

Factores determinantes de la dinámica de la colonización forestal a largo plazo en zonas mineras y agrícolas en el Alto Tajo, Guadalajara

Drivers of the dynamics of long-term forest colonisation in mining
and agricultural areas in the Alto Tajo, Guadalajara

MÁSTER UNIVERSITARIO EN RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS

Presentado por:

D^a Andrea Poole Guzmán

Directores:

Dr. José Manuel Nicolau Ibarra y Dr. Pedro Villar Salvador

Tutor académico:

Dr. Pedro Villar Salvador

En Madrid, a 28 de septiembre de 2021

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. Introducción	3
1.1. Dinámica temporal de las comunidades vegetales	4
1.1.1. Sucesión ecológica	4
1.1.2. Teoría de ensamblaje de comunidades	6
1.2. Restauración ecológica	8
1.3. Restauración pasiva vs. activa	10
1.4. Parque Natural del Alto Tajo	12
1.4.1. Minería en el entorno del Alto Tajo	12
1.4.2. Agricultura en el entorno del Alto Tajo	13
1.5. Objetivos del estudio	13
2. Material y métodos	14
2.1. Área de estudio	14
2.1.1. Zonas mineras	15
2.1.2. Zonas agrícolas	16
2.1.3. Clima	17
2.1.4. Geomorfología, geología y suelo	18
2.1.5. Vegetación	19
2.2. Metodología para la extracción de la información de ortofotos	19
2.1.1. Recopilación y procesado de los datos de las ortofotos	20
2.1.6. Análisis de datos	26
3. Resultados	28
3.1 Comparación entre el ambiente minero y el agrícola	28
3.1.2 Variación de la cobertura de suelo desnudo	31
3.1.2 Variación de la cobertura de herbácea/matorral	32
3.1.3 Variación de la cobertura del arbolado	34
3.2 Comparación entre bermas y taludes en las zonas mineras	35
3.2.1 Variación de la cobertura del suelo desnudo	36
3.2.2 Variación de la cobertura de herbácea/matorral	38
3.2.3 Variación de la cobertura del arbolado	39
4. Discusión	41
5. Conclusiones	46
6. Agradecimientos	48
7. Bibliografía	49
ANEXO I	
ANEXO II	

RESUMEN

Los principales cambios en la cubierta vegetal en las últimas décadas en el parque natural del Alto Tajo se han producido como consecuencia del abandono de áreas agrícolas y de la restauración de las explotaciones mineras de caolín. Para comparar la evolución de la colonización de la vegetación en ambos escenarios, se han seleccionado dos minas (Nuria y María José) -donde se aplicó restauración activa mediante plantaciones- y tres zonas agrícolas abandonadas con restauración pasiva. Se ha medido la cobertura de suelo desnudo, herbáceas/matorral y árboles a partir de fotografías aéreas en 1998, 2006, 2009, 2015 y 2018. Como factores moduladores de los cambios de cobertura del suelo desnudo y la vegetación se han estimado el índice de humedad relativa y el índice de presión de propágulos. Los análisis de covarianza de medidas repetidas indican que la cobertura vegetal y la de suelo desnudo inicial condiciona la tasa de cambio de dichas coberturas. La tasa de cambio de la cobertura del suelo desnudo fue negativa a lo largo del estudio, es decir, que se redujo de manera continua durante el periodo estudiado. La tasa de cambio de la cobertura herbácea/matorral fue distinta entre zonas mineras y agrícolas, creciendo más durante el primer decenio (1998-2009) en las zonas agrícolas que en las zonas mineras, e incrementándose de un modo lineal y constante en las zonas mineras. La tasa de variación de la cobertura del arbolado fue positiva en todo el periodo de estudio en ambos tipos de zonas siendo más pronunciado en el segundo decenio (2009-2018) y mayor en las zonas mineras que en las agrícolas. Tanto la presión de propágulos como la humedad edáfica fue mayor en las zonas agrícolas que en las mineras, y mayor en la mina M^a José que en la de Nuria. Dentro de las minas, la humedad fue más alta en las bermas que en los taludes. Los resultados de este TFM evidencian mayores limitaciones para la dinámica de colonización de la vegetación en las zonas mineras, que se ven paliadas por las actuaciones de revegetación con árboles.

Palabras clave: Clima mediterráneo, ensamblaje de comunidades, perturbación, restauración activa, restauración pasiva, sucesión ecológica.

ABSTRACT

The main drivers of vegetation cover change in the Alto Tajo Natural Park in the last decades have been the set aside of cropland and pastureland and the restoration of kaolin mines. We compared the evolution of vegetation colonization in both scenarios, selecting two mines (Nuria and María José) - where active restoration was done by tree planting - and three abandoned agricultural areas under passive restoration. Bare ground, herbaceous / shrub and tree cover data were recorded from aerial photographs taken in 1998, 2006, 2009, 2015 and 2018. As moderator factors of the changes in bare ground and vegetation cover, we estimated the relative humidity index and the seed pressure potential. The repeated measures analyses of covariance indicate that the initial cover of vegetation and bare soil in 1998 drove the future rate of change of such covers during the studied period. The change rate of bare ground was negative along time, i.e., it decreased continuously along the studied period. The rate of change of herbaceous / shrub cover differed between mining and agricultural areas, increasing faster during the first decade (1998-2009) in agricultural areas than in mining areas, and remaining constant in mining areas. The rate of change of the tree cover was positive along the study period in both areas, but it was more pronounced in the second decade (2009-2018) and higher in mining areas than in agricultural areas. Both propagule pressure and soil humidity were higher in agricultural areas than in mining areas, and higher in the M^a José mine than in Nuria. Inside the mines, humidity was higher on the berms than on the slopes. The results of this Master Thesis evidence greater limitations for the dynamics of vegetation colonization in mining areas, which are alleviated by tree planting.

Key words: Active restoration, community assembly, disturbance, ecological succession, Mediterranean climate, passive restoration.

1. Introducción

El Parque Natural del Alto Tajo alberga los ecosistemas más representativos del ambiente Mediterráneo-continental, cuya presencia es muy escasa en la cuenca mediterránea occidental. Los sabinares de sabina albar o los pinares de laricio sobre calizas son ejemplos de comunidades características de este ambiente, clasificadas como hábitats de interés comunitario (DOCM, 1999).

Hay dos fenómenos que están ocasionando cambios notables en los ecosistemas del Alto Tajo: el abandono de las actividades tradicionales como consecuencia del despoblamiento rural y la minería de caolín. Respecto al primero, es muy activo el proceso de asilvestramiento al reducirse la cabaña ganadera, la extracción de leñas y el carboneo y el abandono de cultivos agrícolas en zonas marginales. Como consecuencia se está produciendo una colonización vegetal de zonas de pastos –algunos arbolados- y de cultivos y el rebrote de bosques de quercíneas (Martín-Moreno, 2013). A la vez se produce un incremento de las poblaciones animales de ungulados y carnívoros de mediano y pequeño tamaño. Ello implica un incremento de la cobertura vegetal, de la biomasa, de la materia orgánica en los suelos, una disminución del agua azul, entre otros procesos.

La minería de caolín es una importante actividad económica en el entorno del Parque Natural del Alto Tajo, que causa un impacto ambiental muy notable sobre los ecosistemas terrestres ocupados (bosques) y sobre los acuáticos (red fluvial del Tajo). Por ello su restauración está siendo una actividad relevante de cara a la compatibilidad de la actividad minera con la conservación de los ecosistemas del Parque y está enfocada al establecimiento de una cubierta forestal que reduzca las emisiones de escorrentía y sedimentos a la red fluvial (Zapico et al., 2018).

El análisis comparado de la evolución de la cubierta vegetal en estos ambientes tan dinámicos (zonas agrarias abandonadas vs. áreas mineras restauradas) constituye el eje central de este Trabajo de fin de máster.

El estudio de los cambios en las comunidades biológicas constituye uno de los temas básicos de la ecología. La aproximación más clásica se basa en el concepto de sucesión ecológica. Posteriormente, se desarrolló el concepto de ensamblaje de comunidades, que complementa al anterior. La teoría de los estados estables alternativos también resulta muy útil para explicar la dinámica de algunos sistemas, particularmente los semiáridos.

Para analizar la evolución de las comunidades vegetales en zonas agrícolas abandonadas y en zonas mineras, se va a aplicar el marco conceptual de la sucesión ecológica y del ensamblaje de comunidades.

1.1. Dinámica temporal de las comunidades vegetales

1.1.1. Sucesión ecológica

La sucesión ecológica es el cambio en la estructura de las comunidades que ocupan un lugar en el tiempo. En la inmensa mayoría de los casos lo que dispara la dinámica es una perturbación. Los cambios en la comunidad están ligados a una serie de procesos ecológicos. La frecuencia e intensidad de las perturbaciones condicionan la dinámica y estructura de las comunidades. Dependiendo de la intensidad de la perturbación, la estructura de la comunidad puede cambiar irreversiblemente (Walker y del Moral, 2011).

Hay dos tipos de sucesiones, primarias y secundarias. En la Figura 1 podemos observar las diferencias entre ellas. La primaria tiene lugar después de una gran perturbación y la superficie perturbada queda con poco o ningún legado biológico (Walker y del Moral, 2011). Una erupción volcánica sería un ejemplo de una perturbación que da lugar a este tipo de sucesión, ya que modificaría completamente el suelo. Tendría que “comenzar la vida de nuevo”, abarcando desde los procesos de formación y cambio del suelo, hasta alcanzar el clímax de las comunidades que lo forman. La sucesión secundaria tiene lugar después de una perturbación que altera parcialmente la comunidad permaneciendo un importante legado biológico a partir del cual se da su recuperación. Un ejemplo de sucesión secundaria es la que ocurre tras un incendio, que rara vez destruye por completo la comunidad. El desarrollo de la comunidad será más lento durante la

sucesión primaria que durante la secundaria (Chang et al. 2019). En la sucesión primaria los procesos que tienen lugar comprenden miles de años, en cambio en la secundaria puede ocurrir a escala de unos pocos años hasta varios siglos dependiendo de la intensidad de la perturbación, el ambiente y el estado previo de la comunidad.

Hay tres mecanismos básicos que determinan la sucesión ecológica. La facilitación, que tiene lugar cuando una especie beneficia a la otra en el proceso de establecimiento en la sucesión; la tolerancia, cuando las especies coexisten sin perjudicarse ni beneficiarse, y la inhibición que sucede cuando una especie impide que se establezca otra especie.

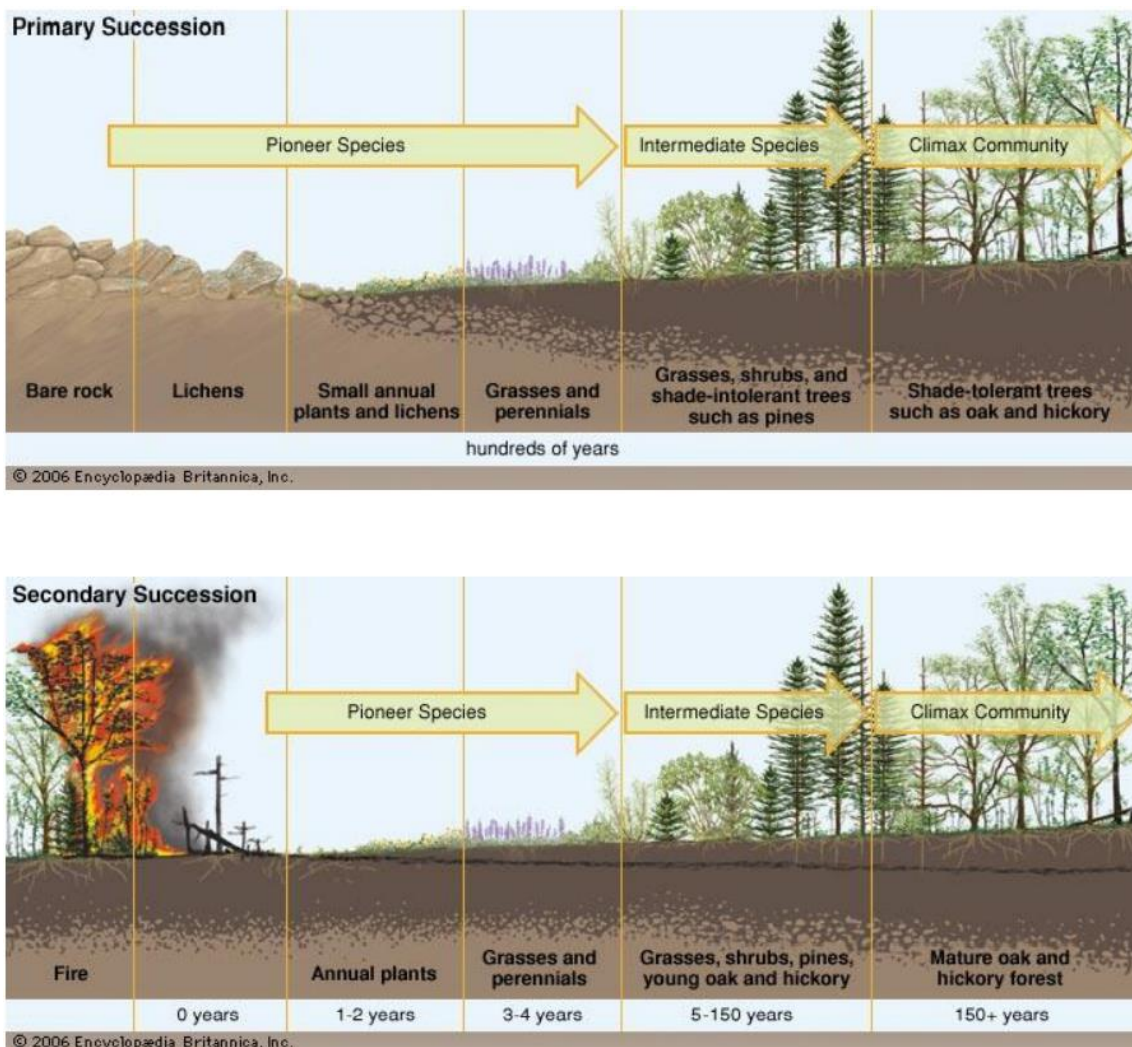


Figura 1: Sucesión primaria y sucesión secundaria Fuente: Thompson, 2018

El abandono de las tierras de cultivo puede conducir en muchos lugares del planeta a la recuperación de los bosques (Debussche y Lepart, 1992; Chauchard et al. 2007; Benayas

et al. 2008; Andivia et al. 2017; Chang y Turner, 2019). Tanto las zonas mineras como muchas de las zonas agrícolas abandonadas son a menudo lugares de baja productividad cuya recuperación en forma de ecosistema forestal suele ser muy lenta (Benayas et al., 2008). Cuando cesan las actividades productivas para las que han sido utilizadas, la sucesión comienza por especies poco competitivas, pero tolerantes a factores de estrés abiótico (Prach y Hobbs, 2008). Las plantas pioneras no van a actuar del mismo modo (Debussche y Lepart, 1992), ya que poseen capacidades diferentes de colonización. Las especies pioneras y generalistas suelen colonizar antes que las especies más raras (Meli et al. 2017). Primero entrarán las herbáceas, después las leñosas y finalmente las formas de crecimiento más grandes, si el ambiente lo permite.

1.1.2. Teoría de ensamblaje de comunidades

El ensamblaje de comunidades hace referencia al proceso de formación de la red de interacciones entre los organismos que colonizan un ecosistema que se encuentra vacío. El término comunidad es más amplio ya que puede hacer referencia a una agrupación física, por ejemplo, el conjunto de organismos que se encuentran en un desierto. También puede hacer referencia a una agrupación biológica, el conjunto de especies de flora que se encuentran en ese desierto, a su vez, dentro de esta última agrupación se podría especificar más, como grupos taxonómicos, la comunidad de especies de aves insectívoras, etc. Grupos por comportamiento en el uso de los recursos o también podríamos clasificar a una comunidad por su afinidad funcional, conjunto de especies polinizadoras del desierto, etc.

En la Figura 2 podemos observar de manera esquemática los filtros ecológicos que son necesarios atravesar para que una comunidad se establezca en un lugar determinado. Para que esto ocurra se tienen que dar unas condiciones concretas y los organismos que la forman tiene que superar tres filtros ecológicos (Kraft et al. 2015), que son los principales limitantes de la velocidad de regeneración (Benayas, 2008).

El patrón observado representa el paisaje que encontraríamos en la naturaleza, siendo este el resultado de las interacciones que se producen entre los organismos de las comunidades (Cornwell y Ackerly, 2009; Cuesta et al. 2010; Kraft et al. 2015) que a la vez de manera simultánea están siendo seleccionados atravesando los filtros ecológicos (Chauchard et al. 2007).

1) Filtro dispersivo: Es un proceso clave para el establecimiento de comunidades y la dinámica del paisaje (Debussche y Lepart, 1992; Debain et al. 2007). En primer lugar, tiene que existir en el entorno fuentes de propágulos y capacidad de dispersión (Andivia et al. 2017) de dichos propágulos que permitan a una especie llegar a un punto del espacio (Martínez-Baroja et al. 2021). Por eso es de gran importancia la carga de propágulos que existe en una zona determinada tras su perturbación. La ausencia de una especie determinada en el pool regional de especies, su llegada al punto de interés. Si las fuentes de propágulos son remotas y escasas, los vectores de dispersión también pueden ser escasos (Benayas, 2008) y decisivos en el reclutamiento de especies (Martínez-Baroja et al. 2021).

2) Filtro abiótico: Una vez superado el primer filtro, las especies deben tolerar las condiciones abióticas del nuevo escenario. En el caso de las plantas, el estrés hídrico, las propiedades físicas y químicas del suelo, la temperatura, etc son factores abióticos claves.

3) Filtro biótico: Las especies que colonizan un nuevo espacio van a interactuar. Las relaciones pueden ser de competencia, “luchando” por el espacio y otros recursos o pueden ser de facilitación, mecanismo en el que al menos una de las especies se beneficia de la interacción y la otra o bien se beneficia o simplemente experimenta un efecto neutro. Estas relaciones de facilitación pueden ocurrir de forma directa entre dos especies o indirecta, teniendo una tercera especie que medie en las interacciones entre la especie nodriza y la especie objetivo (Cuesta et al. 2010). La heterogeneidad en las especies contribuye de forma positiva a la coexistencia (Kraft et al. 2015), ya que esta característica hará que sus necesidades difieran, reduciendo la competencia entre ellas. Las interacciones competitivas y facilitadoras dan forma a las comunidades vegetales (Cuesta et al. 2010).

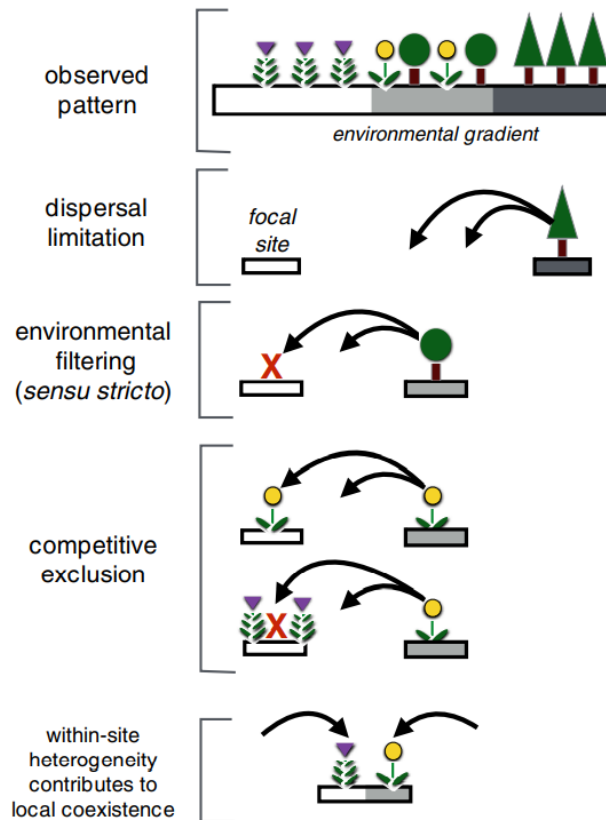


Figura 2: Filtros de la teoría del paisaje Fuente: Kraft et al. 2015

1.2. Restauración ecológica

El concepto de ecología de la restauración nace de la sinergia entre la ecología del paisaje y la conservación biológica (Balaguer, 2016). En 2002 la Sociedad para la Restauración Ecológica (1987), define la restauración ecológica como “asistir a la recuperación de ecosistemas que han sido degradados, dañados o destruidos” (Primer SER, 2002). Perring et al. en 2018, propusieron una nueva definición: "La restauración ecológica es el proceso de ayuda a la recuperación de los sistemas socio-ecológicos dañados, degradados o destruidos en entornos cambiantes, en beneficio de las personas y la naturaleza a distintas escalas". Esta nueva definición nace de la necesidad que existe de adaptar el concepto de restauración ecológica a la actualidad, donde los humanos están muy implicados en los ecosistemas de manera mundial.

En un principio la restauración se focaliza en recuperar la estructura (composición de especies, riqueza de especies, arquitectura de la vegetación) y funciones (ciclo de

nutrientes, productividad primaria) de los ecosistemas degradados previos a la degradación. En las primeras épocas de la restauración ecológica, el ecosistema de referencia era un ecosistema “prístino”, entendiendo como tal, aquel ecosistema original que no ha sufrido alteraciones. Con el nuevo concepto de restauración ecológica, el ecosistema prístino pasa de ser el objetivo final de la restauración, a ser solo una guía. El concepto de ecosistema cambia de una entidad fija, a una entidad que evoluciona y es cambiante, por lo tanto el objetivo final será un nuevo ecosistema que tenga como referente el ecosistema prístino, pero nunca será una copia de él. Si con la restauración ecológica conseguimos que este nuevo ecosistema sea estable en estas nuevas condiciones de especies, abundancia, se habrá creado un ecosistema novel, ya que es imposible revertir las condiciones del ecosistema prístino (Hobbs et al. 2006)

Al mirar hacia el futuro y tratar de cumplir los compromisos de restauración global, y alcanzar los objetivos de desarrollo sostenible, es necesario revertir la degradación de la tierra y la pérdida de biodiversidad mediante la restauración ecológica (Perring et al. 2018). Por lo tanto, el nuevo concepto de restauración hace hincapié en: la flexibilidad a la hora de fijar los objetivos, en el proceso por encima de la estructura y en las necesidades de las personas que dependen de los ecosistemas para su subsistencia (Higgs et al. 2014).

La restauración ecológica, realizando la mínima intervención posible para que se desencadenen los procesos ecológicos que se encontraban bloqueados en el escenario degradado (Balaguer, 2016), provoca el aumento del valor natural de un lugar alterado y otorga a la sociedad la capacidad del disfrute y aprovechamiento de los servicios ecosistémicos recuperados, mediante la conservación y reposición del capital natural (Balaguer, 2016; Prach y Hobbs, 2008) creando ecosistemas naturales que funcionen por sí mismos (Balaguer, 2016). Por eso es más correcto sustituir el término de ecosistema por socio-ecosistema.

La restauración forestal en lugares alterados, como antiguos campos agrícolas y minas a cielo abierto, es uno de los retos más importantes a los que se enfrenta la ecología de la restauración en la actualidad (Alday et al. 2016).

1.3. Restauración pasiva vs. activa

El principio de intervención mínima nos indica que no se debería hacer nada que vaya a ocurrir de forma natural. Lo interesante es realizar acciones que desencadenen los procesos ecológicos e interacciones entre especies. Aprovechando así el potencial del ecosistema basándonos en su resiliencia.

La primera pregunta que tenemos que contestar cuando vamos a decidir qué tipo de restauración vamos a realizar es tener claros cuáles son los objetivos que se persiguen. Para ello se realizará un diagnóstico específico (Balaguer, 2016) para cada uno de los escenarios que nos interesa restaurar.

Existen varios grados de actuación dando lugar a distintos tipos de resultados a la hora de restaurar un ecosistema (Fig. 3). Se puede realizar una restauración activa, una restauración pasiva o no intervenir.

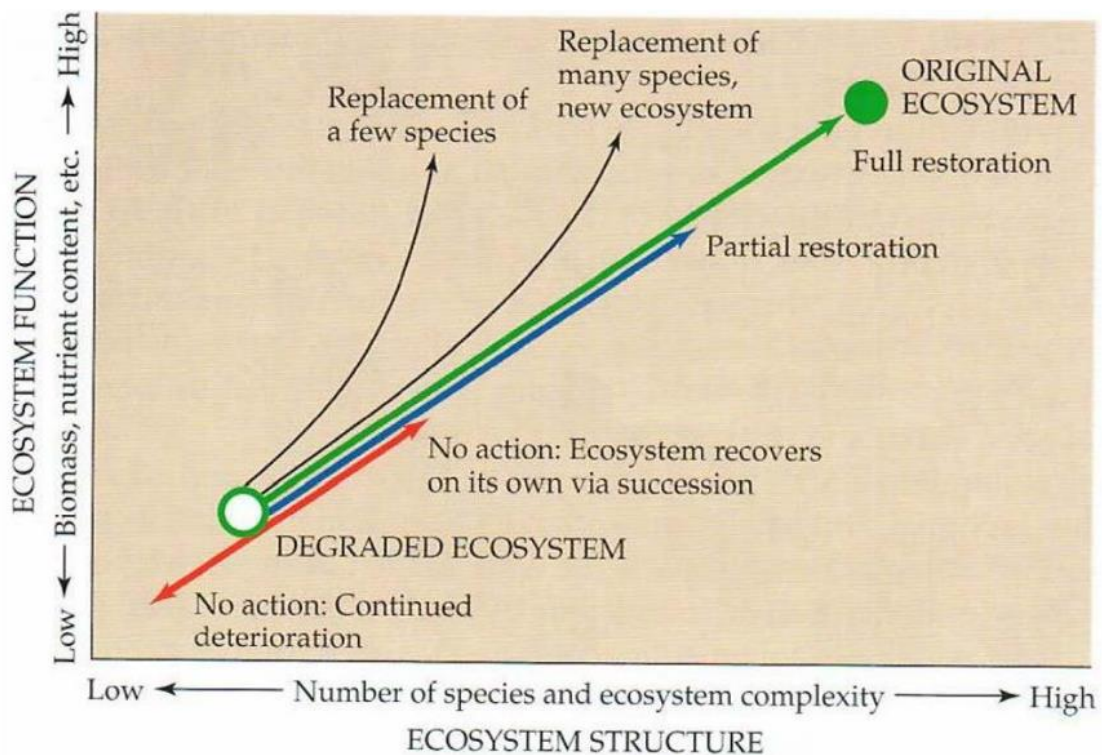


Figura 3: Relación entre la función y estructura de los ecosistemas según distintos grados de intervención cuando tiene lugar una restauración ecológica. En verde se ve representada la dirección de la restauración llegando a los niveles del ecosistema prístino, en azul la restauración parcial, la línea roja representa el rango en el que se encontraría un ecosistema degradado Fuente: Primack, 2008

Cada una de estas intervenciones tendrá resultados distintos según los escenarios ambientales en los que se apliquen, ya que no hay una única “receta” de restauración (Balaguer, 2016)

La restauración activa de sistemas forestales implica aplicar intervenciones (por ejemplo, la introducción de plantas o semillas, la quema, el aclareo de vegetación competitiva, la mejora del suelo) dirigidas a impulsar, modificar o detener procesos ecológicos que están limitando el establecimiento de un bosque con una composición o estructura determinadas (Benayas, 2008).

La restauración pasiva es el proceso de recuperación autónomo de un ecosistema mediante sucesión ecológica, es decir, sin intervención humana (Zahawi, 2014). Se distingue de la “no intervención” en que existe un diagnóstico que justifica esta falta de intervención (Primack, 2008; Balaguer, 2016). La restauración pasiva suele ser más lenta que la activa en los primeros años tras el inicio de la restauración (Zahawi, 2014) si bien, a largo plazo, y según que funciones ecosistémicas se evalúen puede ser tan rápida como la restauración activa (Cruz-Alonso et al. 2020).

Uno de los puntos a favor de la restauración pasiva, es que con el tiempo potencialmente puede acabar desarrollando un ecosistema que se asemeje más a las comunidades naturales locales (Zahawi, 2014), siempre que el objetivo de la restauración tenga a las comunidades naturales como referente. En la actualidad, la regeneración natural está contribuyendo más a restablecer los sistemas forestales (Dorrough y Moxham, 2005). que las reforestaciones convencionales de árboles, y probablemente a un coste menor (Benayas, 2008).

La velocidad de recuperación de ambos tipos de restauración depende de las características ambientales del entorno. En la Figura 4 se comparan la recuperación forestal de dos zonas agrícolas/ganaderas abandonadas. La imagen (a) representa una zona en Veracruz, México donde la restauración pasiva empezó hace 9 años. La imagen (b) es una zona en Guadalajara, España, donde la restauración pasiva empezó hace 20 años.

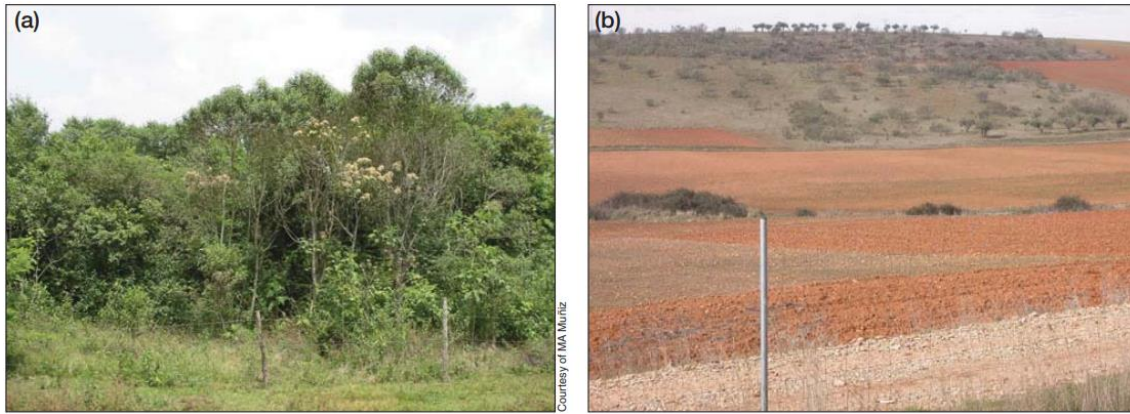


Figura 4: A se encuentra en Veracruz, México, la restauración pasiva que tiene lugar empezó hace 9 años y la B se encuentra en Guadalajara, España, donde la restauración pasiva empezó hace 20 años Fuente: (Benayas, 2008)

Ambas son zonas abandonadas que se ubican en ecosistemas muy distintos: El primero es un ecosistema tropical y el segundo un ecosistema mediterráneo. La productividad primaria es mayor en el ecosistema tropical (Cornwell y Ackerly, 2009) por lo que la recuperación es más rápida, a pesar de que el escenario B duplique en tiempo en el proceso de restauración. Las diferencias entre biomas en la diversidad de árboles se reflejan en la diversidad de semillas (Clark et al. 1999) y por lo tanto en la capacidad potencial de recuperación.

1.4. Parque Natural del Alto Tajo

El Parque Natural del Alto Tajo fue declarado el 6 de abril del año 2000, se ubica en esureste de la provincia de Guadalajara y el nordeste de la de Cuenca; tiene una superficie de 105.721 ha y cuenta con una Zona Periférica de Protección de 70.544 ha, es uno de los espacios naturales protegidos con mayor extensión en el territorio nacional. Posee las categorías de la Red Natura 2000: una Zona de Especial Protección para las Aves y un Lugar de Interés Comunitario.

1.4.1. Minería en el entorno del Alto Tajo

La minería es una actividad que produce un impacto ambiental elevado. En concreto, la minería a cielo abierto afecta a todos los componentes del ecosistema: sustrato, topografía, hidrología, suelo, vegetación, fauna, atmósfera y paisaje (Zapico et al. 2017).

Existe actividad minera en la zona Periférica de Protección del Parque, específicamente en los municipios de Poveda de la Sierra y Peñalén, donde se localizan diversas explotaciones de caolín cuya producción representa el 60% del total nacional (Zapico, 2017). Este material tiene múltiples usos en la industria, aunque el procedente del Alto Tajo mayoritariamente tiene uso cerámico. En el Alto Tajo se han abierto un total de siete explotaciones, estando tres de ellas activas en la actualidad y otras dos en fase de restauración. Dada la topografía abrupta de las laderas donde se extrae el caolín y la alta erosionabilidad de los materiales removidos (arenas) la erosión hídrica muy intensa, lo que ha generado un impacto ambiental muy intenso sobre los ecosistemas fluviales debido a las emisiones de sedimentos (Martín Duque et al., 2009).

1.4.2. Agricultura en el entorno del Alto Tajo

El paisaje tradicional del Alto Tajo fue fruto de una actividad antrópica histórica muy intensa (DOCM, 1999). La explotación forestal fue uno de los recursos principales, el cual, tuvo además una valiosa componente cultural asociada al transporte fluvial de la madera. La ganadería, agricultura, extracción de leñas, carboneo, modelaron el paisaje vegetal. El declive demográfico desde el siglo XX -especialmente acusado en las provincias de Teruel, Cuenca y Guadalajara (Santos y Matthews, 2021) ha propiciado el cambio de usos: abandono de zonas agrícolas marginales, y la reducción de la carga ganadera, extracción de leñas y de la explotación forestal en general. Ello está implicando una activa recuperación de la cubierta vegetal (Martín-Forés et al., 2020).

1.5. Objetivos del estudio

El objetivo principal de este trabajo es analizar el cambio en la cubierta vegetal en zonas agrícolas abandonadas y en explotaciones mineras restauradas en el entorno del Parque Natural del Alto Tajo entre 1998 y 2018.

Los objetivos específicos son los siguientes:

- Comparar la velocidad de cambio de la cobertura de suelo desnudo, vegetación herbácea / arbustiva y vegetación arbórea de las zonas mineras y las agrícolas abandonadas.

- Evaluar el efecto de las formas de relieve (talud y berma) sobre la evolución de la cubierta vegetal en las restauraciones mineras.
- Evaluar el efecto de la humedad edáfica (índice topográfico de humedad del suelo) y la abundancia y distancia de las fuentes de propágulos en el paisaje sobre la evolución de la cubierta vegetal en las zonas mineras y agrícolas.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

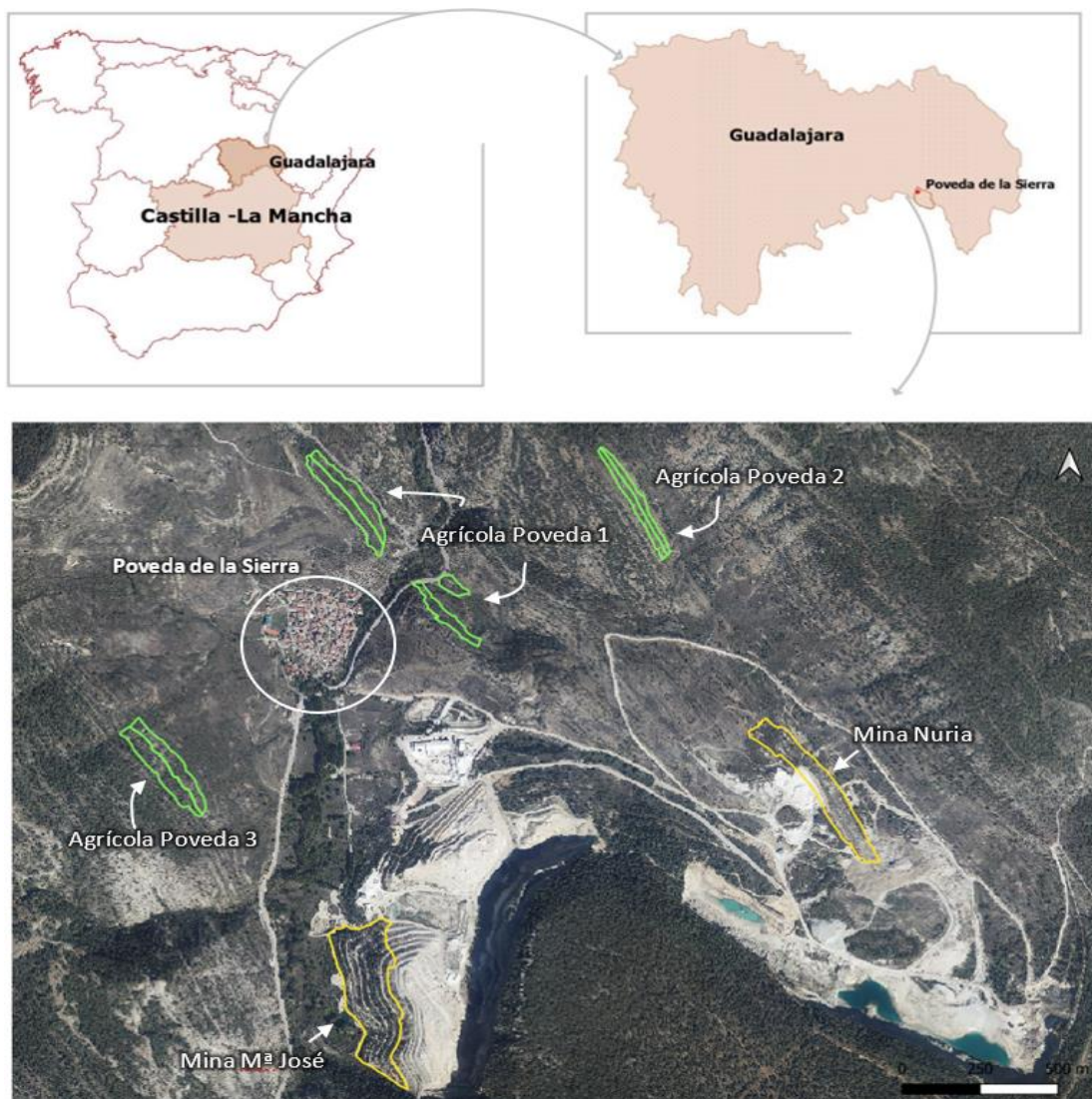


Figura 5: Localización de las zonas de estudio en España y la provincia de Guadalajara. En amarillo aparecen marcadas las escombreras de las minas y en verde las zonas agrícolas. Fuente: Elaboración a partir de información geográfica de referencia del Instituto Geográfico Nacional.

La zona seleccionada se encuentra ubicada en el municipio de Poveda de La Sierra, Guadalajara, Comunidad Autónoma de Castilla y La Mancha (Fig. 5) a una altitud aproximada de 1200-1300 m.s.n.m. La zona se encuentra muy próxima al Parque Natural del Alto Tajo.

Para abordar los objetivos del Trabajo de Fin de Máster se seleccionaron dos zonas mineras y tres zonas agrícolas en desuso cercanas a las zonas mineras.

2.1.1. Zonas mineras

La primera es la mina M^a José que cuenta con una superficie de 550.000 m² y fue la que inauguró la actividad minera de caolín alrededor de 1965 (Zapico, 2017). Se seleccionó como área de estudio en dicha mina la escombrera que tiene un área total de 77.973 m².

La segunda zona minera es la mina Nuria, que se encuentra a 1.200 m de la mina M^a José. La mina Nuria tiene un área total de 650.000 m² y los taludes se realizaron a vertido directo, es decir, se construyeron con unos 45º de pendiente, y se construyeron en 1985 aproximadamente. El punto de estudio en la mina Nuria ha sido la escombrera de los Ingleses con un área total de 43.952 m² (Tabla 1).

Las dos escombreras seleccionadas se caracterizan por la forma tradicional de relieve que deja el paisaje minero con una sucesión de bermas y taludes (Fig. 6). Esta morfología busca exclusivamente la estabilidad geotécnica y evitar los movimientos en masa de tierra. Sin embargo, las bermas y taludes no se integran bien en el paisaje y a la larga suelen presentar problemas erosivos con la aparición de regueros y cárcavas en los taludes debido principalmente a la baja implantación de la vegetación.

Tabla 1. Características principales de las zonas mineras

MINA	ORIENTACIÓN	PENDIENTE	SUPERFICIE (m²)	DIMENSIONES (m)
M ^a José	Suroeste	45º Berma 0º Talud	77.973	568 × 188
Nuria	Noreste	45º Berma 0º Talud	43.952	628 × 70



Figura 6: Bermas y los taludes (inclinación de 45º), formas de relieve características del paisaje minero.

Fuente: José Manuel Nicolau

2.1.2. Zonas agrícolas

Se han seleccionado tres zonas agrícolas en desuso próximas a las dos zonas mineras estudiadas. La selección de las áreas agrícolas se realizó en base a las condiciones de uso, empleando las ortofotos del vuelo americano del año 1957, vuelo quinquenal de 1983 y otras ortofotos históricas como es la del vuelo interministerial 1973-1983, que además permitieron datar aproximadamente el año de abandono alrededor de 1975. Se procuró seleccionar zonas con una superficie, características geomorfológicas, orientación y pendiente parecidas a las escombreras mineras seleccionadas, y para ello se utilizó el mapa de relieve y pendientes (Figura 7). Hemos denominado las tres áreas agrícolas en desuso como Zona Agrícola Poveda 1, 2 y 3, sus características se recogen en la Tabla 2.

Aunque su relieve ha sido modificado por la actividad antrópica, las áreas agrícolas conservan una estructura que se asemeja más a las formas naturales del relieve, en comparación con el modelo berma-talud de las zonas mineras.

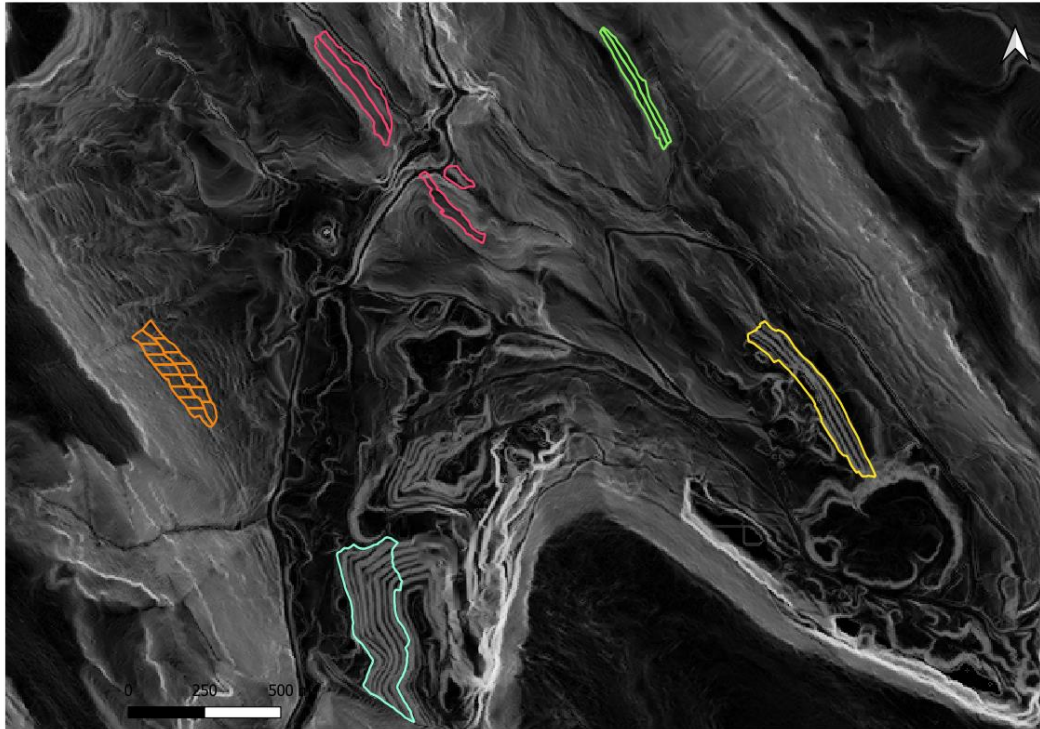


Figura 7: Mapa del relieve del terreno con el perímetro de las zonas de estudio. En amarillo está marcada la escombrera de los Ingleses de la mina Nuria, en azul la escombrera de la mina Mª José, en rojo la Zona Agrícola Poveda 1, en verde la Zona Agrícola Poveda 2 y en naranja la Zona Agrícola Poveda 3. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2. Características principales de las zonas agrícolas

ZONA AGRÍCOLA	ORIENTACIÓN	PENDIENTE(º)	SUPERFICIE (m ²)	DIMENSIONES (m)
1	Noreste	19,7	31.958	560x112
2	Noreste	16	16.100	435x38
3	Noreste	12,8	31958	391x99

2.1.3. Clima

El clima es mediterráneo templado con influencia continental (Csb, Köppen y Geiger). En el climodiagrama (Fig. 8) se observa una clara estacionalidad en la temperatura y precipitación. La zona tiene inviernos largos y fríos con nevadas frecuentes, mientras que los veranos son cortos, suaves y moderadamente secos. La temperatura media

anual es de 10,1°C, la mínima se registra en el mes de enero, con un valor medio de 2.5°C, mientras que julio es el más cálido llegando a superar los 20°C. La precipitación media anual es de 581 mm siendo abril el mes con mayor precipitación y julio el mes más seco (AEMET, 2021). El factor de erosividad de la lluvia, R (equivalente al factor R de RUSLE), se estima en unos 800 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ año⁻¹ (Zapico, 2017). Estas características climáticas provocan limitaciones para el éxito de las operaciones de revegetación (Moreno-de Las Heras et al., 2008; Vidal-Macua et al. 2020).

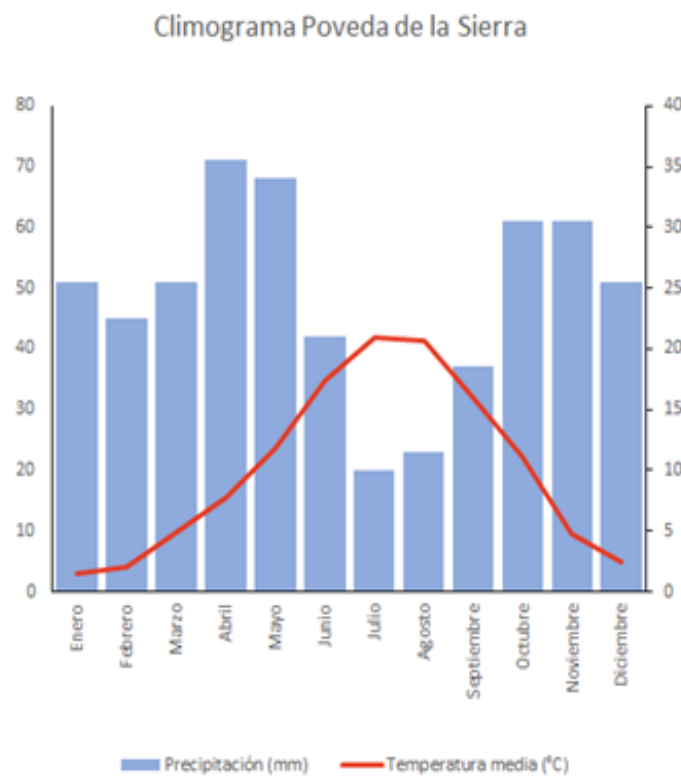


Figura 8: Diagrama climático de temperatura y precipitación de Poveda de la Sierra. Fuente: Elaboración propia a partir de datos obtenidos en AEMET.

2.1.4. Geomorfología, geología y suelo

La zona de estudio se ubica en la denominada Rama Castellana de la Cordillera Ibérica, en la Serranía de Cuenca. Hay que destacar su elevada diversidad geológica (Martín Duque et al. 2009). El paisaje se caracteriza por mesetas y altiplanos coronados por rocas carbonatadas del Cretácico (calizas y dolomías) sobre sedimentos arenosos en los que el río Tajo ha creado un sistema de cañones de más de 100 km de longitud y hasta 400 m de profundidad (Martín Duque et al. 2009; Zapico et al. 2017). Los sedimentos

arenosos contienen finas capas de gravas, así como caolinitas, de donde se extrae el caolín. En el fondo de los valles aparece otro conjunto de rocas carbonatadas del Jurásico (Martín Duque et al. 2009).

2.1.5. Vegetación

La vegetación es representativa de ambientes continentales mediterráneos, compuesta por un mosaico de manchas forestales (Vidal-Macua et al. 2020) de quercíneas y coníferas, principalmente pinares de media montaña (900-1.500 m). Las especies arbóreas estructurales de los bosques son *Juniperus thurifera*, *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* y *Quercus faginea* (Zapico et al. 2017) las cuales están acompañadas por una amplia variedad de especies de matorral mediterráneo y submediterráneo.

2.2. Metodología para la extracción de la información de ortofotos

Para la realización de este estudio se han empleado ortofotos pertenecientes al Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) y a vuelos históricos, obtenidas de La Fototeca Digital del Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG).

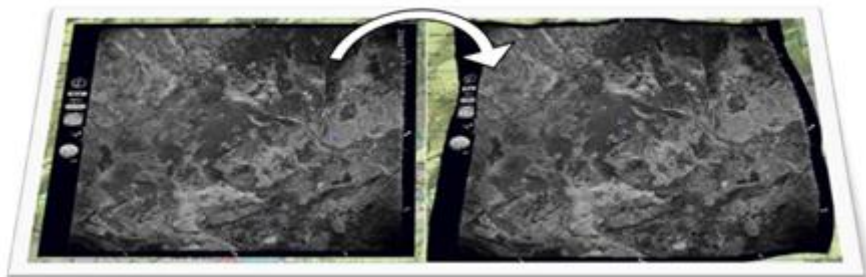


Figura 9: A la izquierda el fotograma y a la derecha la ortofoto Fuente: Fototeca digital (www.fototeca.cnig.es)

Las ortofotos son el resultado de la combinación de los fotogramas realizados en vuelo de la superficie y el relieve. Esta combinación corrige los errores existentes en los fotogramas debidos al ángulo de toma de disparo, haciendo que las ortofotos posean las mismas características métricas que un mapa o un plano. En la Figura 9 podemos observar que si superponemos el fotograma en la ortofoto encontraríamos diferencias ya que vemos reflejado el relieve en la ortofoto. Por ello hemos seleccionado las

ortofotos para este estudio, ya que permiten medir correctamente distancias y superficies.

Los vuelos utilizados han sido:

- **1956-1957 Americano:** vuelo realizado entre los años 1956- 1957 por el Army Map Service de EEUU. Son fotogramas en blanco y negro a una escala 1:32.000. Se utilizó para identificar que las zonas agrícolas estaban activas en ese momento.

- **1973-1986 Interministerial:** realizado por encargo de los Ministerios de Agricultura, Defensa, Hacienda y del Instituto Geográfico y Catastral. Las fechas de vuelo han sido 1973 a 1986. Fotogramas en blanco y negro a escala 1:18.000.
- **1980-1986.** Se utilizó para datar que las zonas agrícolas ya estaban en desuso ya que se apreciaba el inicio de la matorralización. También se usó para medir el índice de presión de propágulos (ver más adelante).

- **1998-2003 Quinquenal:** realizado por encargo del Instituto Geográfico Nacional. Fechas de vuelo de 1998 a 2003. Fotogramas en blanco y negro y en color a escala 1:40.000.

- **Vuelos PNOA:** los fotogramas de los vuelos PNOA cubren diferentes zonas del territorio nacional en función del año de vuelo, teniendo una escala que varía con los años de 1:20.000 a 1:30.000

Las ortofotos seleccionadas para el estudio de la variación cobertura de suelo desnudo y de la vegetación comienzan con el vuelo Quinquenal en 1998 y las ortofotos del PNOA correspondientes a los años 2006, 2009, 2015, 2018, abarcando un periodo de 20 años.

2.1.1. Recopilación y procesado de los datos de las ortofotos

· **Zonificación**

Una vez seleccionadas las cinco zonas de estudio (dos mineras y tres agrícolas) se procedió a zonificar las escombreras y las zonas agrícolas para establecer las unidades básicas sobre las que se llevarían a cabo las mediciones.

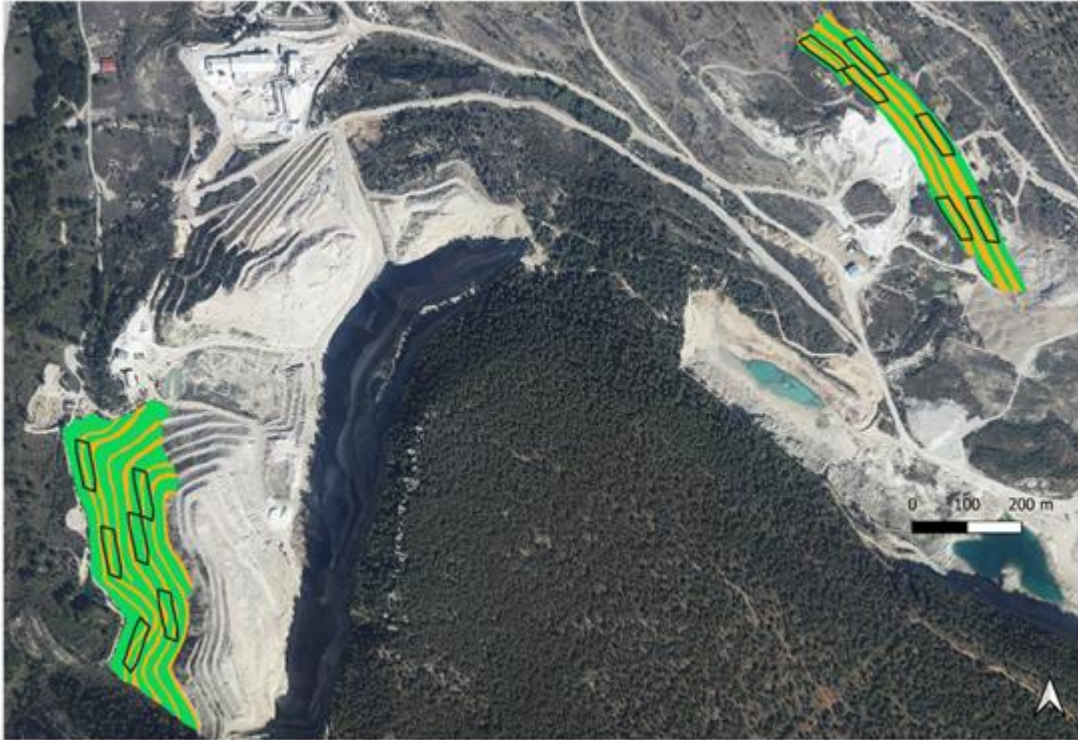


Figura 10: Parcelas seleccionadas para el muestreo en las zonas mineras marcadas con contorno negro sobre las bermas (naranja) y los taludes (verde) en las minas M^a José (izquierda) y Nuria (derecha).

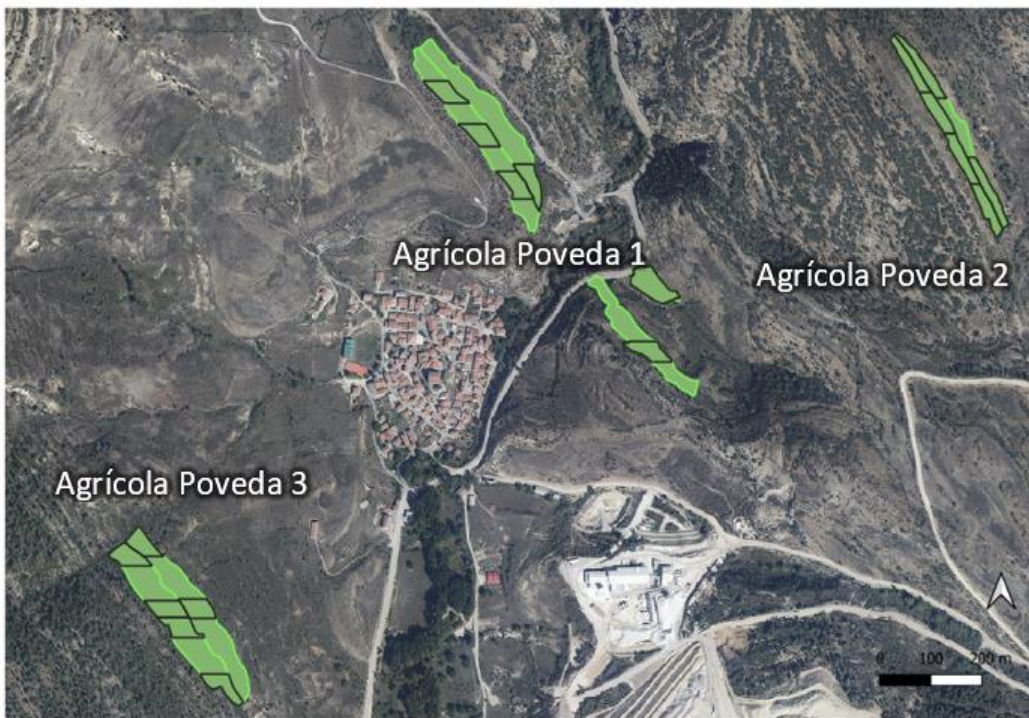


Figura 10: Conjunto de las tres zonas agrícolas con las parcelas de muestreo marcadas con un perímetro negro.
Fuente: Elaboración propia

Las escombreras de las zonas mineras se sectorizaron en bermas y taludes (Figura 10). Pero para poder realizar una comparación entre el ambiente minero y el agrícola, en cada una de las dos zonas mineras y las tres zonas agrícolas, se dividieron en parcelas de 2.000 m² y se seleccionaron seis al azar. Esto resultó en 12 parcelas de muestreo en las escombreras y 18 parcelas en las zonas agrícolas (Figura 10 y 11).

· Cálculo del Índice de presión de propágulos (SPP)

Con el fin de estudiar si el legado forestal alrededor de las zonas de estudio condiciona la velocidad de recuperación de la vegetación se calculó un índice que representa la cantidad de propágulos que potencialmente puede recibir una zona. Una vez seleccionadas las seis parcelas de muestreo en cada zona (treinta en total), utilizando el software QGIS 3.10.9 se trazó un área circular de 500 m de radio con centro en cada parcela. A continuación, se identificaron los parches de vegetación arbórea ubicadas dentro del área circular que tuvieran un tamaño mínimo de 5 m y se digitalizaron creando un polígono por cada uno de ellos (Figura 12).

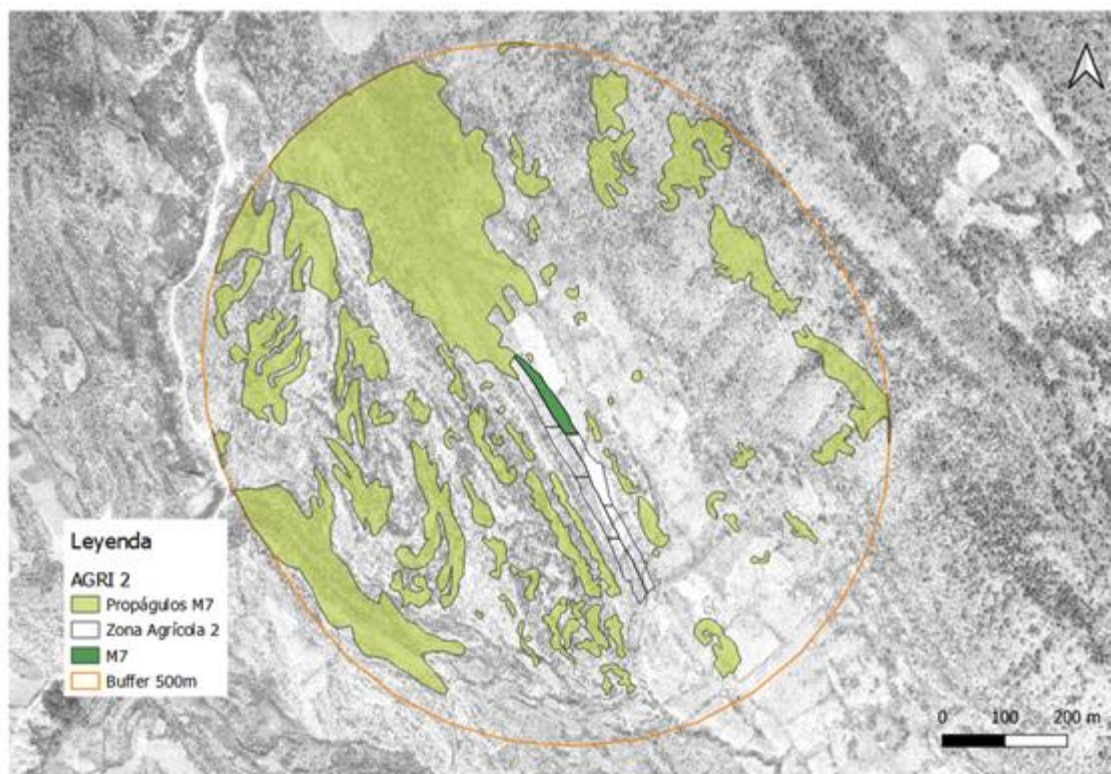


Figura 12: Propágulos pertenecientes a la parcela de muestreo M7 de la Zona Agrícola 2. Fuente: Elaboración propia

De cada parche forestal se midió su área y su distancia al perímetro de cada parcela. En el Anexo I se muestran los mapas de propágulos de todas las parcelas del estudio.

La disponibilidad potencial de semillas a escala de paisaje se calculó usando el índice potencial de presión de semillas (Andivia et al. 2017), que es función directa de la superficie de los remanentes de vegetación y función indirecta de su distancia (Clark et al. 1999; Andivia et al. 2017), según la siguiente ecuación:

$$SPP = \sum \frac{S_i}{d_{ij}^{1,2}} \quad (\text{ha km}^{-1})$$

donde S_i es el área (ha) de cada parche de vegetación arbóreo i dentro del área circular de 500 m alrededor de cada parcela de muestreo j , y d_{ij} es la distancia (km) del parche forestal i a cada parcela de estudio j . A la distancia esta relación se le aplicó una potencia ya que en la mayoría de los estudios la dispersión de las semillas no decae linealmente con la distancia, sino que lo hace exponencialmente (Clark et al. 1999; Andivia et al. 2017). En el trabajo original de Andivia et al. (2017), el valor de la potencia utilizada fue 1,65 porque los remanentes forestales estudiados estaban dominados por quercíneas. En nuestra área de estudio el sistema vegetal dominante en la zona de estudio son las coníferas y hemos utilizado 1,20 (Clark et al. 1999).

Este índice SPP se ha calculado sobre la ortofoto Interministerial 73-83, correspondiente al periodo de abandono. Por lo tanto, esta medida de presión de propágulos es conservadora y seguramente se habrá incrementado con el tiempo. El cambio climático puede hacer que la dispersión de las semillas se vea acelerada (Clark et al. 1999) y tampoco hemos detectado perturbaciones sustanciales en el paisaje que lo hayan podido afectar.

· **Cálculo del Índice Topográfico de Humedad del Suelo (TWI)**

El índice topográfico de humedad (Topographic Wetness Index) indica la posible disponibilidad de agua en un punto concreto del terreno, se calcula combinando el área de distribución y la pendiente (Sørensen y Seibert, 2006). Su fórmula es la siguiente:

$$TWI = \ln \left(\frac{As}{\tan \beta} \right)$$

donde As es la superficie específica de captación y β la pendiente de la superficie. Cuanto mayor sea la superficie, que será la que provoque la retención del agua y menor sea la pendiente, que es el factor que provoca la evacuación del agua mayor será el valor de TWI (Sörensen y Seibert, 2006; Kopecký y Čížková, 2010).

Al calcular el TWI a partir del modelo digital de elevaciones, se pueden utilizar diferentes algoritmos y modificaciones del índice original "TOPMODEL"(Sörensen y Seibert, 2006). Se calculó mediante herramientas SAGA del software QGIS 3.10.9.

· **Cálculo de la cobertura de la vegetación y suelo desnudo**

En las ortofotos se analizó la variación en cada fecha estudiada tres tipos de cobertura: suelo desnudo, matorral/herbáceas y arbolado. Para conseguir una clasificación más objetiva y reproducible de estas coberturas hemos utilizado la herramienta de *dtezsaka* del software QGIS 3.10.9. Para ello se usaron dos capas: una ráster, la capa que queremos sectorizar y una capa vectorial que se usó como la "capa de entrenamiento". Esta capa se creó sobre el ráster que sectorizamos, indicando mediante polígonos cuales son las categorías que queremos tener presentes en nuestra clasificación y que píxeles (en función de las bandas de color) corresponden a cada categoría. Por ejemplo: las áreas de color blanco corresponden a píxeles que corresponden con el tipo de suelo desnudo en las canteras. Finalmente, mediante este método se categorizaron tres tipos de "suelo" 1- Suelo desnudo (que incluye el suelo de cantera desprovisto de vegetación) 2- Arbolado, y 3- Matorral/Herbazal.

En la Figura 13 podemos observar la clasificación realizada con la capa de entrenamiento sobre la capa ráster. Cada uno de esos polígonos tiene asociado una categoría que se corresponde con un tipo de "suelo". Los polígonos se tienen que distribuir de manera homogénea por la zona de estudio, como podemos observar en la Figura 13. En cada

capa de entrenamiento se realizaron una media de 300 polígonos para poder obtener resultados más precisos.

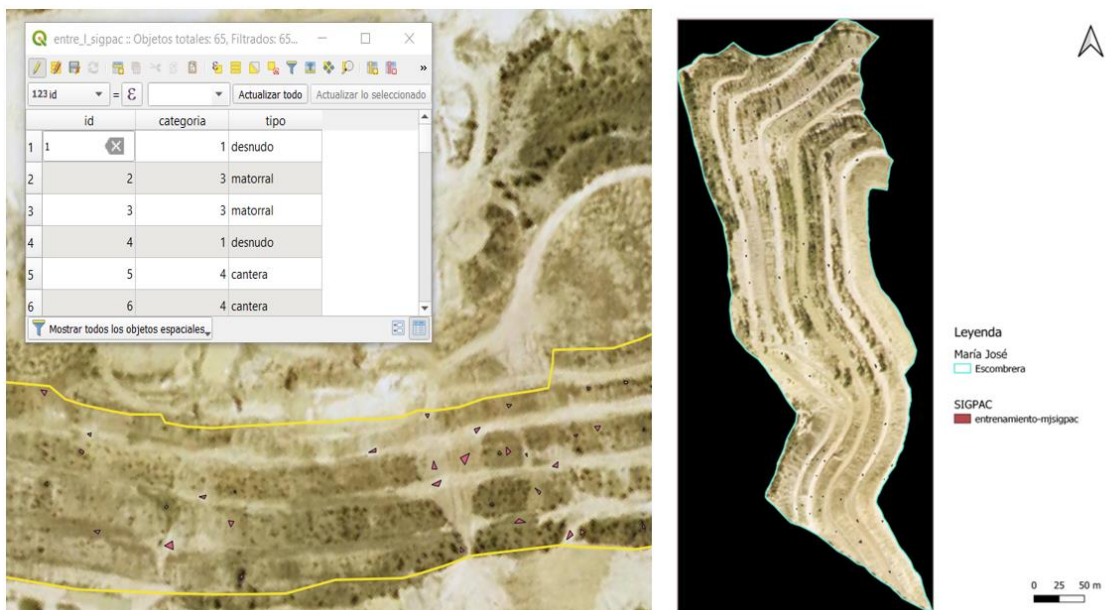


Figura 13: Panel izquierdo: Captura del detalle de la capa ráster y la capa de entrenamiento. Panel derecho: Ejemplo de la capa de entrenamiento en el proceso de sectorización de la cobertura. Muestra cómo los polígonos de la capa de entrenamiento deben estar distribuidos de forma homogénea para mejorar la calidad del resultado. Fuente: Elaboración propia.

A continuación, seleccionamos las dos capas con la herramienta *dzetsaka* y mediante un análisis probabilístico (*Gaussian Mixture Model*), el programa devolvió una capa ráster monocolor en blanco y negro. Posteriormente, se transformó la capa ráster a una capa poligonal, modificando y perfeccionando sus características para hacer el mapa más intuitivo, otorgando un color representativo a cada una de las clases de cobertura del suelo. Esta clasificación se ha realizado en cada una de las ortofotos aéreas para cada una de las parcelas de las zonas agrícolas y para las dos escombreras del estudio. Mediante las áreas delimitadas como berma y talud en cada una de las escombreras, y las áreas delimitadas como parcelas de muestreo de cada una de las zonas agrícolas, se han obtenido la cobertura de suelo desnudo, matorral/herbazal y arbolado. De esta manera, se dispuso de la sucesión cronológica la cobertura de cada una de las clases de “suelo”. En la Figura 14 podemos observar un ejemplo del resultado final de esta categorización, comparándolo con la fotografía aérea de partida. En Anexo I, se pueden

encontrar los mapas de todas las clasificaciones realizadas para el cálculo de la cobertura de las áreas de clasificación.



Figura 14: Panel superior: recorte de la ortofoto PNOA 2006 en la que se muestra el área de la escombrera de la mina M^a José que se sectorizó. Panel inferior: resultado de la clasificación utilizando la herramienta dzetsaka. Fuente: Elaboración propia.

2.1.6. Análisis de datos

Para analizar los datos de tasa de cambio de cobertura se realizó un Análisis de covarianza de medidas repetidas en el que la cobertura inicial de cada tipo de cubierta (suelo desnudo, herbáceo/matorral y arbolado) se incluyó en el modelo como una covariable. Ello se justifica porque se observó una correlación negativa entre la tasa de

cambio de suelo desnudo y herbáceo/matorral con la cobertura de partida en el año inicial del periodo de estudio de ambos tipos de cubiertas. Por lo tanto, en los sitios con mucho suelo desnudo de partida se observó que posteriormente la cobertura del suelo desnudo se redujo más rápidamente con el tiempo (Fig. 15).

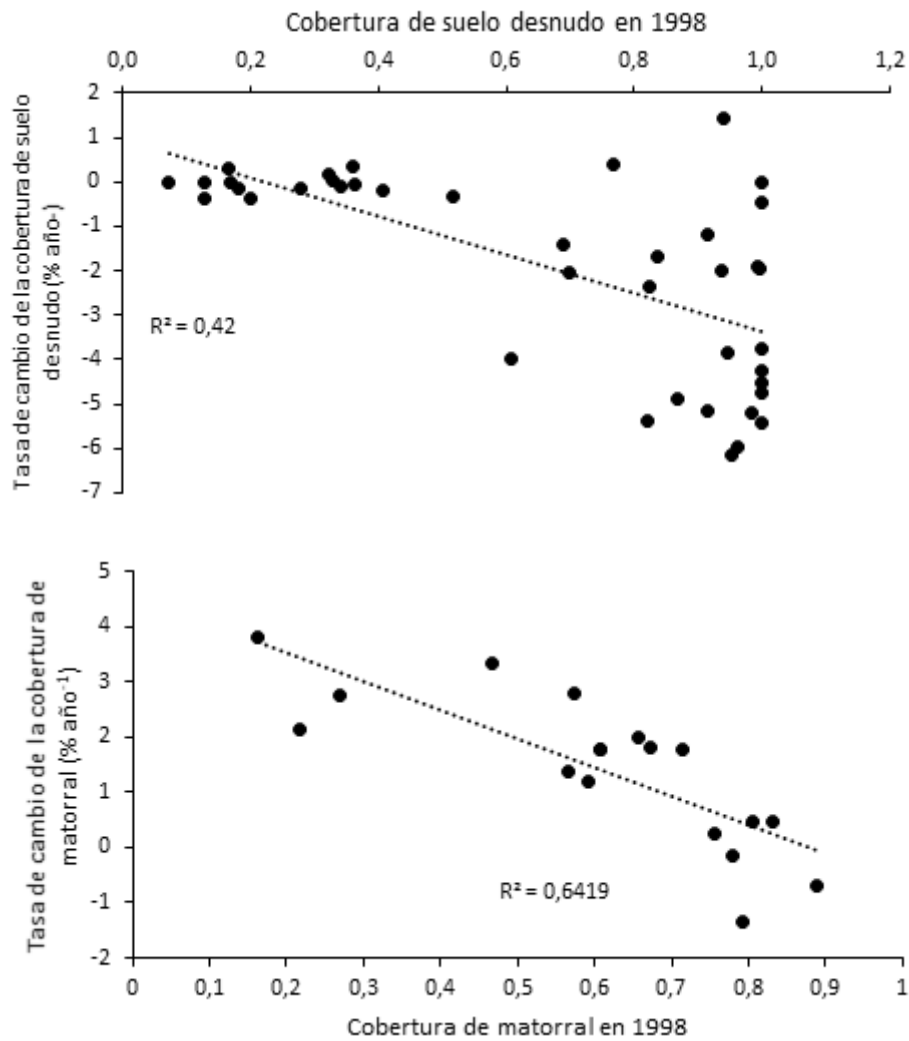


Figura 15. Relación entre la tasa de variación de la cobertura de suelo desnudo (panel superior) entre 1998 y 2009 en las zonas mineras en función de la cobertura de matorral en dichas zonas en 1998. El panel inferior muestra la misma relación, pero entre la tasa de variación de la cobertura de matorral y la cobertura de matorral en 1998 en las zonas agrícolas. En ambas figuras, los valores negativos de tasa indican pérdida de cobertura mientras que los valores positivos indican lo contrario.

Del mismo modo la velocidad de colonización del matorral se redujo en los sitios donde de partida había una elevada cobertura de matorral en 1998. Por eso es importante tener en cuenta el estado de partida ya que condiciona la evolución de la tasa de cambio futura. El uso de la covariable permite calcular las medias ajustadas de las tasas de

cambio de suelo desnudo y los tipos de vegetación controlando por las diferencias de cobertura de partida. Consideramos que de este modo podemos comparar más objetivamente las diferencias entre sistemas. Como se verá en la sección de resultados la inclusión de la cobertura en 1998 fue un factor significativo en la mayoría de los modelos. El factor lugar (los cinco sitios estudiados) se introdujo en el modelo anidado al tipo de ambiente. Los análisis de datos se realizaron con Statistica 8 (StatSoft Inc., Tulsa, EEUU).

3. Resultados

3.1 Comparación entre el ambiente minero y el agrícola

La cobertura de partida (en 1998) de suelo desnudo y herbácea/matorral presentó diferencias notables entre las zonas mineras y agrícolas. En las zonas mineras la cobertura de suelo desnudo fue muy alta mientras que la cobertura de herbácea/matorral fue mucho más alta en las zonas agrícolas. En ambos sistemas la cobertura inicial de arbolado fue muy baja y parecida.

En el conjunto de las dos zonas mineras se observó una caída de la cobertura de suelo desnudo de más de un 50% en los 20 años de estudio (Fig. 16). Al mismo tiempo, tanto el arbolado como el matorral se expandieron, pero el matorral lo hizo de una manera más discreta, incrementándose un 8% en los primeros 10 años para estancarse en la siguiente década. En contraste, el suelo cubierto por arbolado creció de manera más o menos continuada desde una cobertura del 5 % a una del 44% en 2018.

A diferencia de las zonas mineras, las zonas agrícolas presentaron una elevada cobertura de matorral en todo el periodo de estudio, con algunas fluctuaciones. De 1998 a 2009 la cobertura presentó una tendencia ascendente, para posteriormente disminuir en los últimos tres años y alcanzar los mismos valores iniciales de 1998. La superficie arbolada se incrementó a lo largo del periodo de estudio, especialmente entre 2015 y 2018. En sentido contrario el suelo desnudo decreció notablemente mostrando un valor final < 5%. En el Anexo II se pueden encontrar las gráficas de cobertura para cada zona de estudio.

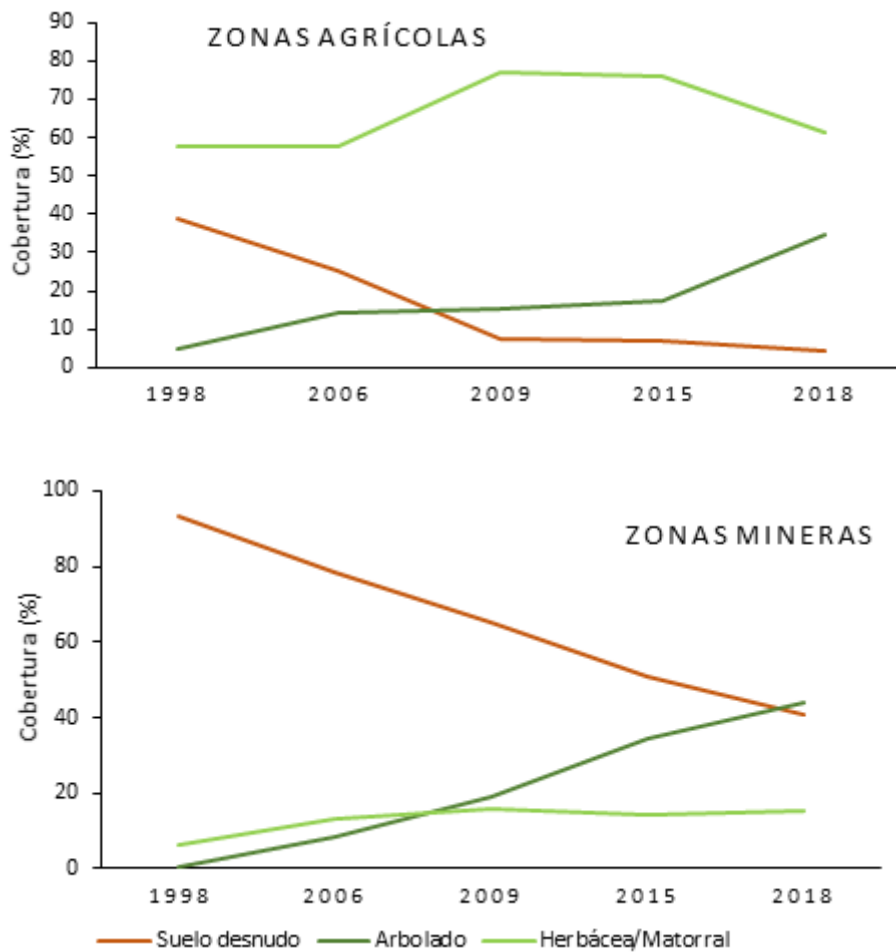


Figura 16: Evolución de la cobertura media de suelo desnudo, arbolado y matorral a lo largo del periodo estudiado. El panel de arriba representa el conjunto de las dos zonas mineras (Mina M^a Jose y Mina Nuria), mientras que el panel de abajo representa el conjunto de las tres zonas agrícolas.

Tanto el índice de humedad relativa como el índice de presión de propágulos fue mayor en el conjunto de las zonas agrícolas que en el de las mineras (Fig. 17), es decir, que las zonas agrícolas presentaron más disponibilidad de agua potencial y una mayor recepción de semillas, en comparación con las zonas mineras.

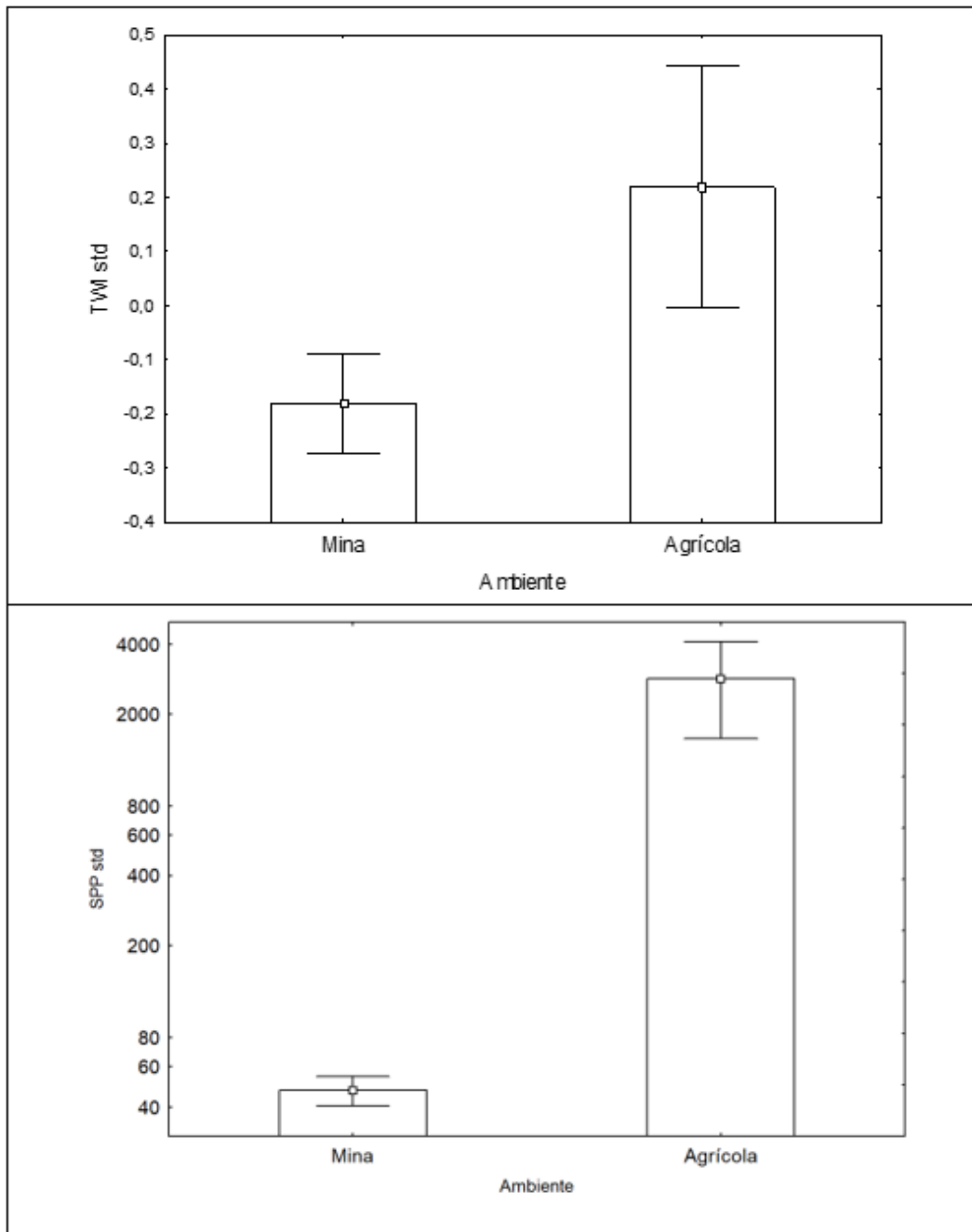


Figura 17: Comparación del índice de humedad relativa (TWI) y del índice de presión de propágulos (SPP) entre las zonas mineras y las zonas agrícolas. Se muestra la media \pm 1 error estándar. Los valores de TWI están estandarizados por la desviación típica y la media poblacional.

Si no se considera la cobertura de suelo desnudo y herbácea/matorral de partida en los análisis de suelo los resultados de tasa de cambio son distintos de los que se presentan a continuación, ofreciendo otra perspectiva del problema estudiado.

3.1.2 Variación de la cobertura de suelo desnudo

La tasa de variación de la cobertura de suelo desnudo fue negativa durante el periodo de estudio, es decir, que se redujo de manera continua en las dos décadas estudiadas (Fig. 18). La covariable cobertura del suelo desnudo en 1998 fue significativa y tuvo un efecto negativo en la tasa de reducción (mayor cobertura de partida produce valores más negativos en la tasa de variación de suelo desnudo). El ambiente minera y agrícola presentaron diferencias significativas en la tasa de reducción de suelo desnudo, que difirieron según el periodo de estudio (interacción Tiempo × Ambiente, Tabla 3). Así, en el primer decenio la tasa de reducción de suelo desnudo en las zonas agrícolas fue considerablemente mayor que en las zonas mineras. Sin embargo, en el segundo decenio la reducción se ralentizó fuertemente en las zonas agrícolas y se aceleró suavemente en las zonas mineras. El resultado es que en las zonas mineras la tasa de reducción de suelo desnudo fue ligeramente mayor (valores más negativos) que en las zonas agrícolas durante el segundo decenio.

Tabla 3. Resultados estadísticos del ANCOVA de medidas repetidas sobre el efecto del lugar (cinco zonas estudiadas), el ambiente (agrícola vs. minero) y la cobertura inicial de suelo desnudo en 1998 sobre las tasas de variación de la cobertura de suelo desnudo en zonas mineras y agrícolas en los dos periodos estudiados

	SS	Grados Libertad	MS	F	p
Intercepto	166	1	166	338	<0,001
Lugar (Ambiente)	4,91	3	1,63	3,32	0,037
Ambiente	3,19	1	3,19	6,49	0,018
Cobertura suelo desnudo 1998 std	21,8	1	21,8	44,3	<0,001
Error	11,3	23	0,491		
Tiempo	5,47	1	5,47	5,85	0,024
Tiempo×Lugar (Ambiente)	10,7	3	3,58	3,83	0,023
Tiempo×Ambiente	12,1	1	12,16	13,0	0,001
Tiempo×Cob. suelo desnudo 1998 std	2,00	1	2,00	2,13	0,157
Error	21,5	23	0,935		

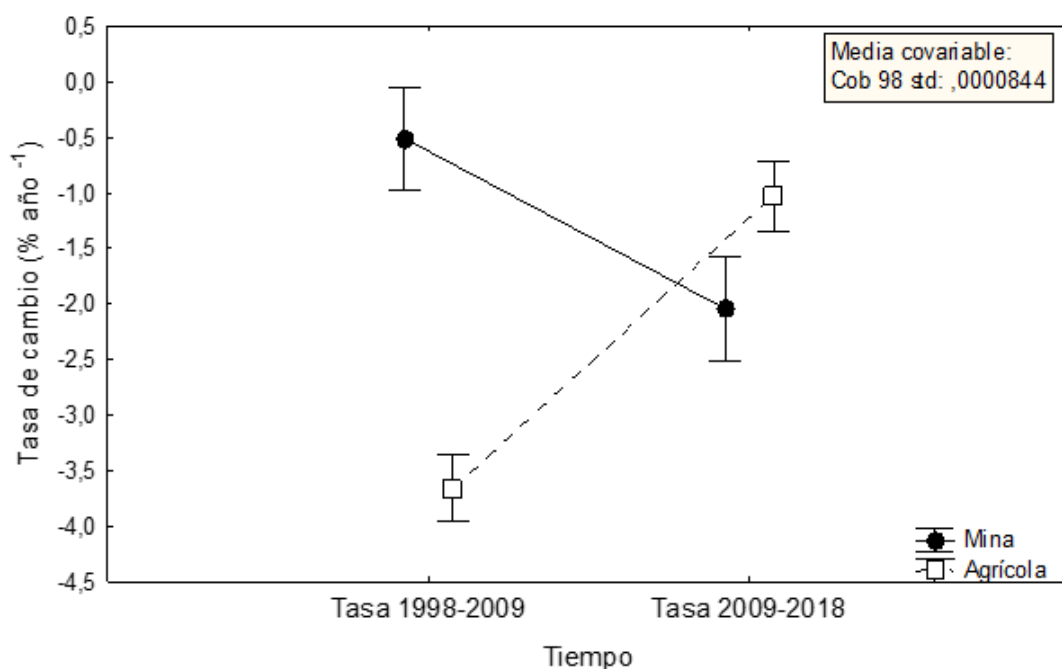


Figura 18: Comparación entre las zonas mineras y las agrícolas de las tasas de variación de la cobertura de suelo desnudo en el primer y segundo decenio. Los valores son medias ajustadas \pm 1 error estándar teniendo en cuenta la covariable de cobertura de suelo desnudo en 1998.

3.1.2 Variación de la cobertura de herbácea/matorral

Al igual que el suelo desnudo, la tasa de variación de la cobertura herbácea/matorral se vio influenciada negativamente por la cobertura inicial de herbácea/matorral en 1998. La variación fue muy clara en las zonas agrícolas y no se observó en las zonas mineras (interacción cobertura inicial 1998 \times Ambiente; Tabla 4, resultados gráficos no mostrados). En la primera década los matorrales colonizaron de forma más rápida (tasas más altas) las zonas agrícolas que las zonas mineras (Figura 19). Por el contrario en la segunda década la tasa de colonización de las herbáceas/matorrales se redujo fuertemente en los dos ambientes alcanzando valores negativos o próximos a 0. Sin embargo, el descenso fue menor en las zonas mineras que en las agrícolas (interacción Tiempo \times Ambiente, Tabla 4), que mostraron valores negativos, lo que indica que existió una pérdida neta de superficie ocupada por matorral y herbáceas en la segunda década.

Tabla 4. Resultados estadísticos del ANCOVA de medidas repetidas sobre el efecto del lugar (cinco zonas estudiadas), ambiente (agrícola vs. minero) y la cobertura inicial de herbácea/matorral en 1998 en las tasas de variación de la cobertura de herbácea/matorral en los dos periodos estudiados

	SS	Grados Libertad	MS	F	p
Intercepto	25,8	1	25,8	24,50	<0,001
Lugar (Ambiente)	11,7	3	3,90	3,70	0,026
Ambiente	4,26	1	4,26	4,05	0,056
Cobertura herbácea/matorral en 1998 std	24,03	1	24,03	22,81	<0,001
Ambiente × Cob. herbácea/matorral 1998std	5,63	1	5,63	5,34	0,030
Error	23,17	22	1,05		
Tiempo	28,21	1	28,21	14,63	<0,001
Tiempo × Lugar (Ambiente)	2,70	3	0,90	0,467	0,708
Tiempo × Ambiente	14,51	1	14,51	7,52	0,011
Tiempo × Cob. matorral 1998 std	0,011	1	0,011	0,006	0,938
Tiempo × Amb. × Cob matorral 1998 std	6,00	1	6,00	3,11	0,091
Error	42,41	22	1,92		

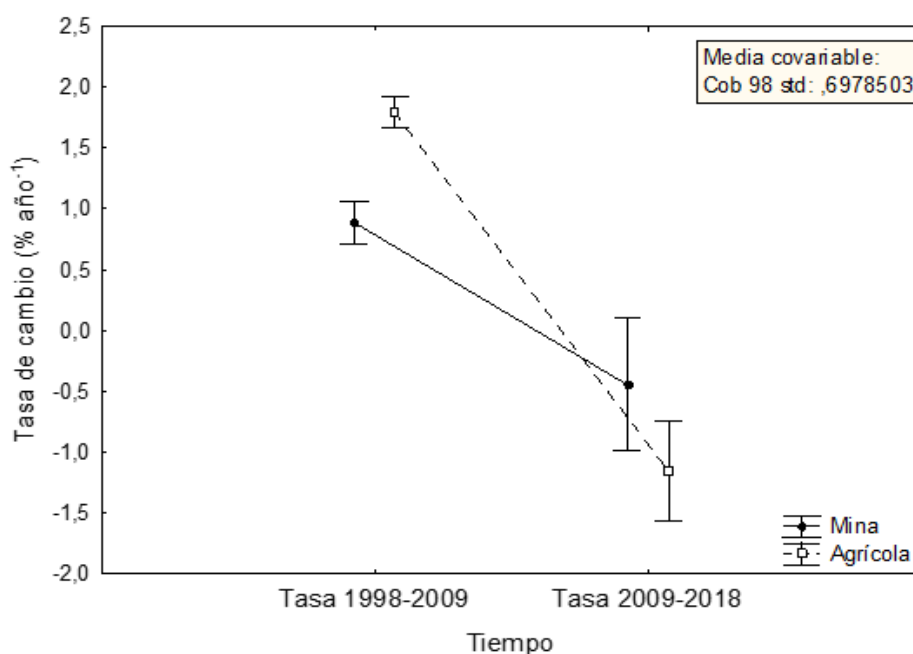


Figura 19: Comparación entre zonas mineras y agrícolas de las tasas de variación de la cobertura de matorral en el primer y segundo decenio. Los valores son medias ajustadas ± 1 error estándar teniendo en cuenta la covariable de cobertura de matorral en 1998.

3.1.3 Variación de la cobertura del arbolado

Tabla 5. Resultados estadísticos del ANCOVA de medidas repetidas sobre el efecto del lugar (cinco zonas estudiadas), ambiente (agrícola vs. minero) y la cobertura inicial de arbolado en 1998 en las tasas de variación de la cobertura de arbolado en los dos periodos estudiados

	SS	Grados Libertad	MS	F	p
Intercepto	26,1	1	26,09	25,7	<0,001
Lugar (Ambiente)	0,591	3	0,197	0,194	0,89
Ambiente	0,170	1	0,170	0,167	0,69
Cobertura arbolado 1998 std	2,94	1	2,94	2,91	0,10
Ambiente × Cob arbolado 1998 std	0,029	1	0,029	0,028	0,87
Error	22,3	22	1,014		
Tiempo	10,6	1	10,5	9,3	0,005
Tiempo × Lugar (Ambiente)	22,7	3	7,57	6,66	0,002
Tiempo × Ambiente	12,5	1	12,52	11,02	0,003
Tiempo × Cob arbolado 1998 std	0,505	1	0,505	0,444	0,51
Tiempo × Ambiente × Cob arbolado 1998 std	9,79	1	9,79	8,61	0,007
Error	24,99	22	1,13		

La tasa de colonización de los árboles fue positiva en todo el periodo de estudio, pero significativamente mayor en la segunda década que en la primera (Fig. 20). En concreto, la tasa en la primera década fue muy baja mientras que en la segunda fue de 6 a 7 veces mayor (Figura 20). La velocidad de colonización de los árboles aumentó con el tiempo tanto en las zonas agrícolas como en las zonas mineras. En la primera década la tasa de colonización no difirió significativamente entre zonas agrícolas y mineras. Sin embargo, el incremento de la tasa de cobertura de árboles en la segunda década en las zonas mineras fue mayor que en las zonas agrícolas (interacción Tiempo × Ambiente, Tabla 5). Cabe destacar que para los árboles la cobertura de partida en 1998 no afectó significativamente la colonización posterior (ver covariable no significativa en Tabla 5).

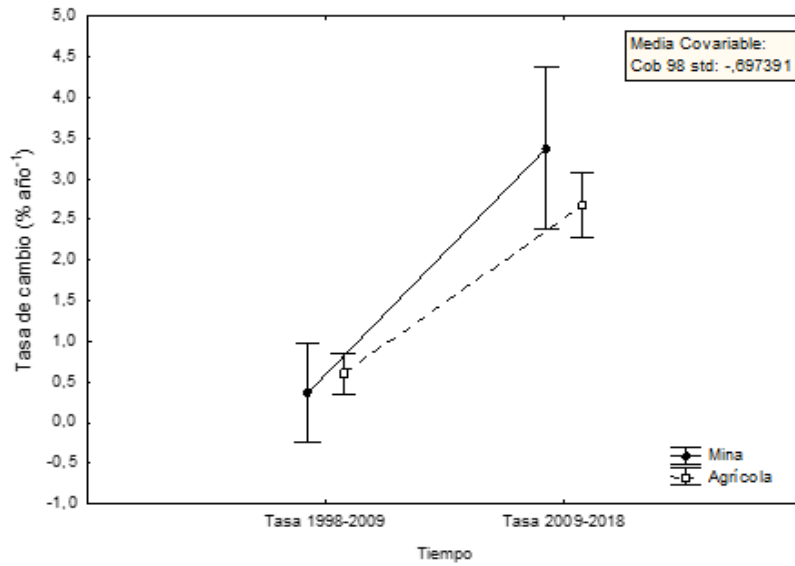


Figura 20: Comparación entre zonas mineras y agrícolas de las tasas de variación de la cobertura de arbolado en el primer y segundo decenio. Los valores son medias ajustadas ± 1 error estándar teniendo en cuenta la covariable de cobertura de arbolado en 1998.

3.2 Comparación entre bermas y taludes en las zonas mineras

El índice de humedad (TWI) fue menor en el talud que en las bermas (Fig.21). La presión de propágulos no presenta diferencias entre morfologías, al situarse bermas y taludes en el mismo punto de muestreo. Pero sí existen diferencias de presión de propágulos entre minas. Se observó que la mina M^a José disponía de una mayor presencia de propágulos en su entorno que la mina Nuria.

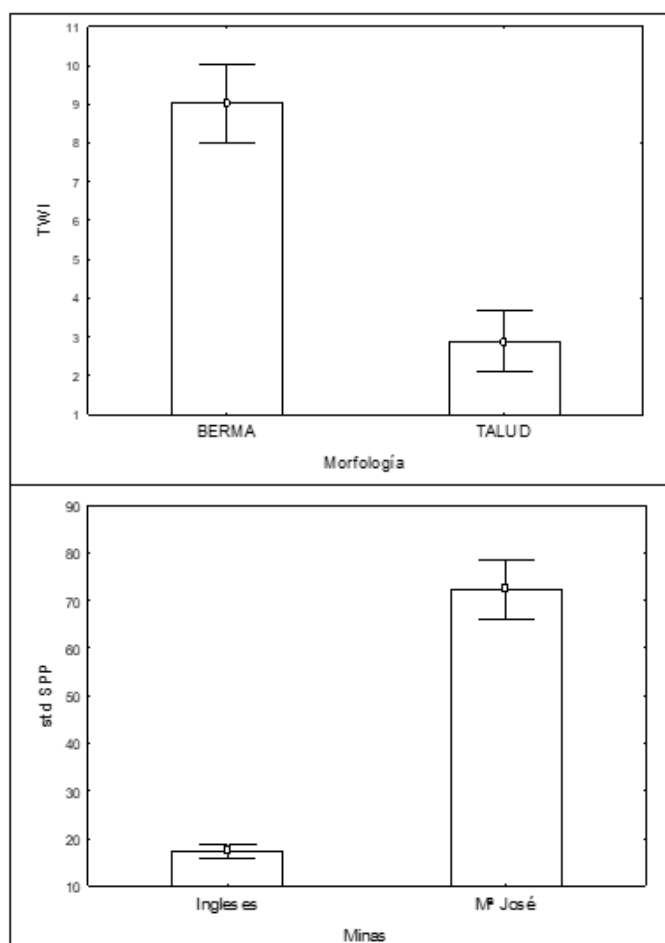


Figura 21: Panel superior: Comparación del índice de humedad relativa (TWI) entre bermas y taludes en las zonas mineras. Panel inferior: Comparación del índice de presión de propágulos (SPP) entre las minas Mª José y Nuria. Se muestra la media \pm 1 error estándar. Los valores de TWI están estandarizados por la desviación típica y la media poblacional.

3.2.1 Variación de la cobertura del suelo desnudo

El suelo desnudo en los dos decenios se redujo en ambas minas (tasas negativas de variación). Sin embargo, la tasa de cambio presentó diferencias entre la mina Mª José y la mina Nuria (Fig. 21). En el primer decenio ambas minas presentaron unas tasas similares de disminución de suelo desnudo. Sin embargo, la velocidad de desaparición de suelo desnudo en la segunda década se aceleró (alcanzó valores más negativos) en la mina Mª José con respecto a la mina Nuria. En cuanto al efecto de la morfología presente en las zonas mineras, bermas y taludes, existió una tendencia marginalmente significativa (Tabla 6) a que la cobertura de suelo desnudo se redujera a una velocidad mayor en los taludes que en las bermas (Fig. 22).

Tabla 6. Resultados estadísticos del ANCOVA de medidas repetidas sobre el efecto del lugar (mina M^a José, mina Nuria), morfología (talud vs berma) y la cobertura inicial de suelo desnudo en 1998 en las tasas de variación de la cobertura de suelo desnudo en los dos periodos estudiados

	SS	Grados Libertad	MS	F	p
Intercepto	0,286	1	0,28	0,18	0,68
Cobertura suelo desnudo 1998	0,753	1	0,75	0,47	0,50
Lugar	6,9	1	6,91	4,34	0,052
Morfología	5,42	1	5,42	3,40	0,082
Lugar × Morfología	1,0	1	1,0	0,628	0,44
Error	27,1	17	1,59		
Tiempo	2,95	1	2,95	0,681	0,42
Tiempo × Cobertura suelo desnudo 1998	3,50	1	3,50	0,809	0,38
Tiempo × Lugar	23,6	1	23,57	5,43	0,032
Tiempo × Morfología	7,99	1	7,98	1,84	0,19
Tiempo × Lugar × Morfología	11,7	1	11,65	2,69	0,12
Error	73,7	17	4,33		

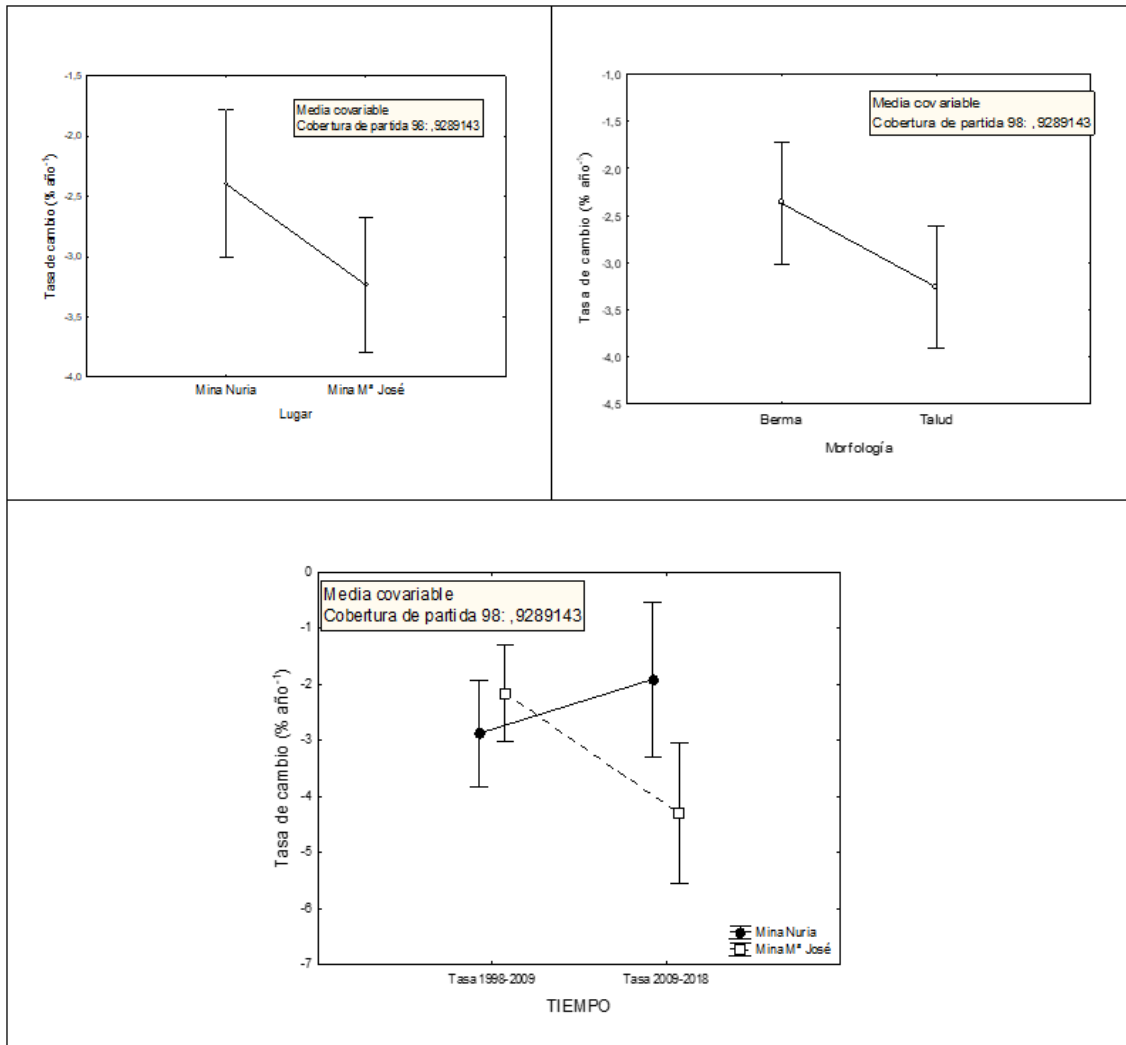


Figura 22: Panel superior izquierda. Comparación de las tasas de variación de la cobertura de suelo desnudo entre las minas (Mª José y Nuria), en ambos decenios. Panel superior derecha: Comparación de las tasas de variación de la cobertura de suelo desnudo entre bermas y taludes. Valores más negativos indican mayor velocidad de desaparición del suelo desnudo. Panel inferior: Comparación entre la mina Mª José y la mina Nuria de las tasas de variación de la cobertura de suelo desnudo en el primer y segundo decenio. Los valores son medias ajustadas ± 1 error estándar teniendo en cuenta la covariable de cobertura en 1998.

3.2.2 Variación de la cobertura de herbácea/matorral

En cuanto a la cobertura de herbácea/matorral se observó que la se vio influenciada por la cobertura inicial de herbácea/matorral en 1998. Los factores de morfología, lugar, no presentaron valores significativos como se observa en la Tabla 7.

Tabla 7. Resultados estadísticos del ANCOVA de medidas repetidas sobre el efecto del lugar (mina M^a José vs mina Nuria), morfología (berma y talud) y la cobertura inicial de herbácea/matorral en 1998 en las tasas de variación de la cobertura de herbácea/matorral en los dos periodos estudiados

	SS	Grados Libertad	MS	F	p
Intercepto	0,158	1	0,158	0,296	0,593
Lugares	0,708	1	0,708	1,32	0,266
Morfología	0,09	1	0,099	0,184	0,672
Lugares x Morfología	0,257	1	0,257	0,481	0,497
Cobertura en 1998 std	8,49	1	8,49	15,85	0,001
SPP stand	0,135	1	0,135	0,253	0,621
Error	8,57	16	0,535		
Tiempo	0,73	1	0,739	0,220	0,644
Tiempo x Lugares	1,13	1	1,13	0,339	0,568
Tiempo x Morfología	0,711	1	0,711	0,212	0,651
Tiempo x Lugares x Morfología	1,00	1	1,00	0,298	0,592
Tiempo x Cob, en 1998 std	2,13	1	2,13	0,635	0,436
Tiempo x SPP std	0,769	1	0,769	0,229	0,638
Error	53,6	16	3,35		

3.2.3 Variación de la cobertura del arbolado

El factor morfología afectó la velocidad de colonización del arbolado (Tabla 8) siendo más acelerada en los taludes que en las bermas (Fig.23). Sin embargo, el análisis estadístico indicó una interacción triple entre el tiempo, el lugar y la morfología, de forma que las zonas mineras mostraron comportamientos distintos entre ellas y entre bermas y taludes, a lo largo del tiempo.

Por un lado, la colonización arbórea en la mina M^a José aumentó con el tiempo tanto en los taludes como en las bermas, pero las tasas de aumento fueron siempre mayores en taludes que en bermas. Por el otro lado, en la mina Nuria las bermas se comportaron con un patrón similar a las bermas de M^a José, aunque con una tasa de crecimiento inferior; presentó valores positivos en el primer decenio y la colonización arbórea aumentó en el segundo periodo. Por el contrario, la colonización arbórea que tuvo lugar en las zonas de talud en la mina Nuria decreció en el segundo decenio (Fig.23).

Tabla 8. Resultados estadísticos del ANCOVA de medidas repetidas sobre el efecto del lugar (Mina M^a José, Mina Nuria), morfología (talud vs berma) Índice de Presión de Propágulos SSP y la cobertura inicial desuelo arbolado en 1998 en las tasas de variación de la cobertura de arbolado en los dos periodos estudiados

	SS	Grados Libertad	MS	F	p
Intercepto	0,001	1	0,001	<0,001	0,979
Índice de Presión de Propágulos SPP std	0,033	1	0,033	0,016	0,898
Cobertura de arbolado 1998 std	1,44	1	1,44	0,719	0,408
Lugar	0,078	1	0,078	0,039	0,845
Morfología	14,75	1	14,75	7,32	0,015
Lugares × Morfología	5,89	1	5,89	2,92	0,106
Error	32,2	16	2,01		
Tiempo	0,449	1	0,449	0,097	0,759
Tiempo × SPP std	0,426	1	0,426	0,092	0,765
Tiempo × Cobertura en 1998 std	0,127	1	0,127	0,027	0,870
Tiempo × Lugar	3,467	1	3,467	0,749	0,399
Tiempo × Morfología	5,146	1	5,14	1,11	0,307
Tiempo × Lugar × Morfología	21,86	1	21,86	4,72	0,045
Error	74,	16	4,62		

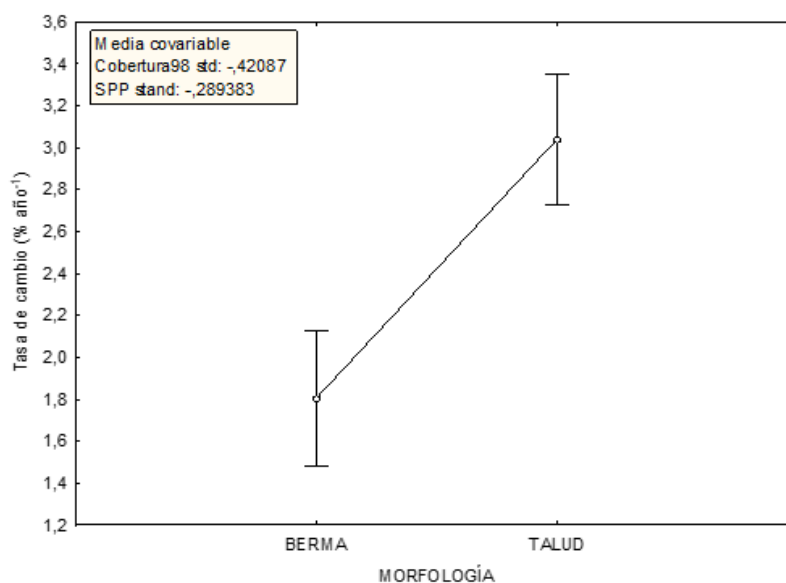


Figura 23: Comparación de las tasas de variación de la cobertura de suelo desnudo entre la morfología presente en las minas, berma y talud, en ambos decenios. Los valores son medias ajustadas ± 1 error estándar teniendo en cuenta la covariable de cobertura de arbolado en 1998. Mayores valores positivos indican mayor velocidad en la colonización del arbolado

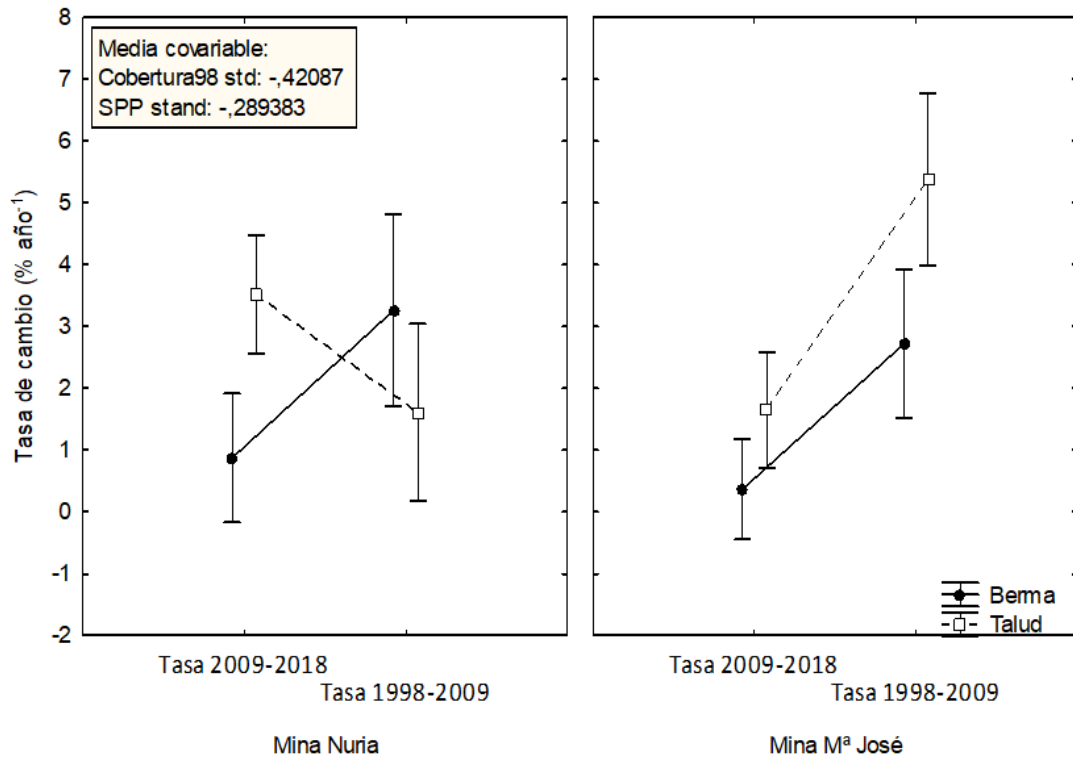


Figura 24: Comparación entre la mina Mª José y la mina Nuria de las tasas de variación de la cobertura de arbolado en el primer y segundo decenio teniendo en cuenta la morfología presente en cada una de ellas, berma y talud. Los valores son medias ajustadas ± 1 error estándar teniendo en cuenta la covariable de cobertura arbolada en el año 1998

4. Discusión

Zonas agrícolas abandonadas y explotaciones mineras restauradas constituyen los entornos ecológicos en cambio, más dinámicos del Parque Natural del Alto Tajo. Ello tiene consecuencias sobre procesos ecológicos que afectan al conjunto del parque, tanto en sus ecosistemas terrestres como fluviales. El análisis realizado de su evolución en los últimos 20 años indica que ha habido una recuperación notable de la cubierta vegetal en ambas zonas. En los espacios agrícolas la cobertura inicial de partida en 1998, ya era del 60%, principalmente de matorral (57%), alcanzando el 96% en 2018. En la primera década la tasa de cubrimiento de la superficie de suelo desnudo fue más elevada -en mayor medida que en las zonas mineras-, a causa de la alta tasa de entrada de matorral. En la segunda década, sin embargo, entró el arbolado a un mayor ritmo, mientras que el matorral incluso decreció.

En las zonas mineras, en cambio, la situación de partida en 1998 se caracterizaba por una baja cobertura de vegetación (95% de suelo desnudo). La tasa de cubrimiento de la superficie de suelo desnudo fue lenta en la primera década, incrementándose de forma apreciable en la segunda, a causa de la entrada/introducción de arbolado. De hecho, la superficie de suelo desnudo en los taludes -que fueron plantados- se redujo a mayor ritmo que en las bermas (terrazas), que no fueron objeto de revegetación activa.

El marco conceptual de las teorías de la sucesión ecológica (Debussche y Lepart, 1992; Clark et al. 1999; Benayas et al. 2008; Prach y Hobbs, 2008; Chauchard et al. 2007; Debain et al. 2007; Walker y del Moral, 2011; Chang y Turner, 2019) y del ensamblaje de comunidades (Debussche y Lepart, 1992; Benayas, 2008; Cuesta et al. 2010; Kraft et al. 2015; Martínez-Baroja et al. 2021) permiten analizar la evolución de la cubierta vegetal en los dos ambientes. En las zonas agrícolas, se trata de una sucesión secundaria propiciada por la presencia de propágulos en el suelo de los bancales de cultivo y de las aportaciones desde la matriz de setos, ribazos y márgenes que forman parte de los agroecosistemas (Chauchard et al., 2007). Por otro lado, se trata de ecosistemas con una dinámica geomorfológica (erosiva) controlada y compatible con la apreciable actividad biológica que se da en los suelos. Además, en nuestro caso de estudio la presión de propágulos en las zonas agrícolas fue superior que en las zonas mineras. Todo ello favorece unos ritmos y tasas de colonización más elevados, tal y como hemos registrado en nuestra zona de estudio, que en 2018 presenta una cobertura vegetal del 96% (34,9% de arbolado y 61% de herbáceas/matorral).

En las zonas mineras, se trata de una sucesión primaria, pues las nuevas superficies y sustratos generados carecen de remanentes biológicos (Walker y del Moral, 2011). La entrada de propágulos desde el exterior y la revegetación activa, constituyen los mecanismos que activan en este caso la sucesión, la cual se ve limitada por las restricciones abióticas que presentan las superficies y sustratos mineros, las cuales experimentan procesos de ajuste geomorfológico -se va formando la red de drenaje de regueros, cárcavas, cunetas- y de ajuste edáfico (meteorización del sustrato, etc) (Prach y Hobbs, 2008). La cobertura vegetal alcanzada en estos espacios en 2018 es menor que en los agrarios (59,3%: 44,1 % de arbolado y 15,2% de herbáceas/matorral).

La diferente tasa de colonización vegetal en ambos escenarios, así como sus diferencias en el tipo de vegetación (arbustiva/herbácea o arbórea) se pueden explicar también

mediante los mecanismos que operan en el ensamblaje de las comunidades. A pesar del esfuerzo metodológico realizado para estimar con precisión la presión de propágulos desde el exterior de las zonas agrícolas y mineras, ya que se ha calculado de forma individual para cada una de las treinta parcelas de muestreo, no hemos detectado un efecto significativo del legado forestal en el paisaje sobre las tasas de colonización en ambos casos. Este resultado contrasta con otros estudios en los que sí han detectado un efecto positivo de los remanentes forestales (Andivia et al. 2017). Lo que sí que hemos podido cuantificar es que el legado forestal que hay alrededor de las zonas no es el mismo. Como ya se ha mencionado previamente las zonas agrícolas tienen una mayor presión potencial de propágulos, lo que posiblemente haya contribuido a la mayor tasa de recuperación de las zonas agrícolas. También se encuentran diferencias entre zonas mineras (Fig.21) teniendo María José un valor más elevado. Una posible explicación podría ser que la presión de propágulos es muy elevada en las cinco zonas estudiadas y, por lo tanto, no ha sido limitante. Es decir, los remanentes forestales en el paisaje son grandes y están cerca de las zonas estudiadas. El estudio de Andivia et al. 2017 fue realizado en retamares del centro de España en los que las manchas de bosques de quercíneas en el paisaje son pequeñas y muy dispersas. Para la minería del carbón a cielo abierto en las cuencas mineras de Teruel -también situadas en el Sistema Ibérico- se detectó una distancia umbral de 600 metros, más allá de la cual la entrada de especies desde los enclaves naturales no era efectiva, tras 40 años de restauración pasiva (Vidal-Macua et al. 2020). En las cinco zonas estudiadas en el Alto Tajo la distancia siempre ha sido inferior a 500 m situándose la mayoría de los parches forestales entre 40 y 300 m del perímetro de la parcela.

Como ya se ha apuntado, los filtros abióticos en los ecosistemas mineros son más severos que en los agrícolas. El indicador que hemos utilizado -el índice de humedad- así lo refleja: la disponibilidad de agua para las plantas es superior en las zonas agrarias, lo cual favorece las mayores tasas de colonización. Las restauraciones realizadas en las canteras María José y Nuria (escombrera de Los Ingleses) son del tipo talud-berma (terrazza)-cuneta (Fig.6). Son bien conocidas las limitaciones abióticas que imponen este tipo de topografías, debido a los procesos de erosión hídrica que experimentan durante el ajuste de la red de drenaje (formación de regueros, cárcavas, crecimiento de las cunetas y erosión laminar) (Nicolau, 2003; Zapico et al. 2017). La consecuencia ecológica

que más afecta a la colonización vegetal es el incremento del déficit hídrico que se produce por la eficiente evacuación del agua de lluvia a través de esta red de drenaje, que reduce la disponibilidad de agua para las plantas en los microambientes en los que éstas pueden establecerse (Moreno de las Heras et al. 2011). A las limitaciones de los procesos erosivos que reducen el suministro de agua a las plantas, hay que sumar las de los sustratos con baja capacidad de suministro de nutrientes.

La tasa de disminución del suelo desnudo en las explotaciones mineras de Nuria y María José fue muy baja durante el primer decenio, lo que indica una gran dificultad de colonización pasiva, probablemente, no tanto por la ausencia de propágulos, como por las restricciones abióticas, que entre otras cosas limitan la germinación y establecimiento de las plántulas. Ha sido la plantación arbórea -restauración activa- llevada a cabo incrementó la tasa de cubrimiento vegetal de las áreas mineras. La plantación de brinzales producidos en vivero permite sortear los cuellos de botella demográficos que suelen suponer la germinación de las semillas y las primeras fases de vida de las plántulas. Alday et. al, 2015 realizaron su estudio en minas a cielo abierto del norte de España para identificar los mejores protocolos para restablecer las especies nativas de *Quercus*, sugieren que plantar plántulas y sembrar bellotas bajo arbustos colonizadores nativos producen mejores resultados que en zonas abiertas. El 44% de cobertura arbórea alcanzada mediante la reforestación activa se puede considerar un éxito en el contexto de las reforestaciones mineras, a partir de los registros encontrados para otras explotaciones del Sistema Ibérico por Moreno et al. 2008.

En relación con el tercer mecanismo involucrado en el ensamblaje de las comunidades - las interacciones entre especies- no se han tomado datos específicos en este trabajo. No obstante, se podría interpretar que, en las zonas agrícolas, la reducción de las herbáceas/matorral en favor del arbolado en la segunda década es, al menos en parte, consecuencia del mecanismo de facilitación-competencia entre árboles y arbustos. Matorrales presentes en los campos de cultivo en las primeras etapas de la sucesión, sobre todo leguminosas como *Genista scorpius* ejercen un efecto facilitador sobre el pino laricio (*Pinus nigra*) y encina (*Quercus ilex*), que posteriormente resultan desplazados por competencia (Smit y Ouden, 2007; Perea y Gil, 2014; Andivia et al. 2017). Se trataría, pues, de una comunidad en la que todos los mecanismos de ensamblaje se encuentran activados. No sabemos si esto es así también en la comunidad

de las escombreras mineras, dado que ésta se encuentra dominada por las especies introducidas y no disponemos de información sobre la entrada de otras especies mediante restauración pasiva ni de su interacción con las plantadas.

Una reflexión final sobre la evolución y posibilidades de gestión de ambos escenarios - asilvestramiento de zonas agrícolas y restauración de explotaciones mineras- teniendo en cuenta los resultados obtenidos en este trabajo se expone a continuación. A pesar de la buena implantación forestal conseguida en las escombreras mineras sobre un modelado del tipo talud-berma-cuneta, las restauraciones mineras del siglo XXI han de realizarse sobre una base geomorfológica, que genere un modelado en cuencas hidrológicas, con colinas cauces que drenen la escorrentía de manera controlada (Martín Duque et al. 2009). Es así como ya se ha empezado a actuar en la cantera El Machorro y en Santa Engracia, en las que las menores restricciones geomorfológicas y edáficas permiten el ensamblaje de comunidades biológicas más complejas, lo que contribuye a reducir el principal problema ambiental del Parque Natural del Alto Tajo: el declive de las comunidades biológicas fluviales a causa de las emisiones de sedimentos desde las canteras de caolín (Zapico et al. 2011).

En relación con el proceso de asilvestramiento como consecuencia de los cambios de usos del suelo sobrevenidos tras el despoblamiento rural, nuestro trabajo corrobora la efectividad con que éste tiene lugar en el Alto Tajo sobre las antiguas zonas de cultivo. Se trata de un fenómeno que no está siendo objeto de gestión activa desde la administración, aunque sí de seguimiento. Este proceso ocasiona la reducción de los paisajes en mosaico en favor de los forestales, lo cual favorece algunos procesos ecológicos como la producción primaria, absorción de CO₂, edafogénesis, regulación ciclo del agua, calidad del agua, control de la erosión, biodiversidad forestal, entre otros, pudiéndose afirmar que se incrementa el capital natural (Chauchard et al., 2007; Benayas, 2008) Sin embargo, esta activación de procesos se produce con algunas disfunciones, como el mayor riesgo de incendios, la desaparición de especies de ecosistemas abiertos, la disminución del agua azul, entre otras, lo que requeriría de gestión activa. De hecho, la percepción de los vecinos del Alto Tajo sobre el cambio hacia la naturalización es negativa (Martín-Forés et al. 2020), demandando una mayor intervención desde las administraciones.

5. Conclusiones

- 1) La cobertura de suelo desnudo y la de herbáceas/matorral en 1998 tuvo un efecto negativo sobre la tasa de cambio de ambas coberturas en los siguientes años. La colonización del arbolado no se vio afectada por su cobertura de partida.
- 2) La tasa de la variación de la cobertura del suelo desnudo fue negativa durante todo el periodo de estudio, es decir se produjo una reducción neta de suelo desnudo. La desaparición fue mayor en el primer decenio en las zonas agrícolas, mientras que en el segundo la reducción fue mayor en las zonas mineras.
- 3) La tasa de la variación de herbáceas/matorral en el primer decenio presentó valores positivos en ambas zonas, siendo más pronunciada en zonas mineras y decreciendo en el segundo periodo. En zonas agrícolas existió una pérdida neta de matorral, es decir tasas negativas.
- 4) La cobertura de arbolado se incrementó en ambos decenios, siendo la velocidad mayor en el segundo periodo y notablemente mayor en las zonas mineras que en las agrícolas.
- 5) La presión estimada de propágulos y el índice de humedad del suelo fueron más altas en las zonas agrícolas que en las mineras. Entre las dos zonas mineras, la presión de propágulos fue mayor en la mina M^a José, donde la reducción de suelo desnudo fue más favorable. La colonización arbórea fue más rápida en la mina M^a José, decreciendo en el segundo periodo en la mina Nuria.
- 6) El índice de humedad del suelo La fue menor en los taludes que en las bermas. Ambas formas de relieve no difirieron en la velocidad de colonización de las herbáceas/matorral, pero si del arbolado, que fue mayor en los taludes.
- 7) En las zonas agrícolas, donde la restauración fue exclusivamente pasiva, la vegetación alcanzó una cobertura del 96% mientras que, en las zonas mineras, en las que ambos tipos de restauración se produjo, la cobertura fue del 44%. A pesar de ello, no se puede afirmar que la restauración pasiva sea una mejor opción que la restauración activa, ya que las zonas agrícolas posiblemente presentan condiciones bióticas y abióticas más favorables que las zonas mineras.

La decisión de hacer actuaciones de restauración activa dependerá del diagnóstico ecológico en la zona. Si el diagnóstico es favorable y el lugar reúne unas condiciones edáficas y de disponibilidad de propágulos adecuadas, la restauración pasiva puede ser una buena opción. Si por el contrario el diagnóstico es negativo, se deberían diseñar actuaciones para recuperar los procesos ecológicos bloqueados.

6. Agradecimientos

En primer lugar, quiero nombrar a mis directores José Manuel Nicolau y Pedro Villar, ha sido un placer poder trabajar y aprender con vosotros. Gracias por todo el tiempo y esfuerzo que habéis dedicado, pero sobre todo, por vuestra empatía. Gracias a Olivia Lorente Casalini, por ayudarme cuando pensé que los píxeles podrían conmigo.

Y por supuesto, muchísimas gracias a todas las personas que habéis hecho posible que escriba estas líneas, guiándome y apoyándome, desde aquí y desde arriba. Gracias.

7. Bibliografía

- Alday, J. G., Zaldívar, P., Torroba-Balmori, P., Fernández-Santos, B., & Martínez-Ruiz, C. (2016). Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14), 13606-13616.
- Andivia, E., Villar-Salvador, P., Tovar, L., Rabasa, S., & Rey Benayas, J. M. (2017). Multiscale assessment of woody species recruitment in Mediterranean shrublands: facilitation and beyond. *Journal of Vegetation Science*, 28(3), 639-648.
- Balaguer, L. (2016). Restauración ecológica: otra forma de hacer las cosas.
- Benayas, J. M. R., Bullock, J. M., & Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329-336.
- Chang, C. C., Halpern, C. B., Antos, J. A., Avolio, M. L., Biswas, A., Cook, J. E., ... & Zobel, D. B. (2019). Testing conceptual models of early plant succession across a disturbance gradient. *Journal of Ecology*, 107(2), 517-530.
- Chang, C. C., & Turner, B. L. (2019). Ecological succession in a changing world.
- Chauchard, S., Carcaillet, C., & Guibal, F. (2007). Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in Mediterranean mountains. *Ecosystems*, 10(6), 936-948.
- Clark, J. S., Silman, M., Kern, R., Macklin, E., & HilleRisLambers, J. (1999). Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forests. *Ecology*, 80(5), 1475-1494.
- Cornwell, W. K., & Ackerly, D. D. (2009). Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. *Ecological Monographs*, 79(1), 109-126.

- Cruz-Alonso V, Ruiz-Benito P, Villar-Salvador P, Rey-Benayas JM (2019) Long-term recovery of multifunctionality in Mediterranean forests depends on restoration strategy and forest type. *J Appl Ecol* 56:745–757.
- Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Rey Benayas, J. M., & Michalet, R. (2010). Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *Journal of Ecology*, 98(3), 687-696.
- DOCM. 1999. Decreto 204/1999, de 21-01-99, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Alto Tajo y se inicia el procedimiento de declaración del Parque Natural del Alto Tajo, Monumento Natural del Nacimiento del Río Cuervo y de la Microreserva de Flora de los Prados Húmedos de Torremocha del Pinar. *Diario Oficial Castilla-La Mancha*.DOCM 61: 6473-6544.
- Debain, S., Chadœuf, J., Curt, T., Kunstler, G., & Lepart, J. (2007). Comparing effective dispersal in expanding population of *Pinus sylvestris* and *Pinus nigra* in calcareous grassland. *Canadian journal of forest research*, 37(4), 705-718.
- Debussche, M., & Lepart, J. (1992). Establishment of woody plants in Mediterranean old fields: opportunity in space and time. *Landscape Ecology*, 6(3), 133-145.
- Dorrough, J., & Moxham, C. (2005). Eucalypt establishment in agricultural landscapes and implications for landscape-scale restoration. *Biological conservation*, 123(1), 55-66.
- Higgs, E., Falk, D. A., Guerrini, A., Hall, M., Harris, J., Hobbs, R. J., ... & Throop, W. (2014). The changing role of history in restoration ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(9), 499-506.
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., ... & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 1-7.
- Kopecký, M., & Čížková, Š. (2010). Using topographic wetness index in vegetation ecology: does the algorithm matter?. *Applied Vegetation Science*, 13(4), 450-459.

- Kraft, N. J., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., & Levine, J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional ecology*, 29(5), 592-599.
- Martín Duque, J. F., Martín Moreno, C., Nicolau Ibarra, J. M., Sanz Santos, M. A., & Lucía Vela, A. (2009). Impacto hidrogeomorfológico de las minas y escombreras de Peñalén (Guadalajara) sobre el Parque Natural del Alto Tajo. *Cuaternario y geomorfología*, 23(3-4), 27-44.
- Martín-Forés, I., Magro, S., Bravo-Oviedo, A., Alfaro-Sánchez, R., Espelta, J. M., Frei, T., ... & Valladares, F. (2020). Spontaneous forest regrowth in South-West Europe: Consequences for nature's contributions to people. *People and Nature*, 2(4), 980-994.
- Martín Moreno, C. (2013). Cuantificación de la producción de sedimentos en la zona minera del Parque Natural del Alto Tajo. Tesis doctoral. Facultad de Geología. Universidad Complutense de Madrid
- Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Rebollo, S., Leverkus, A. B., Pesendorfer, M. B., ... & Rey-Benayas, J. M. (2021). Caching territoriality and site preferences by a scatter-hoarder drive the spatial pattern of seed dispersal and affect seedling emergence. *Journal of Ecology*, 109(6), 2342-2353.
- Meli, P., Holl, K. D., Rey Benayas, J. M., Jones, H. P., Jones, P. C., Montoya, D., & Moreno Mateos, D. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *Plos one*, 12(2), e0171368.
- Moreno-de Las Heras, M., Nicolau, J. M., & Espigares, T. (2008). Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological engineering*, 34(2), 168-178.
- Moreno-de las Heras, M., Díaz-Sierra, R., Nicolau, J. M., & Zavala, M. A. (2011). Evaluating restoration of man-made slopes: a threshold approach balancing

- vegetation and rill erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 36(10), 1367-1377.
- Nicolau, J. M. (2003). Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degradation & Development*, 14(2), 215-226.
- Perea, R., & Gil, L. (2014). Tree regeneration under high levels of wild ungulates: The use of chemically vs. physically-defended shrubs. *Forest Ecology and Management*, 312, 47-54.
- Perring, M. P., Erickson, T. E., & Brancalion, P. H. (2018). Rocketing restoration: Enabling the upscaling of ecological restoration in the Anthropocene. *Restoration Ecology*, 26(6), 1017-1023.
- Prach, K., & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites.
- Primack, R. (2008). "A Primer of Conservation Biology" ISBN 978-8-87893-692-2
- Santos, J. L., & Matthews, D. B. (2021). DETERMINANTES DEL CAMBIO POBLACIONAL EN LA PROVINCIA DE GUADALAJARA DE 1960 A LA ACTUALIDAD. *D'ECONOMÍA*, (1), 21-34.
- Smit, C., den Ouden, J., & Díaz, M. (2008). Facilitation of *Quercus ilex* recruitment by shrubs in Mediterranean open woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 19(2), 193-200.
- Society for Ecological Restoration Science & Policy Working Group. 2002. The SER primer on ecological restoration. [www.ser.org/] Acceso el 7 de julio de 2021
- Sörensen, R., Zinko, U., & Seibert, J. (2006). On the calculation of the topographic wetness index: evaluation of different methods based on field observations. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10(1), 101-112.
- Thompson, John N. "ecological succession". *Encyclopedia Britannica*, 25 Sep. 2018, [www.britannica.com/science/ecological-succession] Acceso día 5 de junio de 2021

- Vidal-Macua, J. J., Nicolau, J. M., Vicente, E., & Moreno-de Las Heras, M. (2020). Assessing vegetation recovery in reclaimed opencast mines of the Teruel coalfield (Spain) using Landsat time series and boosted regression trees. *Science of The Total Environment*, 717, 137250.
- Walker, L. R., & del Moral, R. (2011). Primary succession. eLS.
- Zapico, I., Laronne, J. B., Martín-Moreno, C., Martín-Duque, J. F., Ortega, A., & Sánchez-Castillo, L. (2017). Baseline to Evaluate Off-Site Suspended Sediment-Related Mining Effects in the Alto Tajo Natural Park, Spain. *Land Degradation & Development*, 28(1), 232-242.
- Zapico Alonso, I. (2017). Transporte de sedimentos y restauración geomorfológica en la zona minera del parque natural del Alto Tajo (Guadalajara, España).
- Zapico, I., Duque, J. F. M., Bugosh, N., Laronne, J. B., Ortega, A., Molina, A., ... & Castillo, L. S. (2018). Geomorphic reclamation for reestablishment of landform stability at a watershed scale in mined sites: The Alto Tajo Natural Park, Spain. *Ecological Engineering*, 111, 100-116.
- Zahawi, R. A., Reid, J. L., & Holl, K. D. (2014). Hidden costs of passive restoration. *Restoration Ecology*, 22(3), 284-287.

ANEXO 1

1. Cobertura

1.1. Mina M^a José

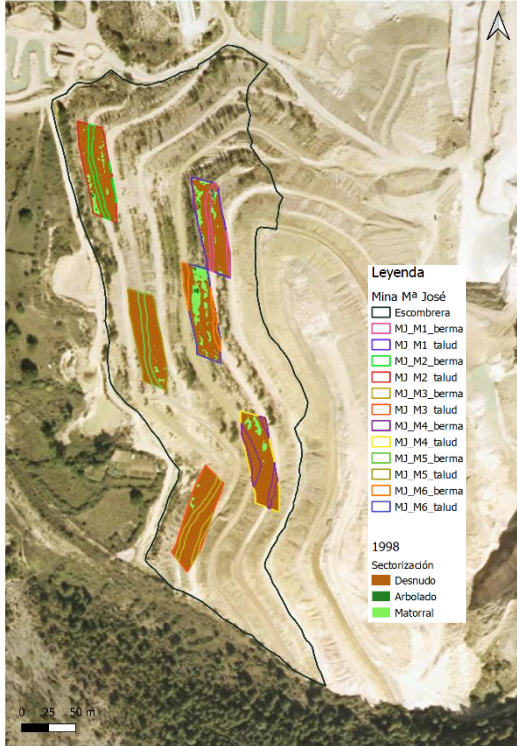


Figura1: Cobertura M^a José año 1998

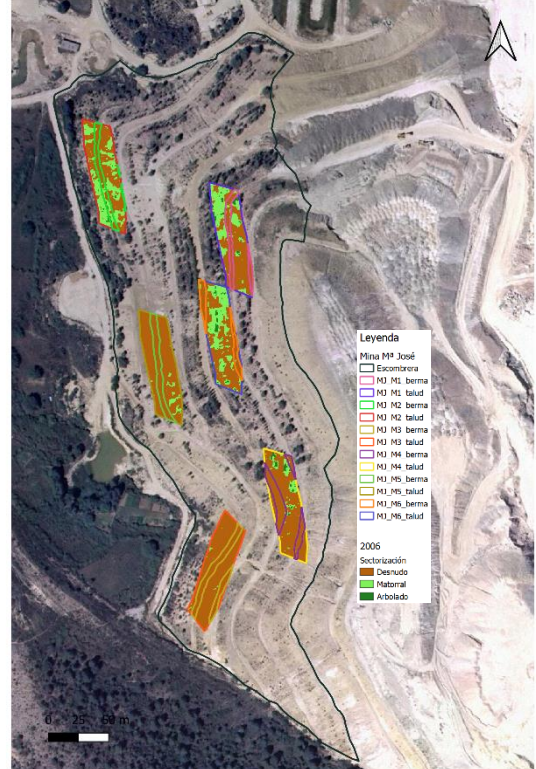


Figura2: Cobertura M^a José año 2006

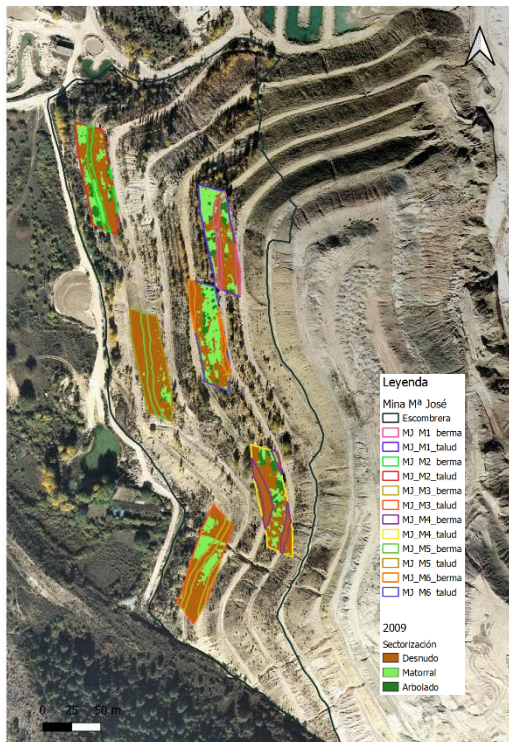


Figura3: Cobertura M^a José año 2009

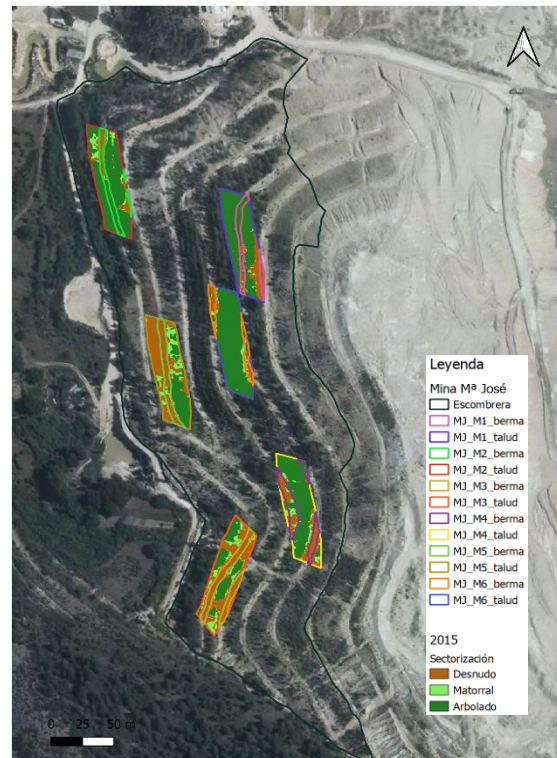


Figura 4: Cobertura M^a José año 2015

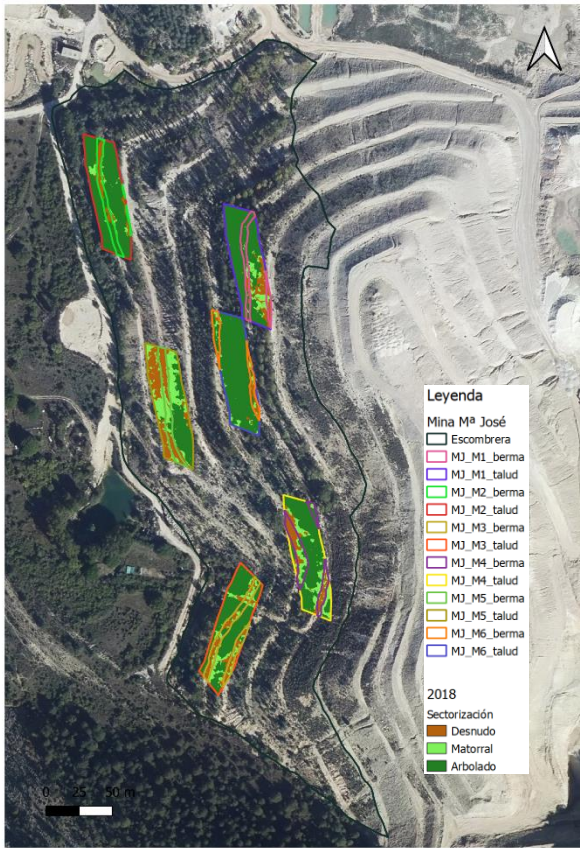


Figura 5: Cobertura Mª José año 2018

1.2 Mina Nuria



Figura 6: Cobertura mina Nuria año 1998

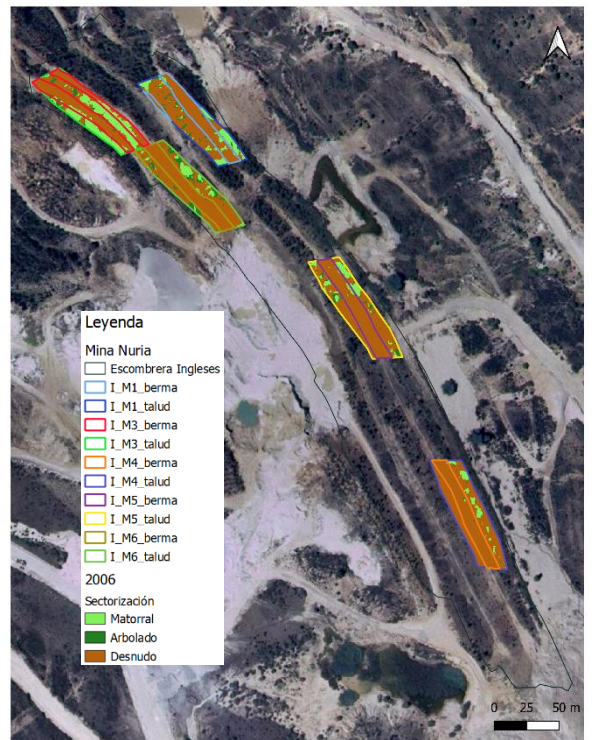


Figura 7: Cobertura mina Nuria año 2006

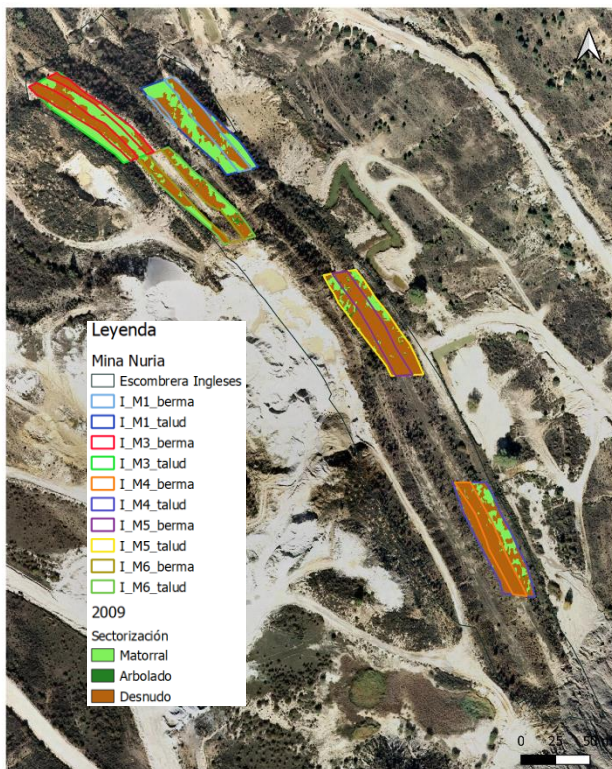


Figura 8: Cobertura mina Nuria año 2009

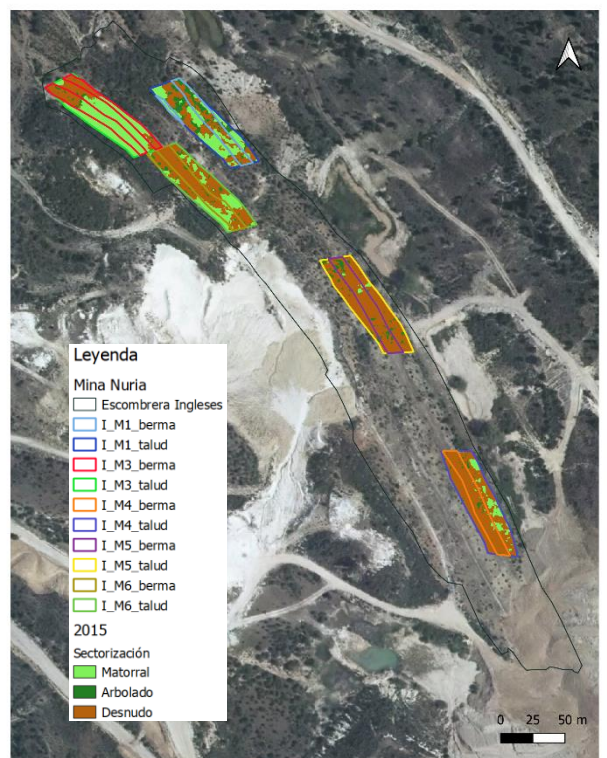


Figura 9: Cobertura mina Nuria año 2015

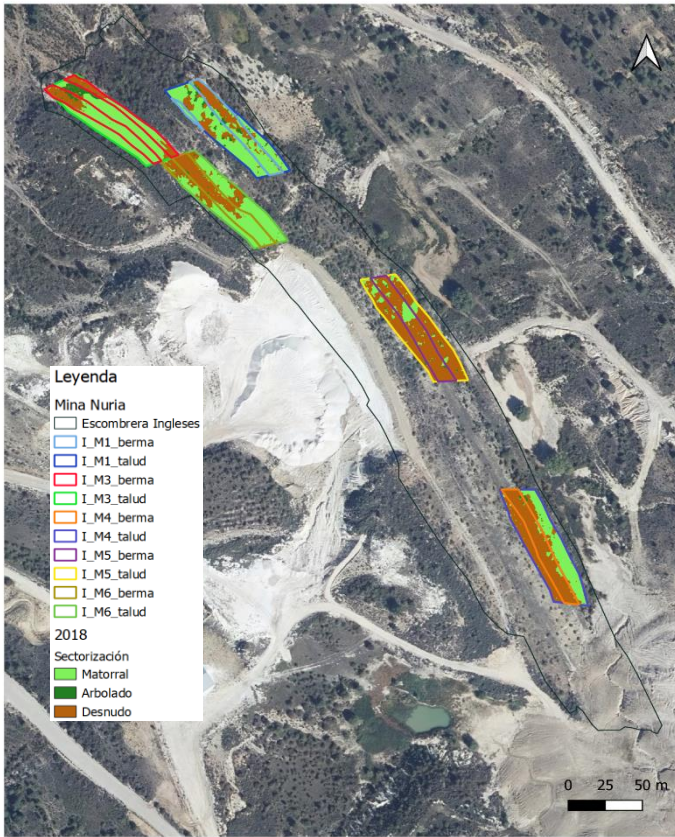


Figura 10: Cobertura mina Nuria año 2018

1.3 Zona Agrícola Poveda 1

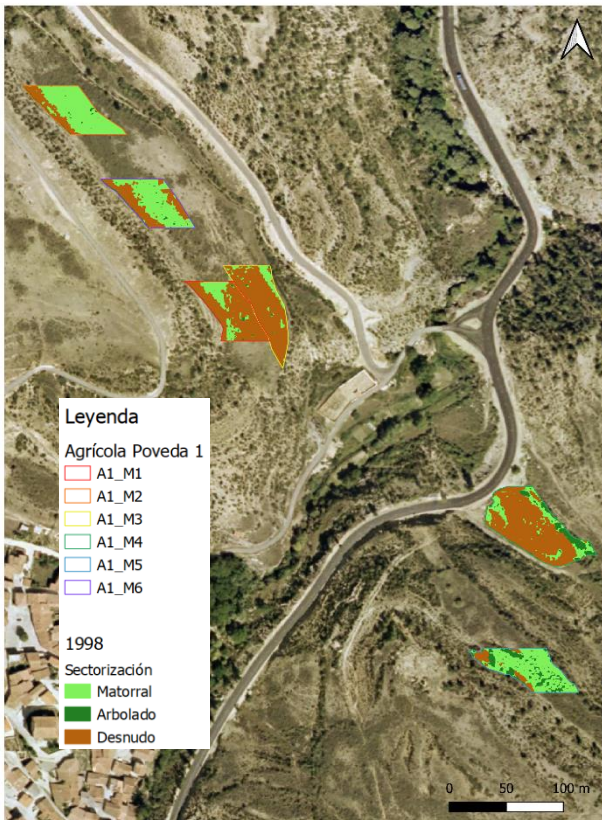


Figura 11: Cobertura Zona Agrícola 1 año 1998

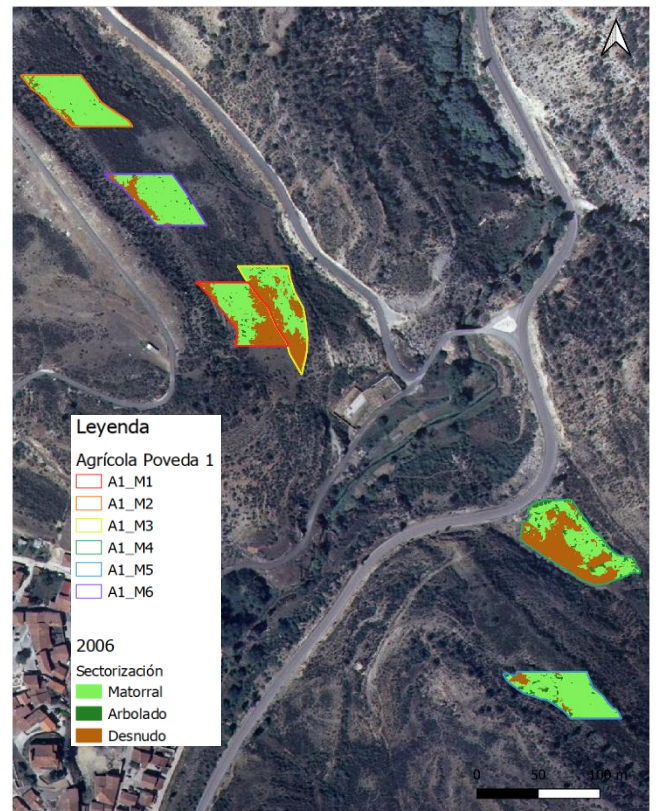


Figura 12: Cobertura Zona Agrícola 1 año 2006

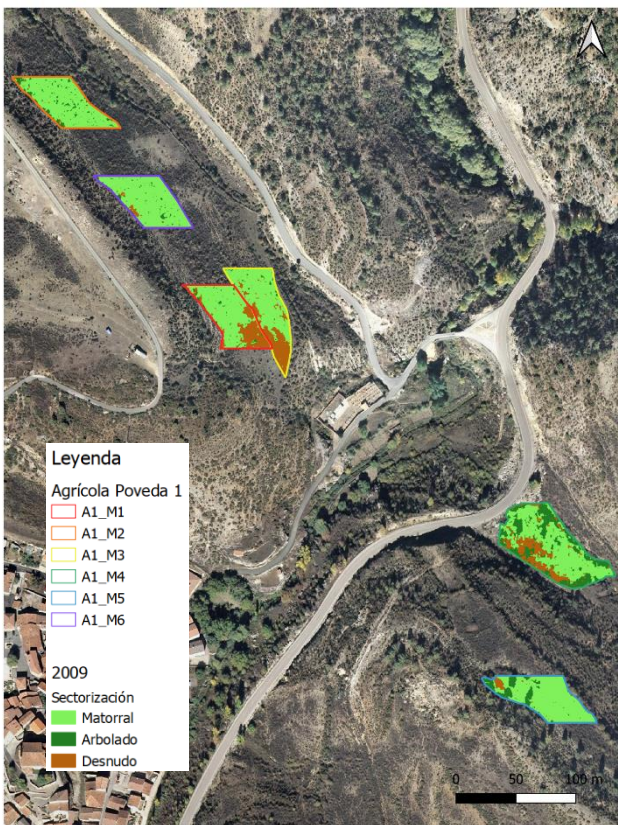


Figura 13 :Cobertura Zona Agrícola 1 año 2009

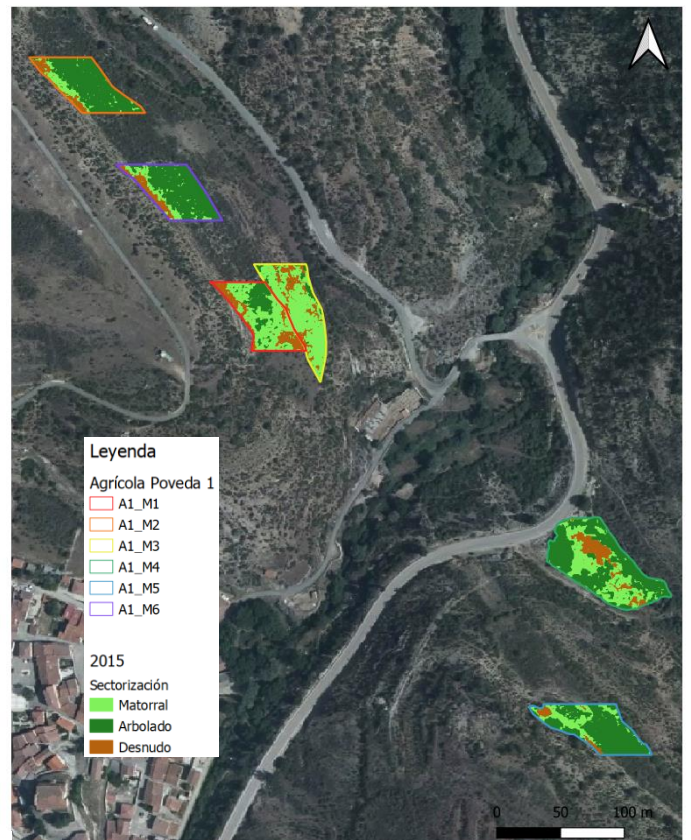


Figura 14: Cobertura Zona Agrícola 1 año 2015

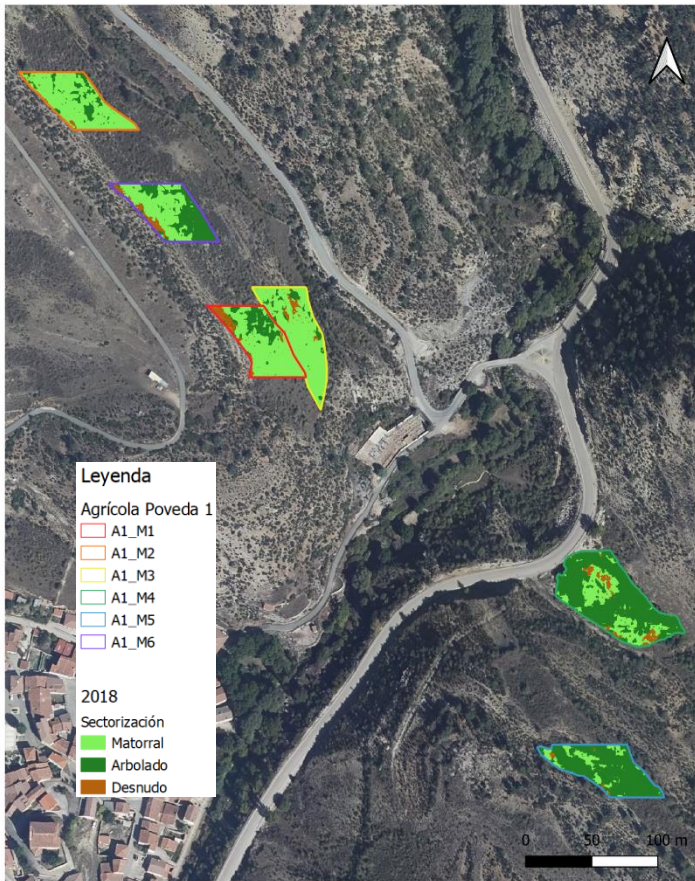


Figura 15: Cobertura Zona Agrícola 1 año 2018

1.4 Zona Agrícola Poveda 2

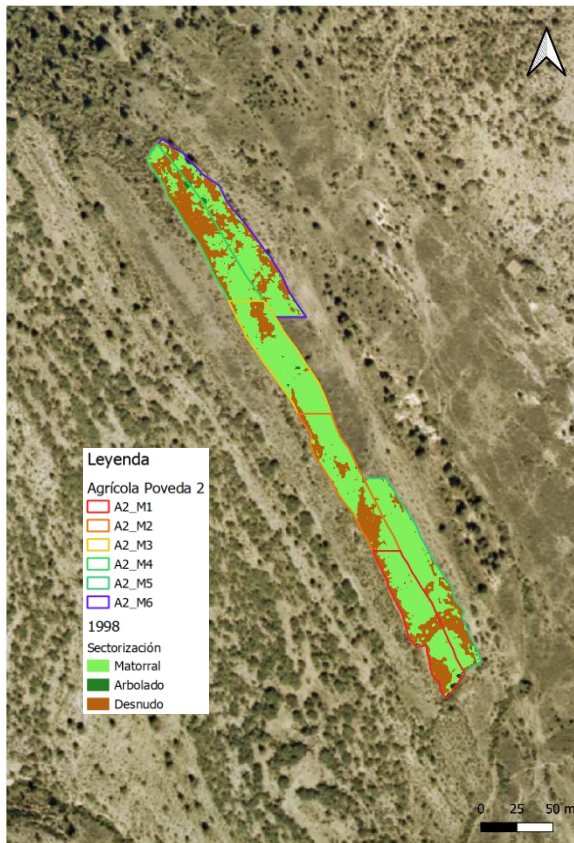


Figura 16: Cobertura Zona Agrícola 2 año 1998

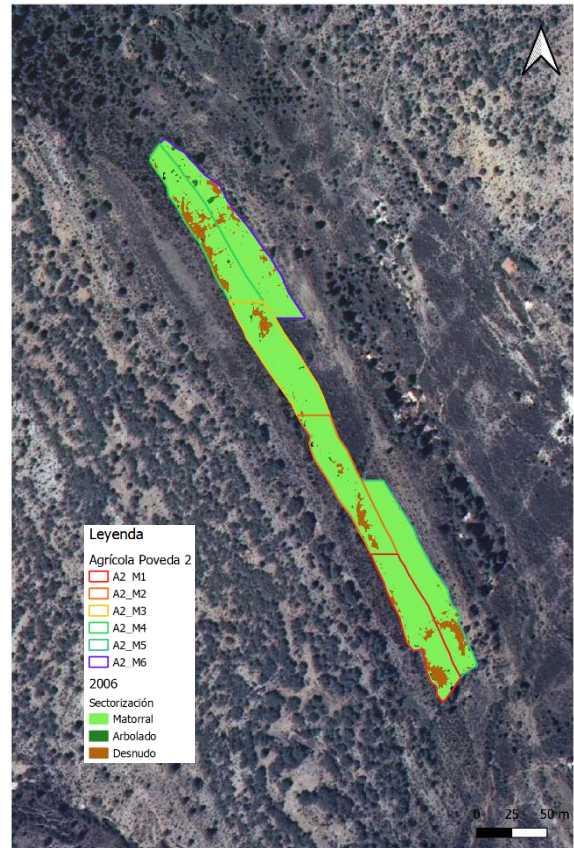


Figura 17: Cobertura Zona Agrícola 2 año 2006

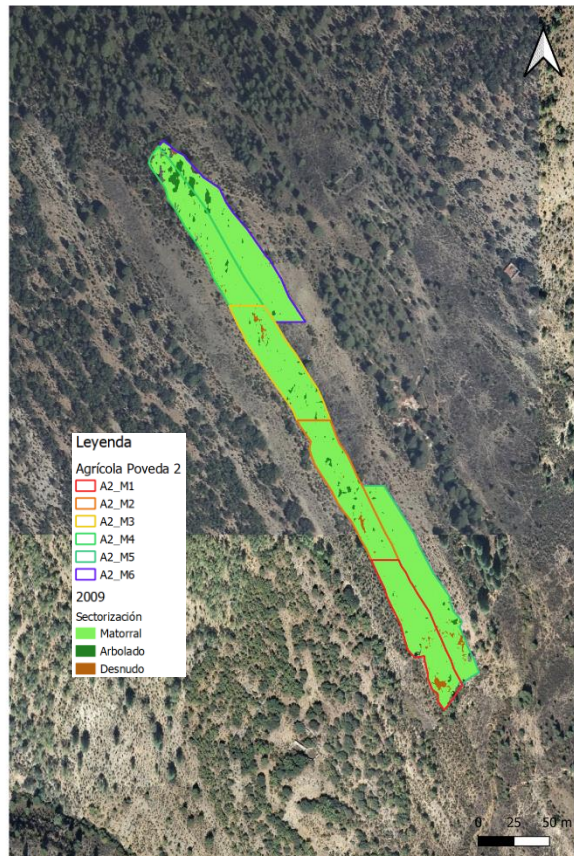


Figura 18: Cobertura Zona Agrícola 1 año 2009

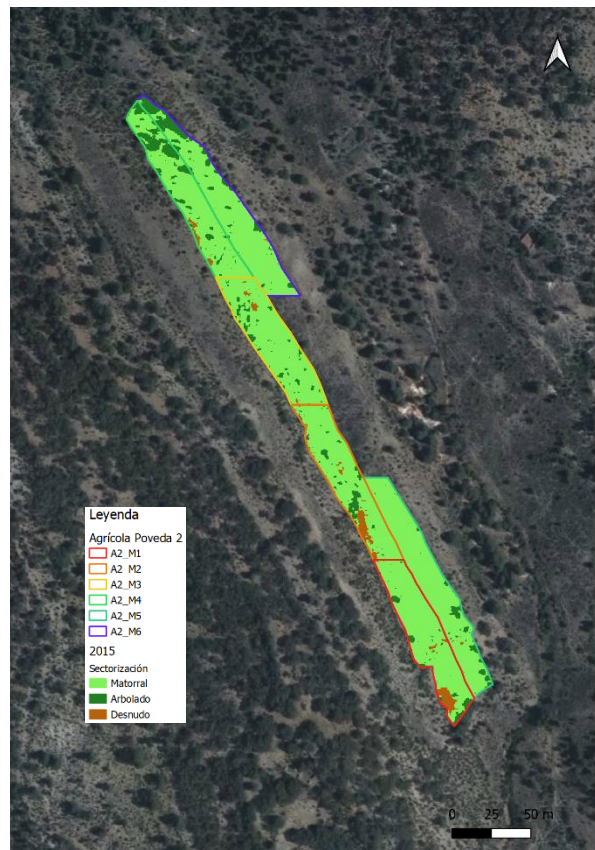


Figura 19: Cobertura Zona Agrícola 2 año 2015

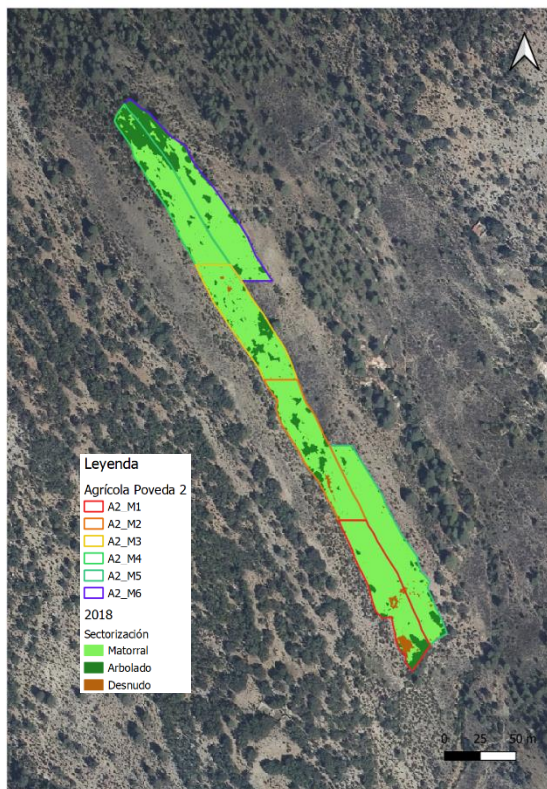


Figura 20: Cobertura Zona Agrícola 2 año 2018

1.5 Zona Agrícola Poveda 3

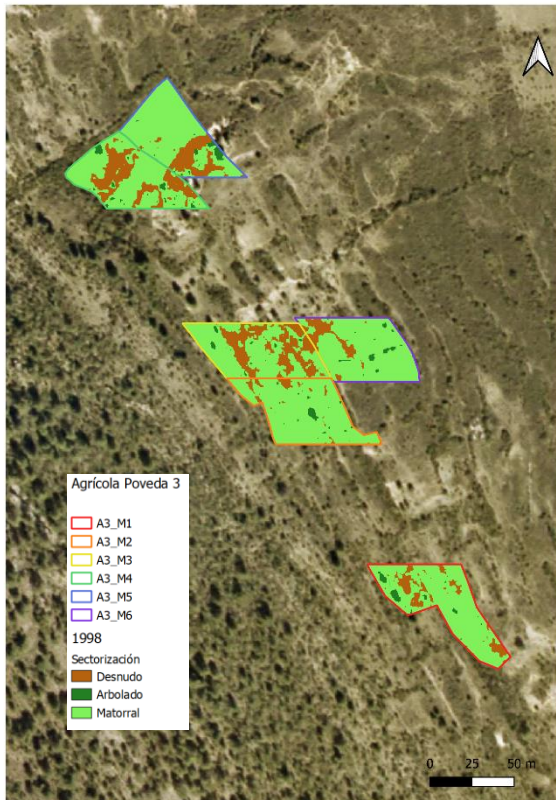


Figura 21: Cobertura Zona Agrícola 3 año 1998

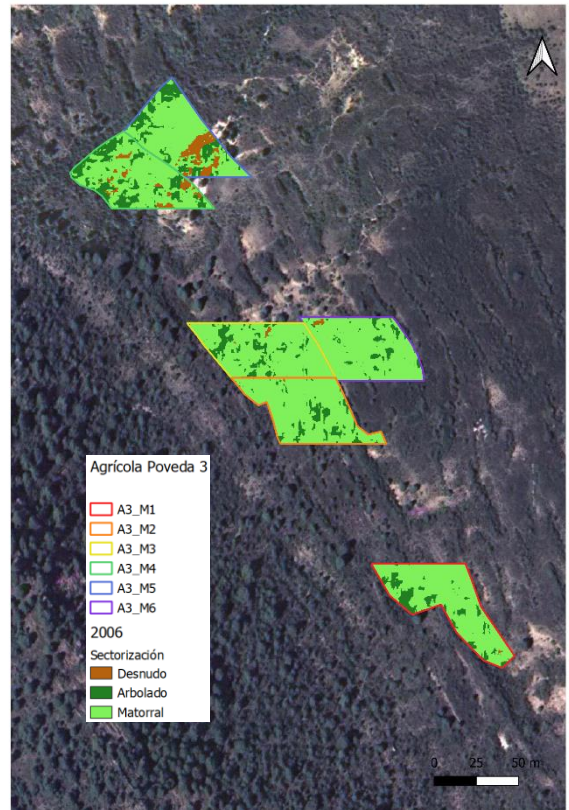


Figura 22: Cobertura Zona Agrícola 3 año 2006

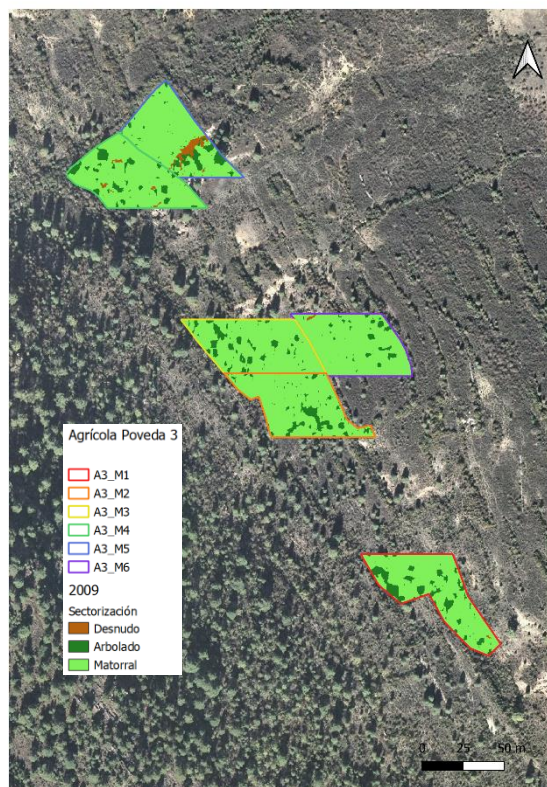


Figura 23: Cobertura Zona Agrícola 3 año 2009

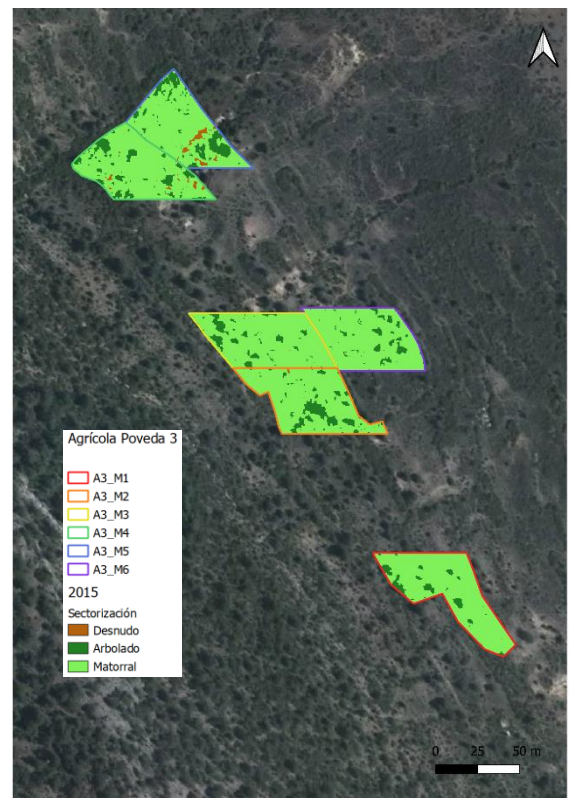


Figura 24: Cobertura Zona Agrícola 3 año 2015

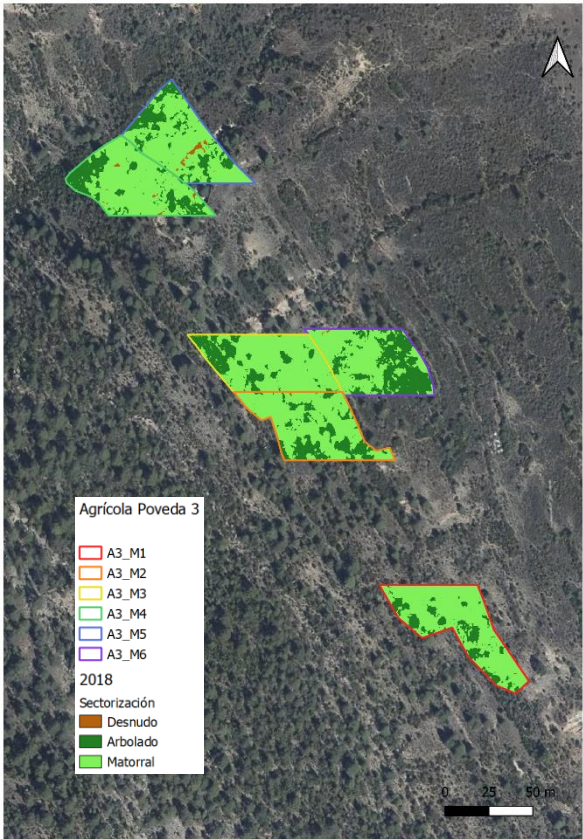


Figura 25: Cobertura Zona Agrícola 3 año 2018

2. Mapa Índice de Humedad TWI

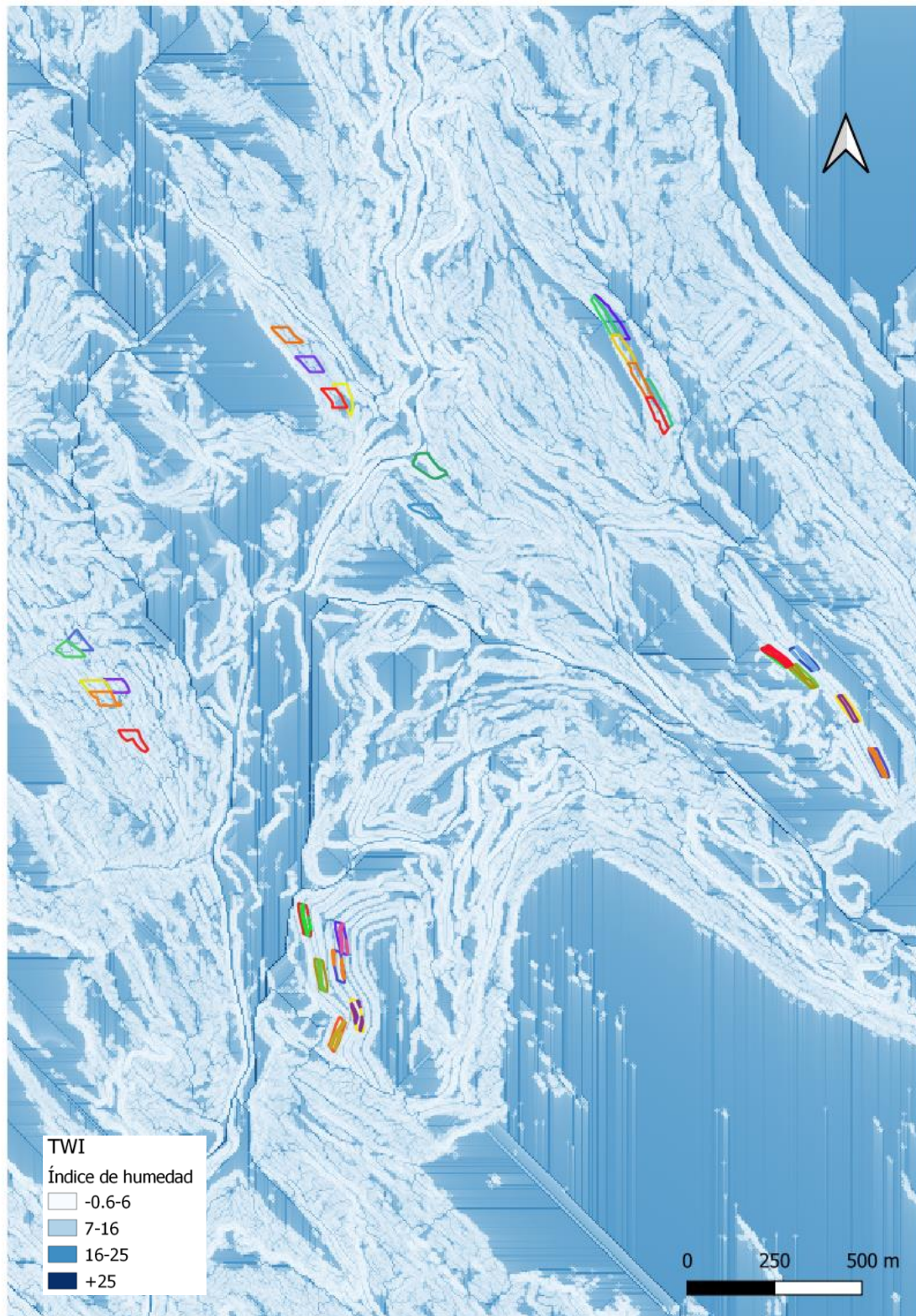


Figura 26: Mapa del Índice de Humedad, con todas las zonas de estudio marcadas

3. Propágulos

- Minas

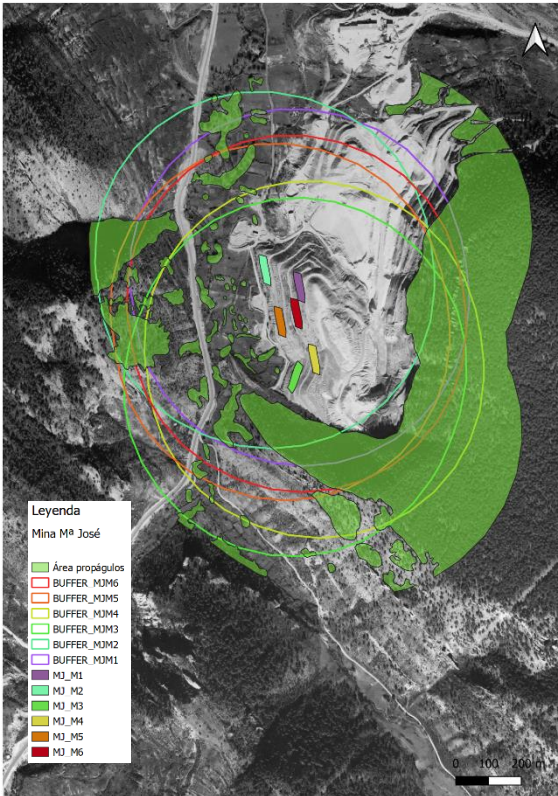


Figura 27: Mapa que muestra la presión de propágulos en la mina Mª José

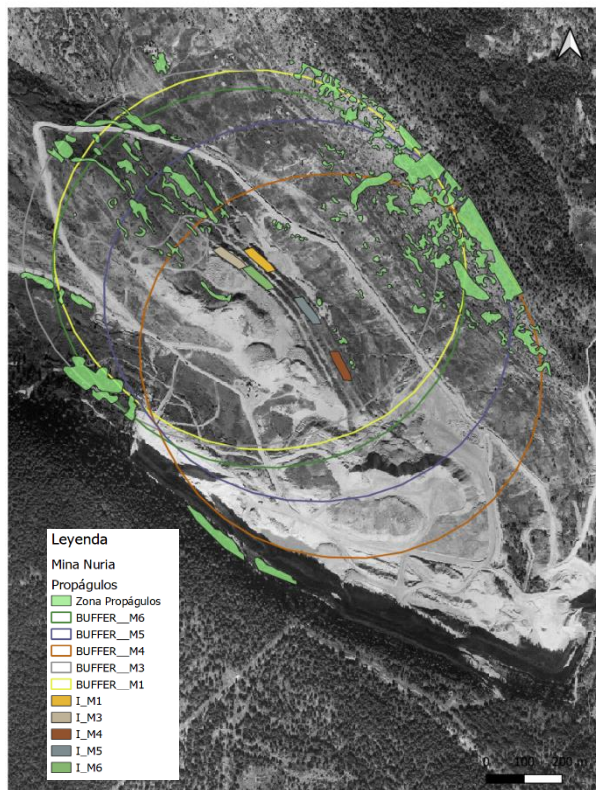


Figura 28: Mapa que muestra la presión de propágulos en la mina Nuria

- Zonas Agrícolas Poveda

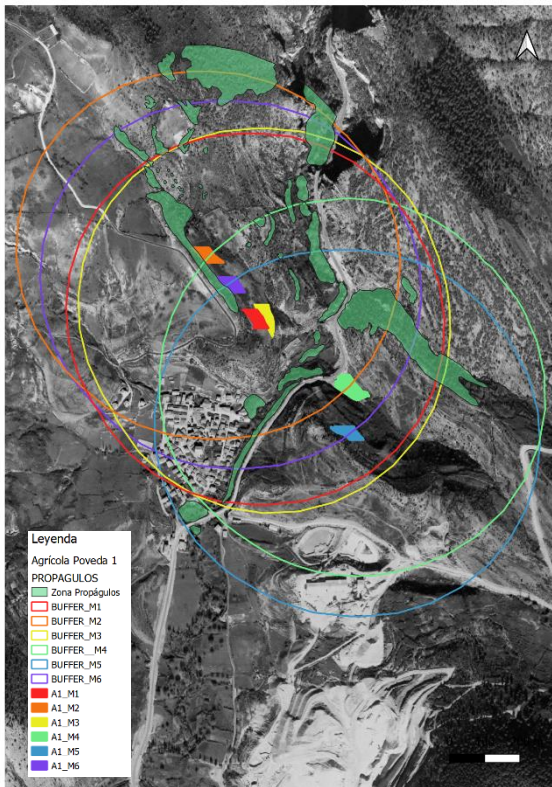


Figura 29: Mapa que muestra la presión de propágulos en la Zona Agrícola Poveda 1

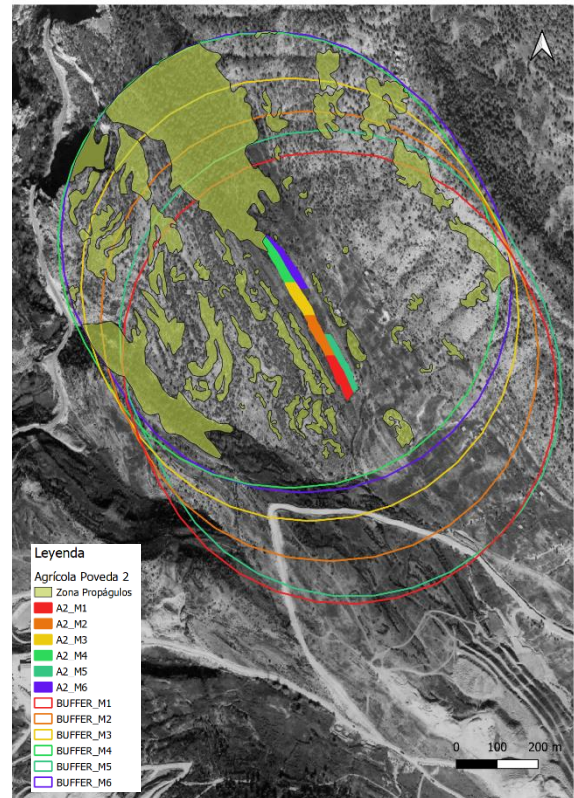


Figura 30: Mapa que muestra la presión de propágulos en la Zona Agrícola Poveda 2

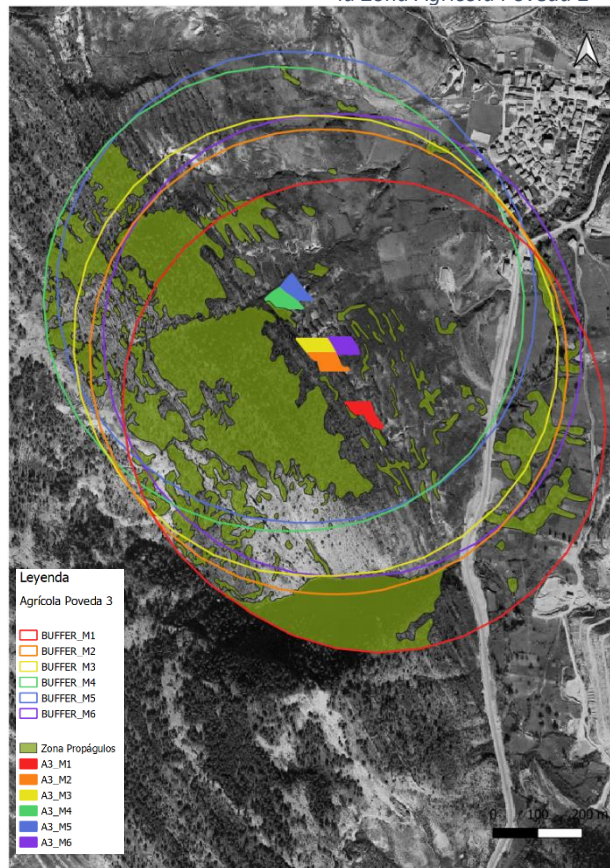


Figura 31: Mapa que muestra la presión de propágulos en la Zona Agrícola Poveda 1

ANEXO II

1. Zonas Agrícolas

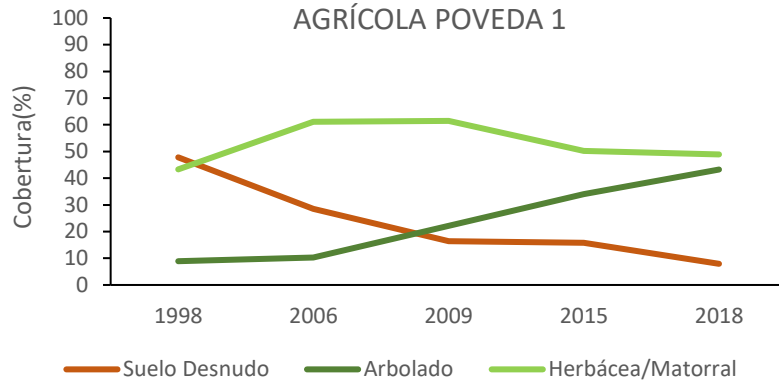


Figura 1: Evolución de la cobertura en Zona Agrícola Poveda 1

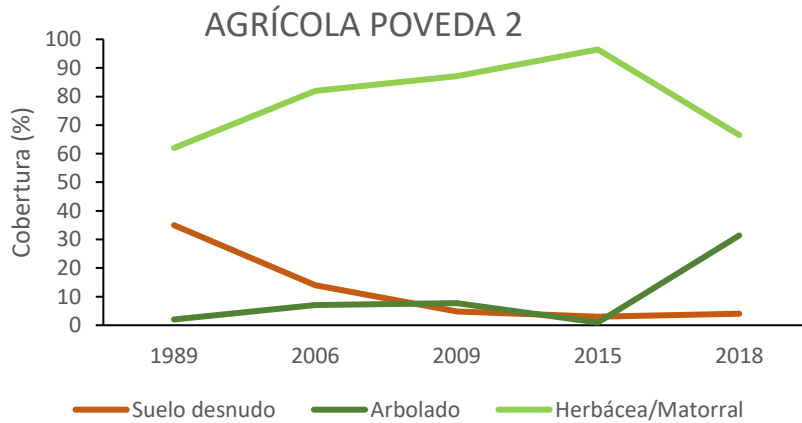


Figura 2: Evolución de la cobertura en Zona Agrícola Poveda 2

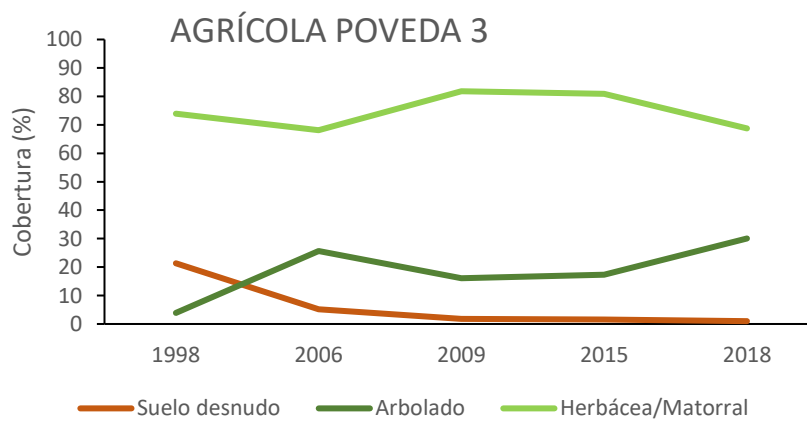


Figura 3: Evolución de la cobertura en Zona Agrícola Poveda 3

2. Zonas mineras

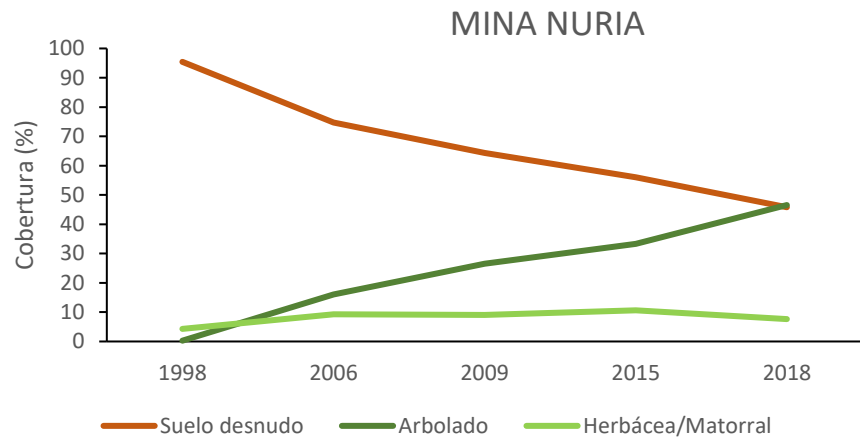


Figura 4: Evolución de la cobertura en la mina Nuria

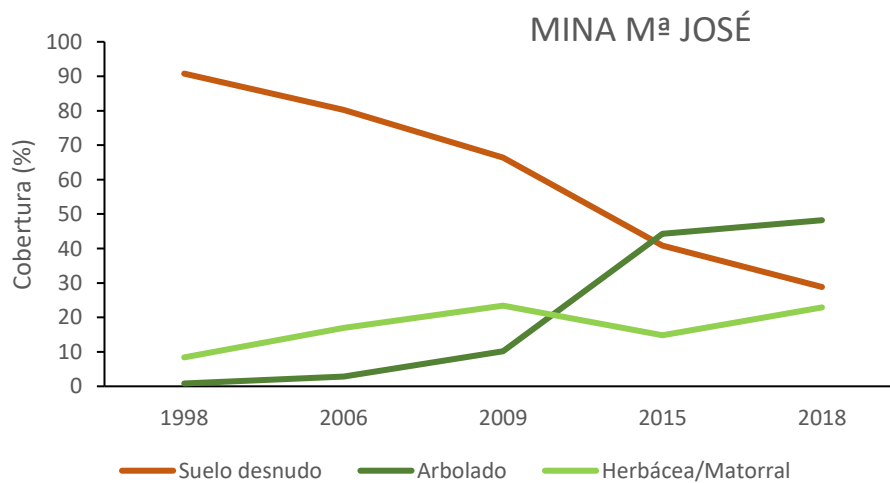


Figura 5: Evolución de la cobertura en la mina M^a José