (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Natural regeneration study of *Pinus sylvestris* L. after the Aliaga-Ejulte fire (2009) in La Zoma (Teruel). Biotic and abiotic control factors.

Autor/es

Víctor Pina Ara

Director/es

José Manuel Nicolau Ibarra

Ramón Juan Reiné Viñales

Universidad de Zaragoza

2017

Agradecimientos

Este trabajo va dedicado a todas aquellas personas que me han apoyado a lo largo de la carrera y la elaboración de este proyecto.

En primer lugar, quisiera dar las gracias a mis directores José Manuel Nicolau Ibarra y Ramón Juan Reiné Viñales, gracias por vuestra guía e inspiración.

A David Aguilar, por su gran ayuda en los muestreos de campo y la elaboración de este trabajo.

A mis padres, Juan José y Belinda, y a mi hermano Álvaro, por sus constantes empujones y apoyo.

A mis amigos, María y Jorge, que también ayudaron en los trabajos de campo.

Y finalmente a Cris, cuyo constante apoyo ha conseguido que este final llegara más pronto que tarde.

Resumen

El 22 de julio de 2009 se produjo un incendio forestal en las comarcas turolenses de Andorra Sierra de Arcos, Cuencas Mineras y Maestrazgo afectando a una superficie de 7300 ha. El T.M. de la Zoma fue el municipio más afectado al calcinarse el 70% de su territorio. El presente estudio se centra en evaluar la capacidad regenerativa de las poblaciones de *Pinus sylvestris* tratando de discernir los principales factores bióticos y abióticos que están condicionando el proceso.

Para evaluar la regeneración, se delimitó un área de 40,85 ha donde existe regeneración de *P. sylvestris* y se muestrearon 40 parcelas de 5x5 m tomando datos referidos a los individuos y a la vegetación. Para evaluar el efecto del ganado en la zona se muestrearon 5 áreas de 25x25 cm en cada una de las 40 parcelas, midiendo la abundancia de excrementos y la defoliación de la capa herbácea, además de comprobar si alguno de los pinos muestreados sufrió algún daño. Este último muestreo se realizó en dos fechas diferentes, antes de comenzar el pastoreo y dos meses después. Tras el tratamiento estadístico, los resultados muestran una densidad de regeneración de *P. sylvestris* baja, 780 pies por ha, distribuidos de forma agregada.

Las semillas que han dado lugar a la regeneración provienen de los pinares remantes que sobrevivieron al fuego. La regeneración de *Pinus sylvestris* es más efectiva en aquellas zonas donde el relieve es importador y tiene menor pendiente y altitud. Estas zonas también han beneficiado al desarrollo de las especies arbustivas.

No se ha encontrado una evidencia de que el ganado esté afectando a la regeneración del *Pinus sylvestris*.

Palabras clave

Pinus sylvestris, regeneración natural, banco de semillas, competencia, pastoreo.

Abstract

On July 22, 2009 there was a fire in the Teruel regions of Andorra Sierra de Arcos, Cuencas Mineras and Maestrazgo, which affected a 7300 ha area. La Zoma's T.M, was the most affected town, considering 70% was burned. The following essay centers on the evaluation of the regenerative capacities of the *Pinus sylvestris*, trying to discern the main biotic and abiotic factors that determine the process.

In order to evaluate the *P. sylvestris* regeneration, I delimited a 40'85 area where this regeneration was happening and I sampled 40 5x5 m patches, taking data referring to individuals and vegetation. In order to check the effect of cattle on the zone, I sampled 5 25x25 cm areas in every one of the 40 patches, measuring the abundance of excrements and the herbaceous layer's defoliation, and lastly, checking if any of the sampled pines suffered any kind of damage. This final sample was done in two different dates, one before shepherding season began and the other, two months later. After statistical treatment, the results show a low density *P. sylvestris* regeneration, 780 feet per ha, distributed in an added manner.

The seeds that made possible this regeneration come from the remainder pine forests that survived the fire. The *Pinus sylvestris* regeneration is more efficient in parts where slopes are smaller and there's less altitude. These parts have also helped in the development of bush species.

There's no evidence that proves that cattle affects the *Pinus sylvestris* regeneration.

Key words

Pinus sylvestris, natural regeneration, seed bank, competence, shepherding.

ÍNDICE

1. Introducción	6
1.1. Impacto ambiental de los incendios forestales.	7
1.2. Historia de los incendios en España.....	9
1.3. El incendio de Aliaga-Ejolve 2009.	11
1.4. Proyecto “Plantando agua”.....	11
1.5. Actuaciones.	12
1.6. Regeneración natural.....	12
1.6.1. La regeneración natural de la especie de estudio <i>Pinus sylvestris</i>	13
1.6.2. Regeneración post incendio de <i>Pinus sylvestris</i>	15
1.6.3. Factores que actúan sobre la regeneración de <i>Pinus sylvestris</i>	16
1.6.4. Efectos del ganado sobre la regeneración.....	18
1.7. Objetivos.....	21
1.7.1. Objetivo general.	21
1.7.2. Objetivos específicos.	21
2. Material y métodos	21
2.1. Descripción del área de estudio.	21
2.1.1. Localización del área de estudio.	21
2.1.2. Climatología.	22
2.1.3. Geología.	24
2.1.4. Edafología.	25
2.1.5. Vegetación.	25
2.1.6. Medio socioeconómico.	28
2.2. Materiales.	30
2.3. Diseño muestral (metodología).	31
2.3.1. Delimitación de la zona de estudio.	31
2.3.2. Tratamiento de los datos y análisis estadístico.....	34
3. Resultados y discusión	36

3.1.	Resultados de muestreo.	36
3.2.	Densidad de regeneración.	36
3.3.	Caracterización de los individuos de <i>Pinus sylvestris</i>	39
3.4.	Distribución espacial de la regeneración.	42
3.5.	Ensamblaje de la población del pinar.	43
3.5.1.	Áreas fuente de las semillas.	43
3.5.2.	Filtros abióticos.	46
3.5.3.	Interacciones entre especies.	53
4.	Conclusiones.	58
5.	Recomendaciones.	59
6.	Bibliografía.	60
7.	ANEXOS.	66
	Anexo I: Planos.....	66
	Anexo II: Estadillos de muestreo.....	67
	Anexo III: Fotografías.....	69
	Anexo IV: Herbario.....	72

1. Introducción.

El 22 de julio de 2009 se produjo el gran incendio forestal Aliaga-Ejolve que afectó a las comarcas turolenses de Andorra Sierra de Arcos, Cuencas Mineras y Maestrazgo afectando a una superficie de 7300 ha. En este incendio se quemaron 7301,14 ha, de las cuales, 6658,92 ha corresponden a suelo catalogado como forestal. Tras el incendio desaparecieron bosques y plantaciones de *Pinus nigra*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*, también se vieron afectadas formaciones de *Quercus ilex*, *Juniperus communis* e *Ilex aquifolium*. Por todo ello, la empresa Aquabona/Coca-Cola, en colaboración con la fundación Ecología y Desarrollo (ECODES), la DGA y la Universidad de Zaragoza, está desarrollando el proyecto "Plantando Agua" en el cual se aborda la restauración ecológica de 1.230 ha pertenecientes en su mayoría al término municipal de La Zoma (Teruel).

En la actualidad se considera importante la recuperación de las áreas quemadas, no solo por el hecho de la conservación, sino por el nuevo escenario de cambio climático en el que nos encontramos. Este escenario supondrá para el bosque del futuro una disminución de las precipitaciones y un aumento de la evaporación por el incremento de la temperatura. Disminuirá tanto el agua a utilizar por la vegetación (agua verde) como el agua a disposición de la sociedad humana en los ríos y acuíferos (agua azul) (Enguita, 2017). Las comunidades vegetales consumen agua para la fotosíntesis mediante la evapotranspiración (agua verde), la cual se detrae de la escorrentía superficial y subterránea.

La protección de estos lugares perturbados no sólo tiene que ver con los supuestos clásicos de estabilidad de suelo, lucha contra la erosión hídrica y contención de inundaciones, sino que también está relacionada con la mejora de equilibrios biológicos y de los suelos, con la adaptación a las futuras perturbaciones o adversidades, con la mejora del ciclo hidrológico, con la mejora de las aptitudes cinegéticas, del paisaje, y de ayuda al desarrollo económico de la zona.

1.1. Impacto ambiental de los incendios forestales.

El fuego es un importante factor de perturbación que influye en los bosques y ecosistemas de todo el mundo. En el contexto del Hemisferio Norte, los incendios forestales se asocian principalmente con la zona de bosque boreal o regiones con clima mediterráneo, donde se le considera como una parte integral de la dinámica forestal (Engelmark, 1993). Elimina temporalmente la parte aérea de la vegetación y altera la parte superficial de los suelos. Con ello condiciona los procesos erosivos e hidrológicos, y por lo tanto influye en el ciclo del agua y en las formas terrestres, y estos cambios a su vez terminan por condicionar la evolución de los ecosistemas (Mataix y Cerdá, 2009). Dada la importancia que han adquirido en las últimas décadas, los incendios constituyen uno de los problemas ecológicos más graves a los que han de enfrentarse los gestores del medio ambiente en nuestro país (De las Heras, J.1991).

Los incendios forestales pueden inducir cambios en muchas propiedades y componentes del suelo, como la materia orgánica del suelo, la disponibilidad de nutrientes o repelencia al agua del suelo. Estos cambios, combinados con la eliminación de la cubierta de la planta después de la quema, puede conducir a la pérdida directa o indirecta del suelo (Badía, D et al. 2017)

Los efectos de los incendios forestales sobre el medio natural son múltiples. De la desaparición de la vegetación se derivan toda una serie de efectos sobre el ecosistema (Hernández y Romero, 2008):

- Emisiones de CO₂ a la atmósfera, provenientes tanto de la vegetación aérea como del almacén de carbono del suelo.
- Destrucción o alteración de los hábitats. Pérdida de especies de flora y fauna silvestre.
- Muerte y desplazamientos de especies animales. Ruptura o alteración de las cadenas tróficas.
- Alteración de la sucesión ecológica vegetal, dando lugar a un rejuvenecimiento de las formaciones, y en muchos casos a sucesiones regresivas.
- Aumento de la probabilidad de aparición de plagas y enfermedades vegetales.
- Pérdida del ambiente de bosque: incremento del efecto de la radiación solar, disminución de captación de CO₂ por la cobertura vegetal, disminución de la humedad ambiental, reducción de la disponibilidad de oxígeno, alteración en el régimen de viento.

Los efectos sobre el suelo son también múltiples (Serrada, 2007):

- Fertilización debida a la incorporación de cenizas.
- Empeoramiento de la estructura del suelo debido a la pérdida de la materia orgánica, que provoca una reducción de la capacidad de infiltración de agua.
- Destrucción de los microorganismos edáficos.
- Aumento del pH como consecuencia del aporte de cenizas y como consecuencia, posible bloqueo de ciertos elementos como potasio y hierro.
- Incremento de la pérdida de suelo por erosión.

La influencia del fuego en los ecosistemas terrestres se produce a corto plazo por la eliminación y modificación de la cubierta vegetal. Pero a largo plazo son los suelos quienes van a transferir el impacto del fuego a los ecosistemas. El fuego condiciona la formación de los suelos al modificar el ciclo de los nutrientes (Raison et al., 2009), sus propiedades físicas y químicas (Úbeda y Outeiro, 2009) y los procesos microbiológicos (Mataix-Solera et al., 2009). Esas alteraciones se traducirán en cambios en la química atmosférica al alterar el intercambio gaseoso, alteraciones en la calidad y cantidad de las aguas que fluyen a través de los suelos y con ello en los procesos y formas terrestres.

Es un error pensar en los incendios únicamente como un impacto negativo en los ecosistemas. Los incendios forestales son una característica importante de los ecosistemas Mediterráneos y muchas especies han desarrollado estrategias que les permiten sobrevivir a incendios periódicos (Pausas, 1999). Del mismo modo los incendios forestales han contribuido también a la creación de diferentes tipos de vegetación y a configurar el paisaje existente en el entorno mediterráneo, jugando a su vez un importante papel en el mantenimiento de la diversidad biológica de las comunidades mediterráneas, ya sean vegetales o animales (Cruz, 2009).

1.2. Historia de los incendios en España.

El fuego fue utilizado ya en el paleolítico para facilitar la caza y la recolección de vegetales, y hay claras evidencias del uso del fuego en la cuenca mediterránea durante el neolítico (Naveh, 1975). A partir de estas fechas, en el Mediterráneo han vivido diversas culturas, con diversas densidades de población, y variados usos del suelo. Estos cambios han modificado la frecuencia y el grado de recurrencia de los incendios (Pausas, 2004).

Hasta mediados del siglo XX, en España y el resto de países mediterráneos se garantizaba la gestión del monte mediante un aprovechamiento sistemático, y a veces incluso abusivo, de los recursos forestales del territorio. Los vecinos lo explotaban obteniendo leña para la lumbre, cocina, madera y pasto. Además se roturaba el suelo o se quemaba la vegetación para sembrar cereales, plantar frutales u olivos. El resultado era un paisaje compartimentado y diverso con bajo riesgo de incendios, los cuales eran rápidamente sofocados por una población que vivía en el monte y para el monte (Molinero et al., 2008).

Sin embargo, después de la segunda guerra mundial se produce un cambio súbito que hace que las montañas se abandonen. La industrialización de las sociedades modernas y el uso de combustibles fósiles provocaron una reducción del uso de biomasa y la migración de los habitantes de zonas rurales a las grandes urbes, con el evidente abandono de la agricultura (Naredo, 2004). Este proceso que tuvo lugar de forma relativamente ordenada en el norte de Europa fue súbito y sin planificación en países del Mediterráneo. España vive un éxodo rural masivo en los años 50, con un rápido despoblamiento de las zonas de interior y la concentración de la población en las costas y ciudades. Esta nueva situación ha dado lugar a que el fuego, antes herramienta, ahora se haya transformado en un problema medioambiental de primer orden. Los incendios en España son recurrentes, tanto en periodos de bonanza (0,5 % de la superficie forestal se quemó anualmente entre 1995 y 2008), como en los de las mayores catástrofes: 1978, 1985, 1989 y 1994. El origen del aumento del problema de los incendios hay que buscarlo en el éxodo rural masivo de los años 50 y 60 (Mataix y Cerdá, 2009) y el consecuente abandono de tierras (Pausas, 1999). El aumento de las tierras abandonadas y de repoblaciones forestales ha cambiado el patrón del paisaje y la promoción de grandes áreas de vegetación uniforme de sucesión temprana ha tenido como consecuencia un fuerte aumento del número de incendios, la superficie total quemada y la distribución geográfica de las zonas afectadas por incendios .

En la Península Ibérica existen datos cuantitativos fiables sobre el número de incendios y la superficie quemada cada año a partir, principalmente, de los años 60, y el número de incendios ha aumentado de manera exponencial en las últimas décadas (Pausas, 2004). La superficie quemada también ha mostrado un incremento, especialmente a partir de mediados de los años 70 como podemos ver en la Figura 1.

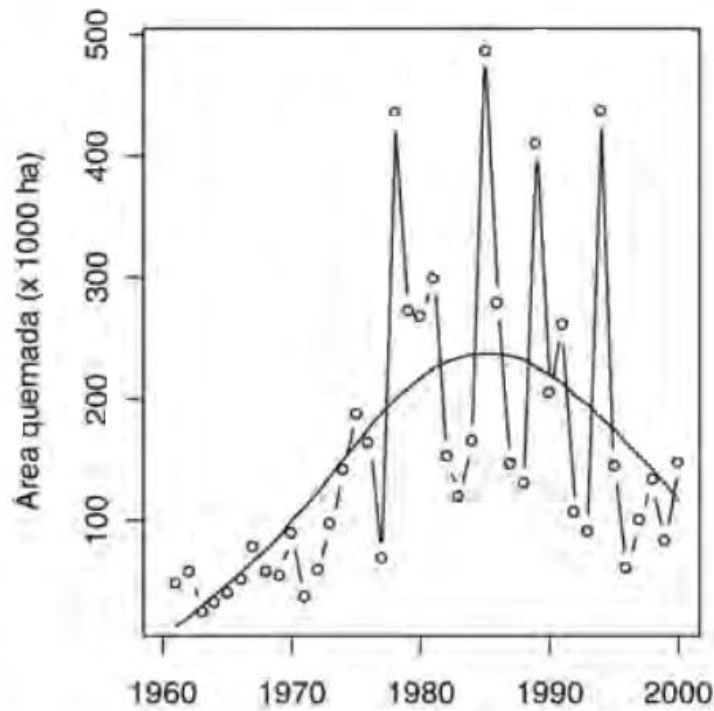


Figura 1: Superficie total de España afectada por incendios forestales entre 1960 y el 2000.

Fuente: Pausas, 2004

Entre 1960 y 1973 la superficie media anual quemada en España era de 50.000 ha con un número de incendios menor a 2000, mientras que a partir de 1974, la superficie media anual quemada fue de 215000 ha en 8550 incendios y en algunos años (1978, 1985, 1989, 1994) la superficie afectada por incendios superó las 400.000 ha que corresponde a un 1,5% del total de monte español (Pausas, 2004).

1.3. El incendio de Aliaga-Ejulve 2009.

El incendio de Aliaga, marco de este estudio, afectó a los términos municipales de Aliaga, Cañizar del Olivar, Castel de Cabra, Ejulve, La Zoma y Villaluengo, en las comarcas de Cuencas Mineras, Andorra-Sierra de Arcos y Maestrazgo, en la provincia de Teruel. Fue declarado el 21 de julio de 2009 y no fue controlado hasta el día 28 del mismo mes y no se declaró extinguido hasta el día 8 de agosto.

Desgraciadamente la tarde y la noche del día previo, una tormenta seca había barrido gran parte de la provincia dejando numerosos rayos que generaron incendios forestales ya el propio día 21 y durante la noche de ese mismo día en varios pueblos de la provincia. Fue a partir de las 11:30 horas del día 22, cuando la concurrencia de esos rayos con las condiciones meteorológicas extremas, comenzaron a hacer saltar las alarmas de la oficina provincial de Teruel de incendios, y en poco más de una hora existían de forma simultánea ocho incendios forestales distribuidos por la provincia.

El incendio Aliaga-Ejulve de 2009 finalmente se saldó con 7300 ha quemadas. Como dato final decir que en esos días en la provincia de Teruel ardieron 10735,12 ha, de las cuales 9783,64 ha se calcinaron en estos tres incendios (Contratas Ancar, 2013).

En este contexto se han realizado varios trabajos de evaluación y seguimiento de la restauración de las áreas afectadas (Edo, 2017), análisis del balance de agua azul y agua verde (Enguita, 2017) y estudios sobre la regeneración natural del *Pinus pinaster* (Aguilar, 2017).

1.4. Proyecto “Plantando agua”.

El proyecto Plantando Agua, está poniendo en práctica un Plan Director orientado a diseñar un monte capaz de hacer frente a los retos del siglo XXI; es decir, que sea resiliente al Cambio Climático, a futuros incendios (de origen natural), a la expansión de los ungulados, y que tenga en cuenta el balance entre agua azul y agua verde. Al recuperarse la funcionalidad de los ecosistemas (el capital natural) se activará el flujo de servicios ecosistémicos, lo que favorecerá a la población de la comarca de las Cuencas Mineras y a la sociedad en general.

En la elaboración del Plan Director y su ejecución participan, la Fundación de Ecología y Desarrollo (ECODES), la Universidad de Zaragoza, y el Servicio de Gestión Forestal del Gobierno de Aragón.

1.5. Actuaciones.

Los trabajos de la zona se centran en varias actividades. Por un lado se están reforestando 300 ha del total de 1.200 del área de actuación. La selección de especies ha tenido en cuenta su capacidad para responder a futuros incendios (introduciendo plantas rebrotadoras o que se regeneran de semilla); su adaptación a las nuevas condiciones de mayor temperatura y menor disponibilidad de agua en el actual escenario de Cambio Climático (se han incorporado especies más termófilas como *Pinus halepensis*) y se ha reducido la densidad de plantación. Asimismo se ha establecido una discontinuidad entre las plantaciones.

Otra actividad importante del proyecto es el apoyo a la actividad ganadera –como productora de agua azul y controladora del combustible en el monte- mediante la protección de pastos y la construcción de instalaciones ganaderas.

Otra línea de actuación está orientada a favorecer la regeneración natural, para lo cual es necesario conocer su magnitud y los factores que puedan estar condicionándola.

1.6. Regeneración natural.

Para comprender como funciona la regeneración y la instauración del *P. sylvestris* se va a explicar dentro de la teoría de ensamblaje de especies (Münzbergová & Herben, 2005; Balaguer et al., 2012; Aguilar, 2017). En definitiva, la colonización de una zona dada, y la comunidad de plantas resultante, depende de tres grandes grupos de factores o filtros ecológicos:

1º La disponibilidad de semillas. Determinar si existe o no un banco de semillas local que pueda expresarse y originar la comunidad vegetal deseada (banco de semillas, banco aéreo, fuentes semilleras externas). Del mismo modo, diagnosticar en qué medida se está produciendo un flujo eficaz de semillas desde las poblaciones que actúan como fuente en el entorno, hacia las poblaciones que actúan como sumidero en el espacio afectado.

2º Las condiciones del medio (factores abióticos). Conocer si las nuevas semillas superan los filtros abióticos. Pese a la llegada de semillas, las características del medio como la disponibilidad de agua, la insolación excesiva o un sustrato inadecuado, pueden hacer fracasar la regeneración.

3º Las interacciones planta-planta y planta-animal (factores bióticos). En enclaves en los que existe una elevada disponibilidad de recursos se favorece el desarrollo

de vegetales de crecimiento rápido con una elevada producción de biomasa que se comportan como eficaces competidores y desplazan de la comunidad a otros vegetales y demás organismos asociados.

1.6.1. La regeneración natural de la especie de estudio *Pinus sylvestris*.

El pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) es una de las especies arbóreas más ampliamente distribuidas del mundo (Figura 2), con una distribución que abarca buena parte de Eurasia. Su extensa distribución geográfica implica una gran amplitud ecológica y la capacidad de tolerar condiciones ambientales muy diversas. Así, aunque la mayor parte de poblaciones de la especie se encuentran en regiones boreales, el pino silvestre ocupa también grandes extensiones en zonas de clima moderadamente árido en la región mediterránea, desde la Península Ibérica a Turquía.

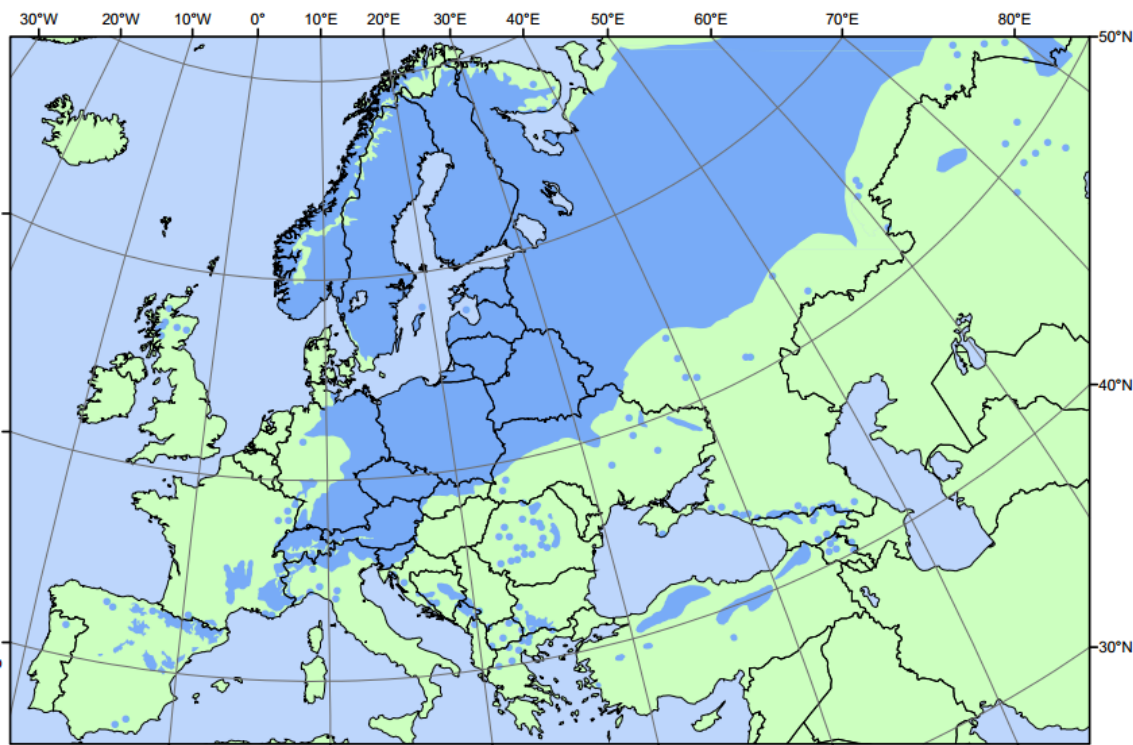


Figura 2: Distribución natural de pino silvestre (*Pinus sylvestris*). Fuente: Europa EUFORGEN, 2009.

En España es la tercera especie forestal más abundante y sus bosques cubren 1280000 ha, que corresponde aproximadamente a un 6% de los bosques del país (Mason y Alía, 2000). Según el Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN) por lo menos un 21% de los bosques de pino silvestre en España corresponden a plantaciones (Martinez Vitala et al, 2012). A pesar de ello, son extremadamente escasos los trabajos que tratan

la regeneración natural de esta especie, no existiendo prácticamente ninguno específico de pino silvestre. El trabajo de González-Martínez y Bravo (1999) es una excepción.

A continuación se va a realizar una explicación sobre el ciclo vital y biología del *Pinus sylvestris* para poder comprender mejor su capacidad de respuesta y regeneración ante un incendio forestal.

La regeneración de *P. sylvestris* está basada exclusivamente en la reproducción sexual. La regeneración natural conlleva una serie de etapas sucesivas en la dinámica forestal que abarca desde la iniciación de los primordios florales hasta el establecimiento y desarrollo de las plántulas (Figura 3) Debido a la pérdida rápida de viabilidad de las semillas de pino silvestre éstas deben germinar lo antes posible. (González-Martínez y Bravo, 1999).

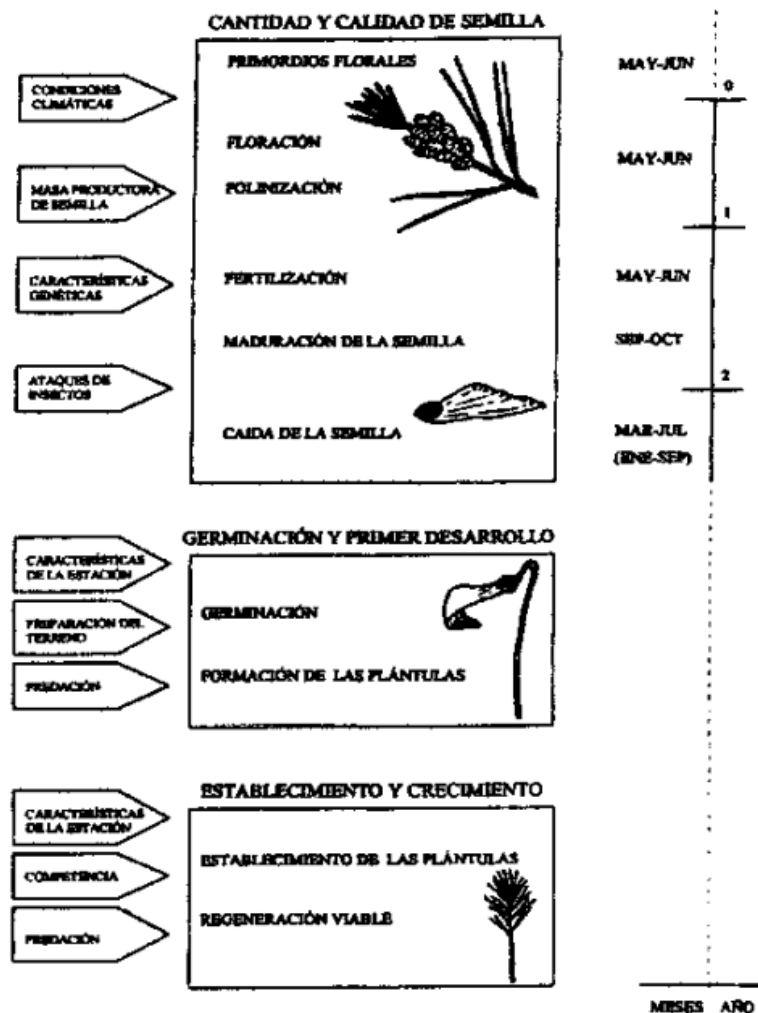


Figura 3: Fases y principales factores de la regeneración natural del pino silvestre. Fuente: González-Martínez y Bravo, 1999.

1.6.2. Regeneración post incendio de *Pinus sylvestris*.

La regeneración del pino silvestre es un proceso largo y complejo en el que adquieren gran importancia los aspectos genéticos, fisiológicos, ecológicos y selvícolas (Martínez y Bravo, 1999). Los incendios forestales afectan especialmente al pino silvestre debido a su producción de resina y hojarasca fácilmente inflamable y a que forma un toldo sobre la superficie del suelo propiciando la sequedad (Lecomte et al., 2005). Al mismo tiempo, el pino silvestre posee varios rasgos de adaptación al fuego:

- Una corteza gruesa
- Un sistema radicular profundo
- Capacidad de regeneración rápida en lugares estériles con suelo mineral.

Pese a estas adaptaciones al fuego los individuos jóvenes no pueden soportar incendios frecuentes debido a que no tienen tiempo de desarrollar dichas características (Hille y Ouden, 2004).

En concreto la sucesión ecológica post incendio seguiría un patrón. Según un estudio realizado por Adámek et al., (2016), la tendencia principal de la capa herbácea fue un aumento inicial en la cobertura, seguido por una fuerte disminución, mientras que en el caso de la vegetación arbustiva se observó la tendencia opuesta. La regeneración de los árboles se caracterizó por interacción entre especies pioneras y clímax. Inicialmente, existe alta regeneración de especies pioneras, que comienza a disminuir después de aproximadamente 15 años y es reemplazado por especies clímax. La cubierta de pino silvestre en regeneración se desarrolla con las especies pioneras, pero su crecimiento inicial no es tan rápido. Después de 100 años, la cobertura de la regeneración de *Pinus sylvestris* tiende de nuevo al alza ligeramente mientras que las especies pioneras continúan desapareciendo (Adámek et al., 2016).

De las Heras (1991) llegó a la misma conclusión. Tras las lluvias subsiguientes al incendio germinan numerosas especies, algunas de estas con carácter oportunista, aprovechando el aporte adicional de nitrógeno y otros nutrientes y llegando a cubrir gran parte de la superficie quemada. Este grado de cobertura disminuye con el agotamiento de estos nutrientes adicionales. Por tanto, dada la capacidad de las especies para brotar de cepa, raíz, rizoma o bulbo tras el incendio, o para reinstalarse mediante banco de semillas del suelo o fuentes semilleras cercanas, el proceso de regeneración que inician los matorrales tras un incendio suele consistir en la restauración de la comunidad vegetal preexistente. Pero aunque a los pinos se les acredita una cierta fama como especies

pirófitas su comportamiento ha de ser matizado, pues en ocasiones de competencia con especies rebrotadoras de cepa, han sido desplazados al ser incapaces de instalarse.

1.6.3. Factores que actúan sobre la regeneración de *Pinus sylvestris*.

A continuación, se enumeran los distintos factores y características de la especie que pueden afectar a la regeneración natural:

- Las características propias de las especie.

- **Polen**

El proceso de regeneración comienza con la formación de los primordios florales casi un año antes de la floración. La liberación del polen se efectúa con aire seco y velocidad del viento superior a 0,5 m/s. Se obtienen tasas de autopolinización elevadas de hasta un 20%, aunque la mayor parte de los embriones autopolinizados (90-95 %) abortan debido a homocigosis letales. Para obtener un 10 % de semillas autopolinizadas se necesita la presencia de un 60 % de polen del propio árbol (Muona et al., 1988).

- **Dispersión**

A pesar de que el polen puede dispersarse decenas de kilómetros, la densidad de la nube de polen disminuye con la distancia al árbol y un 50 % del mismo no se desplaza más de 50 m. La semilla se distribuye de forma irregular con gran dependencia de los vientos dominantes (Kinnunen, 1994) y de la altura del árbol. Según Yazdani et al., (1989) estudiando la dispersión genética de los árboles padre en rodales suecos de pino silvestre concluyen que, sorprendentemente, pocas plántulas tienen como árbol padre el árbol más cercano. Otros autores a partir de estudios de isoenzimas sólo encuentran un 5% de correspondencia entre los árboles padre analizados y las plántulas presentes en un círculo de 15 m de radio.

- **Fructificación**

La fructificación abundante suele ser periódica, con intervalos entre 2 y 5 años con mucha frecuencia 3 (Mátyás, 1991). Una rama de pino silvestre puede presentar piñas viejas que ya han dispersado la semilla, piñas maduras que la dispersarán durante la siguiente temporada y piñas en maduración.

- **Germinación**

En condiciones naturales la pérdida de viabilidad de la semilla es rápida, por lo que la mayor parte de la germinación se produce en el primer año desde su caída. Esto es importante puesto que la regeneración tras el incendio dependerá de las semillas producidas en el último año. Además, resulta muy importante que la semilla esté en contacto con el suelo mineral (González-Martínez y Bravo, 1999). El crecimiento del primer año está más influido por las condiciones ambientales y los efectos maternos de las semillas, mientras que en años posteriores se ha observado un mayor control genético (Agúndez *et al.*, 1992).

- **Competencia**

En el caso del pino silvestre tiene importancia la competencia tanto inter como intraespecífica. Las plántulas de pino compiten por su supervivencia con especies herbáceas, matorrales y leñosas (González-Martínez y Bravo, 1999).

Numerosos estudios demuestran el desplazamiento o reducción de la regeneración en poblaciones de pino silvestre debido a la competencia con otras especies arbóreas como hayas (*Fagus sylvatica*), el quejigo (*Quercus faginea*) y abedules (*Betula pendula*). También se han estudiado casos en los que la regeneración se ve reducida por la drástica disminución de las plántulas debido al estrés hídrico producido por la competencia con especies arbustivas y herbáceas (Radosevich, 1984).

La competencia intraespecífica se produce tanto de forma directa (sombreo, competencia por agua y nutrientes) como indirecta (modificación de las condiciones edáficas, formación de una capa densa de pinocha). En consecuencia existen importantes reducciones en el crecimiento y altura de las plántulas en un gradiente de distancia al árbol adulto. Finalmente la falta de humedad y nutrientes, y la competencia por la luz, son la principal causa de mortalidad y reducción de los crecimientos de las plántulas en la mayor parte de las estaciones forestales (Serra *et al.*, 2014).

El factor más influyente de competencia intraespecífica en pino silvestre es el sombreado (Hari *et al.*, 1982), aunque es esperable una influencia menor en nuestras latitudes respecto al Norte de Europa. A pesar de ello, la especie tiene capacidad de adaptarse a crecer bajo cubierta, estableciendo regeneración avanzada.

- Factores climáticos y bióticos.

Según Montero (1994), un factor básico para el establecimiento natural del pino silvestre es la humedad. El mismo autor indica para el Sistema Central la necesidad de veranos no muy secos con cosechas de semilla abundantes para obtener regeneraciones aceptables. Núñez y Calvo (1997) muestran que en condiciones de laboratorio, tanto la temperatura como el tiempo de exposición al calor y su interacción influyen significativamente en la germinación del pino silvestre (Figura 4); si la exposición supera los 5 minutos a partir de 110°C la germinación cae bruscamente, mientras que si el tiempo de exposición es 1 minuto, la disminución de la germinación es gradual a partir de 110°C y brusca a partir de 150°C.

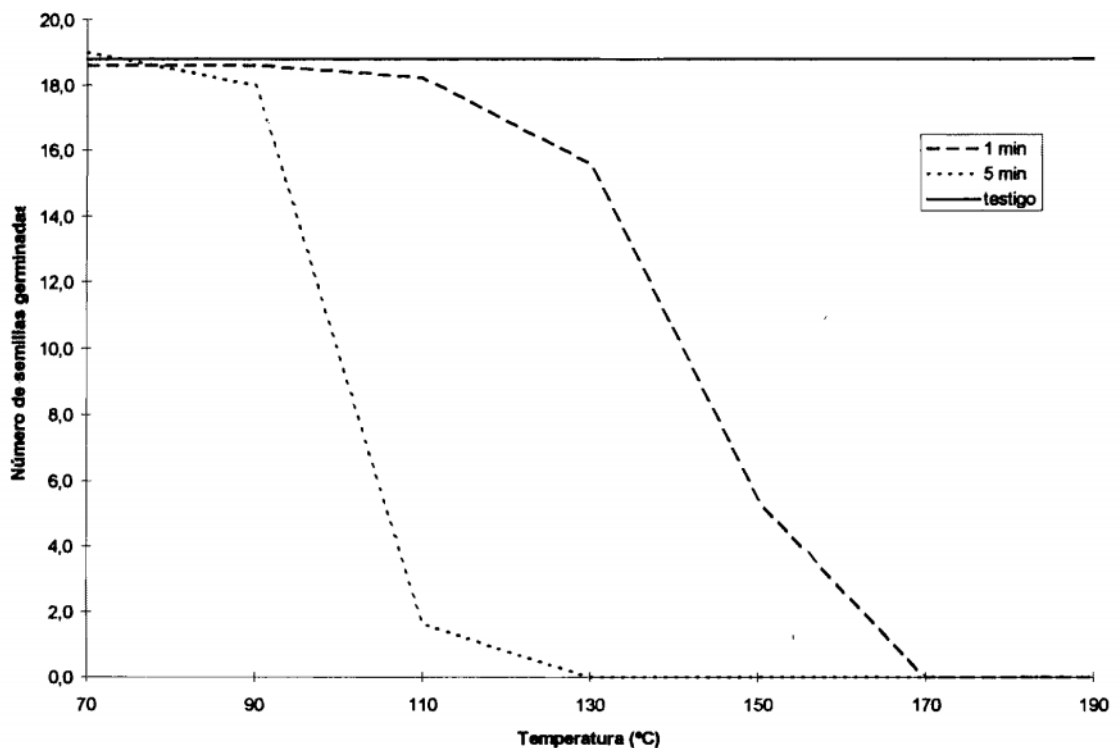


Figura 4: Evolución de las semillas de *Pinus sylvestris* germinadas en función de la temperatura y del tiempo de exposición. Fuente: Núñez y Calvo, 1997.

1.6.4. Efectos del ganado sobre la regeneración.

Los principales efectos del ganado y los animales silvestres sobre los pinos son (González-Martínez y Bravo, 1999):

- El consumo, junto con el pisoteo, que implica la reducción de la densidad del regenerado y puede conllevar el fracaso de la regeneración.

- La reducción del crecimiento, deterioro del vigor y porte de las plántulas sometidas a pastoreo, debido a la eliminación de brotes y yemas de ramas al alcance de los animales.
- Daños en la corteza de los árboles. Éstos se producen por el roce de la cuerna de los machos para el desprendimiento del epitelio veloso que la cubre o por marcaje territorial de carácter visual y olfativo. la mortalidad por esta causa depende del tamaño del árbol.

Según González-Martínez y Bravo (1999), el pastoreo es uno de los principales obstáculos para la regeneración del pino silvestre, ya que es frecuente que se efectúe en gran número de montes de forma libre entre primavera y otoño, la época más importante en el establecimiento de las plántulas. En España los mayores daños se producen por debajo de los 1400 m de forma generalizada y entre 1400-1800 m en descansaderos y bebederos. A la vez los animales silvestres causan graves daños en los regenerados de pino silvestre, sobre todo en países centroeuropeos con densidades muy altas de cérvidos, en concreto ciervo, corzo y alce.

Sin embargo, según Ameztegui y Coll (2015), el ganado generalmente se caracteriza como 'herbívoro', ya que tienden a evitar el consumo de especies leñosas excepto en situaciones de escasez de forraje. La competencia por el pasto se produce en verano cuando la presencia de ganado obliga a los ungulados silvestres a desplazarse a otras zonas.

En latitudes altas el ganado no solamente no es perjudicial para la regeneración, sino que, según el estudio de Serra et al., (2014), las plantaciones con pastoreo podría presentar una ventaja de crecimiento debido a la eliminación de competencias interespecíficas en comparación con plantaciones que no reciben tratamiento de pastoreo. Además en las plantaciones sin pastoreo se ha observado que los ejemplares son más delgados, esto es debido a la competencia por la luz que los empuja a utilizar más recursos para crecer en altura y menos para el desarrollo radicular. Aunque otros autores (Jaindl y Sharrow, 1988) afirman que el pastoreo de ovejas es efectivo para la preparación del sitio, pero ineficaz para el establecimiento de plántulas jóvenes.

Varios estudios (Mayer, 2006; Vandenberghe, 2007) indican que el ganado ejerce una menor presión de explotación que los ungulados salvajes, y que éstos son más selectivos y causan daños más abundantes y severos a las plántulas que el ganado (Didion et al., 2009). La búsqueda de plántulas es particularmente importante durante el

invierno, cuando otros recursos alimenticios son escasos y las plántulas constituyen una parte importante de su dieta (Häsler y Senn, 2012). La baja presión sobre estas especies parece confirmar los resultados de estudios previos sobre baja palatabilidad de esta especie (Didion *et al.*, 2011).

En el estudio realizado por Ameztegui y Coll (2015) se llega a la conclusión de que aunque la mortalidad pino silvestre no es alta, si lo es la letalidad (es decir, la relación de árboles muertos con árboles dañados). Se han observado altos valores de letalidad asociados a la predación en las primeras etapas de la vida de las plántulas (Senn y Suter, 2003), al contrario de lo que ocurre en etapas más avanzadas con un vigor superior. También se ha detectado que los arbustos desempeñan un papel importante al proteger a las plántulas de la búsqueda, actuando como especies “nodriza” (Ameztegui y Coll, 2015).

Pese a que la predación de pino silvestre no es importante, esta podría aumentar si continúa creciendo la población de ungulados salvajes, crecimiento favorecido por el cambio del uso de la tierra (Ameztegui y Coll, 2015).

Las dos soluciones más factibles para controlar el efecto de los ungulados salvajes son la creación de zonas de querencia alejadas de los tramos en regeneración o el vallado de los mismos; esta última medida suele conllevar la oposición de los ganaderos locales. A pesar de ello, la falta de control y criterio técnico en las cargas ganaderas reales que soportan los montes, hacen que sea imprescindible el acotamiento en gran parte de ellos. Sólo así se obtienen regeneraciones aceptables (González-Martínez y Bravo, 1999).

1.7. Objetivos.

1.7.1. Objetivo general.

El objetivo general de este Trabajo de Fin de Grado es el estudio de la capacidad regenerativa de las poblaciones de *Pinus sylvestris*, en las zonas afectadas por el incendio de 2009, tratando de discernir los principales factores bióticos y abióticos que están condicionando el proceso.

1.7.2. Objetivos específicos.

- Cuantificar la regeneración natural de *P. sylvestris* en términos de abundancia y cobertura.
- Determinar las áreas-fuente de las semillas que producen la regeneración.
- Detectar los factores abióticos que condicionan la regeneración natural.
- Identificar las interacciones específicas que condicionan la regeneración natural.
- Explorar el efecto del ganado y de la fauna silvestre sobre la regeneración del pinar.

2. Material y métodos.

2.1. Descripción del área de estudio.

A continuación, se describen las características más importantes del área de estudio con el objeto de tener un mayor conocimiento del terreno estudiado.

2.1.1. Localización del área de estudio.

La zona estudiada se encuentra en los montes quemados de los municipios de La Zoma (1.017 ha.) y Cañizar del Olivar (210 ha.), ambos enclavados en la provincia de Teruel, a 1151 y los 954 metros de altitud respectivamente. Este trabajo se realiza en 40,85 ha del monte público nº 85, entre los 1418 y los 1601 metros de altitud, en concreto en la zona de la Navarra y la zona más cercana al pico tres mojones (1618 m) de la finca privada de la Mezquitilla, donde se considera que debería producirse regeneración natural por encontrarse entre rodales no muy afectados por el fuego. Podemos ver la localización en la Figura 5 donde se toman como referencia la situación del núcleo urbano de La Zoma y la embotelladora de Aquabona.

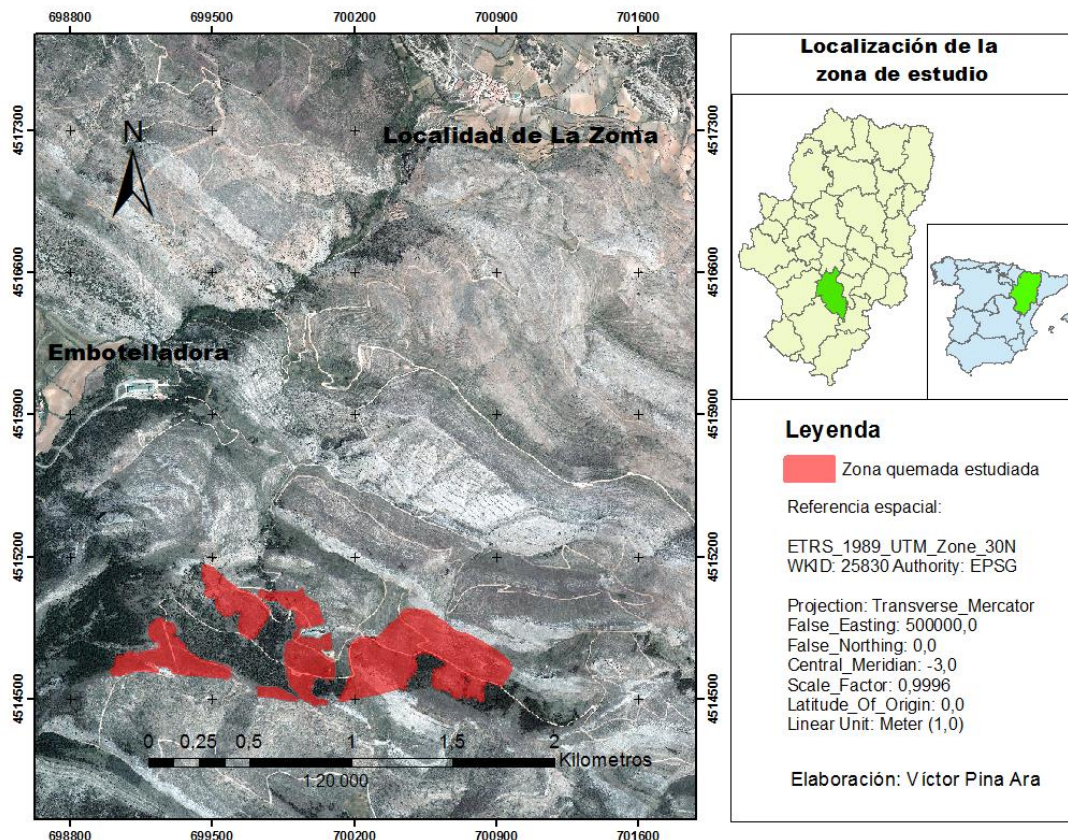


Figura 5: Mapa de localización del área de estudio. Elaboración propia.

2.1.2. Climatología.

El clima de la zona quemada es submediterráneo continental frío, que domina la zona central de la provincia de Teruel. Según los datos obtenidos en las estaciones meteorológicas más cercanas se caracteriza por una precipitación media anual entre 450 y 550 mm y una temperatura media anual entre 8,4°C y 12,2°C, existiendo una disminución tanto de temperatura como de precipitación de norte a sur. A destacar las mínimas absolutas, de hasta -30°C (Peña et al., 2002).

Dentro de las precipitaciones se hace especial mención al régimen de tormentas de la comarca, debido a su importancia como factor desencadenante de incendios forestales. Éstas pueden producirse a lo largo de todo el año pero especialmente tienen lugar desde abril hasta octubre, siendo más abundantes en los tres meses de verano, y en ocasiones acompañadas de granizo entre mayo y septiembre. El periodo seco puede abarcar entre 2,5 y 3 meses al año, coincidiendo con los meses de verano (junio, julio y agosto). Además, el periodo con más precipitaciones coincide con el otoño y no con la primavera, presentándose una importante sequía veraniega que queda mitigada en parte por las abundantes y, en ocasiones, intensas tormentas (Peña et al., 2002).

El gráfico siguiente (Figura 6) muestra el régimen mensual medio de precipitaciones en las estaciones de La Mezquitilla, Majalinos y Ejulve, que enmarcan el área de estudio:

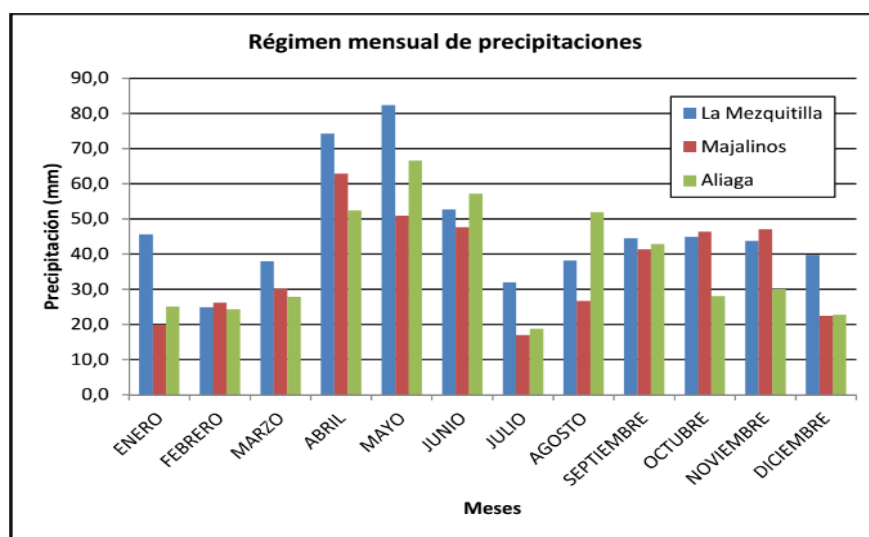


Figura 6: Gráfico de Régimen mensual de precipitaciones (1986 - 2013) en las tres estaciones más cercanas al área de estudio. Fuente: Contratas Ancar, 2013.

El régimen térmico (Figura 7), se caracteriza por presentar un periodo frío muy extenso. El periodo vegetativo (aquel cuya temperatura media diaria es superior a 10°C), oscila según los observatorios de 5 a 7 meses. Destaca la presencia de meses con temperatura inferior a 1°C en Majalinos y cómo el periodo vegetativo se acorta según nos desplazamos hacia el norte o subimos en altitud (Contratas Ancar, 2013).

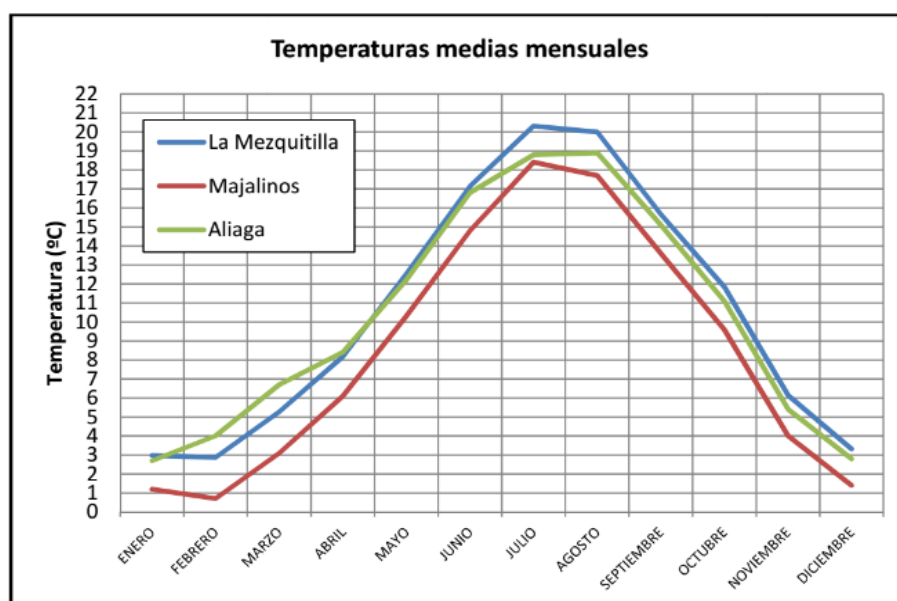


Figura 7: Gráfico de temperaturas medias mensuales (1986 - 2013) en las tres estaciones cercanas a la zona de estudio. Fuente: Contratas Ancar, 2013.

Las heladas en la comarca son frecuentes durante todo el año, seguidas normalmente por un día soleado que provoca un fenómeno de hielo y deshielo entre el día y la noche. Las plantas son afectadas por crioturbación, ya que pueden ser movidas de sus emplazamientos y sufrir la competencia de otras especies adaptadas a estas condiciones que acaban por imponerse. (Contratas Ancar, 2013)

Según la “Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España” (Rivas-Martínez, 1987) publicado por el ICONA, la zona queda englobada en el piso supra-mediterráneo.

- El periodo de actividad vegetativa definido por los meses en lo que la temperatura media es superior a los 7,5°C, oscila alrededor de los 6 meses.
- Los inviernos son de fríos a frescos, según el valor de temperatura media de las mínimas (-4°C a -2°C)
- Respecto a las precipitaciones, el ombroclima de toda la zona es seco (350-600 mm).

2.1.3. Geología.

La zona de estudio se localiza en los extremos nororientales de la Rama Aragonesa, u oriental de la Cordillera Ibérica, que se corresponde con la parte septentrional del Macizo del Maestrazgo. La edad de los materiales aflorantes abarca desde el Triásico Superior hasta el Mioceno, con lagunas estratigráficas, facies de transición marino-continentales, discordancias y escasas cubiertas cuaternarias. Los materiales cretácicos son los más abundantes, y dentro de estos los del Cretácico inferior, representados por calizas, margas y areniscas, mientras que los del Cretácico superior son calizas y dolomías, en general con evidente estratificación. Siguen en extensión los afloramientos paleógenos, que se localizan fundamentalmente al levante y al sur de la cuenca del Guadalope. Estos presentan una litología de conglomerados, areniscas y arcillas, en general de estratificación grosera en la que dominan los conglomerados (Gutiérrez, 1985)

En concreto la geología de las parcelas estudiadas es de dos tipos, Dolomías y Margas con Calizas. Las características generales que se pueden extraer para los suelos del área del proyecto es que son suelos básicos a extremadamente básicos (pH entre 8 y 8,5). El contenido de caliza activa es moderado, encontrándose normalmente algo descarbonatados (Dolomías).

2.1.4. Edafología.

Los tipos de suelos reflejados en el Mapa de Suelos de España (Guerra, 1968) del C.S.I.C. son: Suelos pardo-calizos sobre material que puede ser consolidado y con horizonte de humus poco desarrollado. El Atlas Edafológico de España (1981) del I.G.M. recoge una asociación de Xerochrepts y de Xerorthents con inclusiones de Rhodoxeralf. Ambos describen suelos poco o moderadamente profundos y evolucionados (Contratas Ancar, 2013).

2.1.5. Vegetación.

Para comprender el paisaje vegetal de la zona debemos tener en cuenta además de los factores físicos las actuaciones y usos del ser humano a lo largo de la historia.

La sociedad tradicional transformó drásticamente el paisaje natural que, a su vez iba evolucionando con los sucesivos cambios climáticos, el último de ellos la denominada Pequeña Edad del Hielo del siglo XVI al XVIII. Las formaciones vegetales de las zonas más aptas para la agricultura (zonas planas de suelos profundos) fueron roturadas y transformadas en campos de cultivo. Igualmente se hizo con laderas que se aterrizaron. La ganadería fue una actividad principal en el conjunto de la provincia de Teruel que se desarrollaba sobre las tierras agrícolas, los bosques y zonas de pastos, creadas o expandidas por el ser humano. Los bosques fueron modificados en su composición de especies y en su estructura para favorecer la producción de carbón vegetal (encinares) o de materiales de construcción (bosques de ribera con chopo cabecero) o la producción de madera (pinares).

Tras la aparición en el mercado de las fuentes de energía fósil (butano inicialmente en los años 1950) cesó el aprovechamiento de madera para producir carbón vegetal. Adicionalmente, el despoblamiento rural implicó un descenso de la cabaña ganadera extensiva. Estos dos factores, junto a las políticas de reforestación del antiguo ICONA (Instituto para la Conservación de la Naturaleza) han contribuido al desarrollo y densificación de los subpisos y estratos bajos de las vegetaciones arboladas o arbustivas, con incremento de la incidencia del fuego forestal (Contratas Ancar, 2013).

Al analizar la distribución por especies del terreno arbolado, se obtiene una primera apreciación; el predominio de las coníferas sobre las frondosas, así como la elevada superficie donde estas especies coexisten. A grandes rasgos se pueden diferenciar las siguientes formaciones vegetales existentes antes del incendio (Contratas Ancar, 2013):

- **Pinares naturales maduros**, tanto de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) como de pino laricio (*Pinus nigra*), en los que se podían encontrar variedad de especies acompañantes como encina (*Quercus ilex*), quejigo (*Q. faginea*), acerollo (*Sorbus domestica*), enebro común (*Juniperus communis*), sabina albar (*J. thurifera*), que presentaban densidades variables en función de la pedregosidad del suelo y de la calidad de la estación. En líneas generales se trataba de cubierta completa (60 a 100%) y fustes de dimensiones medias, que por general se ubicaban en laderas con pendientes moderadas a fuertes.
- **Pinares de repoblación**, de edad media puesto que los trabajos fueron realizados entre 1955 y 1975, tanto formando masas puras de pino silvestre o pino laricio como mezcla de ambos. Las densidades de estas masas eran muy variables, si bien se distinguían zonas en las que se había realizado tratamientos silvícolas recientemente, en las cuales el fuego fue sensiblemente más despacio y no se han quemado enteras, y otras en las que no se habían realizado tratamientos silvícolas y que se han quemado íntegramente.
- **Sabinares y enebrales**, ralos en zonas de alta pedregosidad, originados sobre canchales y roquedos. Estas masas, de baja cobertura superficial y poca carga de combustible, se quemaron en ocasiones íntegramente, lo que da una idea de la intensidad del fuego. La regeneración se espera lenta debido a la pobreza de los suelos donde estaban presentes, en ocasiones esqueléticos. Por otra parte dentro de las especies del género se presentan diferentes capacidades rebrotadoras: así el enebro de la miera (*Juniperus oxycedrus*) rebrota bastante bien, tal y como lo está haciendo en aquellas zonas donde se encontraba bajo el pinar, la sabina mora o negra (*Juniperus phoenicea*) rebrota peor, y el enebro común (*Juniperus communis*) y la sabina albar (*Juniperus thurifera*) rebrotan mal o muy mal, siendo muy pocos individuos los que lo harán.
- **Encinares**, más o menos densos, en monte bajo, en los que aparecen acompañados por sabinas, enebras y algún que otro pie aislado de *Pinus* spp. las masas de encinar se han visto afectadas fundamentalmente al norte del incendio, en Cañizar del Olivar, Ejulve y La Zoma, así como rodales dispersos en algunas zonas de la las Masías de Ejulve o el Mas del Señor en Villarluengo. La afectación de estas masas fue más o menos total. Su respuesta al parecer está siendo

buena, y aún sin realizar esta labor se considera que la regeneración natural será favorable.

Tanto la encina como el quejigo rebrotan en un porcentaje muy alto de los individuos, la encina tanto de cepa como de raíz, mientras que el quejigo lo hace fundamentalmente de cepa. En este caso el recepe sí estimula el rebrote, y evita además que los árboles broten del tronco mediante brotes epicórmicos o adventicios. Esta emisión de brotes adventicios se ve sobre todo en pies muy afectados, de tal forma que todas las energías de la cepa se centran en ella, consiguiendo muy pocas hojas, y condenando al individuo en la siguiente savia, momento en que las energías gastadas no podrán ser repuestas por la insignificante superficie foliar.

- Por último es muy interesante citar, que en la finca particular de la Mezquitilla, en un barranco con exposición de umbría y de sus laderas adyacentes, considerado como bosque singular, se localiza un excelente pinar silvestre (*Pinus sylvestris*) entremezclado con un elevado número de pies de acebo (*Ilex aquifolium*) de considerables dimensiones, y con presencia también de algunos pies de tejo (*Taxus baccata*) en las zonas más rocosas y de mayor altitud. Parte de este pinar ha resistido al paso del fuego quedando gran número de pies de pinos vivos y existiendo un rebrote importante de los pies de acebo bajo los mismos, en el cual sería recomendable plantear algún tipo de tratamiento silvícola para favorecer su desarrollo. En el rodal más afectado por el fuego, donde toda la vegetación quemada fue eliminada tras el incendio, el rebrote y desarrollo del acebo se verá comprometido por encontrarse a plena luz.

En localizaciones muy puntuales en La Zoma aparecen también pies de acebo, acompañados por especies como la *Paeonia officinalis* y *Rhamnus cathartica*. El rebrote ha permanecido en cierta medida protegido por los pies quemados de pino, retirados, con especial cuidado para no dañar la regeneración, en octubre y noviembre de 2011.

Los pinares situados en exposición de solana han sufrido una calcinación total, mientras que en umbría el fuego en ocasiones únicamente fue de superficie, quedando rodales en diversos grados de afectación. Las masas afectadas en la propagación del incendio durante los primeros días del mismo son las que en rasgos generales sufrieron

un fuego de mayor intensidad, por lo que la regeneración natural se ve seriamente comprometida. Sin embargo el pino rodeno (*Pinus pinaster*), dotado de estrategias seróticas, parece estar respondiendo mejor, ya que comenzó la regeneración el año siguiente al incendio (Contratas Ancar, 2013). David Aguilar (2017), en su trabajo sobre la regeneración de *Pinus pinaster* en la misma área de estudio, obtuvo un resultado de regeneración adecuada, de 2853 pinos por hectárea.

Las zonas menos afectadas por el fuego coinciden con zonas de umbría, como es el caso de nuestra zona de estudio, donde quedaron rodales sin quemar o únicamente afectados por su base.

2.1.6. Medio socioeconómico.

Si consideramos los criterios generalmente aceptados que permiten calificar un espacio rural, puede decirse que la provincia de Teruel ha mantenido este carácter a lo largo de todo el siglo XX en la mayor parte de sus comarcas. Tales criterios se refieren a la población, el poblamiento y la actividad predominante. Respecto al comportamiento demográfico, uno de los rasgos más significativos es la pérdida de población por emigración. Desde 1900 hasta 1991 la provincia ha perdido el 42,68% de su población, con un descenso muy rápido a partir de 1950 (Solans y Chueca, 1994).

Según los datos del instituto aragonés de estadística (IAEST), en su informe territorial sobre el municipio, la población de la Zoma (Figura 8), era de 16 habitantes en 2016, formada por 11 mujeres y 5 hombres. La edad media de la población es de 67,4 años, mucho mayor que la media de la comunidad autónoma, 44,4 años.

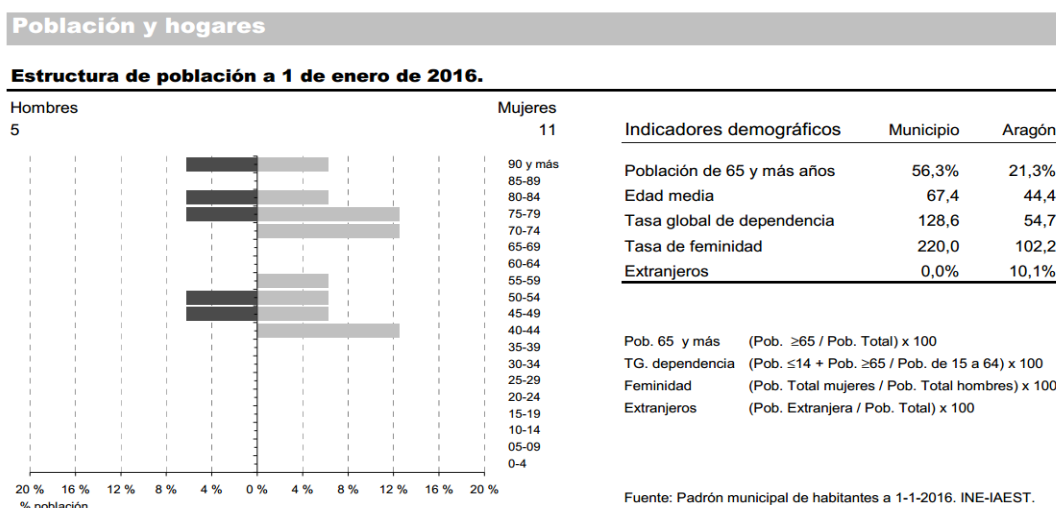
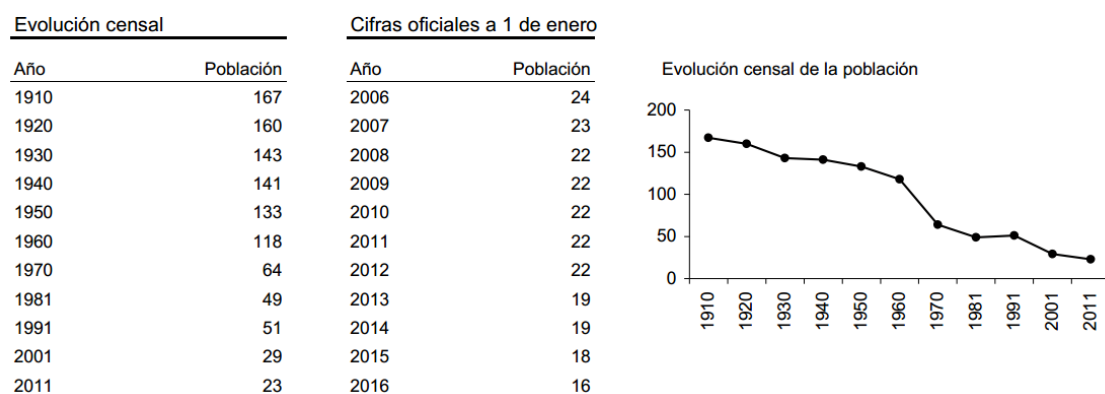


Figura 8: Estructura de población del municipio de la Zoma, Teruel. Fuente: IAEST, 2016.

La evolución poblacional del municipio (Figura 9) sigue una tendencia negativa desde principios del siglo XX igual al resto de la provincia de Teruel, produciéndose la caída más acusada entre 1960 y 1970, cuando la población descendió un 45,23% (IAEST, 2016).

Evolución de la población



Fuentes para evolución censal: Censos de población de 1900 a 2011. Se ha recalculado la población según la estructura territorial del municipio en 2011.
Fuente para poblaciones oficiales: Padrón municipal de habitantes a 1 de enero de cada año.

Figura 9: Evolución de la población del municipio de La Zoma. Fuente: IAEST, 2016.

Como se puede ver en la Figura 10, de las afiliaciones a la seguridad social en 2016 el 66,7% pertenecen al sector servicios mientras que el 33,3% restante, pertenece al sector agrario (IAEST, 2016).

Afiliaciones a la Seguridad Social

Unidad: media anual

Afiliaciones por sector de actividad. Todos los regímenes

	2013		2014		2015		2016	
	Afiliaciones	%	Afiliaciones	%	Afiliaciones	%	Afiliaciones	%
Total	2	100,0	2	100,0	2	100,0	3	100,0
Agricultura	0	0,0	0	0,0	1	50,0	1	33,3
Industria	0	0,0	0	0,0	0	0,0		0,0
Construcción	1	50,0	1	50,0	0	0,0		0,0
Servicios	1	50,0	1	50,0	1	50,0	2	66,7
Sin clasificar	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0

En el año 2012 los regímenes especiales de Empleados del hogar y Trabajadores Agrarios por cuenta ajena, se han integrado dentro del régimen general como sistemas especiales).

Figura 10: Afiliaciones a la seguridad social por sectores en el municipio de La Zoma, años 2013-2016.

Fuente: IAEST, 2016.

En cuanto a trabajadores autónomos (Figura 11), se dividen por partes iguales entre el sector agrícola y servicios (IAEST, 2016).

Trabajadores por cuenta propia (R.E.T.A.) según sector de actividad

	2013		2014		2015		2016	
	Personas	%	Personas	%	Personas	%	Personas	%
Total	2	100,0	2	100,0	2	100,0	2	100,0
Agricultura	0	0,0	0	0,0	1	50,0	1	50,0
Industria	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
Construcción	1	50,0	1	50,0	0	0,0	0	0,0
Servicios	1	50,0	1	50,0	1	50,0	1	50,0

Figura 11: Evolución de los trabajadores autónomos en el municipio de La Zoma, años 2013-2016. Fuente: IAEST, 2016.

Según Corine Land Cover (2006) la superficie del municipio ocupada por explotaciones agrícolas es del 21,4% (310 ha) mientras que el 78,6% (1140 ha) del suelo está ocupado por zonas forestales con vegetación natural y espacios abiertos.

2.2. Materiales.

A continuación, en la Tabla 1, se muestran los materiales utilizados en la realización de este trabajo.

Tabla 1: Lista de materiales para la realización del estudio. Fuente: Elaboración propia.

Materiales de muestreo	Cuerda de 5x5 metros
	Cuerda de 25x25 centímetros
	40 estacas de madera
	Cinta métrica 5 metros
	Calibre de acero
	Spray marcador fluorescente
	Dispositivo móvil para hacer videos
	GPS
Herramientas informáticas	ArcMap 10.1
	IBM SPSS Statistics 22
	Office 2010
Material cartográfico	Hoja 518_3_2 Ortofoto de color de 0,5 m. Pnoa 2009 (Jpg)
	Hoja 518_3_2 Ortofoto de color de 0,5 m. Pnoa 2012 (Jpg)
	Hoja 518_3_2 Ortofoto de color de 0,5 m. Pnoa 2015 (Jpg)
	Sistema de Información de Medio Ambiente (1993). Mapa de Geomorfología (Shp)

2.3. Diseño muestral (metodología).

2.3.1. Delimitación de la zona de estudio.

Después de una primera visita para reconocer el terreno se procedió a delimitar el área de estudio. Para ello se emplearon imágenes del PNOA del año 2015, que fueron tratadas con herramienta GIS (ArcMap 10.1). Sobre esta imagen se digitalizaron 4 polígonos diferentes en los lugares donde el fuego había arrasado la población de pino silvestre, que resultaría el área de estudio final, con una superficie de 40,85 ha (Figura 12).

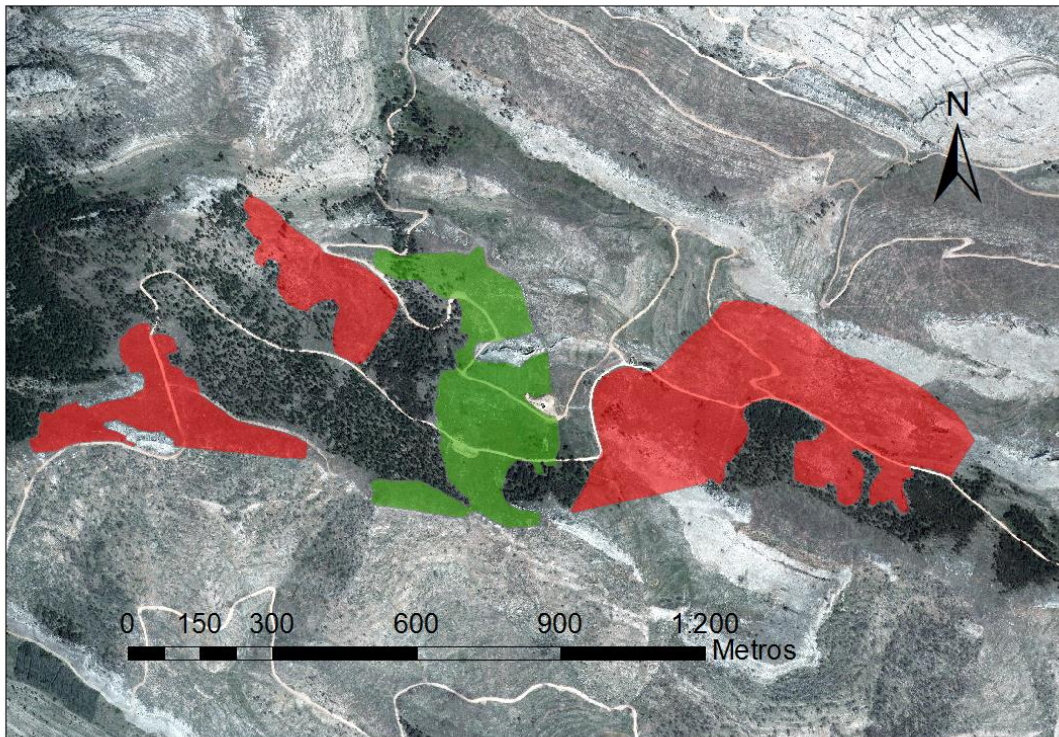


Figura 12: Delimitación del área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

En la imagen podemos observar 4 zonas; en todas se va a realizar el mismo muestreo, únicamente se diferencia la zona central porque es esperable una mayor presión ganadera debido a la cercanía al abrevadero.

En el área de estudio se han distribuido 40 parcelas de 25 m², generadas mediante puntos aleatorios con herramienta GIS (Figura 13). Como resultado se ha realizado un muestreo de 24.48 m² por ha. Esta superficie de muestreo es similar a la utilizada por otros autores con trabajos sobre regeneración de bosques de pino (Aguilar,

2017; González-Martínez y Bravo, 2001; Suchockas, 2001; Vacek et al., 2016; Szmyt, 2010).

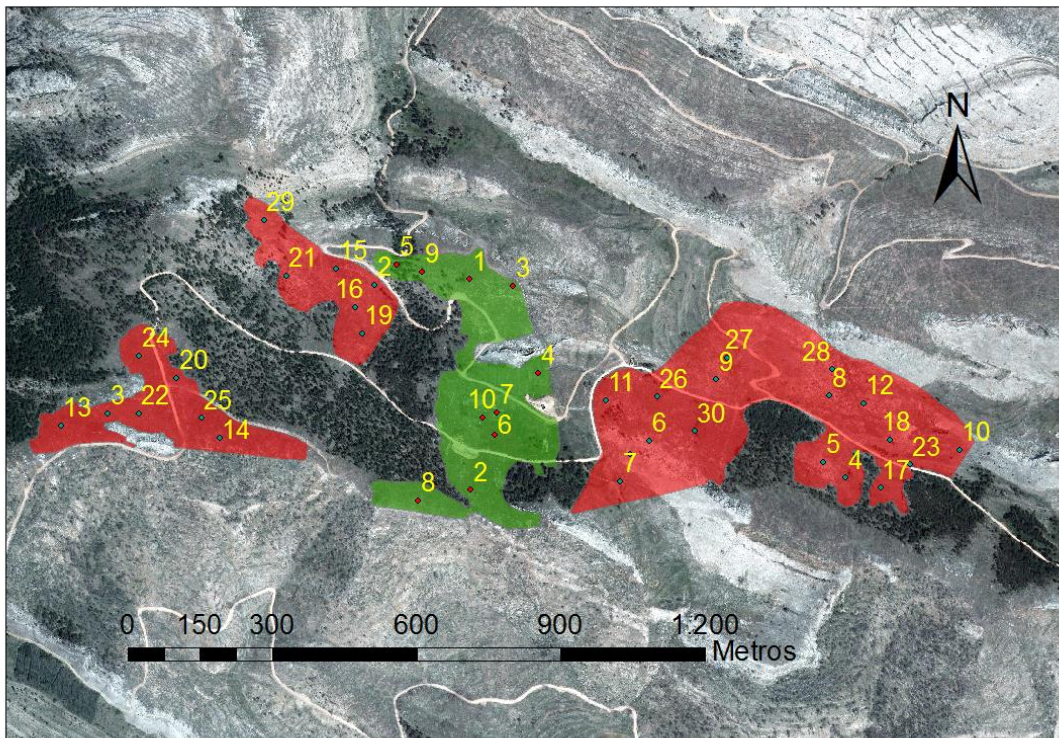


Figura 13: Puntos de muestreo aleatorios. Fuente: Elaboración propia.

Las jornadas de trabajo de campo para el estudio de regeneración se realizaron del 9 al 12, y del 16 al 18 de Mayo. Para estudiar el efecto del ganado se realizaron muestreos el día 29 de Julio y 4 de Octubre. El análisis de las parcelas es grabado en video para mejorar la información obtenida.

Una vez localizados los puntos de muestreo mediante GPS se procedió a marcarlos con una estaca en la esquina superior izquierda de la parcela. Una vez indicada se extiende una cuerda previamente medida para realizar una cuadrícula de 5x5 metros. Las variables medidas fueron:

- N° de pinos.
- Altura de pinos (cm).
- Superficie ocupada por pinos (%).
- Diámetro basal de los pinos (mm).
- Distancia a los pinares remanentes (m) como posible fuente de semillas.
- Superficie ocupada por herbáceas (%).

- Altura media de herbáceas (cm).
- Superficie ocupada por matorral en general (%).
- Superficie ocupada por cada tipo de matorral presente (%).
- Altura media de cada tipo de matorral presente (cm).
- Cobertura de madera muerta (%).
- Pedregosidad.
- Cobertura de suelo desnudo (%).
- Orientación de la ladera.
- Pendiente (%).
- Presencia de excrementos (%).
- Presencia de piñas.
- Rastros o erosión.
- Altitud de la parcela sobre el nivel del mar (m).

El estadillo utilizado para el muestreo se encuentra en el ANEXO II.

En el caso del muestreo de la presencia de ganado se utilizaron las mismas parcelas, en las que se muestrearon 5 puntos elegidos aleatoriamente. En cada uno de ellos se emplearon cuadrículas de 25x25 centímetros. Las variables medidas para este estudio fueron:

- Presencia de excrementos.
- N° de excrementos por cuadrante.
- Superficie ocupada (cm²).
- Presencia de defoliación de la capa herbácea.
- Porcentaje de defoliación.
- N° de pinos consumidos o despuntados.

El estadillo utilizado para el muestreo de ganado se encuentra en el ANEXO II.

2.3.2. Tratamiento de los datos y análisis estadístico.

El primer paso para realizar el tratamiento estadístico fue digitalizar los datos obtenidos en el muestreo de campo. Para ello, se utilizó una hoja de cálculo Excel, que constituye un formato adecuado para introducir los datos en el programa de análisis estadístico elegido (IBM SPSS 22). Las variables en Excel fueron separadas en variables características de los pinos y en variables características de la parcela.

Una vez digitalizados los datos, se procedió a introducirlos en el programa de análisis estadístico (IBM SPSS 22) como nuevas variables, configurándolas conforme a sus propiedades. De nuevo estas variables son separadas en dos archivos diferentes según sean características de pino o características de parcela.

La mayoría de las variables son de tipo numérico (cuantitativas), excepto pedregosidad, orientación, presencia de excrementos, presencia de rastro, presencia de piñas, geomorfología y geología, que son de tipo cadena (semicuantitativas) y que debieron ser transformadas como se muestra a continuación en la Tabla 2.

Tabla 2: Transformación de variables de cadena. Fuente: Elaboración propia.

Variable Cadena	Transformación
Pedregosidad	1= Baja 0-20% 2= Baja media 21-40% 3= Media 41-50% 4= Media Alta 51-70% 5= Alta 71-80% 6= Muy Alta 81-100%
Orientación	1= Norte 2= Suroeste 3= Noreste 4= Oeste 5= Noroeste
Presencia de excrementos	0= No 1= Si
Presencia de Rastro	0= No 1= Si
Presencia de piñas	0= No 1= Si
Geomorfología	1= Llanura 2= Ladera alta 3= Ladera media 4= Ladera baja
Geología	1= Dolomías 2= Margas y calizas

Se calcularon las medias y desviaciones estándar de cada variable y se determinó el número de individuos regenerados en el área de estudio por unidad de superficie. Para conocer la distribución espacial de los individuos regenerados de *P. sylvestris* se utilizó la distribución de probabilidad de Poisson.

Según (Matney y Hodges, 1991) en la distribución de Poisson, la varianza de la media teórica comparada con la varianza de la media del muestreo forma un índice de aleatoriedad:

$$I = \mu/S^2$$

Si "I" es = a 1, la distribución espacial es aleatoria.

Si "I" es > 1, la distribución tiende a ser uniforme.

Si "I" es < 1, la distribución es agregada.

El número medio y la varianza de individuos/parcela fue calculado mediante:

$$\text{Número medio: } \bar{x} = \sum_{i=1}^n x_i/n \qquad \text{Varianza: } s^2 = \frac{\sum_{i=1}^n x_i^2 - n \bar{x}^2}{n - 1}$$

Para testar el carácter paramétrico de las variables cuantitativas se realizaron las siguientes pruebas de Normalidad:

- Prueba de Kolmogorov-Smirnov, para muestras mayores a 50 individuos. Esta prueba se utilizó para comprobar la normalidad de las variables características de los pinos (n=78).
- Prueba de Shapiro-Wilk, para muestras menores a 50 individuos. Esta prueba se utilizó para comprobar la normalidad de las variables características de las parcelas (n=40).

Las pruebas de Normalidad se hicieron con un nivel de significancia de $\alpha=0,05$.

- Las variables referidas a las características de las parcelas no siguen una distribución normal según las pruebas de Normalidad de Shapiro-Wilk, considerándose una distribución Normal a aquellas variables que han obtenido una significancia igual o menor a 0,05.

Para establecer la correlación entre las variables cuantitativas se aplicó el análisis de correlación de Spearman, dado que las variables no seguían la distribución Normal.

El grado de correlación se ha comparado con los valores de la Tabla 3.

Tabla 3: Escala de relación según valor de correlación.

Valor de coeficiente de correlación (r)	Grado de la relación
-1,0 a -0,7 o 1,0 a 0,7	Muy Alta
-0,7 a -0,5 o 0,7 a 0,5	Alta
-0,5 a -0,3 o 0,5 a 0,3	Media
-0,3 a -0,1 o 0,3 a 0,1	Baja
-0,1 a 0,1	Nula

3. Resultados y discusión.

3.1. Resultados de muestreo.

En la Tabla 4, se muestran las especies arbustivas y arbóreas observadas y recolectadas en el herbario.

Tabla 4: Especies arbustivas y arbóreas presentes en el área de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Árboles y arbustos de la zona	
Nombre Común	Nombre científico
Pino Silvestre.	<i>Pinus silvestris</i> L.
Pino rodero, negral, albar.	<i>Pinus pinaster</i> Ait.
Espliego, lavanda.	<i>Lavándula angustifolia</i> Mil.
Guillomo.	<i>Amelanchier ovalis</i> Medik.
Acebo.	<i>Ilex aquifolium</i> L.
Rosal silvestre.	<i>Rosa canina</i> L.
Aliaga.	<i>Genista scorpius</i> L.
Jara.	<i>Cistus populifolius</i> L.
Enebro.	<i>Juniperus communis</i> L.
Tomillo.	<i>Thymus vulgaris</i> L.
Bocha.	<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.

3.2. Densidad de regeneración.

La densidad media de pies regenerados de *Pinus sylvestris* en la zona de estudio es de 780 pies por ha, con una edad media de 3,69 años, una altura media de 33,62 cm, y un diámetro basal medio de 16,13 mm.

Debido a que la elección de los puntos de muestreo se realizó al azar, una de las parcelas (número 17) registró una densidad de pinos muy superior a las demás, al encontrarse en ella 43 de los 78 pies muestreados. Excluyendo la parcela 17 la densidad de pies regenerados sería de 358,97 pies por hectárea.



Figura 14: Ladera donde se emplaza la parcela 17.



Figura 15: Parcela 17.

A lo largo de la zona más baja de la ladera donde se emplaza la parcela número 17 (Figuras 14 y 15), existe un arco de regeneración que une dos rodales supervivientes. Esta zona tiene la característica de tener un relieve importador, de baja pendiente que ha favorecido que las semillas germinen.

Tanto si se tiene en cuenta los datos obtenidos en la parcela 17 como si no, la densidad de regeneración se puede considerar baja en comparación con las densidades indicadas como óptimas por otros autores. Según (Jeansson, 1994) los selvicultores europeos consideran una regeneración efectiva con una densidad de entre 1600 a 2500

pies/ha. Booth (1984) considera que 1000 pies/ha son suficientes. En Estados Unidos se buscan densidades aún más bajas, alrededor de los 750 pies/ha (Matney y Hodges, 1991). En España Rubio (1987) considera una buena regeneración de pino silvestre cuando oscila entre 8.000 y 16.000 plántulas de un año por ha, mientras que González-Martínez y Bravo (1999) consideran suficientes 2.000 pies/ha en el Alto Valle del Ebro (Burgos) para una regeneración exitosa.

En la Figura 16 se muestra la distribución de densidades de regeneración en las diferentes parcelas muestreadas.

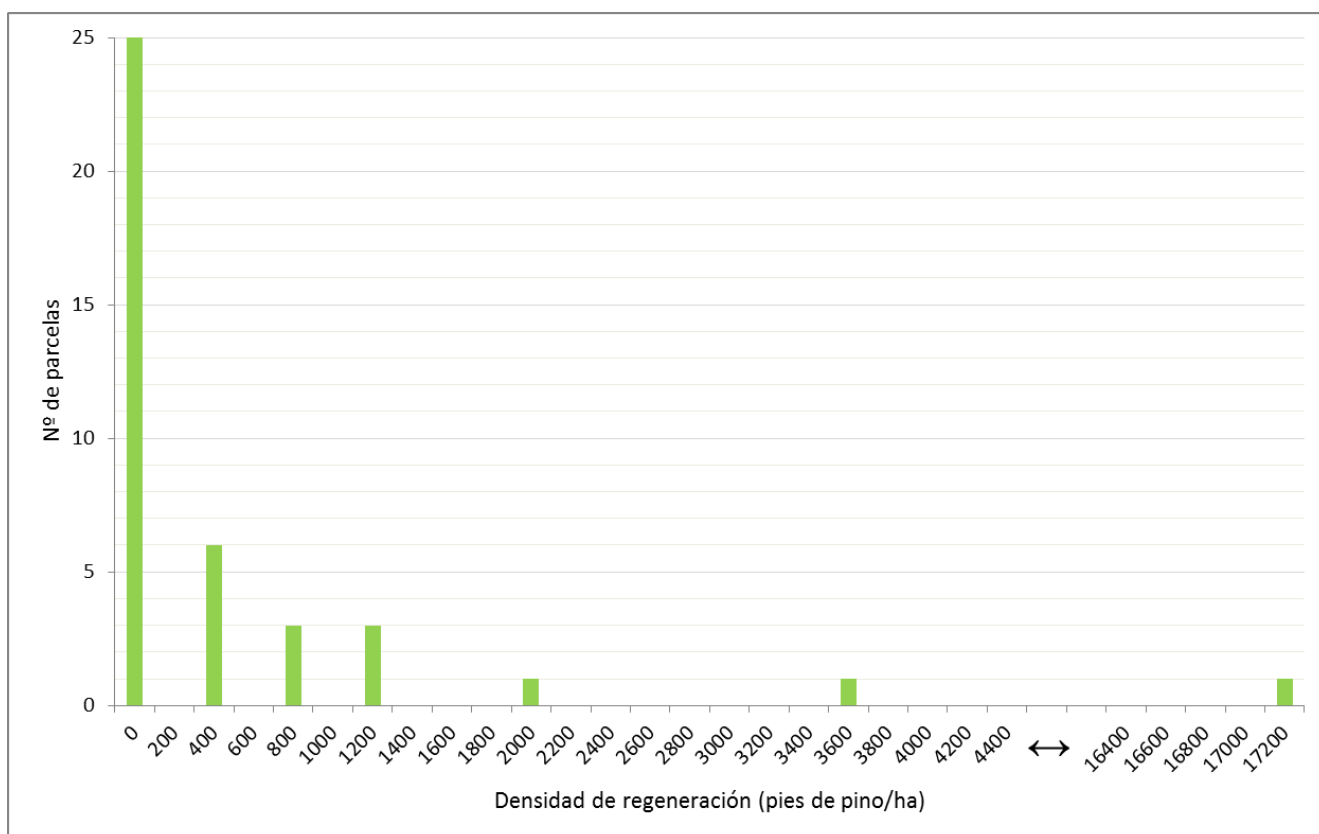


Figura 16: Distribución de la densidad de pinos regenerados por parcelas

De un total de 40 parcelas, 25 no muestran regeneración, dato que nos informa de la distribución irregular de ésta, así como de su escasa magnitud.

La cobertura media de matorral es de 5,8%, aunque se encuentra ausente en el 57,5% de la parcelas. Las especies de matorral más abundantes son el espliego (*Lavandula angustifolia*), aliaga (*Genista scorpius*) y tomillo (*Thymus vulgaris*).

En la Tabla 5 se muestran los datos obtenidos sobre los matorrales.

Tabla 5: Datos generales de matorral. Fuentes: Elaboración propia.

Matorral	Cobertura %	Desviación	Altura media (cm)	Desviación
Espliego, lavanda. <i>Lavándula angustifolia</i>	0,05	0,31	36	7,09
Guillomo. <i>Amelanchier ovalis</i>	0,17	1,10	45	0
Acebo. <i>Illex aquifolium</i>	0,025	0,15	10	0
Rosal silvestre. <i>Rosa canina</i>	0,8	2,67	89	60,04
Aliaga. <i>Genista scorpius</i>	0,8	3,64	51	1,41
Jara. <i>Cistus populifolius</i>	0,05	0,31	10	0
Enebro. <i>Juniperus communis</i>	0,52	1,6	156,25	48,19
Tomillo. <i>Thymus vulgaris</i>	0,75	4,74	25	0
Bocha. <i>Dorycnium pentaphyllum</i>	0,55	2,49	13,33	5,77

3.3. Caracterización de los individuos de *Pinus sylvestris*.

Tras el muestreo se recopilaron datos de 78 pies de *Pinus sylvestris*, cuyas características de altura, diámetro basal y edad se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6: Datos generales de pinos.

P. sylvestris N= 78	Altura (cm)	D. Basal (mm)	Edad (años)
Media	33,61	16,13	3,69
Desviación Estándar	11,21	7,99	1,03

Como se puede ver en la Figura 17, los pinos regenerados más abundantes son también los que tienen mayor altura, entre 31 y 40 cm. No ocurre lo mismo en el caso del diámetro basal (Figura 18), la mayoría de pinos regenerados presenta un diámetro basal bajo, entre 10 y 20 mm. La distribución de edades de los pinos se muestra en la Figura 19. Se observa que los pinos más longevos tienen 5 años, lo que supone que la regeneración comenzó 4 años después del incendio. Se observa que la regeneración tuvo un pico un año después, dado que 38 de los 78 pinos muestreados tienen 4 años, siendo el grupo de edad más numeroso. En los últimos dos años la regeneración ha sido mucho más limitada. La reproducción del pino silvestre es anual y la floración varía con el genotipo, la insolación recibida por el individuo y la latitud.

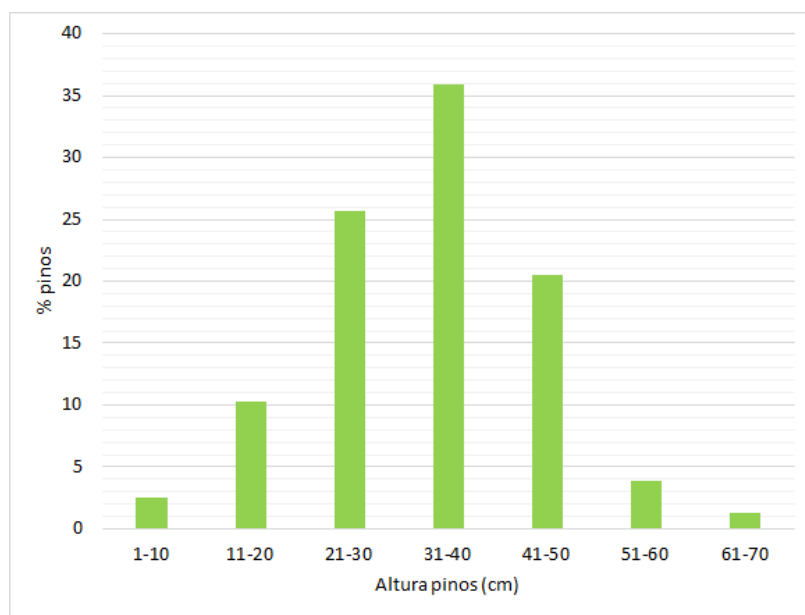


Figura 17: Frecuencia de la altura de los pinos regenerados.

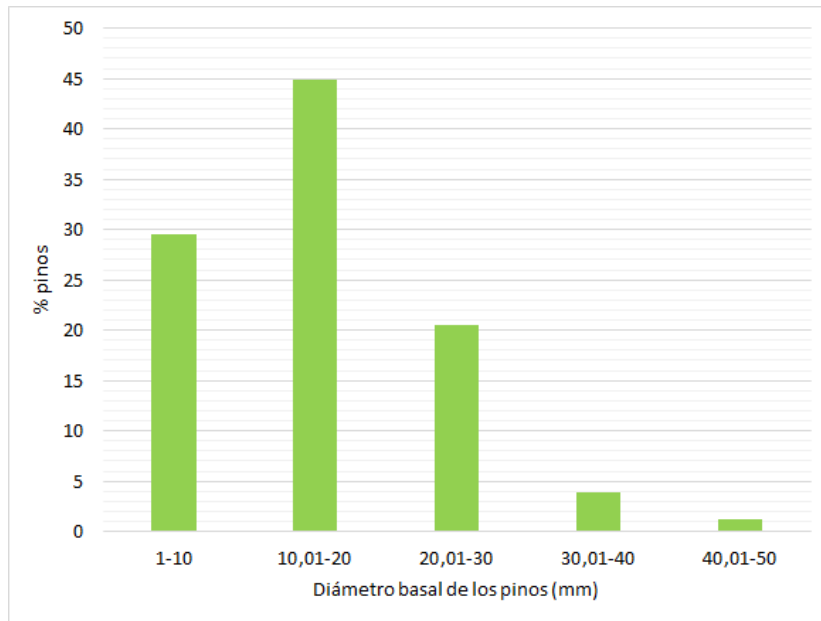


Figura 18: Frecuencia del diámetro basal de los pinos regenerados.

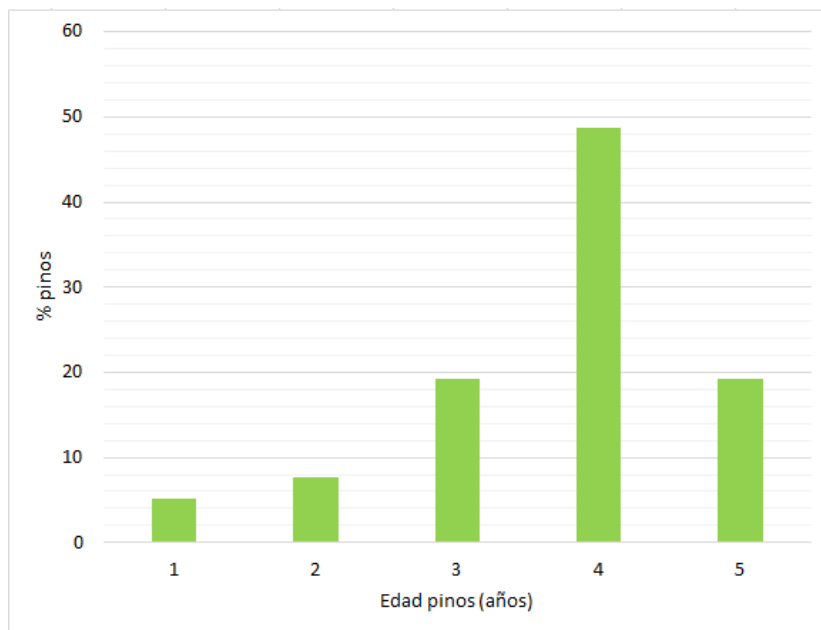


Figura 19: Frecuencia de edad de los pinos regenerados.

En la Tabla 7 se muestran los datos relacionados con la altura media y el diámetro basal medio de los pinos diferenciados por edades, además de la relación altura/diámetro. Se puede observar en la Figura 20 un aumento lineal de la altura a lo largo del tiempo. También crece el diámetro basal con la edad, aunque la tasa de crecimiento se reduce con la edad.

Tabla 7: Altura y diámetro basal medio por edades

Edad	Altura media (cm)	Diámetro Basal medio (mm)	Relación Altura/Diámetro
1	12	4,57	2,62
2	18,83	6,56	2,87
3	27,60	13,11	2,10
4	35,89	18,21	1,97
5	45,53	20,78	2,19

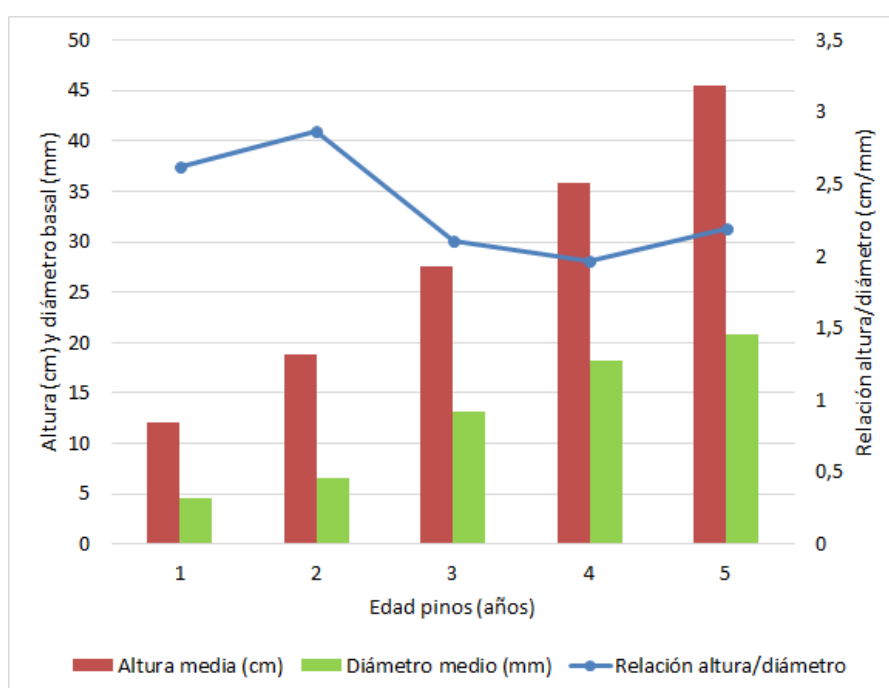


Figura 20: Altura media, diámetro basal medio y relación altura/diámetro según edad de los pinos regenerados. Fuente: Elaboración propia.

3.4. Distribución espacial de la regeneración.

Para conocer la distribución que caracteriza a la población de individuos regenerados se utilizó la distribución de probabilidad de Poisson.

$$I = \mu / S^2$$

$$\mu = 1,95$$

$$I = 8,68 \cdot 10^{-4}$$

$$S^2 = 47,38$$

Al ser $I < 1$, la distribución es agregada, es decir, no sigue un patrón regular ni azaroso, sino que hay zonas más favorables para la regeneración del pino.

Otro indicador del carácter espacialmente agregado de la regeneración es la elevada densidad de pies en la parcela 17.

3.5. Ensamblaje de la población del pinar.

Siguiendo el marco conceptual propuesto por Munzbergoba y Herben (2005) y desarrollado por Balaguer et al. (2013), en el ensamblaje de una población o comunidad vegetal intervienen diversos procesos. Por un lado, la disponibilidad de semillas, que depende de la existencia de áreas fuente y de mecanismos de dispersión. Por otro, la capacidad de las semillas y plántulas de superar los filtros abióticos, principalmente de tipo climático, edáfico y geomorfológico. Y, por último, intervienen los procesos de interacción entre especies, que pueden ser de naturaleza muy diferente (desde la competencia a la simbiosis pasando por la facilitación y otros). En los apartados siguientes se analizan estos tres tipos de procesos

3.5.1. Áreas fuente de las semillas.

Se han considerado dos posibles fuentes de semillas: a) el banco aéreo de los pies quemados en el incendio; y b) los pies que sobrevivieron al incendio. El banco de semillas del suelo se descarta porque según la bibliografía la supervivencia de las semillas de esta especie no alcanza los 5 años, que es el periodo de tiempo que tardó en iniciar la regeneración tras el incendio. Según González-Martínez y bravo (1999) en condiciones naturales la pérdida de viabilidad de la semilla es rápida, por lo que la mayor parte de la germinación se produce en el primer año desde su caída. Además las semillas de pino silvestre no muestran buena resistencia a las altas temperaturas que acarrea un incendio (Núñez y Calvo, 1997).

Hipótesis 1: Las semillas tienen su origen en el banco aéreo de los pies quemados en el incendio.

Para comprobar esta hipótesis se ha realizado una correlación de Spearman considerando como variable dependiente “la densidad de regeneración” e independiente “el número de tocones de los antiguos árboles quemados en el incendio” (Tabla 8).

Tabla 8: Correlación Densidad de regeneración con número de tocones por parcela.

Rho Spearman		Densidad pinos/ha
Nº de tocones por parcela	Coefficiente correlación	-0,221
	Significancia	0,171
	n	40

Los resultados se muestran a continuación:

- No existe correlación significativa entre la densidad de los pinos regenerados y el número de tocones presentes en la parcela.
- **Se rechaza la hipótesis 1, el banco aéreo es el origen de las semillas que dan lugar a la regeneración.** No existe más regeneración en las parcelas donde hay más tocones de pinos quemados, suponiendo que es en estas parcelas debería haber más semillas. Dato que coincide con el estudio de González-Martínez y Bravo (1999).

Hipótesis 2: Las semillas tienen su origen en las manchas de pinar remanentes cercanas.

Para comprobar esta hipótesis se han realizado correlaciones de Spearman (Tabla 9) entre las variables dependientes “densidad de regeneración” “cobertura de pino por parcela” y “edad media de los pinos por parcela” y la variable independiente “distancia a la fuente semillera más cercana”.

Tabla 9: Correlación entre densidad de regeneración, Distancia a los pinares remanentes (m), porcentaje de cobertura de pino por parcela y edad media de los pinos en cada parcela. Fuente: Elaboración propia.

Rho Spearman		Densidad pinos/ha	Cobertura de pino %	Edad media pinos
Distancia a los pinares remanentes (m)	Coefficiente correlación	-0,135	-0,288	0,222
	Significancia	0,405	0,071	0,169
	n	40	40	40

Tampoco se ha encontrado una correlación significativa, por lo que habría que **rechazar la hipótesis 2**, según la cual las manchas de pinar remanente más cercanas son el origen de las semillas que dan lugar a la regeneración. Sin embargo, se ha obtenido una correlación negativa con una significación del 93% -cercana al 95%- entre la cobertura de pinos y la distancia a la fuente semillera, que apuntaría a que las manchas de pinar que sobrevivieron al fuego serían las fuentes semilleras de la regeneración. Realmente, no hay otra posibilidad. Probablemente la falta de significación estadística se deba a la escasez de datos disponibles (por la limitada regeneración de pinos). De manera que nuestros datos apuntan a que las manchas remanentes de pinos son la fuente de semillas que está produciendo la regeneración.

3.5.2. Filtros abióticos.

Una vez que las semillas han llegado, han de superar determinados filtros abióticos. En relación con los factores abióticos, no se ha dispuesto de información sobre las características de los suelos. Se ha registrado información sobre la topografía (pendiente y altitud de las parcelas) y sobre la geomorfología. Ésta se ha basado en la clasificación de la forma de relieve en que se encontraba cada parcela como exportadora (formas convexas) o importadora (formas cóncavas) (Figura 21).

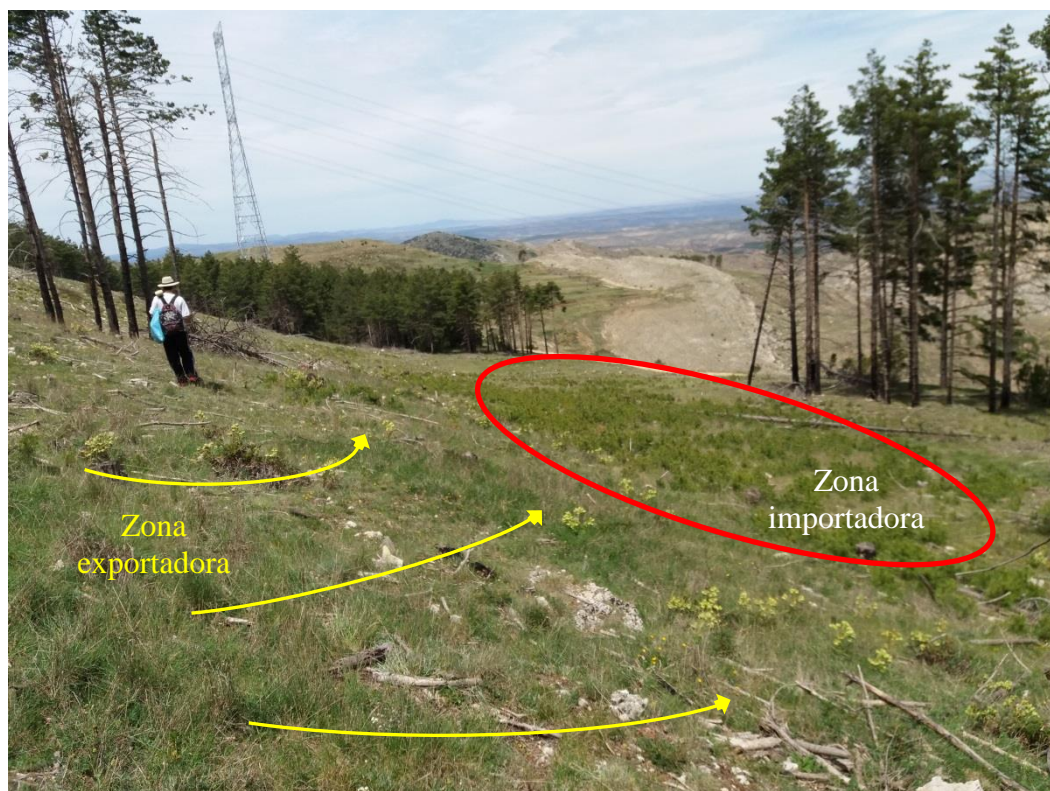


Figura 21: Fotografía tomada en el área de trabajo que muestra la diferencia de densidad de regeneración entre la zona exportadora (izquierda) y la importadora (derecha). Víctor Pina.

Ambas topografías se han seleccionado observacionalmente. Además se han tomado una serie de datos dependientes (Tabla 11 y 18) que muestran sus diferencias, como que las importadoras tienen menos pendiente y las exportadoras son más abruptas.

Hipótesis 3: La abundancia de regeneración depende de las características topográfico-geomorfológicas de la parcela.

El efecto relieve (importadora o exportadora) se ha analizado aplicando el análisis no paramétrico de U de Mann-Whitney con las siguientes variables cuantitativas (Tabla 10): Densidad de regeneración, diámetro basal, altura y edad medios. Para comprobar la distorsión que pueden generar los datos de la parcela 17, se repetirá la prueba ignorando sus datos. Adicionalmente también se ha aplicado este análisis con las variables “pendiente de la parcela” y “altitud” (Tabla 11), ambas abióticas, para ver si presentan alguna asociación. Del mismo modo, se ha repetido el análisis para comprobar el efecto de las variables “pedregosidad” y “litología” (Tabla 12 y 13) en la regeneración y en las características de los individuos, altura y diámetro basal. Para comprobar el efecto de la altitud y la pendiente a la regeneración se han realizado correlaciones de Spearman entre dichas variables (Tabla 14).

Utilizando la prueba de U de Mann-Whitney para pruebas independientes podemos observar si la variable “tipo de parcela” afecta a las demás variables.

Tabla 10: Prueba U de Mann Whitney para tipo de parcela con variables geomorfológicas. Fuente: Elaboración propia.

Resumen de contraste de hipótesis		
Hipótesis nula	Significancia	Decisión
La distribución de la densidad de los pinos regenerados es la misma entre las formas de relieve, importadora y exportadora. Incluyendo parcela nº 17	0	Se rechaza la hipótesis nula
La distribución de la densidad de los pinos regenerados es la misma entre las formas de relieve, importadora y exportadora. Excluyendo parcela nº 17	0	Se rechaza la hipótesis nula
La distribución del diámetro basal medio es la misma entre las formas de relieve, importadora y exportadora.	0,955	Se conserva la hipótesis nula
La distribución de la altura media de los pinos por parcela es la misma entre las distintas formas de relieve, importadora y exportadora.	0,152	Se conserva la hipótesis nula
La distribución de edad media de los pinos por parcela es la misma entre las formas de relieve, importadora y exportadora.	0,192	Se conserva la hipótesis nula

Tabla 11: Prueba U de Mann Whitney para tipo de parcela con variables topográficas.

Resumen de contraste de hipótesis		
Hipótesis nula	Significancia	Decisión
La pendiente de la parcela es la misma entre las formas de relieve importadora y exportadora.	0,044	Se rechaza la hipótesis nula
La distribución de altitud es la misma entre las formas de relieve, importadora y exportadora.	0,137	Se conserva hipótesis Nula

Tabla 12: Prueba U de Mann Whitney para variable pedregosidad.

Resumen de contraste de hipótesis		
Hipótesis nula	Significancia	Decisión
La distribución de la densidad de los pinos regenerados es la misma entre las categorías de pedregosidad.	0,723	Se conserva la hipótesis nula
La distribución de diámetro basal medio es la misma entre las categorías de pedregosidad.	0,869	Se conserva la hipótesis nula
La distribución de altura media de los pinos es la misma entre las categorías de pedregosidad	0,923	Se conserva la hipótesis nula

Tabla 13: Prueba U de Mann Whitney para variable litología.

Resumen de contraste de hipótesis		
Hipótesis nula	Significancia	Decisión
La distribución de la densidad de los pinos regenerados es la misma entre las categorías de Litología.	0,22	Se conserva la hipótesis nula
La distribución de diámetro basal medio es la misma entre las categorías de Litología.	0,112	Se conserva la hipótesis nula
La distribución de altura media de los pinos es la misma entre las categorías de Litología.	0,162	Se conserva la hipótesis nula

Tabla 14: Correlaciones entre densidad de regeneración y variables topográficas altitud de la parcela y pendiente.

Contando parcela 17			
Rho Spearman		Altura de la parcela	Pendiente %
Densidad pinos/ha	Coeficiente correlación	-0,363	-0,381
	Significancia	0,021	0,015
	n	40	40
Sin contar parcela 17			
Rho Spearman		Altura de la parcela	Pendiente %
Densidad pinos/ha	Coeficiente correlación	-0,309	-0,373
	Significancia	0,055	0,019
	n	39	39

En la Tabla 10 podemos ver cómo, salvo en el caso de la variable distribución de densidad de pino media, se conserva la hipótesis nula. A continuación se expresan los resultados:

- Las parcelas importadoras son las que presentan una mayor densidad de regeneración (Tabla 15). En las Figuras 22 y 23, podemos ver la diferencia de densidad de regeneración y su desviación entre zonas importadoras y exportadoras. También se puede ver el efecto que tiene la parcela número 17 en los resultados. La figura 23 muestra como la parcela número 17 destaca en densidad de regeneración incluso entre las catalogadas como parcelas importadoras, también se puede ver que las parcelas 6, 7, 16 y 22 tienen una densidad de regeneración mayor que el resto de parcelas exportadoras.

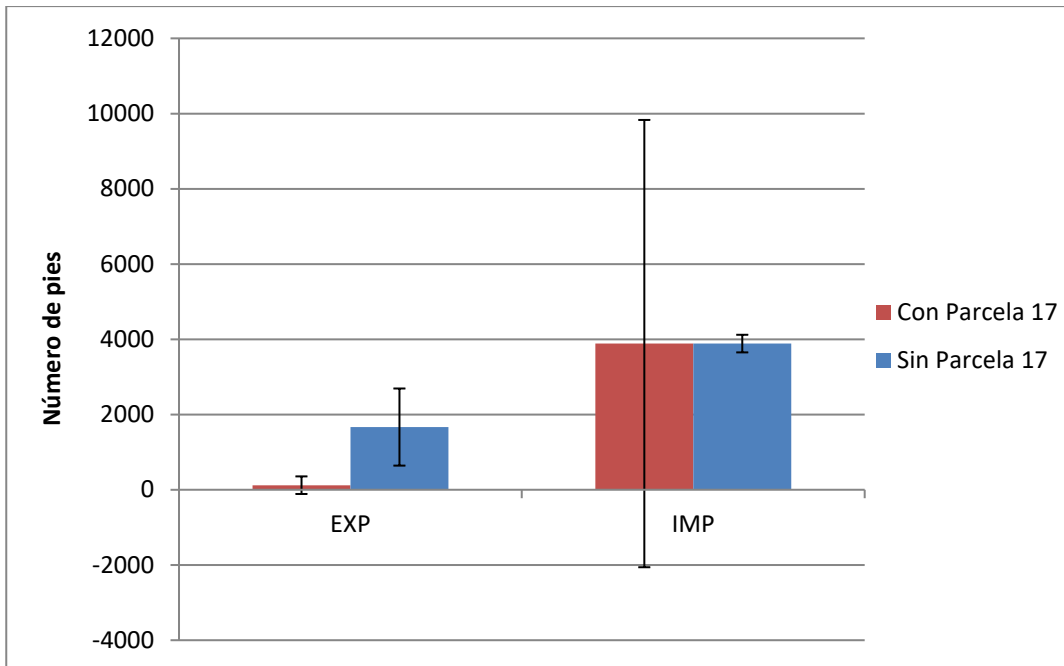


Figura 22: Gráfico de densidad de regeneración respecto a las formas de relieve con barras de error que muestran la desviación estándar.

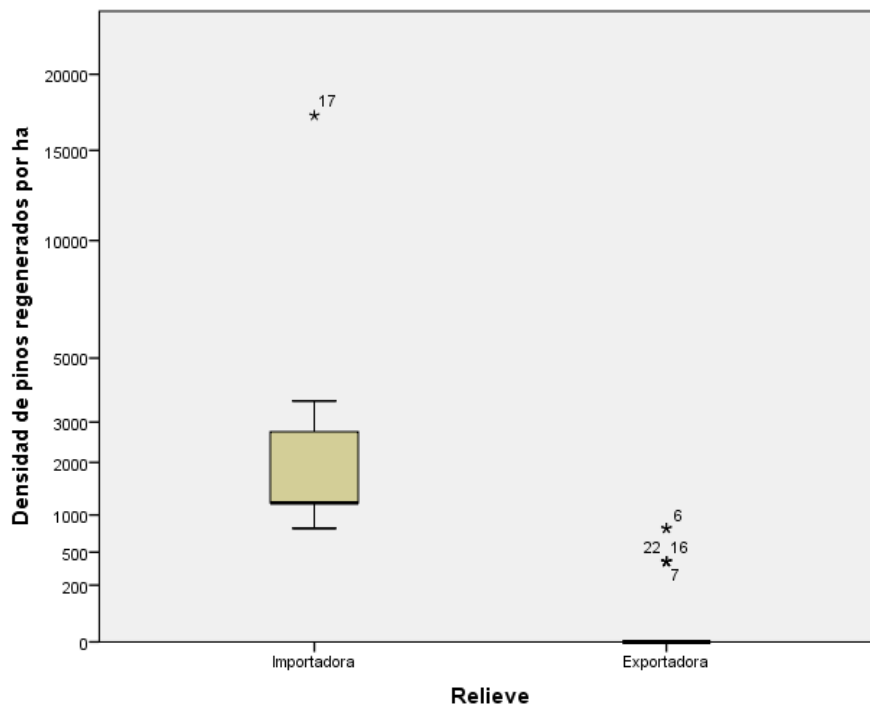


Figura 23: Diagrama densidad de regeneración respecto a las formas de relieve. SPSS.

Tabla 15: Distribución de regeneración respecto a si las parcelas son importadoras o exportadoras.

Distribución de Densidad de los pinos media respecto a las formas de relieve			
Tipo de Relieve	Media	Parcelas n=40	Desviación estándar
Importadora	3885,71	7	5945,146
Exportadora	121,21	33	234,198
Total	780,00	40	2753,385

- Respecto al diámetro basal, no existe una diferencia significativa entre los individuos de las parcelas importadoras y exportadoras (Tabla 16).

Tabla 16: Distribución del diámetro basal medio respecto a las formas de relieve.

Diámetro basal medio respecto a las formas de relieve			
Tipo de Relieve	Media	Parcelas con Pinos n=15	Desviación estándar
Importadora	20,1949	7	7,02556
Exportadora	19,9925	8	8,3238
Total	20,0867	15	7,47031

- No existe diferencia de altura significativa entre los individuos regenerados en las zonas importadoras y exportadoras (Tabla 17).

Tabla 17: Distribución de altura de pino media respecto a las formas de relieve.

Altura media de <i>P. sylvestris</i> respecto a las formas de relieve			
Tipo de Relieve	Media	Parcelas con Pinos n=15	Desviación estándar
Importadora	33,1143	7	7,133
Exportadora	29,75	8	10,43004
Total	31,32	15	8,90038

- Las parcelas importadoras muestran una menor pendiente (Tabla 18).

Tabla 18: Porcentaje de pendiente respecto a las formas de relieve.

Porcentaje de pendiente de ladera respecto a las formas de relieve			
Tipo de Relieve	Media	N	Desviación estándar
Importadora	7,86	7	2,854
Exportadora	14,39	33	5,414
Total	13,25	40	5,624

Las correlaciones realizadas entre la variable densidad de regeneración y las variables topográficas nos muestran la siguiente información (Tabla 14):

- La densidad de regeneración disminuye con el aumento de la altitud de la parcela y su pendiente.

En la Tabla 18 podemos ver como se distribuyen las variables topográficas respecto al tipo de relieve:

- La pendiente es menor en las zonas importadoras que en las exportadoras.

La diferencia de altitud entre zonas importadoras y exportadoras no es significativa.

Se acepta la hipótesis 3, la abundancia de regeneración está condicionada por las formas de relieve. Aunque la distribución de edades, altura de los individuos y el diámetro basal no tengan una diferencia significativa en toda la zona, sí la tiene la densidad de regeneración. Es bien conocido que las formas importadoras presentan una mayor disponibilidad de recursos (hídricos y nutricionales), por lo que las semillas y plántulas se ven favorecidas en relación a las formas de relieve exportadoras. Al respecto, conviene tener en cuenta que otros trabajos que se vienen realizando en la zona, arrojan que la supervivencia de plantones de pino silvestre introducidos en el proyecto Plantando Agua, también es muy inferior en las zonas exportadoras y de orientación solana (Edo, 2016; Fernández (2017). Ambos tipos de resultados –los obtenidos de la regeneración natural y los procedentes del seguimiento de la plantación– parecen indicar una cierta dificultad del pino silvestre para establecerse en los microambientes con menor disponibilidad hídrica en estos años post-incendio. Los testimonios de algunos Agentes de Protección de la Naturaleza de la zona también corroboran las dificultades de regeneración de los pinares de pino silvestre de Teruel en las actuales condiciones de cambio climático.

Este hallazgo -las limitaciones de regeneración y supervivencia del pino silvestre en el entorno de Majalinos- debería ser estudiado en otros enclaves turolenses, a fin de comprobar si se trata de un fenómeno más general y adoptar las medidas necesarias en tal caso.

Si excluimos los datos de la parcela nº17 de las pruebas podemos observar que aquellas que no se cumple que las parcelas con menor altitud y pendiente tienen más existo de regeneración (Tabla 14). No ocurre lo mismo para determinar si las formas de relieve (importadoras y exportadoras), influyen en la densidad de regeneración (Tabla 10).

3.5.3. Interacciones entre especies.

Hipótesis 4: La densidad de *Pinus sylvestris* se ve afectada por la competencia interespecífica.

Para identificar el efecto de las plantas herbáceas y del matorral sobre la regeneración del pino silvestre se han realizado correlaciones de Spearman (Tabla 19) entre las variables independientes “cobertura de matorral”, “cobertura de herbáceas”, “cobertura de suelo desnudo”, “cobertura de madera quemada” y las variables dependientes “densidad de pinos” y “cobertura de pinos”. La misma prueba (Tabla 20) se ha realizado con la variable independiente “abundancia de excrementos” a fin de comprobar si hay algún efecto del ganado sobre la regeneración del pino y de las especies herbáceas y arbustivas. Para comprobar si los matorrales y la cubierta herbácea se ven favorecidas por la forma de relieve (Tabla 21) se ha aplicado el análisis no paramétrico de U de Mann-Whitney con las variables cobertura de herbáceas, cobertura de matorral y forma de relieve (Importador o exportador).

Tabla 19: Correlación efecto de la vegetación herbácea y arbustiva en la densidad de pino y sus propias características. Fuente: Elaboración propia.

Rho Spearman		Densidad de los pinos/ha	Cobertura de pinos por parcela	Altura media de los pinos	Diámetro basal medio
Cobertura de matorral	Coeficiente correlación	0,358	-0,365	0,332	0,290
	Significancia	0,023	0,021	0,037	0,07
	n	40	40	40	40
Cobertura de herbáceas	Coeficiente correlación	-0,107	-0,173	-0,032	-0,052
	Significancia	0,511	0,286	0,846	0,748
	n	40	40	40	40
Superficie ocupada por suelo desnudo	Coeficiente correlación	0,042	0,119	-0,023	-0,039
	Significancia	0,795	0,464	0,888	0,811
	n	40	40	40	40
Superficie madera quemada	Coeficiente correlación	-0,044	0,230	-0,029	-0,046
	Significancia	0,790	0,154	0,858	0,780
	n	40	40	40	40

Tabla 20: Correlación efecto del ganado sobre la regeneración del pino y las especies herbáceas y arbustivas. Fuente: Elaboración propia.

Rho Spearman		Densidad de pinos/ha	Cobertura de matorral	Cobertura de herbáceas
Abundancia excrementos	Coefficiente correlación	0,052	-0,202	0,433
	Significancia	0,853	0,470	0,107
	n	15	15	15

Tabla 21: Prueba U de Mann Whitney para variable formas de relieve y coberturas herbáceas y de matorrales.

Resumen de contraste de hipótesis		
Hipótesis nula	Significancia	Decisión
La distribución de la cobertura de matorral es la misma entre las distintas formas de relieve, zona importadora y exportadora.	0,025	Se rechaza la hipótesis nula
La distribución de la cobertura de herbáceas es la misma entre las distintas formas de relieve, zona importadora y exportadora.	0,651	Se conserva la hipótesis nula

Los resultados de las correlaciones indican que hay una asociación positiva y estadísticamente significativa entre la cobertura de matorral y la densidad de pinos regenerados, su altura y su diámetro basal. Parece que en las parcelas donde se ve favorecida la regeneración del pinar, también se ve favorecida la del matorral. . Podrían darse dos explicaciones para ello. Por un lado, que tanto los pinos como los matorrales se vean favorecidos por las condiciones favorables de las unidades importadoras donde coexisten. Dado el poco tiempo transcurrido todavía no se estarían manifestando los efectos del principio ecológico de la exclusión competitiva, según el cual cuando dos especies compiten por un mismo recurso limitante para ambas (el agua en este caso), la más competitiva desplaza a la otra. La correlación negativa entre la cobertura de matorral y la cobertura de pinos podría apuntar hacia algún tipo de competencia.

Otra posible explicación para la coexistencia de pinos y matorrales podría ser el efecto facilitador de los matorrales sobre los pinos, de manera que los primeros actuaran como especies nodriza. Es conocido el efecto positivo sobre la germinación y reclutamiento del pino silvestre y otras muchas especies arbóreas de diversos matorrales, pero en este caso no disponemos de información suficiente para sustentar tal hipótesis.

Respecto a las plantas herbáceas, no se ha registrado ninguna correlación significativa con los atributos de los pinos.

Y tampoco se ha encontrado ninguna relación con la abundancia de excrementos, es decir, con el efecto del pastoreo, quizá porque el indicador que se ha tomado para estimar la intensidad de pastoreo (abundancia de excrementos) no es lo suficientemente preciso.

Hipótesis 5: La densidad de pinos por hectárea se ve afectada negativamente por la presión ganadera.

Primero se presentan los resultados obtenidos en el muestreo de campo de los parámetros medidos para estudiar el efecto del ganado (Tablas 22, 23 y 24):

Tabla 22: Abundancia de excrementos media.

Abundancia de excrementos media			
Muestreo	Media	Parcelas n	Desviación estándar
Julio 2017	0,750	40	1,2808
Septiembre 2017	1,650	40	1,88965

Tabla 23: Presencia de defoliación media.

Presencia de defoliación en las parcelas				
Muestreo	Parcelas con presencia de defoliación	Media	Parcelas n	Desviación estándar
Julio 2017	0	0	40	0
Septiembre 2017	4	0,1	40	0,304

Tabla 24: Pinos afectados por el ganado

Pinos afectados				
Muestreo	Pinos afectados	Media	Pinos n	Desviación estándar
Julio 2017	0	0	78	0
Septiembre 2017	0	0	78	0

Para comprobar esta hipótesis se ha realizado una correlación Rho de Spearman (Tabla 25) a las variables “número medio de excrementos por parcela”, “superficie de cobertura ocupada por matorral”, “superficie ocupada por suelo desnudo”, “superficie ocupada por herbáceas”, “densidad de pinos por hectárea”, “altura media de los pinos por parcela”, “diámetro basal medio”, y “cobertura de pino por parcela”.

Tabla 25: Correlación entre variables de pino, herbáceas, matorral, suelo desnudo y número de excrementos medio. Fuente: Elaboración propia.

Rho Spearman		Número de excrementos medio por parcela
Cobertura de matorral por parcela	Coefficiente correlación	0,070
	Significancia	0,669
	n	40
Superficie ocupada por suelo desnudo	Coefficiente correlación	-0,070
	Significancia	0,668
	n	40
Cobertura de herbáceas	Coefficiente correlación	-0,003
	Significancia	0,986
	n	40
Densidad de los pinos/ha	Coefficiente correlación	-0,238
	Significancia	0,139
	n	40
Altura media pinos	Coefficiente correlación	-0,237
	Significancia	0,141
	n	40
Diámetro basal medio	Coefficiente correlación	-0,246
	Significancia	0,125
	n	40
Cobertura de pino %	Coefficiente correlación	0,066
	Significancia	0,687
	n	40

Los resultados se muestran a continuación:

- No existe correlación entre las variables del estudio.
- **Se rechaza la hipótesis 5.** La presión ganadera no afecta a las características de los pinos regenerados

4. Conclusiones.

- La densidad media de pies regenerados de *Pinus sylvestris* en la zona de estudio es de 780 pies por ha y se puede considerar muy baja.
- La población muestra una distribución agregada. Un indicador del carácter agregado de la regeneración es la elevada densidad de pies en la parcela 17 (17200 pies/ha).
- Se observa que los pinos más longevos tienen 5 años, lo que supone que la regeneración comenzó 4 años después del incendio.
- Las manchas de pinar remanentes que sobrevivieron al fuego serían las fuentes semilleras de la regeneración.
- La tasa de regeneración es mayor en las formas de relieve importadoras respecto a las exportadoras, lo que se interpreta como que en las condiciones climáticas de los años post-incendio, la escasez de recursos hídricos puede estar limitando el establecimiento de *Pinus sylvestris*.
- Existe una asociación positiva y estadísticamente significativa entre la cobertura de matorral y la densidad de pinos regenerados, su altura y su diámetro basal.
- Las zonas importadoras favorecen tanto a la regeneración de pino como de matorral.
- La cobertura de herbáceas no tiene efectos sobre la regeneración del pino.
- No se ha encontrado ninguna relación estadísticamente significativa entre la actividad ganadera y la tasa de regeneración del pino.

5. Recomendaciones.

Se recomienda continuar con el seguimiento de la regeneración natural del pino silvestre, así como de la supervivencia de las plantaciones post-incendio, y ampliarlo a otras zonas de la provincia, a fin de poder obtener conclusiones sobre el efecto del clima sobre el pino silvestre y los micrositios más favorables para su reclutamiento.

Igualmente se considera conveniente un seguimiento más directo de la actividad ganadera y sus efectos sobre la regeneración del pinar.

6. Bibliografía.

Adámek, M., Hadincová, V., y Wild, J. (2016). Long-term effect of wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management*, 380, 285-295.

Aguilar, D. (2017). *Regeneración natural post-incendio del Pinus pinaster Aint. En el término municipal de La Zoma, Teruel*. Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.

Agúndez, D., Galera, R. M., Martín, S., y Díez, R. (1992). Emergencia supervivencia y crecimiento en vivero de 16 procedencias de *Pinus sylvestris* L. en vivero. *Montes*, 28, 56-58.

Ameztegui, A., y Coll, L. (2013). Unraveling the role of light and biotic interactions on seedling performance of four Pyrenean species along environmental gradients. *Forest ecology and management*, 303, 25-34.

Ameztegui, A., y Coll, L. (2015). Herbivory and seedling establishment in Pyrenean forests: influence of micro-and meso-habitat factors on browsing pressure. *Forest Ecology and Management*, 342, 103-111.

Badía, D., López-García, S., Martí, C., Ortíz-Perpiñá, O., Girona-García, A., y Casanova-Gascón, J. (2017). Burn effects on soil properties associated to heat transfer under contrasting moisture content. *Science of The Total Environment*, 601, 1119-1128.

Balaguer, L., Nicolau, J. M., y García Álvarez, A. (2013). Revegetación de espacios mineros desde la perspectiva de la restauración ecológica. *Restauración Ecológica en Áreas Afectadas por la Minería*, 87-108.

Booth T.C., 1984. Natural regeneration in the native pinewoods of Scotland. A review of principles and practice. *Scottish Forestry*, 38(1), 33-42.

Contratas Ancar S.L. (2013). Plan Director "Plantando Agua - Construyendo los montes del SXXI para un nuevo escenario de cambio climático y de cambios sociales en la comarca de las Cuencas Mineras (Teruel)".

Cruz, M. (2009). Efecto de los incendios forestales sobre la diversidad y estructura de la comunidad de avispas spheciformes, en el Parque Natural de Arribes del Duero (oeste español). Salamanca.

- De las Heras, J., Martínez, J. J., y Herranz, J. M. (1991). Impacto ecológico de los incendios forestales. *Revista de estudios albacetenses*, 29, 105-117.
- Didion, M., Kupferschmid, A. D., y Bugmann, H. (2009). Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. *Forest Ecology and Management*, 258, S44-S55.
- Didion, M., Kupferschmid, A. D., Wolf, A., y Bugmann, H. (2011). Ungulate herbivory modifies the effects of climate change on mountain forests. *Climatic Change*, 109(3), 647-669.
- Edo, A., (2017). *Evaluación y seguimiento de la restauración ecológica desarrollada en los montes del municipio turolense de La Zoma tras el incendio de 2009*. Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.
- Engelmark, O., (1993). Early post-fire tree regeneration in a *Picea-Vaccinium* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 4(6), 791-794.
- Enguita, G., (2017). *Análisis histórico del balance de agua azul u agua verde en los montes del T. M. de La Zoma (Te) afectados por el incendio del año 2009*. Escuela politécnica superior de Huesca. Universidad de Zaragoza.
- García López, J.M., Allué Camacho, C. 2010. Effects of climate change on the distribution of *Pinus sylvestris* L. stands in Spain. A phytoclimatic approach to defining management alternatives. *Forest Systems* 19:329-339.
- Giertych, M., y Mátyás, C., (Eds.). (2017). *Genetics of Scots pine* (Vol. 3). Elsevier.
- González-Martínez, S., y Bravo, F. (1999). Regeneración natural, establecimiento y primer desarrollo del pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.). *Forest Systems*, 8(3), 225-247.
- González-Martínez, S., y Bravo, F. (2001). Density and population structure of the natural regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in the High Ebro Basin (Northern Spain). *Annals of Forest Science*, Vol. 58, Nº3, 277-288.
- Guerra, A., Guitián, F., Paneque, G., García-Rodríguez, A., Sánchez-Fernández, J. A., Monturiol, F., y Mudarra, J. L. (1968). *Mapa de Suelos de España*. (1/1.000.000), Península y Baleares. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid
- Gutiérrez Elorza, M. (1985). *La Geología y los Recursos Minerales de la provincia de Teruel*. Teruel, IET.

- Hari, P., Kellomäki, S., Mäkelä, A., Ilonen, P., Kanninen, M., Korpilahti, E., y Nygren, M. (1982). Dynamics of early development of tree stand. *Acta Forestalia Fennica*, 177, 1-39.
- Häsler, H., y Senn, J. (2012). Ungulate browsing on European silver fir *Abies alba*: the role of occasions, food shortage and diet preferences. *Wildlife biology*, 18(1), 67-74.
- Hernández, L., y Romero, F. (2008). *Manuales de desarrollo sostenible: 6. Criterios de restauración de zonas incendiadas*.
- Hille, M., y Ouden, J. (2004). Improved recruitment and early growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings after fire and soil scarification. *European Journal of Forest Research*, 123(3), 213-218.
- Jaindl, R. G., y Sharrow, S. H. (1988). Oak/Douglas-fir/sheep: a three-crop silvopastoral system. *Agroforestry Systems*, 6(1-3), 147-152.
- Jeansson E., 1994. Extent of Naturally and Artificially Regenerated Young Growth Stands according to results from the Swedish National Forest Survey. *Invest. Agrar. Sist. Recur. For.*, Fuera de serie 3, 39-49.
- Kinnunen, K. (1994). Combination of natural and artificial seeding in regeneration of Scots pine. In *IUFRO Meeting on Mountain Silviculture, 27th September-1st October 1993, Valsain, Spain. Proceedings/Ed. Gonzales, GR y Rosello, RE (eds.)*. ES.
- Lecomte, N., Simard, M., Bergeron, Y., Larouche, A., Asnong, H., y Richard, P. J. (2005). Effects of fire severity and initial tree composition on understorey vegetation dynamics in a boreal landscape inferred from chronosequence and paleoecological data. *Journal of Vegetation Science*, 16(6), 665-674.
- Liceras, P. (2017). Plantando agua: Una forma innovadora de gestionar la tierra para proteger los ríos y acuíferos en Teruel. *Cocacola España*. Páginas 1-8. Disponible en: www.cocacolaespana.es/historias/plantando-agua-innovadora-forma-gestionar-tierra
- Mapa de ocupación del suelo en España (2006) Dpto. de Medio Ambiente del Gobierno de Aragón, según datos del Instituto Geográfico Nacional. Corine Land Cover 2006.
- Martinez-Vilalta, J., Auadé, D., Banqué, M., Barba, J., Yuste, J. C., Galiano, L., y Lloret, F. (2012). Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Revista Ecosistemas*, 21(3), 15-21.
- Martínez-Vilalta, J., López, B. C., Loepfe, L., y Lloret, F. (2012). Stand-and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia*, 168(3), 877-888.

- Mason, W. L., y Alía, R. (2000). Current and future status of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests in Europe. *Forest Systems*, 9(S1), 317-335.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., García-Orenes, F., Barcenas, G.M. y Torres, M.P. (2009). Forest fire effects on soil microbiology. En: Cerdà, A. y Robichaud, P. R. (Eds.) *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Enfield, 133-176.
- Mataix-Solera, J., y Cerdà, A. (2009). Incendios forestales en España. Ecosistemas terrestres y suelos. Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. FUEGORED, Cátedra Divulgación de la Ciencia, Universitat de Valencia, Spain, 27-53.
- Matney T.G., Hodges J.D., 1991. Evaluating Regeneration Success. In: *Forest Regeneration Manual*. Duryea M.L., Dougherty, P.M., ed. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 321-331.
- Matney, D., y Hodges, D. (1991). Evaluating regeneration succes. En M. Duryea, y P. Dougherty, *Forest regeneration manual* (págs. 321-334).
- Mátyás Cs., 1991. Seed Orchards. In: *Genetics of Scots pine*. Giertych M., Mátyás Cs., ed. Elsevier, Amsterdam, pp. 125-147
- Mayer, A. C., Stöckli, V., Konold, W., y Kreuzer, M. (2006). Influence of cattle stocking rate on browsing of Norway spruce in subalpine wood pastures. *Agroforestry Systems*, 66(2), 143-149.
- Molinero, F., Cascos, C., García, A. y Baraja, E. (2008): «Dinámica de los incendios forestales en Castilla y León». *Boletín de la A. G. E.*, nº 48, 39-70.
- Montero, G. (1994). Generalities on silviculture of *Pinus sylvestris* L. in Spain. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* (España).
- Münzbergová, Z., y Herben, T. (2005). Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. *Oecologia*, 145(1), 1-8.
- Muona, O., Harju, A., y Kärkkäinen, K. (1988). Genetic comparison of natural and nursery grown seedlings of *Pinus sylvestris* using allozymes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 3(1-4), 37-46.
- Núñez, M. R., y Calvo, L. (1997, June). Efecto de la temperatura en la germinación de *Pinus sylvestris* y *Pinus halepensis*. En *Congresos Forestales*.

Pausas, J. (1999). Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional. *Plant Ecology* 140. 27-39.

Pausas, J. (2004). La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo.

Peña, J. L., Cuadrat, J. M., y Sánchez, M. (2002). El clima de la provincia de Teruel. Cartilla turolense, Instituto de Estudios Turolenses (CSIC), Teruel.

Radosevich S.R., 1984. Interference between Greenleaf Manzanita (*Arctostaphylos patula*) and Ponderosa pine (*Pinus ponderosa*). In: Seedling Physiology and Reforestation Success. Duryea M.L., Brown G.N., ed. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk, Boston, pp. 259-270.

Radosevich, S. R. (1984). Interference between greenleaf manzanita (*Arctostaphylos patula*) and ponderosa pine (*Pinus ponderosa*). Duryea, M, 259-270.

Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España (1:400.000)*. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación. I.C.O.N.A. Madrid.

Rubio L.V., 1987. Estudio de las causas que limitan la regeneración natural del *Pinus sylvestris* L. en el cuartel "B" del monte Cabeza de Hierro. E.U.I.T.F., Madrid. 380 pp.

Senn, J., y Suter, W. (2003). Ungulate browsing on silver fir (*Abies alba*) in the Swiss Alps: beliefs in search of supporting data. *Forest Ecology and Management*, 181(1), 151-164.

Serra, R., Opio, C., y Khasa, D. P. (2014). Sheep vegetation management for controlling competing vegetation in young conifer plantations in the central interior of British Columbia, Canada. *Agroforestry systems*, 88(4), 569-578.

Serrada, R., 2007. Restauración de zonas incendiadas. E.U.I.T. Forestal, Madrid.

Solans, M., y Chueca, M. C. (1994). Cambios en el sistema de asentamientos rurales: La provincia de Teruel. *Geographicalia*, 31, 94.

Suchockas, V. (2001). Distribution of Scots Pine (*Pinus sylvestris*) Naturally Regenerating Seedlings on abandoned agricultura Land at Forest Edgesl. *Baltic Forestry*, Vol. 7, 79-83.

Szmyt, J. (2010). Spatial pattern of trees of different diameter classes in managed pine stands (*Pinus sylvestris* L.) of different age. *Acta Scientiarum Polonorum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, Vol 9, N°3, 37-49.

Úbeda, X. y Outeiro, L.R. 2009. Physical and Chemical Effects of Fire on Soil. En: A. Cerdà y P.R. Robichaud (Eds), Fire effects on soil and restoration strategies. Science Publishers, pp. 105-132.

Vacek, S. V., Bílek, L., Simon, J., Remeš, J., Hůnová, I., Král, J., y Mikeska, M. (2016). Structure, regeneration and growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands with respect to changing climate and environmental pollution. *Silva Fennica*, Vol. 50. N° 4, artículo 1564.

Vandenbergh, C., Freléchoux, F., Moravie, M. A., Gadallah, F., y Buttler, A. (2007). Short-term effects of cattle browsing on tree sapling growth in mountain wooded pastures. *Plant Ecology*, 188(2), 253-264.

Vilà-Cabrera, A., Martínez-Vilalta, J., Vayreda, J., y Retana, J. 2011. Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 21:1162- 1172.

Yazdani, R., Lindgren, D., y Stewart, S. (1989). Gene dispersion within a population of *Pinus sylvestris*. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 4(1-4), 295-306.

7. ANEXOS.

Anexo I: Planos.

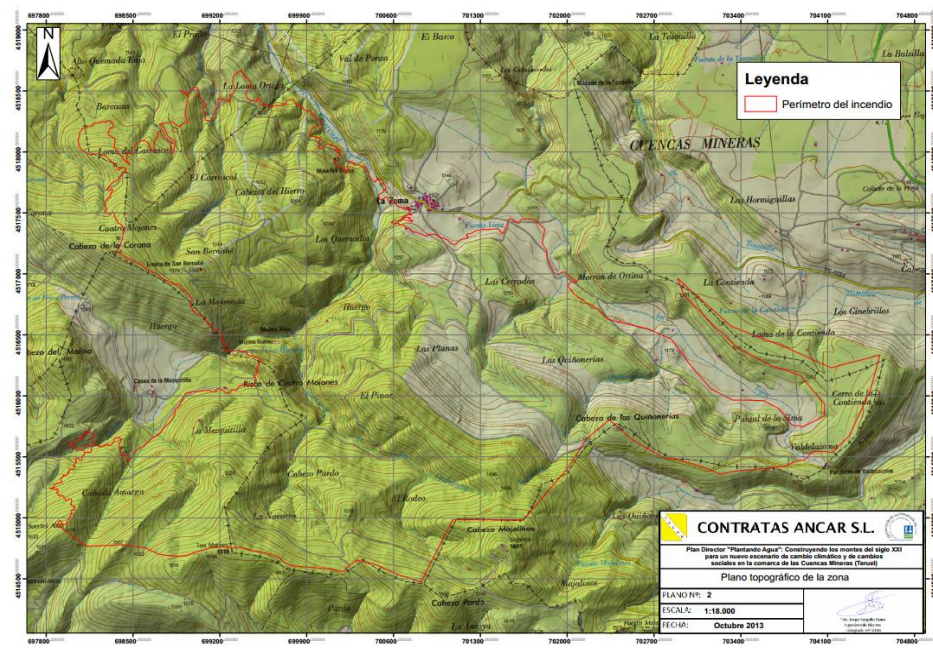


Figura 24: Plano topográfico de la zona. Contratas ANCAR (2013)

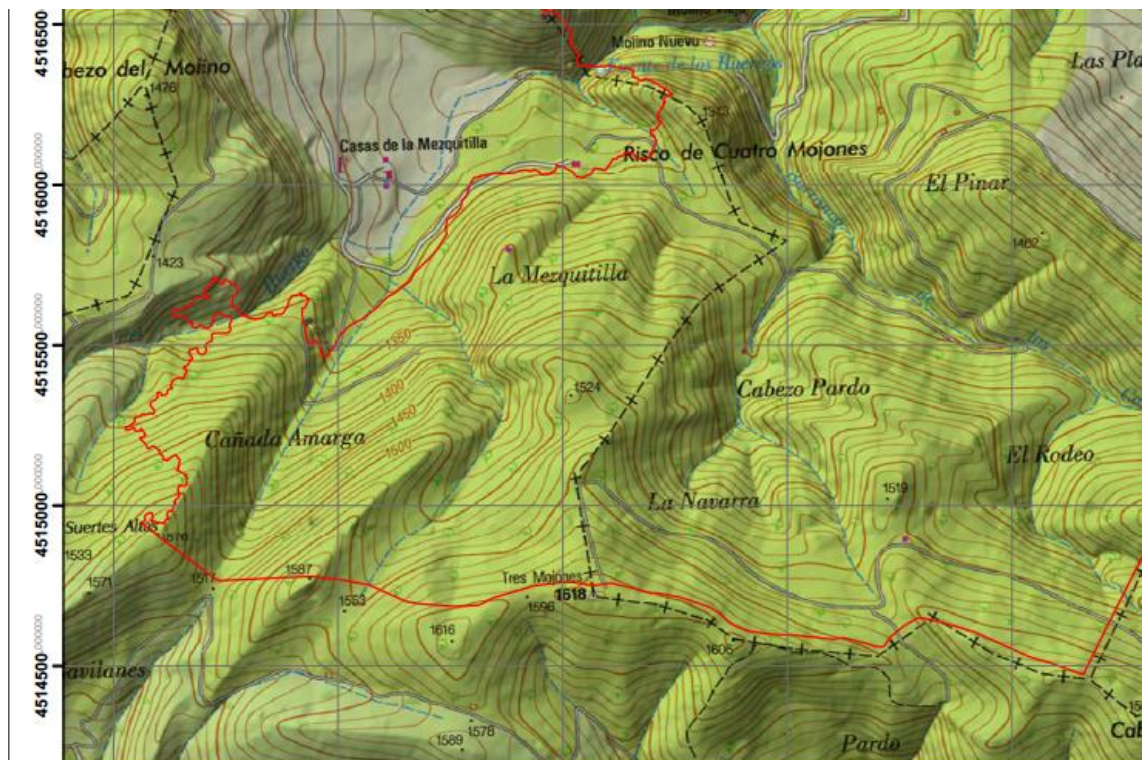


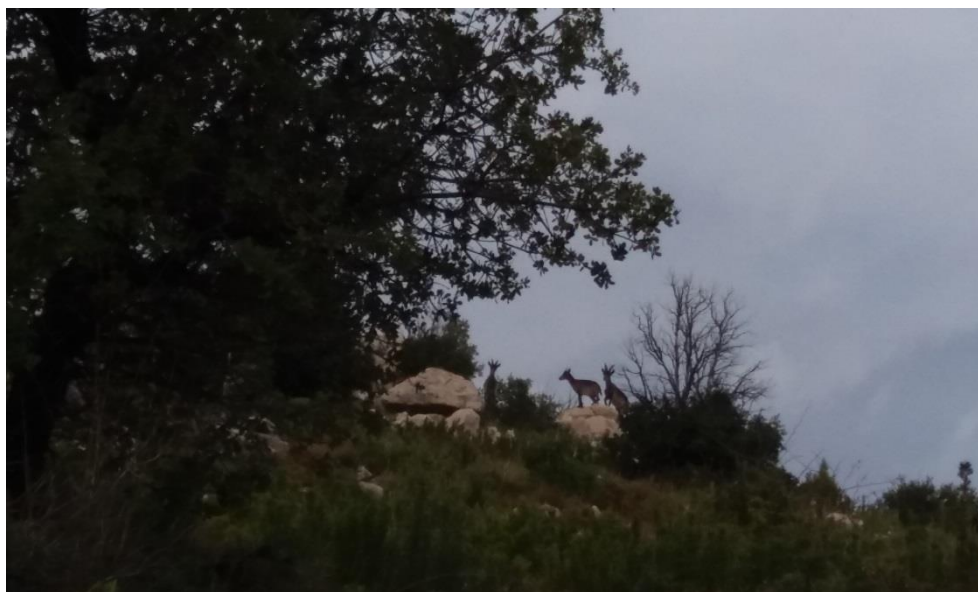
Figura 25: Ampliación del plano topográfico de la zona.

Anexo II: Estadillos de muestreo.

	MUESTREO DE GANADO 1										Media	SUPERFICIE cm2	DEFOLIACIÓN	%	PINOS DESP	PINICIALES
	PRESENCIAEX	C1	C2	C3	C4	C5	CT									
1																
2																
3																
4																
5																
6																
7																
8																
9																
10																
11																
12																
13																
14																
15																
16																
17																
18																
19																
20																
21																
22																
23																
24																
25																
26																
27																
28																
29																
30																
1v																
2v																
3v																
4v																
5v																
6v																
7v																
8v																
9v																
10v																

Muestreo de Regeneración						
Parcela:						
	Altura cm	Diámetro basal mm	Cobertura %	Edad	Nº de tocones	Distancia a la fuente semillera más cercana
Pino 1						
Pino 2						
Pino 3						
Pino 4						
Pino 5						
Pino 6						
Pino 7						
Pino 8						
Pino 9						
Pino 10						
Total Pinos						
Matorral 1						
Matorral 2						
Matorral 3						
Matorral 4						
Matorral 5						
Herbáceas						
Orientación						
Pendiente						
Sustrato						
Coordenadas						
Fecha						

Anexo III: Fotografías.



Fotografía 1. Pina, V. (2017). Evidencia de presencia de ungulados salvajes 1.



Fotografía 2. Pina, V. (2017). Evidencia de presencia de ungulados salvajes 2.



Fotografía 3. Pina, V. (2017). Punto de muestreo indicado con una estaca.



Fotografía 4. Pina, V. (2017). Cuerda (25x25 cm) utilizada para el muestreo de excrementos.



Fotografía 5. Pina, V. (2017). Ladera erosionada. (Arriba: David Aguilar).



Fotografía 6. Pina, V. (2017). Rodales supervivientes y zonas quemadas donde se ha realizado este estudio.

Anexo IV: Herbario.



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 1

Nombre: Pino silvestre (*Pinus sylvestris*)

Ubicación: La Zoma (Teruel). M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 699723 4514755



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 2

Nombre: Espliego, lavanda (*Lavandula angustifolia* Mill.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 700433 4514743



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 3

Nombre: Rosal silvestre (*Rosa canina*)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 700836 4514600



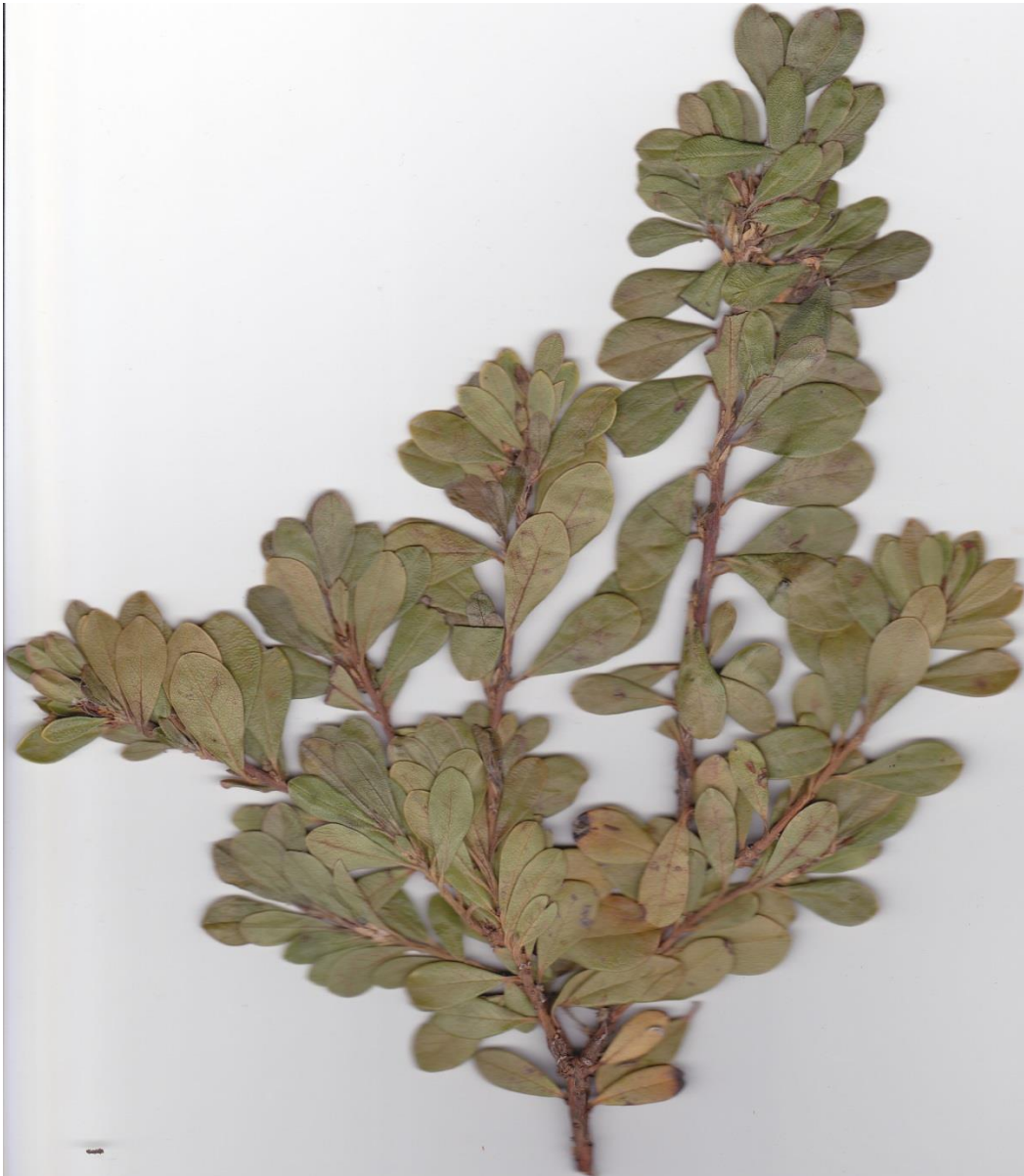
Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 4

Nombre: Espino (*Rhamnus saxatilis* Jacq.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 699495 455108



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 5

Nombre: Gayuba (*Arctotaphylos uva-ursi* L.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 699072 4514981



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 6

Nombre: Enebro común (*Juniperus communis* L.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 700256 4514623



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 7

Nombre: Bocha (*Dorycnium pentaphyllum* Scop.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 699723 4514972



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 8

Nombre: Guillomo (*Amelanchier ovalis* Medik.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 700777 4514552



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejulte (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 9

Nombre: Pino rodeno (*Pinus pinaster* Ait.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 699540 4514991



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejulte (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 10

Nombre: Romero (*Rosmarinus officinalis* L.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas UTM: 700390 4514670



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejulte (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 11

Nombre: Aliaga (*Genista scorpius* L.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas: 699495 4515108



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 12

Nombre: Jarón (*Cistus populifolius* L.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas: 699644 4515006



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejulte (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 13

Nombre: Encina (*Quercus ilex* L.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas: 700795 4514656



Estudio de la regeneración natural de *Pinus sylvestris* L. tras el incendio Aliaga-Ejolve (2009), en el T.M de La Zoma (Teruel). Análisis de los factores bióticos y abióticos de control.

Anexo IV: Herbario Planta 14

Nombre: Quejigo (*Quercus faginea* Lam.)

Ubicación: La Zoma (Teruel) M.U.P nº85

Coordenadas: 699699 4514651