

Criterios ecohidrológicos para el establecimiento de *Quercus ilex* y *Pinus nigra* en laderas restauradas de la mina El Moral (Utrillas, Teruel).



Autor: Eduardo Vicente Bartolí.

Director: Dr. José Manuel Nicolau Ibarra.

Codirectora: Dra. M^a Tíscar Espigares Pinilla.

Huesca, 24 de junio de 2014.

Grado en Ciencias Ambientales



**Escuela Politécnica
Superior - Huesca
Universidad Zaragoza**

Agradecimientos

A mis directores del TFG, José Manuel Nicolau y Tíscar Espigares, por su apoyo, asesoramiento, de los que no he dejado de aprender en ningún momento y gracias a los cuales la realización de este trabajo ha sido tan agradable; a Mariano Moreno las Heras, Patricio García-Fayos, Esther Bochet y Antonio López por su inestimable colaboración y al ayuntamiento de Utrillas por su cooperación. Este trabajo ha contado con la financiación del proyecto del Ministerio de Economía y Competitividad CGL2010-21754-C0-02.

Índice

Resumen	1
1 Introducción	2
2. Material y métodos	6
2.1 Área de estudio.....	6
2.1.1 Cuenca lignitífera de Teruel	6
2.1.2 Área experimental de Utrillas	7
2.2 Diseño experimental:	10
2.3 Variables registradas	13
2.4 Análisis estadístico.....	15
3 Resultados	15
3.1 Ladera I	15
3.2 Ladera II.....	20
3.3 Pluviometría.....	23
4 Discusión	23
4.1 Papel de <i>Genista scorpius</i> como planta nodriza en la ladera I.....	23
4.2 Papel de las manchas de <i>Lolium perenne</i> como islas de fertilidad en la ladera II.....	26
4.3 Implicaciones para la restauración de ecosistemas.....	27
5 Conclusiones.....	28
6 Recomendaciones	28
7 Bibliografía	30

Resumen

La restauración ecológica en minería hace necesaria la integración de factores bióticos y abióticos. Para que esto se lleve a cabo de la forma más correcta y eficiente posible se deben comprender las variables geomorfológicas, hidrológicas y las relaciones que se dan entre las comunidades biológicas del ecosistema. Todo ello se puede concretar como los procesos ecohidrológicos, y el éxito de una restauración minera depende en gran medida de ellos. En esta línea se ha llevado a cabo el presente trabajo, en el que se han estudiado las ventajas en el establecimiento de *Pinus nigra* y *Quercus ilex* que proporcionan distintas unidades ecohidrológicas presentes en una mina restaurada; concretamente arbustos de *Genista scorpius* con el papel de plantas nodriza y manchas de vegetación de *Lolium perenne* que funcionan como áreas importadoras de agua según el modelo TTRP. Los resultados muestran que *Genista scorpius* facilita a las especies introducidas favoreciendo su crecimiento junto a ella, hecho mucho más notable en el caso de *Pinus nigra* y en las posiciones en las que la planta nodriza proporciona más sombra. Por otro lado, las manchas de *Lolium perenne* mejoraron la supervivencia y el crecimiento de los individuos que fueron introducidos en ellas. Por ello se propone que en próximas restauraciones, en laderas con niveles intermedios de erosión, se aprovechen las microformas del relieve que funcionan como sumideros según el modelo TTRP para introducir plantones de *Pinus nigra* y *Quercus ilex*; y en el caso de laderas con niveles bajos de erosión y que presenten individuos de *Genista scorpius*, se utilicen las zonas sombreadas por estos para la revegetación con estas dos especies.

Palabras clave: *restauración, facilitación, planta nodriza, mancha, claro, ladera, escorrentía.*

1 Introducción

La minería de carbón a cielo abierto produce grandes y diversos impactos ambientales, viéndose afectados prácticamente todos los niveles de los ecosistemas, desde la geología y geomorfología hasta el suelo y vegetación (Nicolau, 2003). De este modo se deduce que los servicios ambientales que prestan se ven reducidos en gran medida dependiendo de la magnitud de la perturbación causada por la actividad.

Para tratar de recuperarlos tras este tipo de impactos se hace necesaria su restauración, y esta debe acometerse atendiendo a los niveles que se han visto afectados. Por lo tanto, debe llevarse a cabo en tres fases: restauración del relieve, restauración del suelo y revegetación (Nicolau & Moreno-de las Heras, 2006).

La teoría parece clara, sin embargo la realidad es mucho más compleja, prueba de ello es el escaso éxito que han tenido muchas restauraciones mineras. Por ejemplo, en la provincia de Teruel se abrieron 24 minas a cielo abierto desde 1976 y su restauración, forzada legalmente, ha quedado lejos de ser satisfactoria debido a fallos en su ejecución (Moreno-de las Heras *et al.* 2008). Del mismo modo, gran parte de las políticas de restauración forestal en España se muestran insuficientes (Hernández, 2013).

La conclusión general es que el fracaso de estos proyectos radica en el desconocimiento del funcionamiento de los ecosistemas y los requerimientos de las especies que los integran (Jordano *et al.* 2002). En respuesta a este hecho, se han llevado a cabo numerosos proyectos de investigación orientados a comprender las fuerzas que rigen su evolución, dinámica y comportamiento.

Una parte de estos trabajos se ha encargado de estudiar los fenómenos que causan su degradación, dando especial protagonismo a la erosión hídrica; mientras que otras investigaciones han profundizado en la dinámica de las poblaciones vegetales y las interacciones entre sus individuos.

Los ecosistemas que presentan laderas con suelo desprovisto de vegetación son más susceptibles a la erosión, aumentando el riesgo de pérdida de suelo y por lo tanto de ver mermada su capacidad de albergar vida (García-Fayos, 2008). Por ello, en el contexto de la restauración de ecosistemas tras minería a cielo abierto, cobran importancia los estudios sobre las interacciones entre la erosión hídrica y la vegetación.

García-Fayos (2008) describe estas interacciones como una relación bilateral, de modo que la vegetación influye sobre la erosión aumentando la coherencia del suelo, la capacidad de infiltración, protege del impacto de las gotas de lluvia y frena la escorrentía. A su vez, la erosión afecta a la vegetación directamente descalzando raíces, arrastrando propágulos y horizontes superficiales, lo que termina resultando en un empobrecimiento de la riqueza específica y de la cobertura vegetal.

La figura 1 muestra un modelo propuesto por Thornes (2004), con algunas modificaciones de Moreno-de las Heras (2009), en el que se sintetizan las distintas trayectorias de evolución que puede tomar un sistema de ladera en función del dominio de la erosión o de la vegetación.

Según este modelo, cuando se produce un mayor desarrollo de la erosión frente al de la vegetación, el ecosistema se ve sometido a fuerzas de carácter abiótico que conducirán a la ladera a un estado de erosión y de degradación máximas; mientras que en el caso contrario primará el control biótico, lo que derivará en un máximo desarrollo de la vegetación. Cuando las fuerzas bióticas y abióticas se equiparan ocurre una situación de inestabilidad en la que, dependiendo de las contingencias, el ecosistema puede tomar cualquiera de las trayectorias de evolución expuestas.

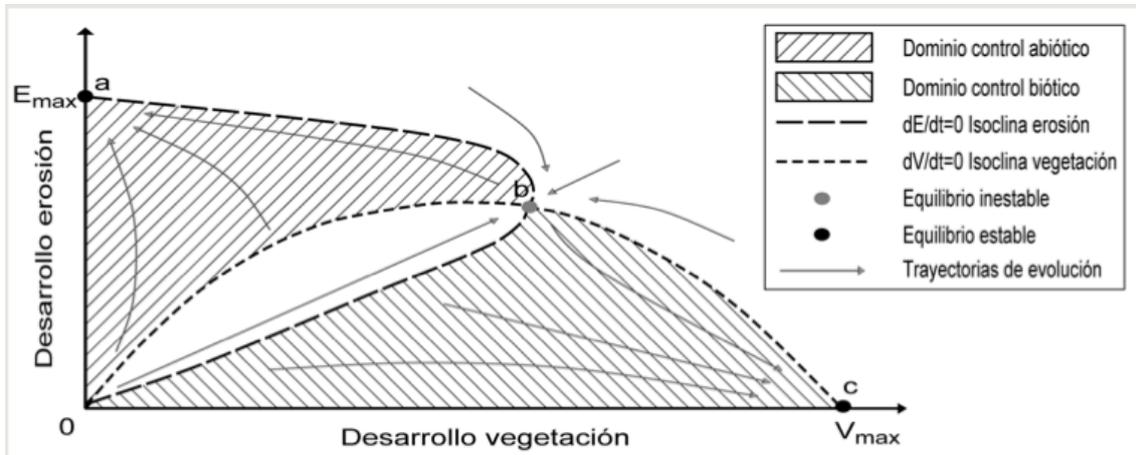


Figura 1: Efecto combinado en un sistema de ladera del desarrollo de la vegetación y la erosión en ambientes mediterráneos. Tomado de Thornes (2004) con modificaciones de Moreno-de las Heras (2009).

De todos modos, hay que recordar que la principal fuerza que desencadena la erosión hídrica es la gravedad, a través de la cual el relieve tiende a equilibrarse tras verse modificado. Esto implica que el diseño geomorfológico es el paso más importante para evitar que este fenómeno contribuya en mayor medida al fracaso de una restauración ecológica, orientándolo a un manejo experto de la escorrentía y basándolo en el concepto de cuenca hidrográfica (Nicolau, 2003).

También hay que resaltar que la hidrología de las laderas puede afectar a los procesos ecológicos que se dan en las mismas. Un ejemplo de ello es lo explicado por el modelo TTRP (Trigger-Transfer-Reserve-Pulse) propuesto por Ludwig *et al.* (2005) para sistemas áridos y semiáridos. Según este marco conceptual, en ambientes secos con cobertura vegetal discontinua, las comunidades se organizan en un patrón espacial de manchas y claros que responde a un flujo de recursos (principalmente agua) desde los claros exportadores hacia las manchas de vegetación importadoras. Como indica la figura 2 tras un evento de lluvia se produce una transferencia de recursos que genera un pulso de crecimiento en las manchas de vegetación.

Este modelo se ha demostrado funcional en laderas restauradas de la minería a cielo abierto en Utrillas (Espigares *et al.* 2012), en las que se han identificado diversos tipos de manchas (unidades ecohidrológicas) importadoras, como manchas de gramíneas sembradas (*Lolium* sp.) o espontáneas (*Brachypodium* sp.), etc, (Merino-Martín *et al.* 2012).

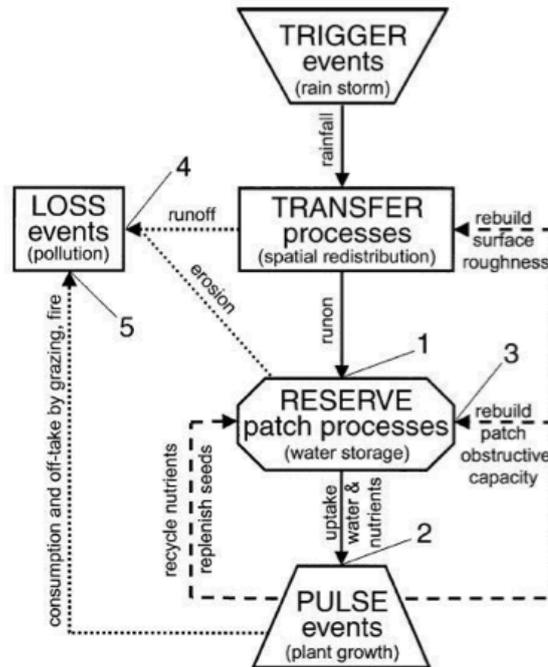


Figura 2: marco conceptual TTRP, tomado de Ludwig et al. (2005).

Los otros trabajos que tienen interés para la restauración son los que se encargan de las interacciones que se dan entre los individuos que conforman los ecosistemas. Destacan así las investigaciones sobre la facilitación entre plantas, entendiéndose esta como un fenómeno que consiste en que una especie mejora la supervivencia, crecimiento o estado general de otra (Callaway, 1995).

Los mecanismos a través de los que se produce son diversos:

Se ven modificados determinados recursos de forma favorable para las plantas facilitadas, como la luz, humedad del suelo, oxigenación del suelo y disponibilidad de nutrientes; además se mejoran condiciones como la temperatura y características físicas del sustrato. También se han comprobado otros efectos positivos, como la protección frente a la herbivoría, concentración y germinación de propágulos... etc (Callaway, 1995).

En la naturaleza se dan combinaciones complejas entre competencia y facilitación; de hecho, en ocasiones una interacción positiva que sucede entre dos individuos puede tornarse negativa, produciéndose entonces un balance entre facilitación y competencia en función de determinados factores, asociados normalmente a un gradiente de estrés (Zamora et al. 2008).

De ello deriva la hipótesis del gradiente de estrés, también conocida como SGH (Stress-Gradient Hypothesis), la cual indica que la relación entre la facilitación en plantas y el grado de perturbación al que se ven sometidas es inversa, es decir, en condiciones desfavorables primarán las interacciones positivas entre individuos, mientras que estas serán menos evidentes o incluso negativas cuando las condiciones sean favorables (Brooker et al. 2007).

Diversos autores han estudiado este fenómeno y los resultados han sido dispares, por lo que a lo largo del tiempo que se ha investigado la SGH han surgido controversias sobre la confirmación o no de esta hipótesis (Brooker *et al.* 2007) (Bowker *et al.* 2010).

Soliveres *et al.* (2014) sugieren que estos conflictos pueden resolverse si en las futuras investigaciones que se lleven a cabo se estudia con mayor profundidad el efecto que tienen las especies en concreto, la naturaleza del factor que produce el estrés y la escala a la que se realiza dicho estudio (interacciones entre individuos o comunidades).

Zamora *et al.* (2008) apuntan que el signo de la interacción entre plantas puede cambiar no sólo debido a los factores presentes en el medio, sino también a lo largo del tiempo. En estos casos la facilitación se mantiene durante los primeros años de vida de la planta beneficiada. Pasado este tiempo se pueden dar situaciones distintas. Si la especie favorecida tiene una morfología, longevidad y necesidades ecológicas similares a la planta facilitadora, estas acabarán por competir, ya que cuando las plántulas crezcan acabarán por demandar los mismos recursos. Sin embargo, si las características anteriormente mencionadas de la especie beneficiada son lo suficiente distintas, será menos probable que suceda un cambio de signo en la interacción cuando esta alcance una edad adulta, principalmente porque su facilitadora ya habrá muerto o se encontrará en un estado senescente. Este es un efecto visible sobretodo cuando arbustos actúan como plantas nodriza de especies arbóreas.

La gran mayoría de estudios sobre facilitación entre plantas concluyen que una de sus grandes aplicaciones es la restauración de ecosistemas, concretamente en la fase de revegetación. Esto adquiere mayor importancia cuando dicha restauración debe hacerse en ambientes áridos y semiáridos, donde las condiciones del medio son más duras y las plantas se ven sometidas a mayor estrés abiótico, lo que puede condicionar notablemente su éxito.

En este contexto se enmarca el presente TFG. En dos laderas de una mina de carbón a cielo abierto restaurada en el municipio de Utrillas, provincia de Teruel, se va a estudiar el efecto que determinadas unidades ecohidrológicas ejercen sobre el establecimiento y crecimiento de dos especies arbóreas, a saber *Quercus ilex* y *Pinus nigra*, quedando así configurado el objetivo general del trabajo. Las unidades ecohidrológicas consideradas son arbustos de la especie *Genista scorpius* actuando como planta nodriza, y manchas de vegetación de la especie *Lolium perenne*.

Los objetivos específicos son:

- Comprobar el posible efecto facilitador que el arbusto *Genista scorpius* ejerce sobre plántulas de *Pinus nigra* y *Quercus ilex* introducidos en laderas de minas de carbón restauradas.
- Determinar si la posición respecto a la planta nodriza que ocupan las especies leñosas introducidas es significativa para su establecimiento y crecimiento.
- Comprobar las posibles ventajas sobre la supervivencia y el crecimiento de *Pinus nigra* y *Quercus ilex* que ejercen las unidades ecohidrológicas constituidas por las manchas de *Lolium perenne* en las laderas restauradas.

La hipótesis que se baraja es que ambas unidades ecohidrológicas constituyen islas de fertilidad que pueden aprovecharse para mejorar el proceso de revegetación en la restauración de ecosistemas tras minería a cielo abierto.

En cuanto a la posición de los plantones respecto a la planta nodriza, se espera que se produzcan diferencias entre las localizaciones consideradas que puedan deberse al efecto sombra del arbusto o a su captación de escorrentía en la ladera, aunque habrá que esperar a los resultados para ver si esas diferencias son o no significativas.

Este TFG se ha desarrollado en el marco del proyecto CGL2010-21754-C0-02 en colaboración con los investigadores de dicho proyecto. El autor de este TFG ha participado activamente en todas las actividades del experimento: plantación, seguimiento de los plantones, monitoreo de humedad, medidas de radiación solar, de pluviometría, análisis estadístico.

2. Material y métodos

2.1 Área de estudio

2.1.1 Cuenca lignitífera de Teruel

La cuenca lignitífera de Teruel está situada en la vertiente meridional del río Ebro, concretamente entre las cuencas de los ríos Guadalupe y Martín, su clima es mediterráneo templado de carácter seco (Papadakis, 1966) siendo notablemente continental al oeste, mientras que esta cualidad disminuye conforme se avanza hacia el este, debido a la influencia mediterránea. La temperatura media anual de esta zona tiene valores comprendidos entre 11 y 14°C y la amplitud térmica anual suele presentarse entre 45 y 50°C, además se da un prolongado periodo de heladas, desde el mes de octubre al de abril, aunque este periodo se ve ligeramente reducido en las zonas orientales con mayor influencia mediterránea (De León-Llamazares, 1991).

Las precipitaciones durante el año son irregulares, concentrándose en las estaciones de otoño y primavera, con un promedio de 50 a 60 días de lluvia al año. La precipitación anual suele variar entre los 400 y 500 mm, mientras que la evapotranspiración potencial se sitúa entre 650 y 750 mm, por lo que el déficit hídrico puede ascender desde los 200 a los 300 mm. Hay que destacar las intensas tormentas que se llegan a desatar en los meses estivales, capaces de descargar 100 mm en 24 horas. Además, la irregularidad climática de la zona también presenta carácter interanual, ya que ocasionalmente se dan años húmedos que interfieren la sucesión habitual de años secos (Peña-Monné *et al.* 2002).

La figura 3 muestra un climodiagrama con la precipitación y temperatura medias de la cuenca lignitífera de Teruel.

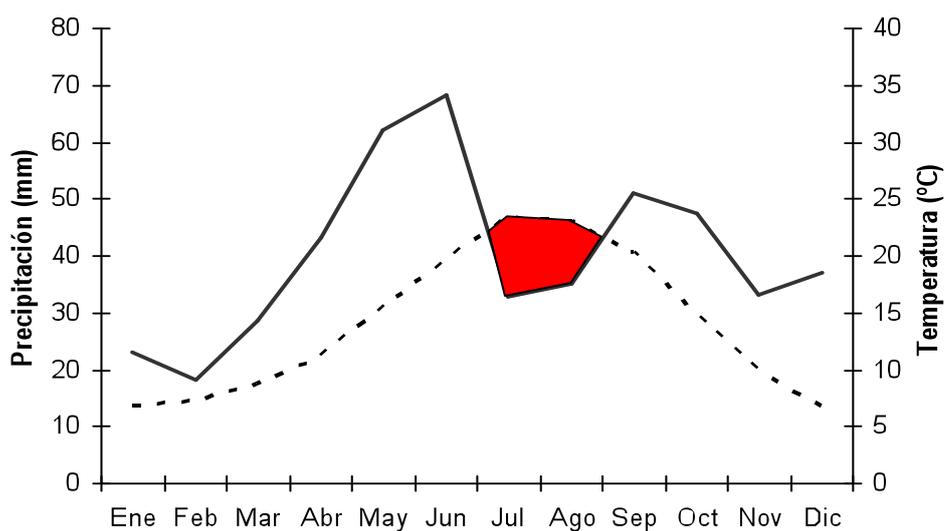


Figura 3: Climodiagrama de la cuenca lignitifera de Teruel, tomado de Moreno-de las Heras (2009).

La vegetación potencial del lugar varía desde la dominancia de *Quercus ilex* a la de *Quercus fraginea* en las cotas altas (Rivas-Martínez, 1987). Sin embargo, los usos del territorio a lo largo de los siglos han dado lugar a un paisaje vegetal distinto, compuesto por un mosaico de cultivos de cereal y terrazas abandonadas con matorrales de *Genista scorpius* y *Thymus vulgaris*, alternándose con áreas reforestadas de *Pinus halepensis*.

2.1.2 Área experimental de Utrillas

La zona experimental en la que se ha llevado a cabo el estudio se encuentra en el tercio occidental de la recién descrita cuenca lignitifera de Teruel, concretamente en la mina restaurada de El Moral (40° 47' 24''N, 0° 47' 24'' O) situada en el término municipal de Utrillas, a 1100m de altitud, que se muestra señalado en la figura 4.

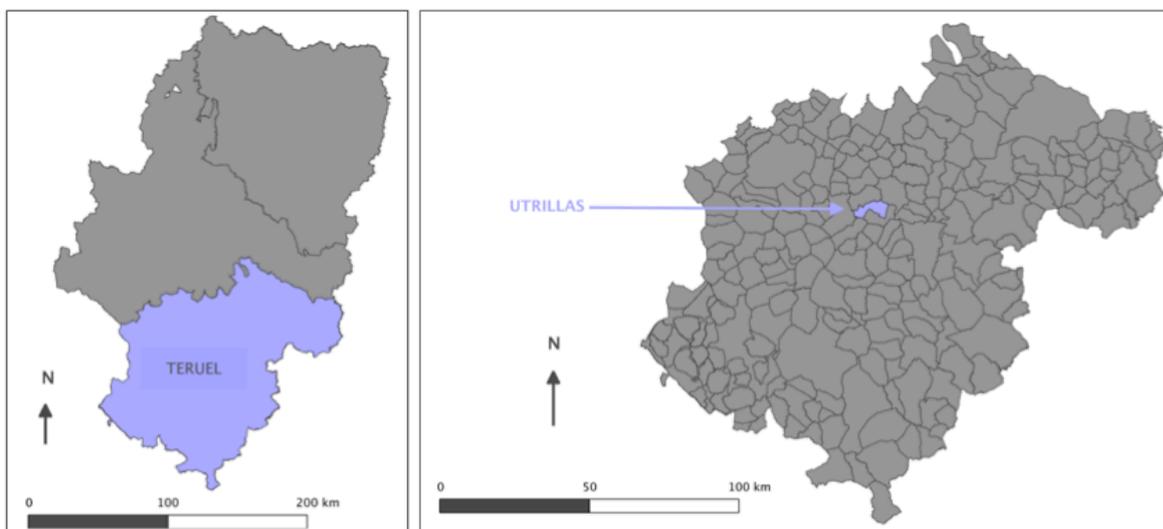


Figura 4: Mapa de situación del área de estudio.

Este lugar fue explotado por la empresa Minas y Ferrocarril de Utrillas en los años 80 y fue restaurada entre los años 1988 y 1989. En este proceso se construyeron una serie de laderas a las que se aplicaron tratamientos similares, todas poseen una pendiente de 20° y fueron cubiertas con un metro de espesor del mismo sustrato; tierra estéril procedente de la formación geológica “Escucha”, de textura franco-arcillosa y pH básico (Moreno-de las Heras *et al.* 2009).

La superficie de las laderas se labró transversalmente y se procedió a la revegetación sin aplicar ningún tipo de enmienda química u orgánica. Para este paso se utilizó una mezcla comercial de semillas de leguminosas y gramíneas perennes (Moreno-de las Heras *et al.* 2011).

Sin embargo, estas laderas presentan diferencias en la geomorfología de sus cabeceras, las cuales funcionan como áreas de contribución a la escorrentía superficial, lo que acaba provocando fenómenos de erosión de distinta intensidad en función de su diseño.

Este hecho ha condicionado la evolución de la vegetación a largo plazo, que se ha visto afectada de distinta manera según la magnitud de la escorrentía circulante en cada una de ellas (Moreno-de las Heras *et al.* 2009) (Merino-Martín *et al.* 2012). La figura 5 recoge este fenómeno.

En las laderas cuya área de contribución a la escorrentía es mayor, se dan mayores tasas de erosión, facilitando la aparición de grandes regueros. Se ha demostrado que los regueros limitan el desarrollo del suelo y la vegetación, principalmente porque intensifican el déficit hídrico climático. En definitiva, se produce un control abiótico del ecosistema.

En las laderas donde el área de contribución a la escorrentía es menor, aparecen parches de vegetación ubicados en interregueros. En este caso se da un patrón de manchas y claros correspondientes respectivamente a microformas de relieve exportadoras e importadoras de agua, suelo y nutrientes permitiéndose un mayor desarrollo de la vegetación, pero aún se trata de un ecosistema con dominio de fuerzas abióticas.

Finalmente se encuentra el caso de las laderas cuya área de contribución a la escorrentía en su cabecera es mínima o inexistente. En esta zona la presencia de regueros es nula debido a una tasa de erosión muy baja, lo que permite un desarrollo de la vegetación más complejo.

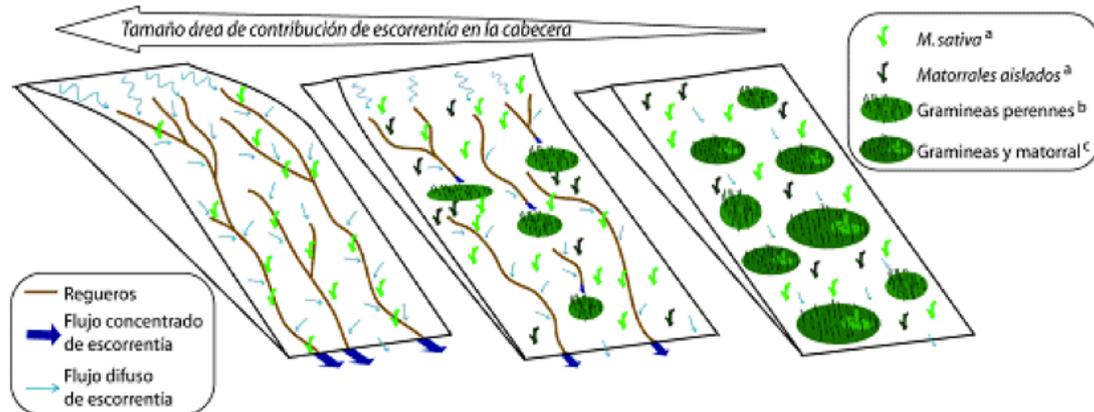


Figura 5: Evolución de la vegetación del área de estudio en función del área de contribución a la escorrentía en la cabecera de las laderas. Tomado de Moreno-de las Heras (2009).

En este contexto se enmarca el área concreta de estudio. El experimento se ha llevado a cabo en dos laderas de las descritas anteriormente:

Ladera I: también llamada “ladera de aliaga”, orientada al norte, corresponde al último tipo descrito, sin entradas exógenas de escorrentía y por lo tanto de escasa perturbación por erosión, lo cual favorece un mayor desarrollo de la vegetación. Aquí, a lo largo de la pendiente, aparecen de forma discontinua individuos de *Genista scorpius*.

Ladera II: o “ladera de *Lolium*”, orientada al norte, correspondiente con el segundo caso anteriormente expuesto, presentando un nivel intermedio de escorrentía, lo que provoca la aparición de zonas exportadoras e importadoras y por lo tanto de manchas de vegetación en estas últimas, compuestas principalmente en esta ladera por *Lolium perenne*.



Imagen 1: Ladera I.



Imagen 2: *Ladera II*, en la imagen se puede distinguir claramente el patrón de manchas de *Lolium perenne*, las que se corresponden con las zonas más verdes; y claros ocupados parcialmente por individuos de *Santolina sp.*

2.2 Diseño experimental:

En primer lugar se llevó a cabo una plantación de individuos de *Quercus ilex* y *Pinus nigra* en los distintos microambientes de ambas laderas que más adelante se describen, lo que se hizo entre los días 23 y 24 de noviembre de 2013.



Imagen 3: *Proceso de plantación.*

La elección de ambas especies se justifica por su presencia en el “ecosistema de referencia”, que en restauración ecológica es el que se toma para guiar el diseño del

nuevo ecosistema que se quiere desarrollar. Este se localizó en el término de Utrillas, a 4 km de El Moral en condiciones topográficas y litológicas equivalentes: ladera de umbría, misma altitud, sobre materiales de la Formación Escucha (arcillas, arenas, limos con calizas areniscosas), la misma de El Moral. Se trata de un bosque remanente de encinas muy transformado por el ser humano, principalmente por una plantación forestal de *Pinus nigra* llevada a cabo en la década de 1960. En diversas visitas a este enclave se observó la regeneración de pinos y encinas, incluso la germinación y reclutamiento de encinas bajo individuos de aliaga.



Imagen 4: *Ladera del ecosistema de referencia.*



Imagen 5: *Detalle del ecosistema de referencia, en la foto se puede observar un individuo joven de Quercus ilex creciendo junto a un arbusto de Genista scorpius.*

Por otro lado, Rivas-Martínez (1987) considera los encinares como la formación vegetal potencial de la zona y *Pinus nigra* es una especie ampliamente empleada en repoblaciones forestales de la zona que ha mostrado su utilidad en la gestión forestal.



Imagen 6: *Proceso de plantación.*

En ambas laderas se distinguieron varias unidades ecohidrológicas o microambientes donde realizar la plantación.

En la ladera I se llevó a cabo en tres micrositos distintos:

- Aliaga superior: las especies introducidas se plantan junto a individuos *Genista scorpius*, de forma que ocupen una posición más elevada en la ladera respecto a los mismos.
- Aliaga inferior: constituye un caso similar al anterior, con la diferencia de que los individuos introducidos ocupan una posición más baja en la ladera respecto al arbusto de *Genista scorpius* junto al que se han plantado.
- Claro: los individuos introducidos se plantan en zonas de la ladera con ausencia de *Genista scorpius*.

En la ladera II la plantación se hizo en dos tratamientos:

- Mancha de *Lolium*: los individuos se plantan en manchas de vegetación de *Lolium perenne*, correspondientes con zonas de la ladera importadoras de agua, suelo y nutrientes.
- Claro: las especies se introducen en zonas de la ladera con ausencia de vegetación de *Lolium perenne*, que además constituyen zonas exportadoras de agua, suelo y nutrientes.

Se hicieron 40 réplicas de la plantación en cada una de las unidades ecohidrológicas mencionadas en cada ladera, mientras que se plantaron dos individuos de ambas especies por réplica. Pasados 4 meses se eliminó uno de los plantones duplicados para evitar competencia entre ambos.



Imagen 7: *Plantones de ambas especies tras la plantación, ubicados en la posición de aliaga superior.*

En todos los microambientes de cada ladera se establecieron 7 puntos en los que se introdujeron varillas metálicas de 50 cm de largo y 5 mm de espesor, las cuales juegan el papel de sensores para tomar medidas de humedad del suelo. Por lo tanto se configuraron 35 puntos con este objetivo.

2.3 Variables registradas

Las variables registradas han sido las siguientes:

- Supervivencia de los plantones.
- Crecimiento de los plantones.
- Humedad edáfica.
- Radiación.
- Pluviometría.

La primera toma de datos se realizó el 21 de marzo de 2013, fecha que se toma como inicio del experimento, que se prolongó durante un año. En ese periodo de tiempo se monitorearon mensualmente tanto la supervivencia de plantones como la humedad del suelo en los puntos representativos de los 5 tratamientos. Las medidas de esta última variable se tomaron siguiendo la técnica Time Domain Reflectometry (TDR), utilizando un medidor Tektronix® 1502C según las directrices de Cassel *et al.* (1994).



Imagen 8: *Muestreo de humedad del suelo utilizando el medidor TDR.*

El crecimiento de los plantones (incremento de altura y de diámetro basal) se midió utilizando un calibre una vez al año tras las estaciones de crecimiento de los individuos, lo que hacen un total de dos medidas a lo largo del experimento.



Imagen 9: *Muestreo del crecimiento de los plantones utilizando el calibre.*

También se cuantificó una vez, el 28 de junio de 2013, la radiación fotosintéticamente activa (PAR por sus siglas en inglés) en la ladera de aliaga, en cada uno de los tres tratamientos para las dos especies. La medida se llevó a cabo entre las 13:00 y las 18:00 en un día soleado y sin nubes.



Imagen 10: *Muestreo del PAR.*

Los datos de precipitación se registraron mediante un pluviómetro situado en el área de estudio.

2.4 Análisis estadístico

Para el análisis de los datos se empleó el programa STATISTICA versión 8. En primer lugar se comprobó la distribución normal de los datos, los que cumplían con esta distribución se analizaron mediante test ANOVA one-way, a la vez que para los datos de humedad del suelo se utilizó el test ANOVA de medidas repetidas; mientras que los que no cumplían con la distribución normal se analizaron aplicando test de Kruskal-Wallis. Por último se llevaron a cabo análisis χ^2 para el caso de la supervivencia de los plantones.

3 Resultados

3.1 Ladera I

En la ladera de aliaga sobrevivieron el 84% de los pinos introducidos. De los 40 individuos plantados en cada uno de los tres tratamientos, en la posición de aliaga inferior sobrevivieron el 85%, el 80% en aliaga superior y el 87,5% en claro. Los posteriores análisis χ^2 muestran que no hay diferencias significativas entre las dos posiciones respecto a la planta nodriza (g.l=1 , $\chi^2=0,35$, $p=0,5562$), tampoco las hay si se compara la supervivencia en los claros con el tratamiento de aliaga superior (g.l=1 , $\chi^2=0,83$, $p=0,3633$) y con el de aliaga inferior (g.l=1 , $\chi^2=0,11$, $p=0,7454$).

En cuanto al incremento de diámetro de los pinos (figura 6), el test ANOVA indica que hay diferencias significativas entre las unidades ecohidrológicas ($p<0,05$), el análisis post-hoc (prueba de Tukey HSD) indica que el crecimiento en la posición de aliaga inferior es significativamente mayor que en el resto de tratamientos.

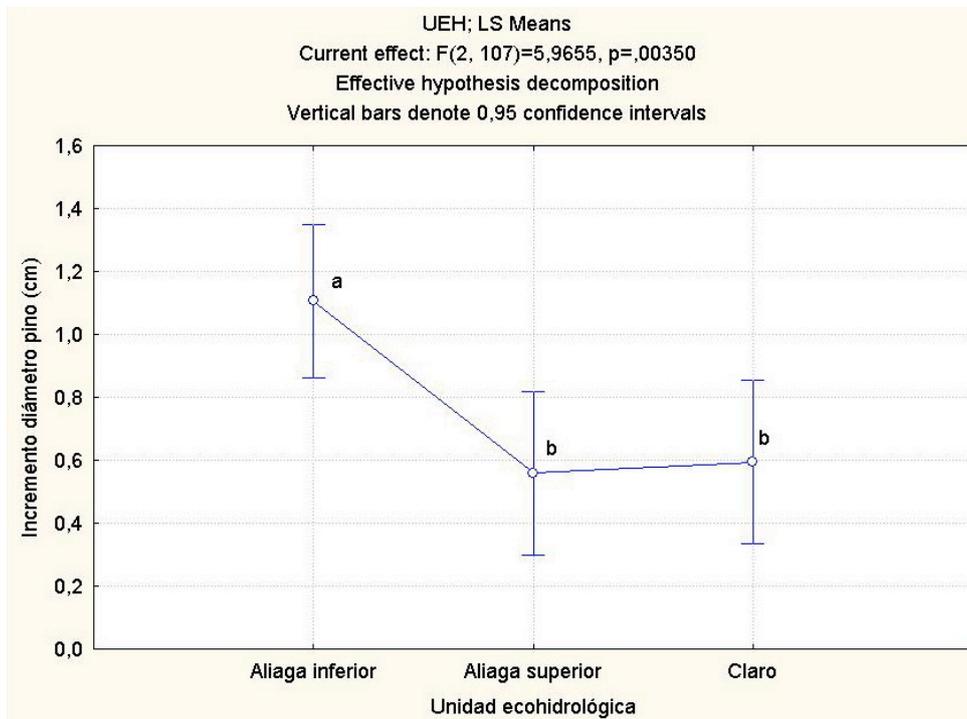


Figura 6: Incremento de diámetro de la especie *Pinus nigra* en las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera I. Las letras indican diferencias significativas entre ellas.

En el caso del incremento de altura de los pinos (figura 7), el test ANOVA muestra también diferencias entre las unidades ecohidrológicas ($p < 0,05$), mientras que el análisis post-hoc (prueba de Tukey HSD) muestra que el crecimiento ha sido significativamente mayor en las dos posiciones junto a la planta nodriza que en las zonas de claro.

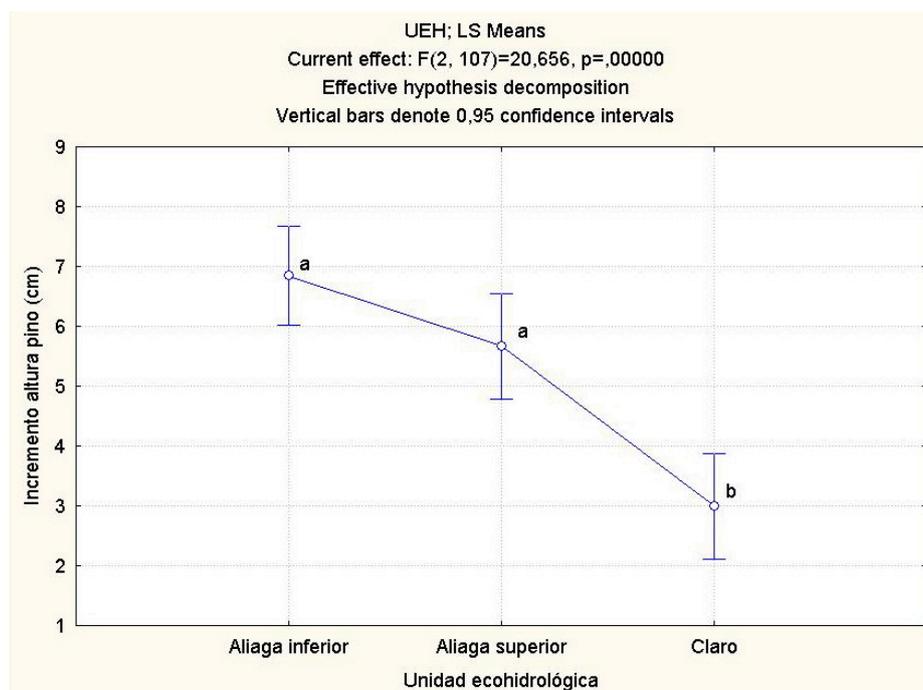


Figura 7: Incremento de altura del tallo de la especie *Pinus nigra* en las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera I. Las letras indican diferencias significativas entre ellas.

En el caso de las encinas, sobrevivieron el 91% de los individuos plantados. Literalmente no hubo diferencias en la supervivencia entre las dos posiciones junto a la planta nodriza, ya que en ambas sobrevivieron el 92,5% de los plántones introducidos; además en la unidad ecohidrológica de claro se registró una supervivencia del 90%. El análisis χ^2 no muestra diferencias significativas entre la observada en esta posición y en las dos junto a la planta nodriza ($g.l=1$, $\chi^2=0,16$, $p=0,6924$).

Por otro lado, los datos del incremento de diámetro de las encinas no se ajustan a una distribución normal, su análisis con el test de Kruskal-Wallis (figura 8) no muestra que existan diferencias significativas entre las unidades ecohidrológicas consideradas. ($p>0,05$)

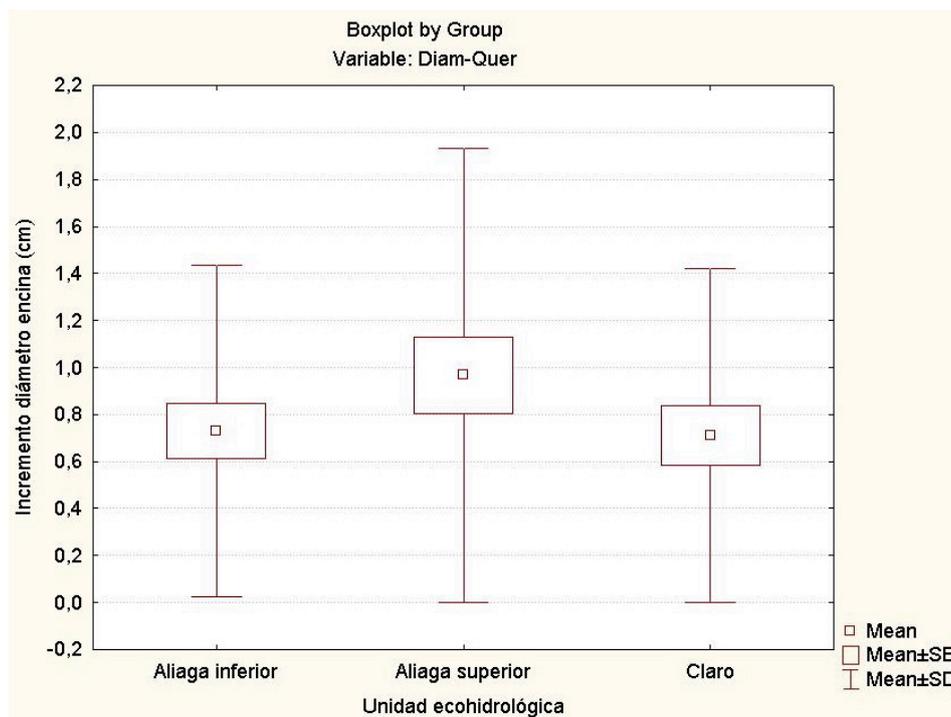


Figura 8: Incremento de diámetro del tallo de la especie *Quercus ilex* en las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera I.

En el incremento de altura de las encinas (figura 9), el test ANOVA no muestra diferencias significativas entre las unidades ecohidrológicas consideradas ($p>0,05$).

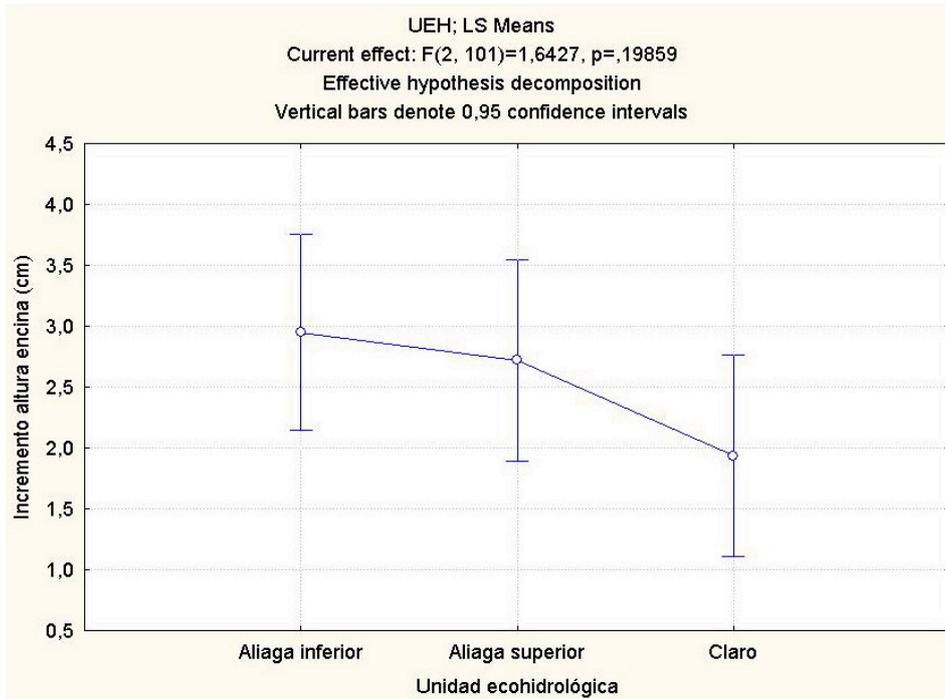


Figura 9: Incremento de altura del tallo de la especie *Quercus ilex* en las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera I.

El análisis ANOVA de medidas repetidas para la humedad del suelo en esta ladera (figura 10) muestra que no hay diferencias significativas en este aspecto entre las tres unidades ecohidrológicas consideradas.

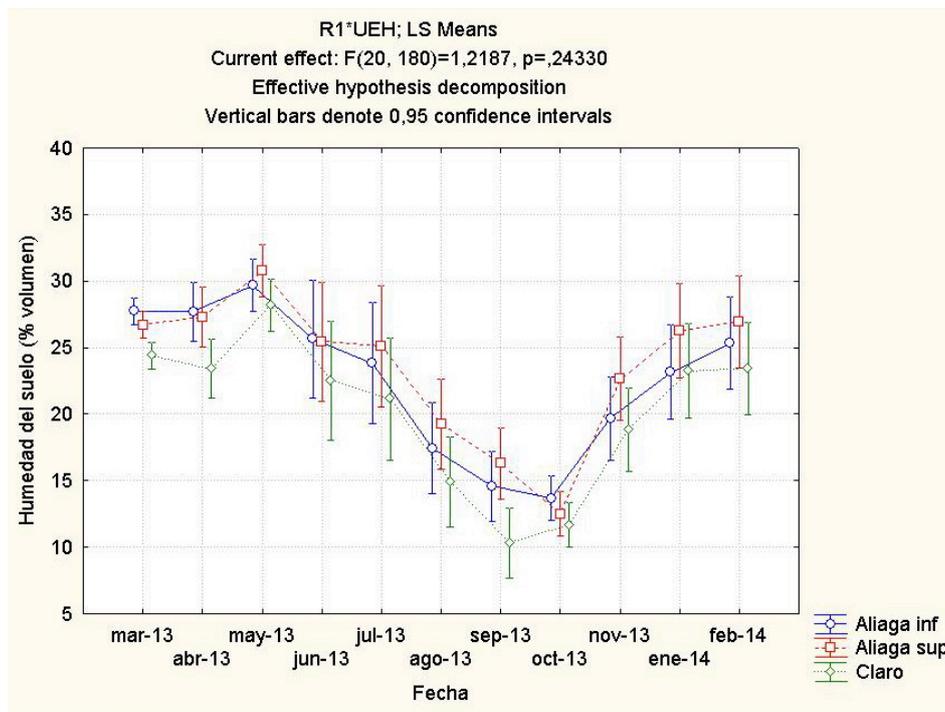


Figura 10: Evolución de la humedad del suelo de las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera I.

Los datos de los análisis del PAR no se ajustan a una distribución normal. Los test de Kurskal-Wallis muestran que en el caso del pino (figura 11) hay diferencias significativas entre las unidades ecohidrológicas ($p < 0,05$), siendo la radiación solar significativamente menor en la posición de aliaga inferior que en el resto de tratamientos, al igual que sucede en el caso de la encina (figura 12).

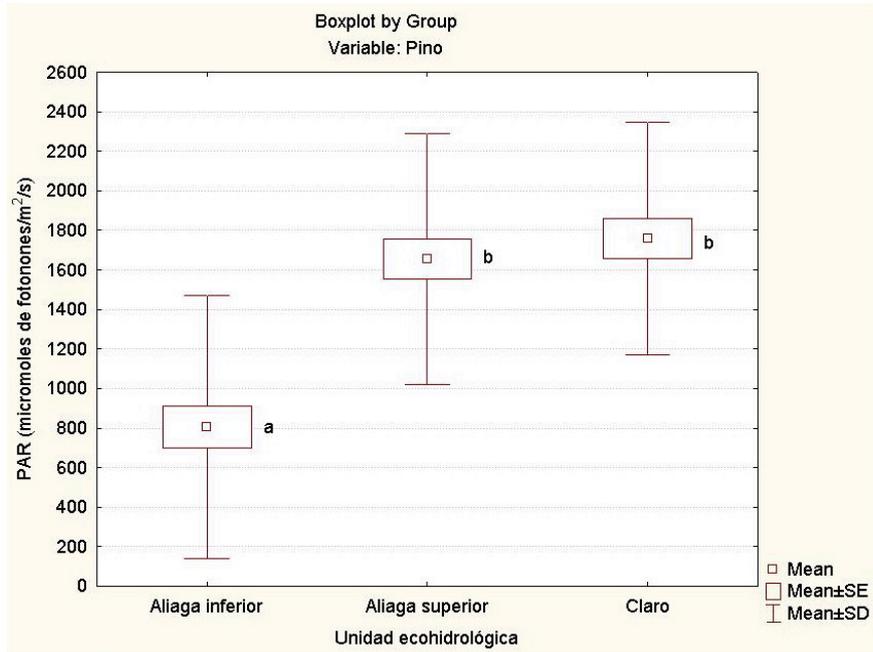


Figura 11: PAR para la posición de los pinos en la ladera I. Las letras indican diferencias significativas entre ellas.

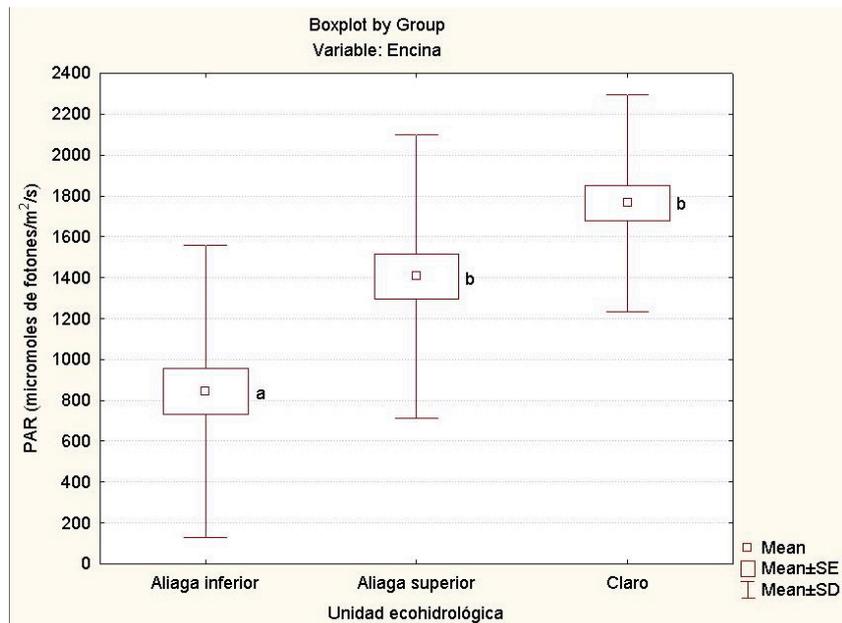


Figura 12: PAR para la posición de las encinas en la ladera I. Las letras indican diferencias significativas entre ellas.

3.2 Ladera II

En esta ladera hay que destacar que aproximadamente el 36% del total de individuos de *Pinus nigra* fueron víctimas de herbivoría, esto no tuvo repercusiones en el análisis de supervivencia ya que de los que fueron mordidos sólo murieron 4, lo que representa un 5% del total de pinos.

La supervivencia registrada en esta especie fue del 86,25% y fue mayor (47,5% frente a 38,75%) en las manchas de *Lolium perenne* que en los claros, el análisis χ^2 demuestra que esa diferencia es significativa (g.l=1 , $\chi^2=5,16$, $p=0,0231$).

En cuanto al crecimiento de los pinos, hay que destacar el ganado consumió la parte apical de los individuos que fueron afectados por herbivoría, cuya consecuencia fue que el crecimiento se viese alterado, por lo que los resultados de esta parte no son del todo fiables.

Los datos del incremento de diámetro de los pinos no mostraban distribución normal, el análisis de Kruskal-Wallis (figura 13) no detectó diferencias significativas entre mancha y claro ($p>0,05$).

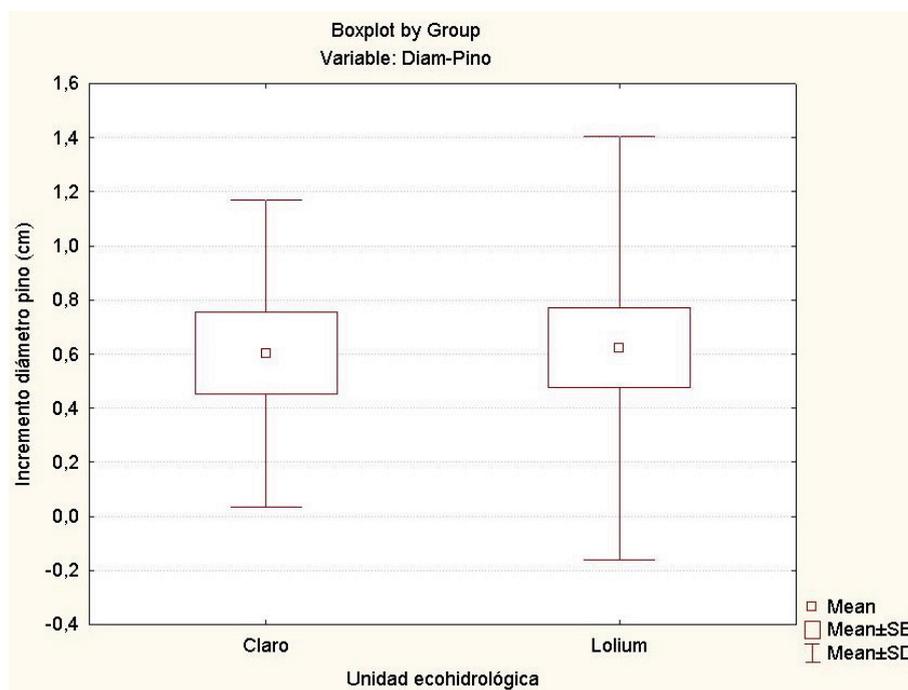


Figura 13: Incremento de diámetro del tallo de la especie *Pinus nigra* en las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera II.

El análisis ANOVA del incremento de altura del pino tampoco mostró diferencias significativas ($p>0,05$) entre ambas unidades ecohidrológicas (figura 14).

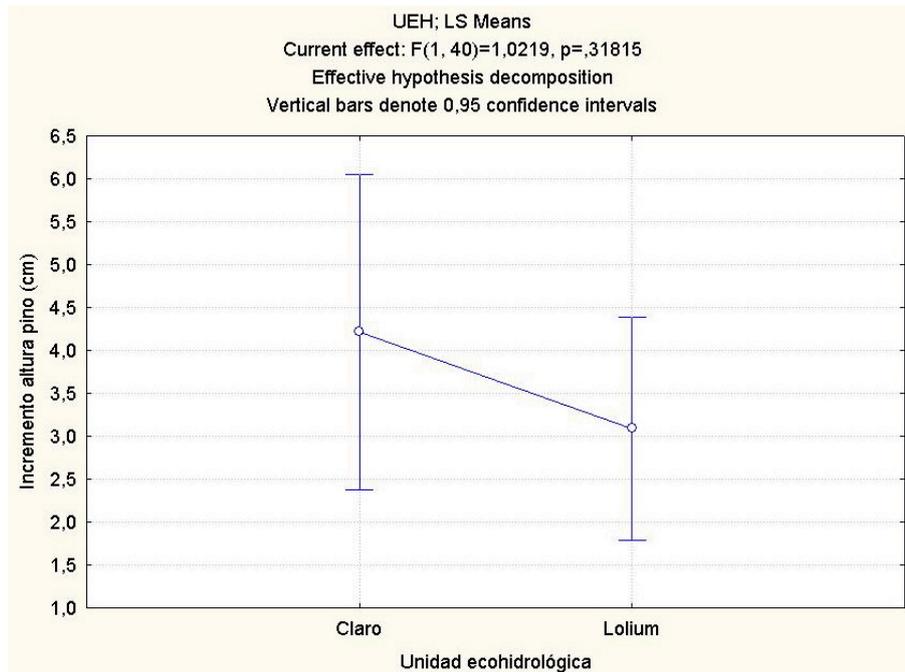


Figura 14: Incremento de altura del tallo de la especie *Pinus nigra* en las distintas unidades ecohidrológicas de ladera II.

La supervivencia de las encinas de esta ladera fue del 85%. La mortandad registrada en las manchas fue del 2,5% frente al 12,5% de los claros. El análisis χ^2 indica que esta diferencia es significativa ($g.l=1$, $\chi^2=6,27$, $p=0,0123$).

El test ANOVA no mostró diferencias significativas en el incremento de diámetro de las encinas (figura 15) entre las dos unidades ecohidrológicas consideradas en esta ladra ($p>0,05$).

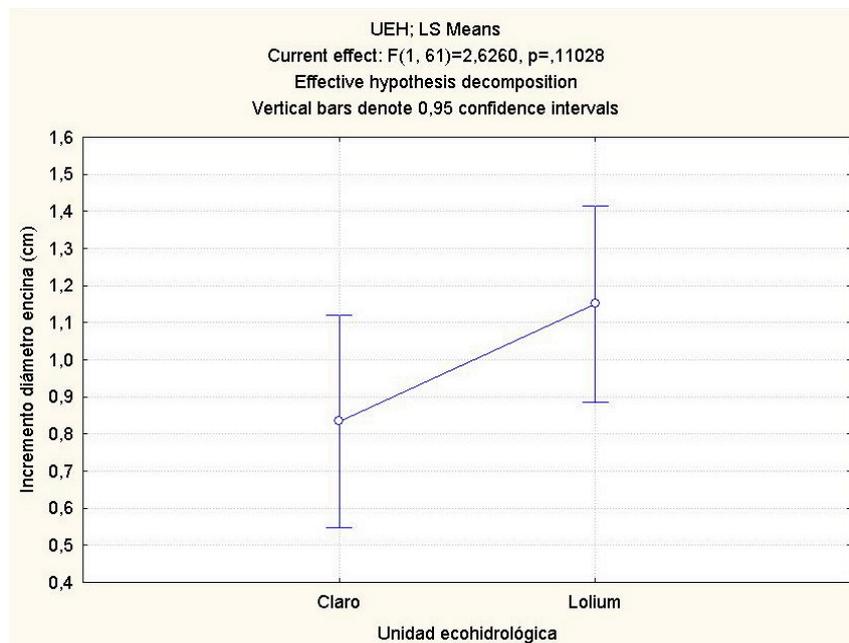


Figura 15: Incremento de diámetro de la especie *Quercus ilex* en las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera II.

Sin embargo, sí se hallaron diferencias significativas ($p < 0,05$) en cuanto al incremento de altura de esta especie entre los dos tratamientos, siendo mayor en el de mancha de *Lolium perenne* (figura 16).

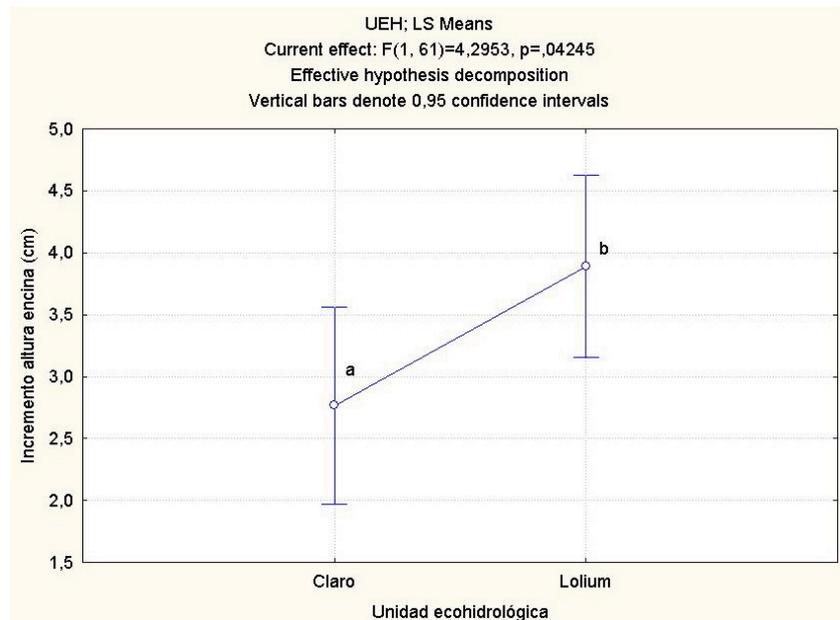


Figura 16: Incremento de altura del tallo de la especie *Quercus ilex* en las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera II. Las letras indican diferencias significativas entre ellas.

El análisis ANOVA de medidas repetidas para la humedad del suelo de esta ladera (figura 17) muestra que existen diferencias significativas en esta variable entre las dos unidades ecohidrológicas consideradas, siendo siempre superior en el tratamiento de mancha de *Lolium perenne*.

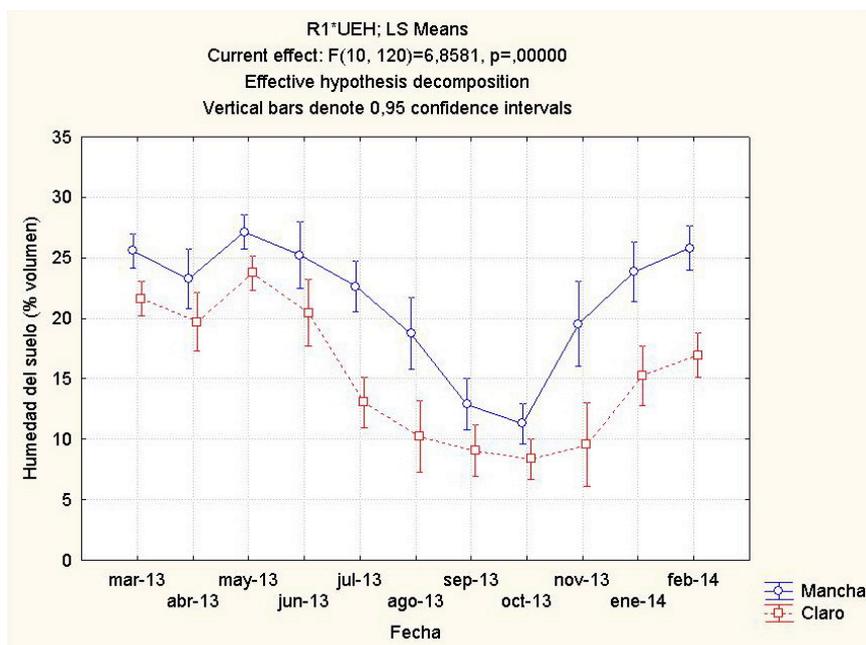


Figura 17: Evolución de la humedad del suelo en las distintas unidades ecohidrológicas de la ladera II.

3.3 Pluviometría

Los datos del pluviómetro indican que en el año 2013 se recogieron 733,6 l/m², mientras que durante el periodo del experimento se registraron 711,2 l/m². La figura 18 muestra la distribución de la precipitación durante el experimento.

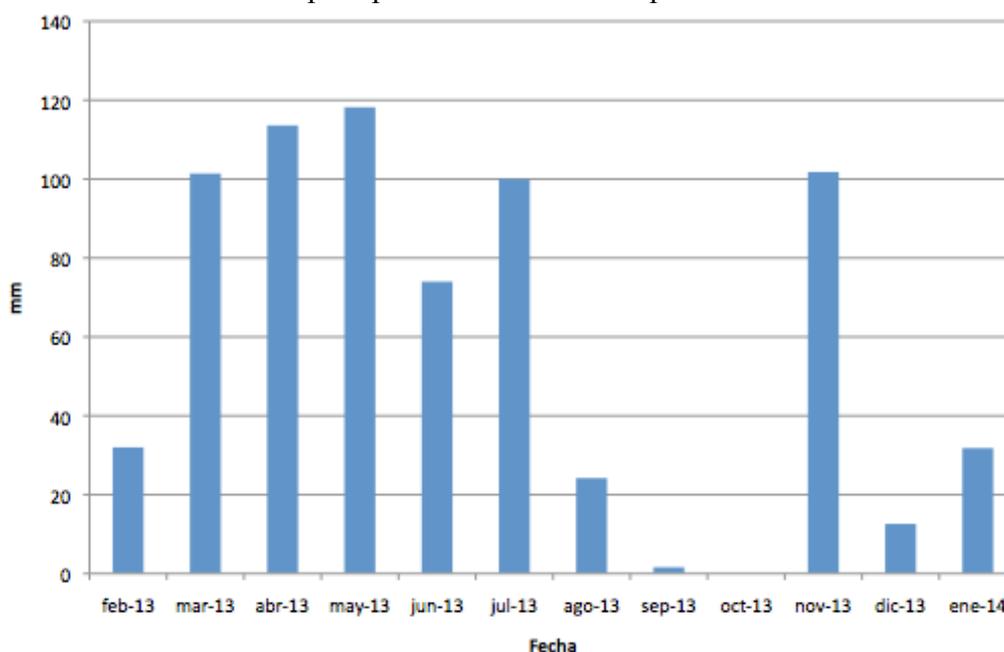


Figura 18: Distribución de precipitaciones durante el periodo del experimento.

4 Discusión

4.1 Papel de *Genista scorpius* como planta nodriza en la ladera I

En la ladera I los resultados señalan que no ha habido diferencias en la supervivencia de los plántones en ninguna de las tres unidades ecohidrológicas consideradas. Ni las posiciones de aliaga superior e inferior ni los claros han mostrado tener mayores ventajas a la hora del establecimiento de los vástagos de ambas especies.

Hay que recordar que el principal factor limitante para la vegetación en este ambiente es el déficit hídrico debido al clima de la zona, que puede verse intensificado por la erosión (Espigares *et al.* 2012). Sin embargo, la temporada en la que se ha llevado a cabo el experimento ha sido especialmente favorable para la supervivencia, ya que ha sido un año húmedo frente a su habitual carácter seco, recogándose más de 700 mm frente a los 400-500 mm habituales. Además en esta ladera el efecto de la erosión es menos visible ya que tan apenas se genera escorrentía y no recibe flujos externos de agua debido al diseño de la cabecera.

Todo ello ha podido contribuir en que no se haya notado el efecto facilitador de la aliaga en cuanto a supervivencia se refiere, ya que el primer año de crecimiento tras una plantación de este tipo es crítico, siendo el periodo en el que los plántones se muestran más vulnerables (Milder *et al.* 2012) (Castro *et al.* 2006).

Sin embargo, sí que se han hallado diferencias en el crecimiento de los plantones.

El caso del pino ha sido el más destacado, donde el crecimiento bajo la influencia de los individuos de *Genista scorpius* ha sido mucho más notable que en las zonas de claro. La posición de aliaga inferior ha sido la mejor en cuanto al incremento de diámetro, mientras que la diferencia con la superior no ha sido significativa en cuanto al de altura, aunque en el gráfico de resultados se observa una cierta tendencia de mayor crecimiento en la posición de aliaga inferior.

Por otra parte, en el caso de la encina no se han hallado diferencias significativas para ninguna de las tres unidades ecohidrológicas consideradas, ni para el incremento de diámetro ni el de altura, si bien es cierto que en este último, al igual que sucedía con el pino, en el gráfico se observa una tendencia que indica que la posición de aliaga inferior es más favorable para el crecimiento, seguida por la superior y finalmente por las zonas de claro.

Estos resultados ponen en evidencia lo siguiente:

En primer lugar, *Genista scorpius* puede actuar como planta nodriza facilitando a especies leñosas en laderas restauradas, como ha quedado patente en el caso del pino aunque no tan claramente en la encina.

El efecto facilitador como plantas nodriza que ejercen determinados arbustos ya ha sido evidenciado en numerosos estudios. Por ejemplo García *et al.* (2000) comprobaron la facilitación sobre individuos de *Taxus baccata* que ejercían arbustos de fruto carnoso en regiones mediterráneas montañosas del sur de España. En ese caso, además de la mejora de las condiciones que proporcionó la planta nodriza, se evidenció la ventaja de la existencia de vectores de dispersión de semillas mediante aves que consumían los frutos de los arbustos.

El uso de la facilitación de especies leñosas mediante plantas nodriza como técnica de reforestación fue estudiado a consciencia por Castro *et al.* (2002; 2004) en trabajos parecidos a este, llevados a cabo en regiones montañosas del sur de España, concluyendo que se trata de un método viable para incrementar las posibilidades de éxito de una reforestación.

Más recientemente Torroba *et al.* (2012) han estudiado la regeneración del bosque en una zona restaurada tras minería de carbón a cielo abierto en el noreste de Palencia. Allí también se constató que el papel facilitador del matorral es clave en la supervivencia de las plántulas.

La segunda de las conclusiones que se extraen de los resultados es la diferencia observada entre *Pinus nigra* y *Quercus ilex* en la respuesta a la influencia de *Genista scorpius*.

Hay que tener en cuenta que en muchos de los experimentos con plantas nodriza se han utilizado especies del género *Quercus* como beneficiarias obteniéndose resultados positivos, por lo que en general se concluye que es un taxón al que se puede aplicar con

éxito esta técnica (Castro *et al.* 2006) y por lo tanto se esperaría lo mismo de los individuos de *Quercus ilex*, aunque los resultados no han sido tan claros.

La interpretación que se puede hacer de ello es que la planta nodriza no facilita del mismo modo a ambas especies, siendo la relación más efectiva para una que para otra. Esto es algo que ya se ha observado en anteriores ocasiones y que puede estar relacionado con características físicas y químicas concretas de las especies implicadas, concepto conocido como “especificidad de las especies” (Callaway & Walker, 1997). Soliveres *et al.* (2012) señalan que este fenómeno puede ser incluso más determinante que los factores ambientales en las relaciones de facilitación. Además algunos autores como Maestre *et al.* (2009) y Soliveres *et al.* (2014) señalan que es un punto clave a tener en cuenta para comprender mejor los cambios en las interacciones positivas entre plantas que no se ajustan al modelo teórico de la SGH.

Otro aspecto a tener en cuenta para explicar los resultados con los individuos de *Quercus ilex* es la propia SGH, ya que durante el año del experimento el clima fue excepcionalmente favorable y los principales agentes de estrés abiótico apenas se manifestaron en esta ladera, lo que según esta hipótesis se habrá traducido en una menor intensidad del efecto facilitador de la planta nodriza. Sin embargo, para asegurar esta opción, sería necesario observar los datos de crecimiento y supervivencia tras un año con mayor estrés para contrastar los resultados. De momento sólo se puede concluir que *Genista scorpius* es mejor facilitadora para *Pinus nigra* que para *Quercus ilex*.

Por último hay que destacar las evidencias relativas a las diferencias entre las tres unidades ecohidrológicas consideradas. Los resultados apuntan a que el efecto facilitador es mucho más patente en la posición de aliaga inferior. Esto implica que las condiciones generadas por la planta nodriza en este punto es mejor que en el resto.

Si se analizan los datos obtenidos en los muestreos de la humedad del suelo y la radiación solar, se puede observar que la humedad ha sido muy similar en las tres unidades ecohidrológicas, no hay diferencias significativas entre ellas. Aún así se puede apreciar que en la posición de aliaga superior es ligeramente mayor.

Por otro lado, se puede ver como la intensidad de la radiación solar es significativamente menor en la posición de aliaga inferior, mientras que es relativamente similar para las zonas de claro y aliaga superior, siendo inferior en esta última posición, aunque no de modo significativo.

Con estos resultados se puede concluir que la función más determinante en la que influye la planta nodriza es en la protección de la radiación solar. La influencia del aporte de sombra parece ser más beneficiosa que la interceptación de escorrentía bajo el dosel del arbusto.

Gómez-Aparicio *et al.* (2008) ya muestran que la protección contra el estrés abiótico es un fenómeno de facilitación muy importante, mayor incluso que la protección contra el estrés biótico, al menos cuando las condiciones ambientales son más severas.

Además Castro *et al.* (2004) también señalan que uno de los efectos más importantes de las plantas nodriza es la protección contra la radiación solar, lo que además también permite mantener la temperatura y humedad del suelo en niveles aceptables. De hecho,

en ese trabajo también se realizó una plantación de leñosas en diferentes posiciones con respecto a la planta nodriza, los resultados pusieron de manifiesto que la supervivencia era mayor en las zonas que recibían más sombra por parte del arbusto.

Por lo tanto, se puede concluir que la posición más ventajosa respecto a la planta nodriza para el establecimiento y crecimiento de un plantón es aquella en la que se encuentre más protegido de la radiación solar, siendo en el caso de este trabajo la unidad ecohidrológica de aliaga inferior.

4.2 Papel de las manchas de *Lolium perenne* como islas de fertilidad en la ladera II

En la ladera II los resultados muestran que la supervivencia de los plantones de ambas especies ha sido significativamente mayor en las manchas de *Lolium* que en las zonas de claro.

Respecto al crecimiento de *Pinus nigra* no se han obtenido resultados concluyentes, aunque esto es debido a que gran parte de ellos fueron víctimas de la herbivoría por parte del ganado, que consiguió entrar en las parcelas de esta ladera. Esto no supuso un inconveniente en los resultados de supervivencia, ya que casi todos los que fueron depredados sobrevivieron, sin embargo las reses consumieron principalmente la parte apical de los individuos truncando así el crecimiento y, por lo tanto, interfiriendo gravemente en el transcurso del experimento.

Es de presumir que, de no haber sucedido esto, los resultados mostrarían claramente una mayor ventaja para el crecimiento del pino en la unidad ecohidrológica de mancha de *Lolium*, ya que esto sí ocurre en el caso del crecimiento de *Quercus ilex*, donde el incremento de altura ha sido notablemente mayor en esta zona. Por su parte, el incremento de diámetro de los individuos de esta especie no ha mostrado diferencias significativas entre las dos unidades ecohidrológicas consideradas en esta ladera, aunque se puede observar una cierta tendencia favorable en la zona de manchas.

Hay que recordar que estas unidades ecohidrológicas se habían formado a partir de la microtopografía existente en la ladera, creando un patrón de zonas exportadoras e importadoras de agua, suelo y nutrientes, consecuencia también del diseño geomorfológico de la ladera.

Algo parecido se muestra en un estudio de Gasque y García-Fayos (2004), en el que se pone de manifiesto que en laderas de zonas áridas la especie *Stipa tenacissima* contribuye a crear microterrazas, que funcionan de modo similar a las zonas importadoras de este experimento, en las que se detiene la circulación de agua y suelo, permitiendo el establecimiento de individuos de *Pinus halepensis*, a los que además facilita actuando como planta nodriza. Sin embargo, en el caso del presente trabajo, la vegetación que ocupa las zonas importadoras no causa la aparición de estas, sino que es consecuencia de las mismas.

Merino-Martín *et al.* (2012) estudiaron el comportamiento de esta ladera en la que se ha llevado a cabo el trabajo y comprobaron que su funcionamiento se ajusta al modelo TTRP propuesto por Ludwig *et al.* (2005).

Este hecho refuerza los resultados del muestreo de humedad del suelo, en los que se aprecia claramente que el contenido en humedad es significativamente mayor en las manchas de *Lolium* que en los claros.

Merino-Martín *et al.* (2012) y Nicolau *et al.* (2012) propusieron que este fenómeno podía enfocarse hacia la restauración de ecosistemas de zonas áridas similares al área de estudio, lo que con este experimento se demuestra que es factible, siendo las manchas de vegetación capaces funcionar como isla de fertilidad –hidrológicamente activada- y por lo tanto pueden mejorar los procesos de revegetación.

Hay que resaltar que este comportamiento, a diferencia del efecto observado en la ladera 1, está absolutamente sometido al control abiótico. La viabilidad de los parches de vegetación está estrechamente ligada al aporte de agua desde las zonas de claros. Espigares *et al.* (2012) comprobaron que si se interrumpe el flujo hídrico que va hacia las manchas, estas dejan de funcionar como se ha explicado anteriormente (Ludwig *et al.* 2005).

Por lo tanto, los individuos introducidos en este experimento, al contrario que en el caso que se veían facilitados por *Genista scorpius* como planta nodriza, lo que constituía un proceso principalmente biótico, están haciendo uso de un recurso presente en el medio, dominado por el control abiótico.

Como ya se ha indicado anteriormente, las condiciones climáticas del año en que se llevó a cabo el trabajo fueron favorables para el establecimiento de las plantones. En el caso de la ladera 2 esto se tradujo en que en las manchas de *Lolium* se dispuso del suficiente recurso humedad para asegurar su viabilidad y funcionamiento, mientras que los claros se vieron más perturbados por la mayor escorrentía de esta ladera y por lo tanto de la erosión y de los efectos anteriormente comentados.

Es de esperar que si los factores ambientales hubiesen sido más severos, los resultados podrían haber mostrado evidencias similares en cuanto a diferencias entre claros y manchas se refiere, pero tal vez en ese caso el crecimiento y la supervivencia en ambas unidades ecohidrológicas hubiesen sido menores.

4.3 Implicaciones para la restauración de ecosistemas

Los resultados de este trabajo demuestran que, gracias al aprovechamiento de determinadas unidades ecohidrológicas, se puede lograr el establecimiento de especies arbóreas que por sí mismas tendrían muchas más dificultades para prosperar en los ecosistemas restaurados.

Un proceso de revegetación que haga uso de esto será mucho más eficiente, de este modo se está imitando en cierta medida el mecanismo de la sucesión ecológica que podría darse de forma natural en estos ecosistemas, y dado que la gran mayoría de las laderas restauradas carece de una fuente de propágulos de especies arbóreas, se deben identificar los micrositios más favorables para su desarrollo y realizar la plantación en consecuencia.

Si recordamos el modelo teórico de Thornes, (2004) que describe cómo evolucionan los ecosistemas áridos y semiáridos, la introducción de especies arbóreas en la ladera

otorgaría al sistema de mayor complejidad en el desarrollo de la vegetación, lo que implicaría una mayor resistencia del mismo frente a la degradación.

Esto es importante si pensamos concretamente en la ladera II de este trabajo, dado que se halla en un estado en el que dominan las fuerzas abióticas. Hay que señalar que la restauración de ecosistemas está sujeta a contingencias que pueden alterar la trayectoria evolutiva esperada de los mismos en el momento que esta se planificó, y un sistema con predominio del control abiótico será mucho más vulnerable a estas contingencias.

De este modo se puede decir que la ladera II se encuentra en un umbral en el que si durante un tiempo prolongado se suceden años muy secos, u ocurren episodios de lluvia muy intensa e intermitente que erosione notablemente el sustrato, el sistema entraría inevitablemente en una espiral de degradación que conllevaría al fracaso de la recuperación de este entorno, cuya corrección implicaría un gasto notable de tiempo y recursos, además de que todo lo anteriormente realizado en su restauración habría sido en vano.

Trabajos como este, en los que se estudia la revegetación enfocándola al papel que cumplen las especies en el ecosistema y los procesos en los que intervienen, más allá de la simple mejora de un paisaje desolado, son claves para prevenir situaciones como la descrita anteriormente si los conocimientos adquiridos en ellos se implantan en la realidad actual de la restauración de ecosistemas.

5 Conclusiones

- La especie *Genista scorpius* puede actuar como planta nodriza en laderas restauradas tras minería a cielo abierto en ambientes áridos y semiáridos.
- *Genista scorpius* es mejor facilitadora para *Pinus nigra* que para *Quercus ilex*, especie con la que la relación positiva es menos evidente.
- La mejor posición respecto a la planta nodriza para el establecimiento de las especies arbóreas es aquella en la que el arbusto proteja más de la radiación solar
- Las manchas de vegetación de *Lolium perenne*, que funcionan de forma acorde al modelo TTRP, pueden actuar como islas de fertilidad en laderas restauradas tras minería a cielo abierto en ambientes áridos y semiáridos.
- Estas islas de fertilidad se pueden aprovechar para el establecimiento de especies arbóreas como *Pinus nigra* y *Quercus ilex*.

6 Recomendaciones

Se propone que los diseños de las restauraciones mineras tengan en cuenta el funcionamiento ecohidrológico de algunas laderas según el modelo TTRP, así como el carácter facilitador de *Genista scorpius*, a fin de incrementar la eficacia de las labores de revegetación.

En concreto se recomienda:

- Introducir plántones de *Pinus nigra* y *Quercus ilex* en microformas de relieve importadoras (sumideros), en el caso de laderas con niveles intermedios de erosión.
- Introducir plántones de *Pinus nigra* y *Quercus ilex* en la parte sombreada de individuos de *Genista scorpius*, en el caso de laderas con niveles bajos de erosión.

Del mismo modo, el presente trabajo se podría complementar con futuras investigaciones que podrían reforzar los resultados del mismo.

Conviene llevar a cabo un seguimiento del mismo estudio durante un periodo de tiempo más prolongado, de varios años, para poder observar el efecto de las variaciones climáticas interanuales en las especies introducidas, además de comprobar cómo se comportan dichas especies una vez hayan alcanzado una edad en la que no dependan de los efectos de las plantas nodriza. Cabe destacar que actualmente se continúa haciendo el seguimiento del experimento, por lo que la observación en un periodo de tiempo más amplio está asegurada.

También sería interesante llevar a cabo una investigación sobre la propagación de especies en la zona de estudio, principalmente de *Genista scorpius* por su papel como planta nodriza, para ver si es capaz de colonizar las laderas con flujo medio de escorrentía.

Otro posible estudio sería aislar del flujo de agua algunas manchas de la ladera II, para observar el efecto que esa exclusión tendría sobre las especies arbóreas introducidas, y así discernir si existe algún tipo de relación ecológica con la vegetación que ocupa la mancha independientemente del aprovechamiento del recurso hídrico que se da en este microambiente.

7 Bibliografía

- Bowker, M. Soliveres, S. Maestre, F. T. (2010). Competition increases with abiotic stress and regulates the diversity of biological soil crusts. *Journal of Ecology*, 98(3), 551–560.
- Brooker, R. W. *et al.* (2007). Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, 96, 18–34.
- Callaway, R. M. (1995). Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, 61(4), 306–349.
- Callaway, R. M. Walker, L. R. (1997). Competition and Facilitation: A Synthetic Approach to Interactions in Plant Communities. *Ecology*, 78(7), 1958–1965.
- Cassel, D. Kachanoski, R. Topp, G. (1994). Practical considerations for using a TDR cable tester. *Soil Technology*, 7, 113–126.
- Castro, J. Zamora, R. Hódar, J. (2006). Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. *Applied Vegetation Science*, 9(1), 137–142.
- Castro, J. Zamora, R. Hódar, J. A. Gómez, J. M. (2002). Use of Shrubs as Nurse Plants: A New Technique for Reforestation in Mediterranean Mountains. *Restoration Ecology*, 10(2), 297–305.
- Castro, J. Zamora, R. Hódar, J. A. Gómez, J. M. Gómez-aparicio, L. (2004). Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Restoration Ecology*, 12, 352–358.
- De León-Llamazares, A. (1991). *Caracterización agroclimática de la provincia de Teruel*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Dirección General de la Producción Agraria.
- Espigares, T. Merino-Martín, L. Moreno-de las Heras, M. Nicolau, J. M. (2012). Intensity of ecohydrological interactions in reclaimed Mediterranean slopes: effects of run-off redistribution on plant performance. *Ecohydrology*. doi:10.1002/eco.1307.
- García, D. Zamora, R. Hódar, J. A. Gómez, J. M. Castro, J. (2000). Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biological Conservation*, 95, 31–38.
- García-Fayos, P. (2008). Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica. In F. Valladares (Ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (2nd ed., pp. 311–336). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF S.A.

- Gasque, M. García-Fayos, P. (2004). Interaction between *Stipa tenacissima* and *Pinus halepensis*: consequences for reforestation and the dynamics of grass steppes in semi-arid Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management*, 189(1-3), 251–261.
- Gómez-Aparicio, L. Zamora, R. Castro, J. Hódar, J. A. (2008). Facilitation of tree saplings by nurse plants: Microhabitat amelioration or protection against herbivores? *Journal of Vegetation Science*, (January), 161–172.
- Hernández, L. (2013). Estándares para la certificación de proyectos de restauración de ecosistemas forestales. In C. Martínez Ruiz, F. Lario Leza, B. Fernández-Santos (Eds.), *Avances en la restauración de ecosistemas forestales. Técnicas de implantación* (pp. 7–13). Madrid: SECF-AEET.
- Jordano, P. Zamora, R. Marañón, T. Arroyo, J. (2002). Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas*, 11(1).
- Ludwig, J. Wilcox, B. Breshears, D. Tongway, D. Imeson, A. (2005). Vegetation patches and runoff-erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology*, 86, 288–297.
- Maestre, F. T. Callaway, R. M. Valladares, F. Lortie, C. J. (2009). Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. *Journal of Ecology*, 97(2), 199–205.
- Merino-Martín, L. Breshears, D. D. Moreno-de las Heras, M. Villegas, J. C. Pérez-Domingo, S. Espigares, T. Nicolau, J. M. (2012). Ecohydrological Source-Sink Interrelationships between Vegetation Patches and Soil Hydrological Properties along a Disturbance Gradient Reveal a Restoration Threshold. *Restoration Ecology*, 20(3), 360–368.
- Merino-Martín, L. Moreno-de las Heras, M. Pérez-Domingo, S. Espigares, T. Nicolau, J. M. (2012). Hydrological heterogeneity in Mediterranean reclaimed slopes: runoff and sediment yield at the patch and slope scales along a gradient of overland flow. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(5), 1305–1320.
- Milder, A. Salazar, E. Fernández-Santos, B. Martínez-Ruiz, C. (2012). Regeneración natural de *Quercus petraea* en minas de carbón restauradas: influencia positiva de los matorrales autóctonos. In C. Martínez-Ruiz, F. Lario Leza, & B. Fernández-Santos (Eds.), *Avances en la restauración de ecosistemas forestales. Técnicas de implantación* (pp. 89–94). Madrid: SECF-AEET.
- Moreno-de las Heras, M. (2009). *Efectos ecológicos de la erosión en laderas derivadas de la minería del carbón a cielo abierto*. *Ecological Engineering*. Universidad de Alcalá.
- Moreno-de las Heras, M. Espigares, T. Merino-Martín, L. Nicolau, J. M. (2011). Water-related ecological impacts of rill erosion processes in Mediterranean-dry reclaimed slopes. *Catena*, 84(3), 114–124.

- Moreno-de las Heras, M. Merino-Martín, L. Nicolau, J. M. (2009). Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. *Catena*, 77(1), 39–47.
- 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, 168–178. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.07.017
- Nicolau, J. M. (2003). Diseño y construcción del relieve en la restauración de ecosistemas degradados: una perspectiva ecológica. In Universidad de Alcalá (Ed.), *Restauración de ecosistemas mediterráneos* (pp. 173–189).
- Nicolau, J. M. Moreno-de las Heras, M. (2006). Restauración de ecosistemas alterados por movimiento de tierras. El caso de la minería de carbón a cielo abierto. In R. Bienes & J. M. Marqués (Eds.), *Conservación del Medio Ambiente: revegetación, recuperación del suelo y empleo de residuos en el control de la erosión* (pp. 156–173). Madrid: MIDRA, Consejería de Economía e Innovación Tecnológica, Comunidad de Madrid, Madrid.
- Nicolau, J. M. Moreno-de las Heras, M. Merino-Martín, L. Espigares, T. (2012). Bases ecohidrológicas para la restauración ecológica en minería. In A. García Álvarez & J. Ramón Travieso (Eds.), *Restauración ecológica en minería. De la teoría a la práctica* (pp. 47–63). Ponferrada.
- Papadakis, J. (1966). *Climates of the world and their agricultural potentialities*. Buenos Aires.
- Peña-Monné, J. L. Cuadrat-Prats, J. M. Sánchez-Fabre, M. (2002). *El clima de la provincia de Teruel*. Zaragoza: Instituto de Estudios Turolenses.
- Rivas-Martínez, S. (1987). *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Soliveres, S. Eldridge, D. J. Hemmings, F. Maestre, F. T. (2012). Nurse plant effects on plant species richness in drylands: The role of grazing, rainfall and species specificity. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(6), 402–410.
- Soliveres, S. Smit, C. Maestre, F. T. (2014). Moving forward on facilitation research: response to changing environments and effects on the diversity, functioning and evolution of plant communities. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*.
- Thornes, J. B. (2004). Stability and instability in the management of Mediterranean desertification. In J. Wainwright & M. Mulligan (Eds.), *Environmental modelling. Finding simplicity in complexity* (pp. 303–315). Chichester.

- Torroba, P. Zaldívar-García, M. Fernández-Santos, B. Martínez-Ruiz, C. (2012). Papel de los matorrales autóctonos en la expansión del bosque en minas de carbón restauradas en el norte de Palencia. In C. Martínez-Ruiz, F. J. Lario Leza, B. Fernández-Santos (Eds.), *Avances en la restauración de ecosistemas forestales. Técnicas de implantación* (pp. 81–87). Madrid: SECF-AEET.
- Zamora, R. García-Fayos, P. Gómez-Aparicio, L. (2008). Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesión ecológica. In F. Valladares (Ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (2nd ed., pp. 373–396). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF S.A.