

# TRABAJO FIN DE MASTER

## INFLUENCIA DE PROCESOS ECOHIDROLÓGICOS EN EL ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES VEGETALES DE SUCESIÓN TARDÍA EN LADERAS RESTAURADAS DE AMBIENTES MEDITERRÁNEOS Y SECOS.

*Eduardo Vicente Bartolí*

*Directores:*

*Dr. José Manuel Nicolau Ibarra, Dra. M<sup>a</sup> Tíscar Espigares  
Pinilla, Dr. Alfredo Ollero Ojeda.*

**Doble titulación de master Universitario en:**

**Ordenación territorial y medioambiental y développement  
durable, aménagement, société et territoire.**

**Septiembre de 2016.**



**Universidad**  
Zaragoza

1542



**IVERSITÉ**  
DE PAU ET DES  
PAYS DE L'ADOUR



## Resumen

En materia de restauración de ecosistemas tras actividades mineras, entender de qué modo los procesos ecohidrológicos dirigen el establecimiento de especies vegetales propias de etapas sucesionales tardías supone una cuestión importante. En este sentido se ha realizado un experimento durante tres años en dos laderas restauradas en clima mediterráneo-continental, las cuales presentan un gradiente de escorrentía y que además son representativas de las restauraciones llevadas a cabo en la cuenca lignitífera de Teruel. En este experimento se ha estudiado el efecto que determinadas unidades ecohidrológicas ejercen en la supervivencia y el crecimiento de *Quercus ilex* y *Pinus nigra*; estas unidades en concreto son: los lados norte y sur de arbustos de la especie *Genista scorpius* actuando como planta nodriza y fuentes y sumideros de escorrentía funcionando según el modelo “Trigger – Transfer – Reserve – Pulse (TTRP). Los resultados muestran que el lado norte de *Genista scorpius* y los sumideros de escorrentía favorecen el crecimiento de *Quercus ilex* y la supervivencia de ambas especies debido a una mejora en las condiciones ambientales en el primer caso y a una disponibilidad de recursos en el segundo. Por otra parte, la supervivencia de los plantones en los sumideros fue mayor que bajo las plantas nodriza a pesar de estar expuestos a una mayor escorrentía superficial; mientras que el crecimiento fue más alto siempre en las posiciones junto a los arbustos, lo que sugiere la existencia de una relación de compensación entre la supervivencia y el crecimiento a lo largo del gradiente de escorrentía. Los resultados destacan que el uso de criterios ecohidrológicos mejora el éxito de los procesos de restauración ecológica acelerando el establecimiento de especies propias de etapas de sucesión tardías, lo que además contribuye a mejorar la heterogeneidad de las restauraciones y las acerca a producir ecosistemas auto-sostenibles.

**Palabras clave:** sucesión ecológica, restauración, facilitación, TTRP, crecimiento, supervivencia, escorrentía.

## Abstract

It is an important issue in restoration of post-mine reclaimed sites to understand how ecohydrological processes drive the establishment of late-successional tree species. An experiment was carried out during 3 years in two representative reclaimed hillslopes along a gradient of overland flow from Utrillas coalfield in Teruel (Spain), under Mediterranean-Continental climate, in which we studied the influence on survival and growth of *Quercus ilex* and *Pinus nigra* seedlings in different ecohydrological microsites: northern and southern side of *Genista scorpius* shrubs as nurse plants and runoff sink and source vegetation patches according to the Trigger – Transfer – Reserve – Pulse (TTRP) model. Our results show that the northern side of *Genista scorpius* and the runoff sink vegetation patches enhance growth of *Quercus ilex* and survival of both species due to an amelioration of environmental conditions in the first case and a higher resource availability in the latter. Furthermore, seedlings' survival in runoff sink vegetation patches in conditions of high overland flow was higher than under the canopy of nurse plants with no influence of overland flow where, however, growth was always higher, which suggests a trade-off relationship between survival and growth along the overland flow gradient. Our results highlight that the use of ecohydrological criteria improves the success of restoration processes by accelerating the establishment of late-successional species, which also may enhance heterogeneity of reclaimed sites and drive them towards self-sustaining ecosystems.

**Keywords:** ecological succession, restoration, facilitation, TTRP, growth, survival, overland flow.

## Resumé

Comprendre comment les processus eco-hydrologiques conduisent l'établissement de espèces végétales complexes c'est une importante question dans la restauration écologique de mines. On a réalisé une expérience scientifique pendant 3 année dans deux pentes récupérés représentatifs avec une variation de ruissellement dans le bassin houiller d'Utrillas (Teruel, Espagne) sur un climat méditerranéen – continental, où on a étudié l'effet sur la survie et la croissance de plantules de *Quercus ilex* et *Pinus nigra* dans différentes emplacements eco-hydrologiques : nord et sud face d'arbustes de l'espèce *Genista scorpius* et des parcelles de végétation lesquelles arrêtent le ruissellement de manière cohérente avec le model TTRP (Trigger – Transfer – Reserve – Pulse). Les résultats montrent que la face nord de *Genista scorpius* et les parcelles de végétation du model TTRP améliorent la croissance de *Quercus ilex* et la survie des deux espèces à cause d'une amélioration des conditions environnementales dans le premier cas et à cause d'une disposition de ressources plus grande dans le dernier. En plus, la survie des plantules sur places avec plus de ruissellement a été meilleur qu'a coté des plantes-nurse de l'espèce *Genista scorpius*, où l'effet de la ruissellement c'est nul. Toutefois, dans ce dernier emplacement, la croissance a été toujours plus grande, ça indique l'existence d'une relation de compensation entre de la survie et de la croissance des espèces en fonction de la variation de ruissellement. Les résultats surlignent que l'utilisation de critères eco-hydrologiques améliore le succès de la restauration écologique de mines a cause d'une accélération de l'établissement de espèces végétales plus complexes et aussi améliore la diversité des sites restaurées et, finalement, aide a obtenir des écosystèmes autonomes.

**Mots-clés** : *succession écologique, restauration, facilitation, TTRP, croissance, survie, ruissellement.*

# Índice

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Marco teórico.....	1
1.1.1 Sucesión ecológica y restauración de ecosistemas.....	1
1.1.2 La minería a cielo abierto como perturbación.....	2
1.1.3 Contexto legal de la restauración de minas en España.....	3
1.1.4 Técnicas de restauración de ecosistemas afectados por minería a cielo abierto.....	4
1.1.5 Factores a tener en cuenta en la restauración de minas en ambientes mediterráneos..	5
1.1.6 La relación de facilitación entre plantas.....	8
1.1.7 Contexto en el que se enmarca este Trabajo de Fin de Master.....	9
1.2 Objetivos.....	9
1.3 Hipótesis.....	10
2 MATERIAL Y MÉTODOS.....	10
2.1 Área de estudio.....	10
2.1.1 La cuenca lignitífera de Teruel.....	10
2.1.2 Área experimental de Utrillas.....	12
2.2 Diseño experimental y muestreo de datos.....	16
2.3 Análisis estadístico.....	20
3 RESULTADOS.....	20
3.1 Ladera I.....	20
3.1.1 Supervivencia.....	20
3.1.2 Crecimiento.....	21
3.1.3 Humedad.....	24
3.1.4 Radiación fotosintéticamente activa.....	24
3.2 Ladera II.....	26
3.2.1 Supervivencia.....	26
3.2.2 Crecimiento.....	26
3.2.3 Humedad.....	28
3.2.4 Radiación fotosintéticamente activa.....	29
4 DISCUSIÓN.....	29
4.1 Papel de <i>Genista scorpius</i> en la ladera I.....	29
4.2 Papel de las zonas importadoras de escorrentía y nutrientes en la ladera II.....	33
4.3 Implicaciones para la restauración de ecosistemas.....	35
5 CONCLUSIONES.....	37
6 RECOMENDACIONES.....	38
7. BIBLIOGRAFÍA.....	39

**Agradecimientos:** A mis directores, Nico y Tíscar, junto a los que nunca he dejado de aprender y descubrir, gracias por su ayuda y asesoramiento además de por brindarme la inestimable oportunidad de participar en este proyecto. A Mariano Moreno-de las Heras, Patricio García-Fayos, Esther Bochet y Antonio López por su participación y gracias a los cuales fue posible la gestación de este proyecto. Al ayuntamiento de Utrillas por su colaboración. Este trabajo contó con la financiación del proyecto del Ministerio de Economía y Competitividad CGL2010-21754-C0-02.

# **1.INTRODUCCIÓN.**

## **1.1 Marco teórico.**

### **1.1.1 Sucesión ecológica y restauración de ecosistemas.**

La sucesión ecológica es el término con el que se denomina al proceso a través del cual las comunidades de los ecosistemas cambian su estructura y composición a lo largo del tiempo (Pickett y Cadenasso, 2005).

En la teoría relativa a este concepto se pueden hallar dos tipos de puntos de partida en la evolución de un ecosistema, por un lado aquella que comienza en un territorio que nunca ha sido colonizado, no ha albergado, o no ha tenido influencia de comunidades bióticas; y por otro lado están aquellas situaciones en las que previamente a la colonización existe un cierto legado biológico en la zona. Se distingue así entre sucesión primaria y sucesión secundaria, respectivamente.

Independientemente del punto de partida, las comunidades que se encuentran en el sistema evolucionan en función de lo que se conoce como fuerzas directoras, que constituyen aquellos factores que rigen las trayectorias de cambio de dichas comunidades, las cuales integran factores bióticos, tales como las interacciones entre especies y comunidades, y factores abióticos, como erosión, exposición o disponibilidad de recursos... etc (Van Andel *et al.* 1993).

Estos conceptos llevaron a plantear tradicionalmente la sucesión ecológica como un proceso determinista, de modo que las comunidades evolucionasen ganando en complejidad hasta alcanzar un punto de máxima estabilidad composicional, conocido como clímax, el cual se consideraba un concepto ideal dado que los ecosistemas nunca alcanzaban ese estadio debido a la acción de perturbaciones que alteraban las trayectorias de cambio y ensamblaje de las comunidades de forma estocástica (White, 1979).

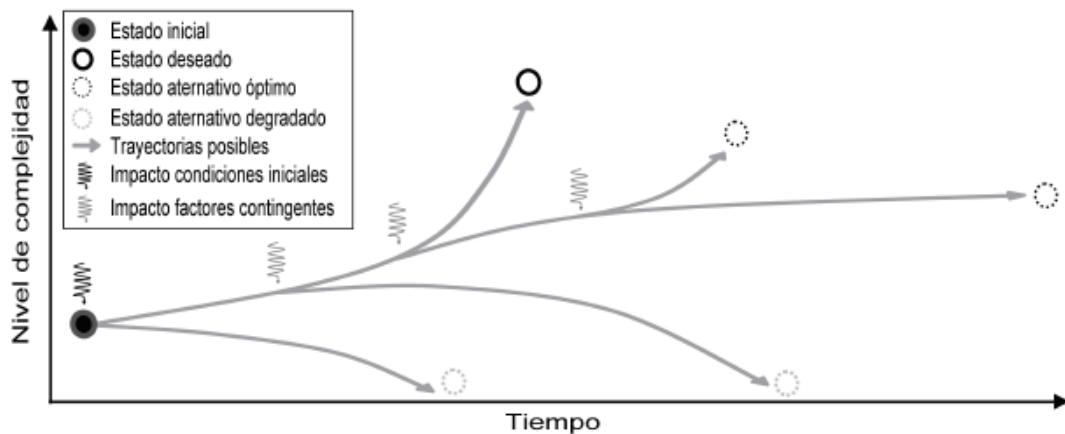
Las perturbaciones solían considerarse como eventos excepcionales en los ecosistemas, de modo que se entendía que el estado natural de los mismos consistía en la estabilidad y el equilibrio. Sin embargo, los nuevos paradigmas en la teoría de sucesión ecológica que se manejan hoy día consideran el cambio como el verdadero estado natural de los ecosistemas, de modo que en el modelado de los mismos y de las comunidades que lo componen tienen un papel muy importante las perturbaciones y los eventos estocásticos que se dan a distintas escalas, por lo que se abandona en cierta medida el concepto determinista (Pickett y Ostfield, 1995; Terradas, 2001)

Las distintas perturbaciones que se dan en los ecosistemas pueden tener distinta naturaleza: por un lado se encuentran aquellas que están causadas por procesos naturales, como avenidas, deslizamientos de ladera o incendios, aunque en cierta medida también pueden hallarse más o menos provocadas o influenciadas, directa o indirectamente, por la acción antrópica. Por otro lado; existen las perturbaciones que tienen su origen en actividades específicamente realizadas por el ser humano, como ejemplos de esto podemos encontrar vertidos de residuos, eventos de contaminación o actividades industriales como minería a cielo abierto.

En cualquier caso, en función de la intensidad de las perturbaciones, los cambios en la estructura de las comunidades no son la única consecuencia de estos eventos, si no que además los ecosistemas pierden complejidad y ofrecen menos servicios.

En este contexto surge la restauración de ecosistemas, que consiste en la aplicación de distintos conocimientos y técnicas con el objetivo de que el estado ecológico de un ecosistema sea el más parecido posible al que poseía en el momento que se produjo la perturbación, de modo que así se puedan recuperar los servicios que este ofrecía anteriormente.

Aún así, la evolución de una restauración está siempre sujeta a la misma incertidumbre que la propia sucesión ecológica, ya que las trayectorias que puede tomar están condicionadas por factores contingentes (Lockwood y Samuels, 2004). De este modo, el nivel de complejidad que se alcance tras la restauración no será el mismo que el que existía previamente (figura 1).



**Figura 1:** Diagrama que muestra las diferentes trayectorias de evolución que puede adoptar un ecosistema tras su restauración en función de determinados factores contingentes. Tomado de Lockwood y Samuels (2004) con modificaciones de Moreno-de las Heras (2009).

### 1.1.2 La minería a cielo abierto como perturbación.

Una de las perturbaciones antrópicas más remarcables que pueden tener lugar es la minería a cielo abierto. En primer lugar hay que destacar que esta es una actividad necesaria para el mantenimiento de la sociedad actual y sus dinámicas, pues la mayoría de bienes y servicios que esta utiliza dependen en gran parte de la extracción de minerales, como por ejemplo los metales que componen las infraestructuras de comunicación y transporte, telecomunicaciones, procesadores informáticos, así como los materiales de construcciones, que dependen de la extracción de áridos.

Pero como se ha mencionado, aunque se trate de una actividad necesaria, supone una perturbación muy importante, pues sus impactos afectan a la totalidad de los niveles principales de los ecosistemas: vegetación, suelo, geología y geomorfología (Nicolau, 2003).

El más directo de los impactos es el movimiento de tierras, con una brusca transformación del paisaje natural, además de otros impactos ligados a la emisión de



partículas y sedimentos que pueden ser más o menos contaminantes en función del tipo de actividad extractiva, como afecciones a masas de agua, vegetación y otros seres vivos (Latifovic, 2004; Younger y Wolkersdorfer, 2004). En definitiva, se producen alteraciones más o menos intensas en todo el ecosistema que se ve afectado, lo que deriva inevitablemente en una pérdida de servicios que este puede ofrecer.

De todos los movimientos de tierras que se producen al año de forma artificial (30-45 Gt/año) las actividades extractivas mineras representan aproximadamente un 50% , afectando a aproximadamente el 1% de las tierras emergidas del planeta. De este modo se ve involucrada una gran parte de terreno, con los potenciales efectos nocivos que, son capaces de producir estas actividades (Hooke, 2000).

Esta industria es necesaria si se quiere mantener un bienestar ligado al avance tecnológico de la sociedad, pero ¿se pueden corregir los impactos ambientales que no son evitables durante sus explotaciones?

Aquí es donde entra en juego la restauración de ecosistemas, pues es a través de ella como, teóricamente, se pueden recuperar las funciones y servicios ecosistémicos perdidos y minimizar los impactos producidos.

### **1.1.3 Contexto legal de la restauración de minas en España.**

En España existe un marco legal sólido que regula y ampara la restauración de ecosistemas afectados por minería, las primeras leyes que fueron concebidas con este objetivo se desarrollaron en la década de los 80.

Desde la entrada en vigor del Real Decreto 2894/1982 de 15 de Octubre, sobre restauración de espacio natural afectado por actividades mineras, se obliga a todos aquellos agentes que realicen aprovechamiento de recursos mineros a restaurar los espacios naturales en los que se desarrollen dichas labores. De forma posterior, el Real Decreto 1116/1984 de 9 de mayo, sobre restauración del espacio natural afectado por las explotaciones de carbón a cielo abierto y el aprovechamiento racional de estos recursos energéticos, complementa la legislación anteriormente citada y, además, establece el contenido mínimo que deben presentar los planes de explotación y restauración de minas de carbón a cielo abierto.

Posteriormente se aprobó la directiva 2006/21/CE sobre gestión de los residuos de industrias extractivas, la cual exige la rehabilitación de zonas en las que se hayan situado instalaciones y almacenes de residuos mineros. Esta norma se incorpora en la legislación española a través del Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

Este Real Decreto, a su vez, unifica y mejora las disposiciones legales que regulaban la restauración de espacios afectados por actividades extractivas. Su ámbito de aplicación se extiende tanto a las explotaciones de recursos minerales como a las actividades de investigación de los mismos, entendiéndose como tales aquellos trabajos que tengan por objeto poner de manifiesto recursos geológicos regulados en la Ley de Minas. A través de él, todas las entidades explotadoras están obligadas a tomar las medidas necesarias

para prevenir o reducir todo lo posible cualquier efecto negativo sobre el medio ambiente, al igual que sobre la salud de las personas, utilizando para ello las mejores técnicas disponibles. Además, en él se especifican los nuevos contenidos mínimos y requerimientos que deben cumplir los planes de restauración.

#### **1.1.4 Técnicas de restauración de ecosistemas afectados por minería a cielo abierto.**

Como se ha expuesto anteriormente, un plan de restauración de una mina a cielo abierto debe autorizarse junto con el plan de explotación, por ello lo normal es que la restauración se acometa de forma simultánea a la extracción del recurso mineral. Esta suele constar de tres fases (Nicolau y Moreno-de las Heras, 2006) .

- Perfilado topográfico: consiste en el conjunto de actividades que modelan la forma del terreno restaurado, conformado por plataformas, laderas, pistas de comunicación, cunetas y balsas de drenaje.
- Restauración del suelo: que es el proceso a través del cual se extiende tierra vegetal u otro tipo de sustratos, además de su tratamiento o la aplicación de determinadas enmiendas, que tienen el objetivo de otorgar al suelo la fertilidad suficiente para albergar comunidades vegetales.
- Revegetación: que consiste en la recuperación de la cubierta vegetal de la zona, siendo la hidrosiembra de especies herbáceas la actividad más simple a través de la cual se lleva a cabo esta fase.

La legislación también especifica que dichas restauraciones deben realizarse haciendo uso de las mejores técnicas disponibles. Evidentemente, los métodos han ido evolucionando desde que se reguló la obligación de restaurar el medio afectado por la extracción de recursos minerales.

En la minería del carbón a cielo abierto de Teruel, se distinguen principalmente dos etapas en la evolución de estas técnicas, las cuales difieren principalmente en el modo en el que realizan el perfilado topográfico. Por un lado, se encuentran las denominadas restauraciones de primera generación (realizadas hasta principios de los años 90), caracterizadas por un diseño geomorfológico en el que predominan relieves abruptos, con taludes de elevada pendiente alternados con grandes plataformas; mientras que las de segunda generación (realizadas a partir de los años 90) presentan pendientes más ligeras y relieves más suavizados, con sistemas de regulación escorrentía y redes de drenaje más elaboradas (Nicolau, 2003).

Sin embargo, las zonas restauradas no están exentas de problemas, ya que se han llegado a producir fracasos en el asentamiento de la cubierta vegetal de las mismas, lo que sucede con mucha más frecuencia en las restauraciones de primera generación. El motivo principal de estos fallos es un incorrecto manejo de los factores que rigen las trayectorias de evolución de un ecosistema en el diseño y ejecución de su restauración (Moreno-de las Heras *et al.* 2008).

Para evitar esto es básico conocer el comportamiento de dichos factores.

### **1.1.5 Factores a tener en cuenta en la restauración de minas en ambientes mediterráneos.**

Partiendo de las premisas anteriormente expuestas, a lo largo de los últimos años se han desarrollado numerosos trabajos encaminados a una mayor comprensión de las fuerzas directoras que participan en el modelado y comportamiento de estos sistemas, las cuales pueden ser de naturaleza tanto abiótica como biótica.

#### **1.1.5.1 Factores abióticos.**

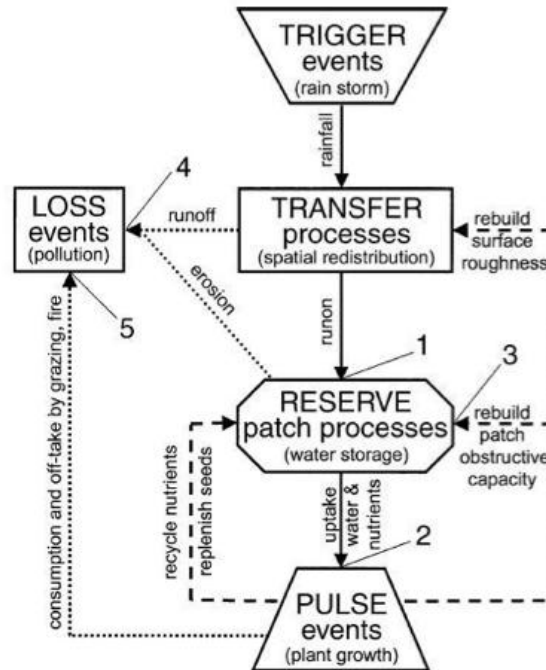
Los factores abióticos más reseñables que dirigen la sucesión de un ecosistema restaurado en ambientes mediterráneos son la erosión hídrica y la disponibilidad de agua.

La erosión hídrica es una importante amenaza para la estabilidad de las laderas creadas artificialmente, ya que están muy expuestas al riesgo de pérdida de suelo fértil y, por lo tanto, limita el establecimiento de la cubierta vegetal (Nicolau *et al.*, 2011). La erosión afecta a la vegetación descalzando raíces, arrastrando propágulos y horizontes superficiales, lo que termina resultando en un empobrecimiento de la riqueza específica y de la cobertura vegetal (García-Fayos, 2008).

La erosión hídrica de estas laderas puede darse tanto de forma laminar como a través de la generación de regueros. Esto último condiciona la disponibilidad y distribución espacial del recurso hídrico, drenando el agua a través de ellos y afectando negativamente a su uso por parte de la vegetación, creándose además condiciones desfavorables para el reclutamiento y la colonización (Moreno-de las Heras *et al.*, 2011).

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 clave 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, en ambientes secos, se ha descrito una estrecha interacción entre los procesos hidrológicos ligados a la escorrentía superficial y la dinámica de la vegetación. 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, en los que la cubierta vegetal es discontinua con un patrón espacial de matas y claros (Figura 2). Según este marco conceptual, las precipitaciones que caen en los claros se transforman parcialmente en escorrentía que fluye hacia las matas (junto con nutrientes y sedimentos), concentrándose en ellas los recursos. Esta reserva de recursos, a su vez, propicia un pulso de crecimiento en la vegetación.



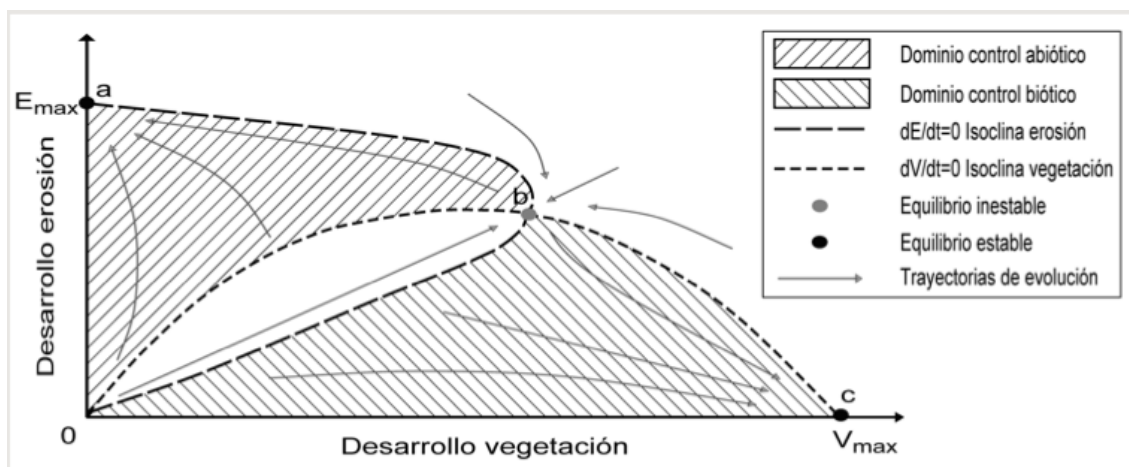
**Figura 2:** Diagrama que muestra esquemáticamente el mecanismo TTRP. Tomado de Ludwig *et al.* (2005).

Como ejemplo, Merino-Martín *et al.* (2015) muestran que en laderas procedentes de la restauración de la explotación minera “El Moral” en Utrillas-Teruel, que se comportan con el modelo TTRP, las zonas con cobertura vegetal mostraban mayor riqueza específica, mayor capacidad de infiltración y mayor macroporosidad del suelo.

#### 1.1.5.2 Factores bióticos.

Uno de los factores bióticos a los que se presta más atención es el desarrollo de la vegetación, dado que contribuye a frenar los procesos erosivos descritos en el anterior apartado, ayudando así a reducir sus efectos negativos. La cubierta vegetal mantiene la coherencia del suelo y aumenta su capacidad de infiltración, además de que lo protege del impacto de las gotas de lluvia y de la escorrentía superficial. Sin embargo, como se ha visto, la vegetación también se ve afectada por la erosión, por lo que se puede afirmar que existe una relación bilateral entre ambos factores (García-Fayos, 2008).

En alusión a esto, Thornes (2004) propone un modelo que sintetiza las trayectorias de evolución que un ecosistema, en ambientes áridos y semiáridos, puede experimentar en función de si es la erosión o el desarrollo de la vegetación la fuerza más dominante en la sucesión (Figura 3).



**Figura 3:** Diagrama que muestra el 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).

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 degradación máxima; 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.

Moreno-de las Heras *et al.* (2009) estiman que un 50% de cobertura vegetal es un umbral clave a partir del cual el ecosistema deriva hacia el control biótico o el abiótico. Además, según Moreno-de las Heras *et al.* (2011), cuando domina el control abiótico de la sucesión y hay un mayor desarrollo de la erosión, la riqueza de especies disminuye de forma no lineal, al igual que la biomasa, llegando a un punto en el que la degradación se torna irreversible.

Otra variable de origen biótico a tener en cuenta, aparte de la mera presencia de una cubierta vegetal y los efectos directos de esta, es la existencia de relaciones ecológicas entre especies, como por ejemplo las relaciones de mutualismo, facilitación, competencia, parasitismo... etc., cuyo signo varía en función del efecto que experimentan los individuos de una especie al exponerse a la presencia o acción de otras. En la tabla 1 se recogen las distintas relaciones de coexistencia entre plantas en función de si estas son positivas, neutras o negativas para los individuos que en ellas participan.

**Tabla 1:** Relación de las potenciales interacciones entre plantas según el efecto de las mismas.

	+	0	-
+	Mutualismo	Facilitación	Parasitismo
0		Neutralismo	Amensalismo
-			Competencia

Respecto a esto, en la ecología aplicada a la restauración de ecosistemas, destacan los estudios que se centran en las relaciones de facilitación entre plantas con el objetivo de aprovechar sus efectos beneficiosos en los procesos de revegetación.

### **1.1.6 La relación de facilitación entre plantas.**

La facilitación entre plantas puede definirse como un fenómeno a través del cual una especie mejora la supervivencia, crecimiento o estado general de otra (Callaway, 1995).

Así, las plantas facilitadoras modifican determinados recursos de forma positiva para los individuos facilitados, 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).

Una de las primeras relaciones de facilitación constatadas en la naturaleza es la que se conoce como efecto o “síndrome” de planta nodriza, a través del cual una planta adulta mejora las condiciones para el establecimiento y desarrollo de individuos jóvenes de otras especies vegetales que crecen junto a ella, los cuales se aprovechan de mecanismos similares a los anteriormente descritos (Padilla y Pugnaire, 2006).

Por lo tanto, la incorporación de estos conceptos en el proceso de revegetación resulta interesante en ecosistemas semiáridos, donde se acentúan los factores limitantes de la disponibilidad hídrica y la erosión. Además, su aplicación en la restauración ecológica supone una mejora frente a métodos tradicionales y simples como la hidrosiembra (que sencillamente buscan establecer una capa herbácea para estabilizar el suelo), ya que así se activan procesos de sucesión más similares a los que se dan de forma natural, otorgando diversidad y haciendo posible el establecimiento de especies propias de etapas tardías de la misma (Alday *et al.*, 2014).

Sin embargo, las relaciones ecológicas entre plantas son complejas y el signo de estas puede cambiar, por lo que una interacción positiva que sucede entre dos individuos puede tornarse negativa. Se produce entonces un balance entre facilitación y competencia en función de determinados factores (Zamora *et al.* 2008).

A lo largo de las últimas décadas se han llevado a cabo numerosos estudios sobre interacciones positivas en plantas encaminados a cuantificar y explicar dichos factores, aunque Soliveres y Maestre (2014) arrojan dudas sobre que sea posible constituir un modelo común y general que pueda explicar las relaciones ecológicas entre comunidades florísticas que sea válido para escenarios dispares entre sí, como es el caso de ambientes secos frente a ambientes alpinos.

Aún así, hay algunas causas de cambio de signo en las interacciones que pueden considerarse comunes.

Por un lado, Zamora *et al.* (2008) apuntan una de las causas de este cambio puede ser la fenología de los propios individuos. 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 facilitada 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, se encontrará en un estado senescente o sus necesidades serán distintas, por lo que se evitaría así una relación de competencia. Este es un efecto muy visible cuando arbustos actúan como plantas nodriza de especies arbóreas.

Por otro lado, una de las teorías más discutidas sobre las causas del cambio de signo de la facilitación es la hipótesis del gradiente de estrés, también conocida como SGH (stress-gradient hypothesis), la cual sostiene que la relación entre las interacciones positivas en plantas y el grado de perturbación al que se ven sometidas es inversa, es decir, en condiciones desfavorables primará la facilitación entre individuos, mientras que esta será menos evidente, o incluso podrá tornar en competencia cuando las condiciones sean favorables (Brooker *et al.* 2007).

Esta hipótesis se ha visto respaldada en diversos estudios de facilitación aplicados en ambientes semiáridos (Alday *et al.*, 2015), pero también ha sido objeto de controversia al haberse obtenido resultados contradictorios con respecto a su confirmación (Brooker *et al.* 2007) (Bowker *et al.* 2010).

En este sentido 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 condiciona el cambio de interacción y la escala a la que se realiza dicho estudio (interacciones entre individuos frente a comunidades).

### **1.1.7 Contexto en el que se enmarca este Trabajo de Fin de Master.**

El presente Trabajo de Fin de Master se encuadra en el estudio del aprovechamiento de determinadas condiciones ecohidrológicas para la revegetación de ecosistemas restaurados tras actividades mineras a cielo abierto en ambientes mediterráneos, concretamente en la cuenca lignitífera de Teruel.

### **1.2 Objetivos.**

El objetivo principal de este trabajo es cuantificar y comprender cómo afectan las condiciones de determinadas unidades ecohidrológicas, presentes en laderas de umbría de restauraciones mineras de primera generación, al establecimiento y crecimiento de dos especies leñosas que son propias de la vegetación potencial del mencionado lugar (Rivas-Martínez, 1987) y características de una sucesión tardía, de modo que los conocimientos adquiridos a través de los resultados puedan aplicarse para mejorar los procesos de revegetación y restauración de las minas a cielo abierto en estos ambientes.

Concretamente se estudiará cómo afectan al establecimiento y crecimiento de las mencionadas especies leñosas, *Quercus ilex* y *Pinus nigra*, las siguientes unidades ecohidrológicas:

- Arbustos de la especie *Genista scorpius* actuando como planta nodriza de las especies leñosas, además se comprobará si existe un mayor o menor efecto facilitador significativo en función de la posición relativa en la que se sitúe la planta facilitada respecto a la nodriza en la ladera.
- Manchas de vegetación herbácea, constituidas principalmente por individuos de la especie *Lolium perenne*, que funcionan como sumideros captadores de recursos en terminología del modelo TTRP.

### 1.3 Hipótesis.

Las hipótesis que se plantean en este trabajo son las siguientes:

- El arbusto *Genista scorpius* actúa como planta nodriza mejorando el establecimiento de las dos especies leñosas utilizadas.
- Los individuos de especies leñosas citadas que se sitúen junto a arbustos de la especie *Genista scorpius* ven mejorado significativamente tanto su crecimiento como su supervivencia frente a aquellos que se establecen en zonas de claros sin vegetación.
- Existen diferencias en las condiciones y recursos presentes en función de las posiciones relativas consideradas junto a la planta nodriza, las cuales se traducen en diferencias significativas en el establecimiento y crecimiento de las especies utilizadas.
- Las manchas de *Lolium perenne* que funcionan según el modelo TTRP mejoran significativamente las condiciones para el establecimiento de las dos especies leñosas utilizadas.
- Esto último también se traduce en una mejora del establecimiento y crecimiento de ambas especies en comparación con las que se sitúen en zonas de claros sin vegetación.

## 2 MATERIAL Y MÉTODOS.

### 2.1 Área de estudio.

#### 2.1.1 La cuenca lignitífera de Teruel.

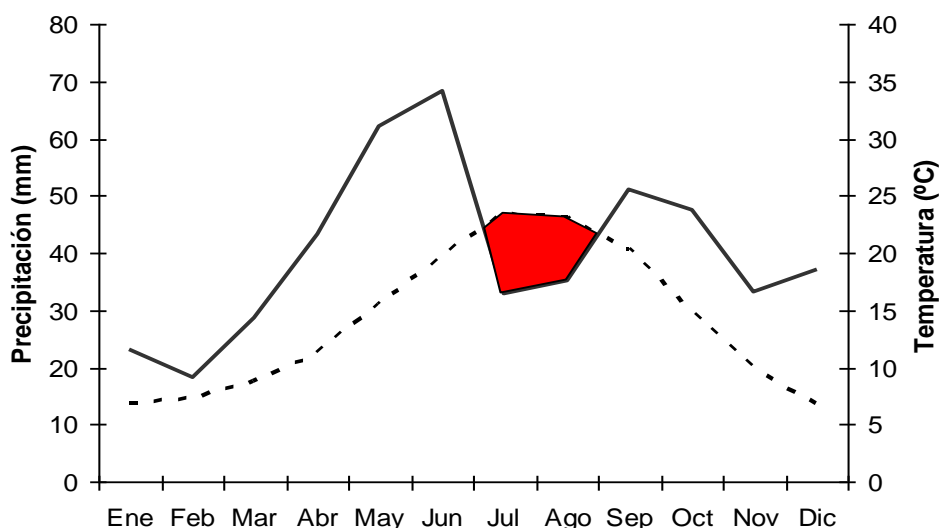
La cuenca lignitífera de Teruel está situada en la vertiente meridional del río Ebro, concretamente entre las cuencas de los ríos Guadalupe y Martín, su clima es mediterráneo templado de carácter seco (Papadakis, 1966) siendo notablemente continental al oeste, mientras que hacia el este aumenta gradualmente 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 4 muestra un climodiagrama con la precipitación y temperatura medias de la cuenca lignitífera de Teruel.



**Figura 4:** Climodiagrama de la cuenca lignitífera 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 faginea*, *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris* 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* y *Pinus nigra*.

En esta zona se han abierto 24 explotaciones, ocupando un total de 3000 hectáreas. 884 hectáreas siguen en explotación actualmente, mientras que aquellas en las que ha cesado

la actividad, aproximadamente 1517 hectáreas han sido restauradas, quedando otras 865 sin recuperar (Nicolau *et al.* 2010).

Las minas abandonadas sin restaurar son aquellas que finalizaron su actividad de forma anterior a la entrada en vigor del RD 2994/82. El paisaje que estas han dejado tras de sí consiste en huecos de explotación inundados, escombreras interiores y exteriores con escasa implantación de la vegetación y fuertes procesos erosivos. Estos lugares funcionan como focos de contaminación de cauces fluviales naturales por la emisión de escorrentía y sedimentos, además de que debido a su mayor impermeabilidad incrementan los picos de crecidas de determinados ríos, así como el riesgo de inundaciones. Además de esto, también tienen un fuerte impacto paisajístico y es un territorio que no puede ser aprovechado por la población local.

Por su parte, en las laderas de las minas que han sido restauradas, Moreno-de las Heras *et al.* (2008). han identificado tres trayectorias fundamentales que puede seguir la vegetación que se desarrolla en ellas.

1. Una primera que va hacia la degradación, con comunidades muy pobres o incluso zonas desprovistas de vegetación, caracterizada por la formación de regueros y cárcavas.
2. Una situación intermedia en la que existe incertidumbre sobre si la vegetación avanza hacia la degradación o la agradación. Por lo general el sistema experimenta degradación si la cubierta vegetal es inferior al 30% y la tasa de erosión es superior a 20t/ha-año; mientras que existe agradación si la cobertura vegetal es superior al 50% y la erosión inferior a 5 t/ha-año.
3. Una situación de agradación con la formación de comunidades mixtas de matorral con el protagonismo de *Genista scorpius* y gramíneas.

Es importante también tener en cuenta que en estas trayectorias de evolución de comunidades vegetales de zonas restauradas se ven asimismo influenciadas por la proximidad a vegetación natural remanente que no se ha visto afectada por las actividades mineras. En función de sus características, esta puede actuar como fuente de propágulos de otras especies autóctonas no utilizadas en la fase de revegetación a la vez que propias de una sucesión ecológica más tardía, como es el caso de especies leñosas de porte arbóreo, lo que incrementaría la diversidad de las comunidades. En muchos casos en los que las condiciones favorecen la agradación, no existen manchas de vegetación remanente en las proximidades, por lo que el proceso de sucesión se encuentra estancado a no ser que se introduzcan este tipo de especies en fases posteriores de revegetación.

### **2.1.2 Área experimental de Utrillas.**

La zona experimental en la que se ha llevado a cabo el estudio (figura 5) 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.

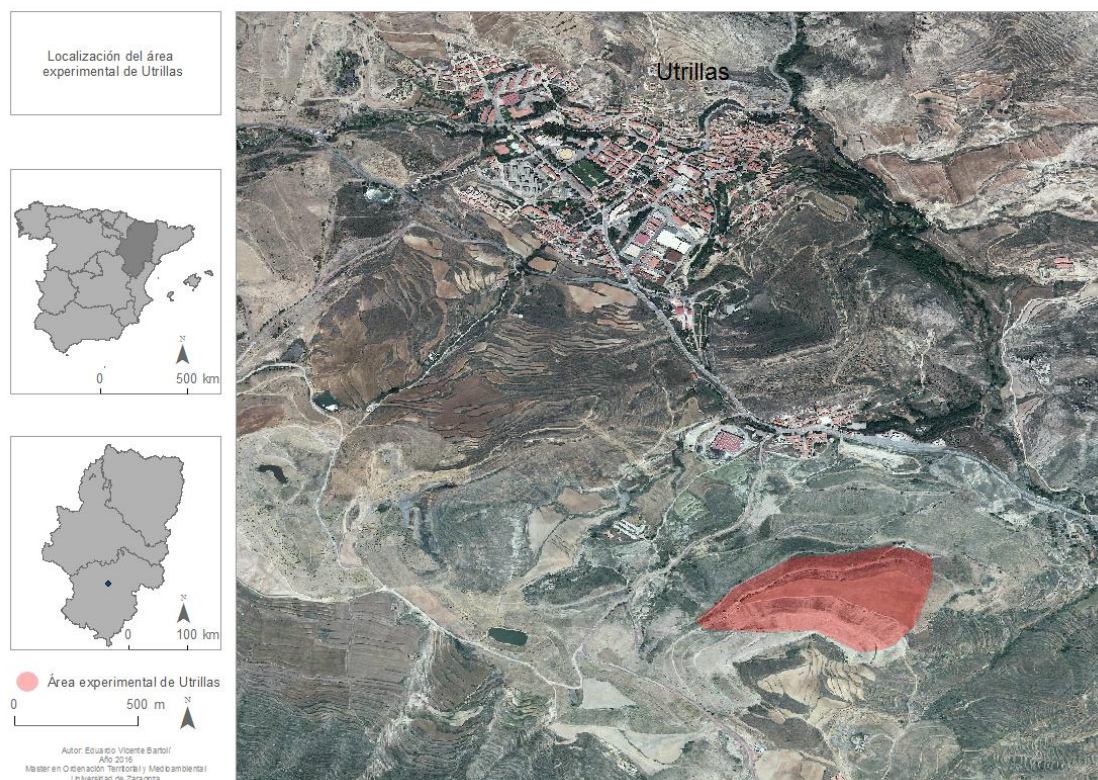


Figura 5: cartografía de localización del área experimental de Utrillas.

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).

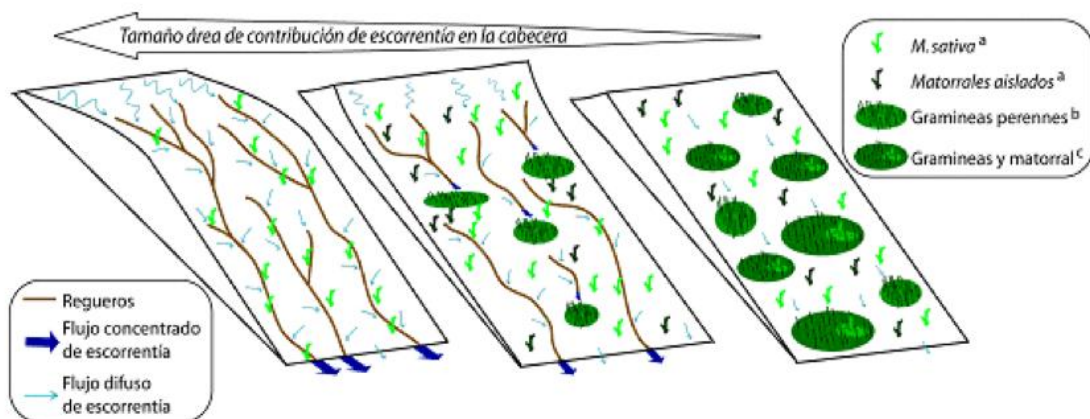
Sin embargo, estas laderas presentan diferencias en la geomorfología de sus cabeceras, las cuales funcionan como áreas de contribución a la escorrentía superficial, lo que acaba provocando fenómenos de erosión de distinta intensidad en función de su diseño.

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), proceso que se ilustra en la figura 6.

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 que funcionan mediante el modelo TTRP, 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 6:** 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 definitiva, en las laderas de la mina restaurada del Moral se dan tres tipos de trayectoria de evolución de las comunidades vegetales, las cuales coinciden con las tres descritas anteriormente, lo que hace de esta zona un lugar idóneo para estudiar las posibilidades de la fase de revegetación en las restauraciones de actividades mineras en Teruel.

De forma acorde con los objetivos del trabajo, el experimento realizado se centra en dos laderas concretas:

Ladera I (imagen 1): también llamada “ladera de aliaga”, orientada al norte, que se ajusta a la trayectoria de evolución de vegetación de tipo 3, sin entradas exógenas de escorrentía y por lo tanto de escasa perturbación por erosión, lo cual favorece un mayor desarrollo de la cubierta vegetal. En ella, a lo largo de la pendiente, aparecen de forma discontinua individuos de *Genista scorpius*.





**Imagen 1:** Ladera I

Ladera II (imagen 2): o “ladera de *Lolium*”, orientada al norte, correspondiente con el segundo tipo de trayectoria de evolución de vegetación anteriormente expuesta, 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 2:** Ladera II, en la imagen se puede distinguir claramente el patrón de zonas importadoras de escorrentía, ocupados por manchas de *Lolium perenne*, las que se corresponden con las zonas más verdes; y claros ocupados parcialmente por individuos de *Santolina sp.*

Por su parte, la tabla 2 recopila las principales características topográficas, edáficas y erosivas de ambas laderas.

**Tabla 2:** Características descriptivas principales de las laderas estudiadas. Tomado con modificaciones de Merino-Martín *et al.* (2015)

	<i>Ladera I</i>	<i>Ladera II</i>
<b>Topografía</b>		
Área (m <sup>2</sup> )	1474,3	497,5
Pendiente (°)	20	20
Área de contribución a la escorrentía (m <sup>2</sup> )	0	50,4
Orientación	Norte	Norte
<b>Características edáficas</b>		
Pedregosidad (%)	41,9 ± 3,4	39,2 ± 4,5
Arena (%)	44 ± 3	44,8 ± 2,6
Limo (%)	29,8 ± 1,2	28,7 ± 0,3
Arcilla (%)	26,3 ± 1,8	26,6 ± 2,4
Textura	Franco-arcillosa	Franco-arcillosa
CE (dS/m)	0,7 ± 0,4	0,3 ± 0,1
PH	8,01 ± 0,2	8,4 ± 0,3
Materia orgánica (%)	2 ± 0,4	1,2 ± 0,3
CaCO <sub>3</sub> (%)	6,2 ± 0,38	7,3 ± 0,4
Densidad aparente (g/cm <sup>3</sup> )	1,5 ± 0,03	1,5 ± 0,1
<b>Cobertura</b>		
Suelo desnudo (%)	23,7 ± 2,8	44,6 ± 3,1
Piedras (%)	21,1 ± 2,6	25,5 ± 3
Vegetal (%)	51,2 ± 4,2	24,4 ± 2,9
<b>Características erosivas</b>		
Coefficiente de escorrentía (%)	0,33 ± 0,17	15,9 ± 3
Producción de sedimentos (g/m <sup>2</sup> )	0,23 ± 0,07	107,3 ± 36

## 2.2 Diseño experimental y muestreo de datos

De acuerdo a los objetivos del trabajo, en cada una de las dos laderas consideradas se han identificado una serie de microambientes o unidades ecohidrológicas que pueden favorecer el establecimiento de especies leñosas. Así pues, se ha realizado una plantación (imágenes 3, 4 y 5) de dos especies, *Quercus ilex* y *Pinus nigra* en cada uno de estos ambientes para estudiar así el efecto que estos tienen en el crecimiento y supervivencia de ambas.



**Imagen 3:** proceso de plantación.

En la ladera I, la plantación se ha llevado a cabo en tres unidades ecohidrológicas distintas:

- 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, situándose entonces en la parte sur de los arbustos y encontrándose en un microambiente de solana.
- 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, encontrándose esta además bajo condiciones de umbría al situarse en la parte norte del arbusto.
- Claro: los individuos introducidos se plantan en zonas de la ladera con ausencia de *Genista scorpius*.

En la ladera II, por su parte, la plantación se realizó en dos tipos distintos de unidad ecohidrológica.

- Mancha de *Lolium*: los individuos se plantan en manchas de vegetación de *Lolium perenne*, correspondientes con zonas de la ladera importadoras de agua, sedimentos 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.





**Imagen 4:** proceso de plantación.

El proceso de plantación se realizó entre los días 23 y 24 de noviembre de 2012. En cada uno de los cinco microambientes mencionados se hicieron 40 réplicas del mismo, consistiendo cada una de estas réplicas en la introducción de 4 individuos, dos de cada especie; pasados dos meses desde la plantación se retiró uno de los plantones duplicados de cada especie, en todos los casos aquel que presentase peores condiciones de supervivencia, para evitar competencia entre los mismos.

Además, en cada tipo de unidad ecohidrológica, se establecieron 7 puntos para registrar humedad del suelo, para lo cual, en cada uno de ellos, se instalaron dos varillas metálicas de 50 cm de largo y 5 mm de espesor.

Por lo tanto, se cuenta con un tamaño de muestra de 400 plantones, 80 en cada unidad ecohidrológica, de los que 40 corresponden a *Quercus ilex* y los 40 restantes a *Pinus nigra*; además de un total de 35 puntos para muestrear humedad del suelo.



**Imagen 5:** proceso de plantación.



Las variables registradas han sido las siguientes:

- Supervivencia de los individuos introducidos.
- Crecimiento de los individuos introducidos.
- Humedad del suelo.
- Radiación fotosintéticamente activa.

Las medidas de humedad del suelo se registraron mediante la técnica Time Domain Reflectometry (TDR), utilizando un medidor Tektronix® 1502C según las directrices de Cassel *et al.* (1994), obteniéndose al menos una muestra en cada estación de cada año del experimento (imagen 6).



**Imagen 6:** muestreo de humedad del suelo.

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 hace un total de 3 muestreos a lo largo del experimento.

Los muestreos de supervivencia, realizados de forma simultánea a los de crecimiento y humedad, consistieron en el seguimiento y monitoreo del estado de cada uno de los individuos de ambas especies plantados en cada parcela.

También se cuantificó una vez, en 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 (imagen 7). En la ladera II o ladera de *Lolium* se considera que no existe diferencia en el PAR registrado en las manchas de vegetación frente a los claros.



**Imagen 7:** muestreo de la radiación fotosintéticamente activa.

## **2.3 Análisis estadístico**

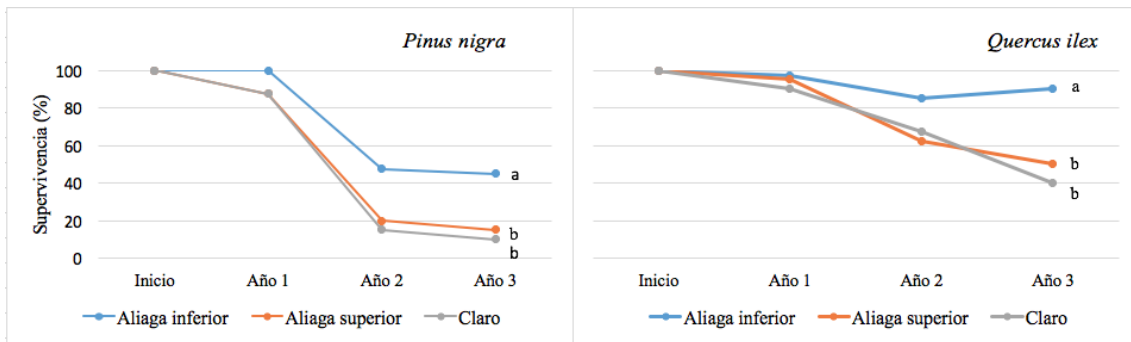
Para el análisis de los datos se empleó el programa STATISTICA versión 8. En primer lugar se comprobó la distribución normal de los datos, los que cumplieran con esta distribución se analizaron mediante test ANOVA one-way, a la vez que para los datos de humedad del suelo se utilizó el test ANOVA de medidas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

## **3 RESULTADOS.**

### **3.1 Ladera I.**

#### **3.1.1 Supervivencia.**

En la ladera de aliaga (figura 7) sobrevivieron el 23,33% de los pinos originalmente introducidos tras tres años de experimento. De los 40 individuos plantados en cada uno de los tres tratamientos, en la posición de aliaga inferior sobrevivieron el 45%, el 15% en aliaga superior y el 10% en claro. Los posteriores análisis  $\chi^2$  muestran diferencias significativas entre las dos unidades ecohidrológicas situadas junto a la planta nodriza ( $g.l=1$  ,  $\chi^2=28,23$  ,  $p<0,05$ ). Del mismo modo, la posición de aliaga inferior también muestra diferencias significativas con la de claro ( $g.l=1$  ,  $\chi^2=54,44$  ,  $p<0,05$ ); pero esta última no las tiene con la de aliaga superior ( $g.l=1$  ,  $\chi^2=1,11$  ,  $p=0,29$ ).

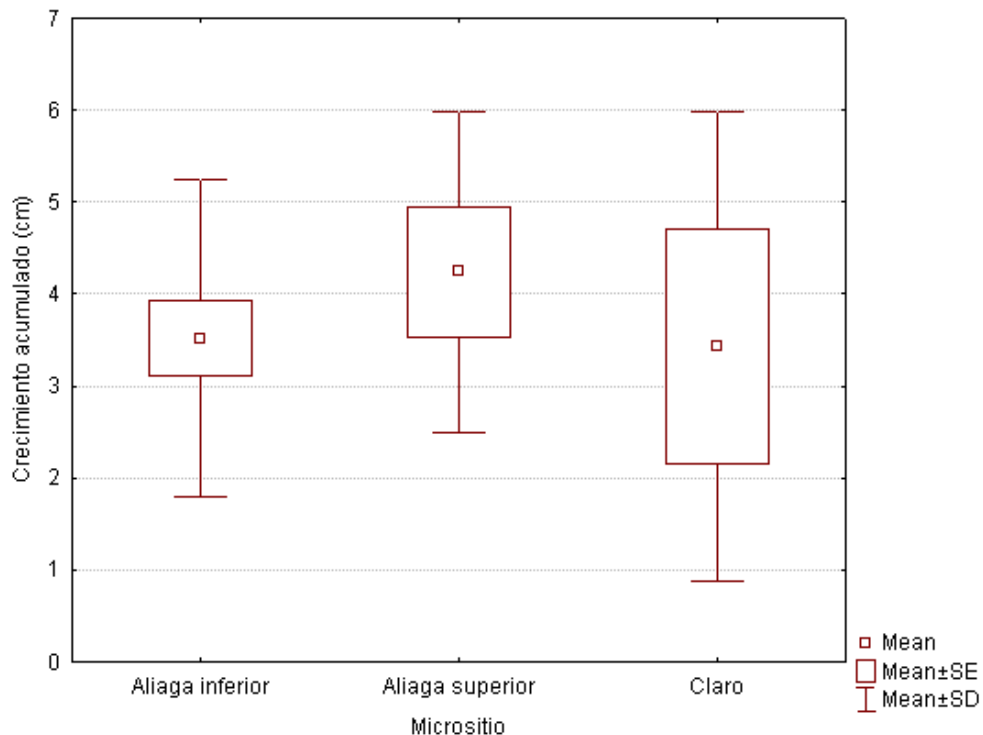


**Figura 7:** evolución de la supervivencia de ambas especies a lo largo del experimento en la ladera de aliaga.

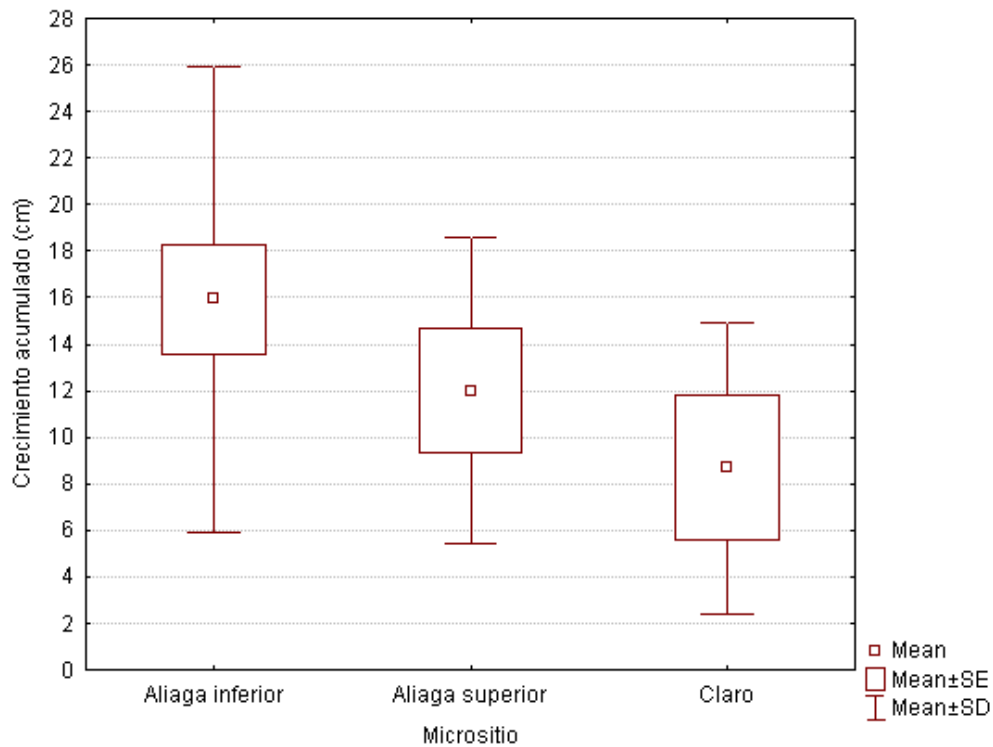
En cuanto a las encinas, tras tres años de experimento sobrevivieron el 66,66% de las que fueron introducidas al inicio del mismo. De los 40 individuos plantados en cada micrositio, sobrevivieron el 36% de los situados en aliaga inferior, el 20% en aliaga superior y el 24% en claro. Los posteriores análisis  $\chi^2$  muestran diferencias significativas entre los tratamientos situados junto a la planta nodriza (g.l=1 ,  $\chi^2=25,6$  ,  $p<0,05$ ). Tal y como sucedía con los pinos, se observan diferencias significativas entre la supervivencia registrada en aliaga inferior frente a la de claro (g.l=1 ,  $\chi^2=15$  ,  $p<0,05$ ); pero no aparecen cuando se compara la de esta última con la de aliaga superior (g.l=1 ,  $\chi^2=1,66$  ,  $p=0,19$ ).

### 3.1.2 Crecimiento.

Respecto al crecimiento de los pinos, los test de Kruskal-Wallis no muestran diferencias significativas entre ninguna de las unidades ecohidrológicas consideradas en esta ladera, tanto en el caso del incremento de diámetro ( $p=0,76$  , figura 8) como del de altura del tallo ( $p=0,17$  , figura 9), aunque en este último caso se observa una cierta tendencia a que las unidades de aliaga inferior y superior muestren un poco más de crecimiento respectivamente.

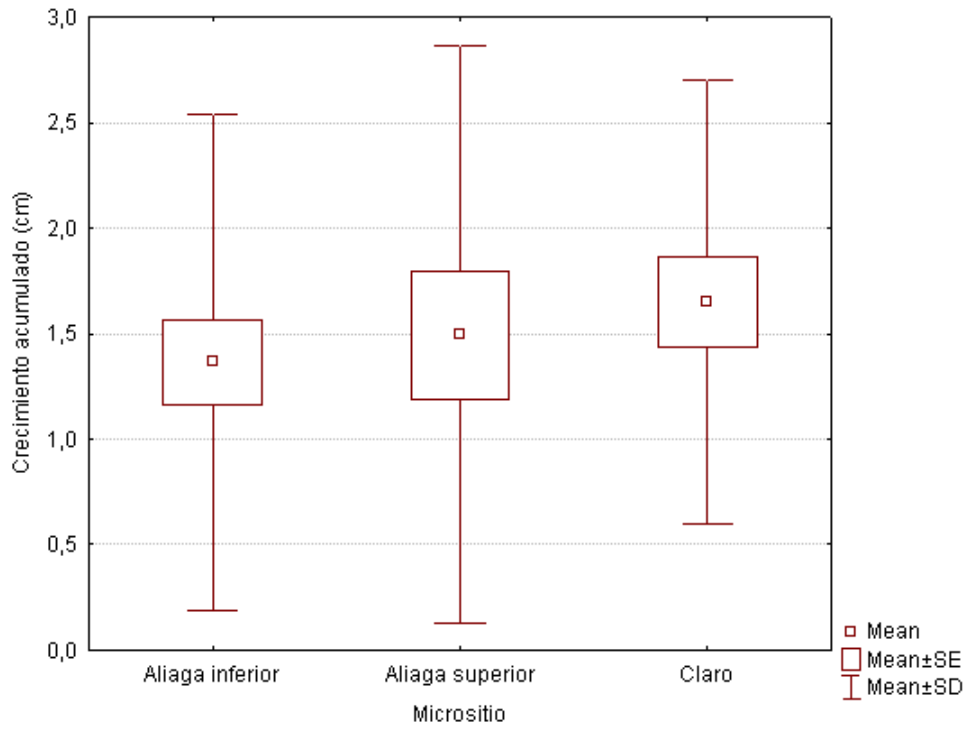


**Figura 8:** crecimiento acumulado del diámetro de los pinos en la ladera I en cada una de las unidades ecohidrológicas consideradas tras tres años de experimento.

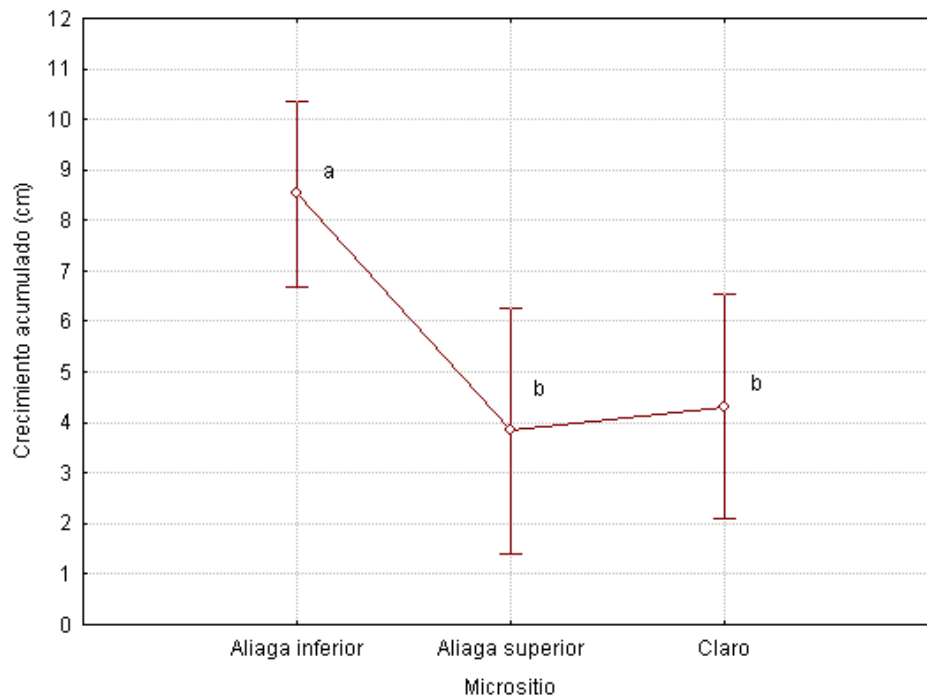


**Figura 9:** crecimiento acumulado del tallo de los pinos en la ladera I en cada una de las unidades ecohidrológicas consideradas tras tres años de experimento.

Por otro lado, el test de Kruskal-Wallis aplicado al análisis del incremento del diámetro de las encinas tampoco ha mostrado diferencias significativas ( $p=0,53$ , figura 10) entre las tres unidades ecohidrológicas, mientras que el test ANOVA one-way sí las ha mostrado para el crecimiento acumulado del tallo ( $p<0,05$ , figura 11), el análisis post-hoc realizado posteriormente ha permitido distinguir que el incremento acumulado de altura del tallo es significativamente superior en la posición de aliaga superior respecto al resto de tratamientos, mientras que entre estos últimos no ha habido diferencias significativas.



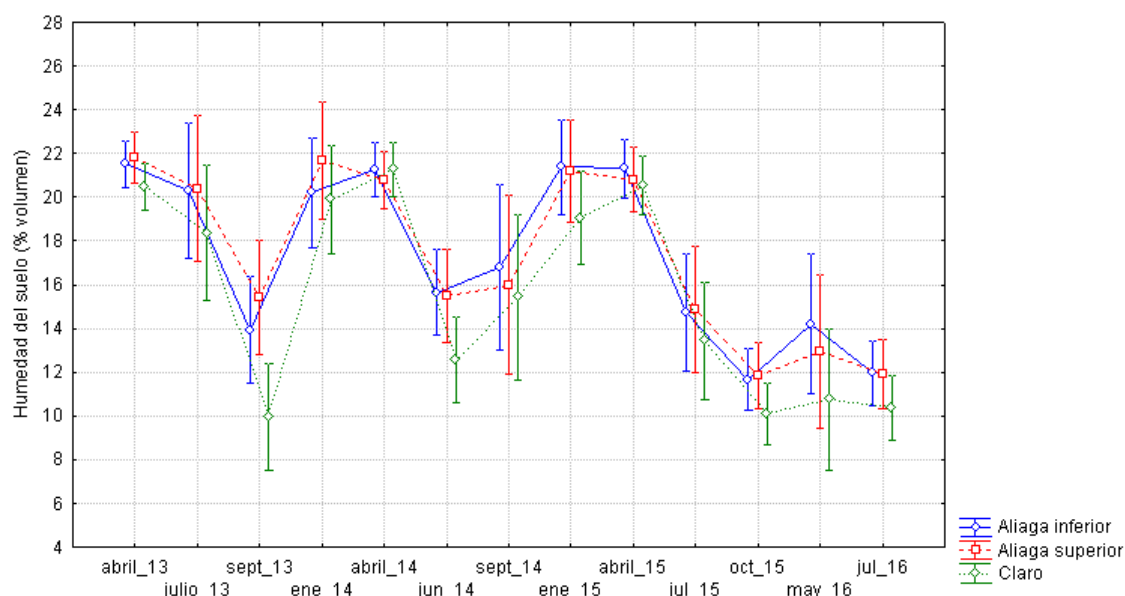
**Figura 10:** crecimiento acumulado del diámetro de las encinas en la ladera I en cada una de las unidades ecohidrológicas consideradas tras tres años de experimento.



**Figura 11:** crecimiento acumulado del tallo de las encinas en la ladera I en cada una de las unidades ecohidrológicas consideradas tras tres años de experimento.

### 3.1.3 Humedad.

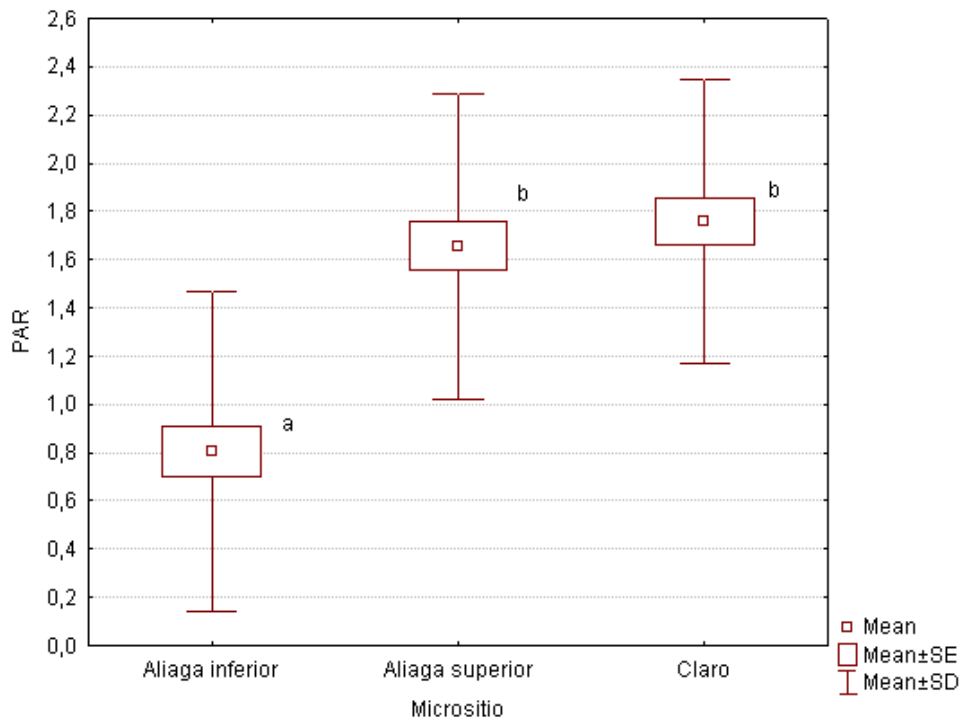
El contenido de humedad a lo largo del periodo de estudio muestra ciertas diferencias entre los tres ambientes considerados, aunque no resultan estadísticamente significativas (análisis ANOVA de medidas repetidas  $p=0,08$ ) La figura 12 muestra contenidos de humedad en los claros inferiores a los registrados bajo las aliagas en casi todas las medidas realizadas. Sin embargo, no se advierte ningún patrón diferencial entre la posición superior e inferior bajo la aliaga.



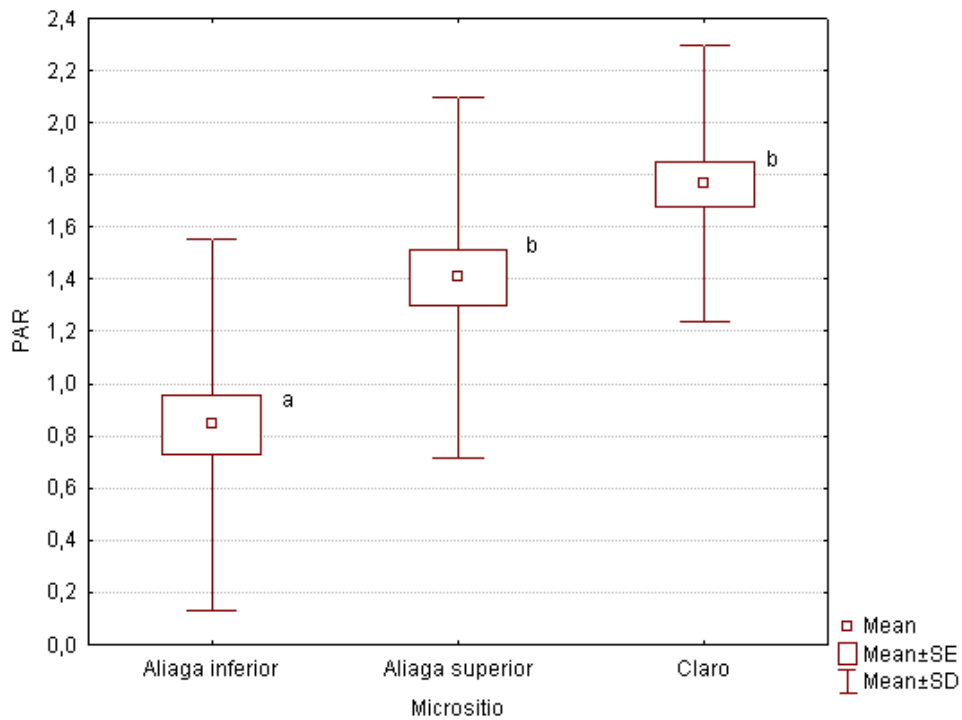
**Figura 12:** evolución de la humedad del suelo en cada una de las unidades ecohidrológicas de la ladera I tras tres años de experimento.

### 3.1.4 Radiación fotosintéticamente activa.

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 13) 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 14).



**Figura 13:** radiación fotosintéticamente activa registrada en cada una de las posiciones de los pinos en la ladera I en función de la unidad ecohidrológica.



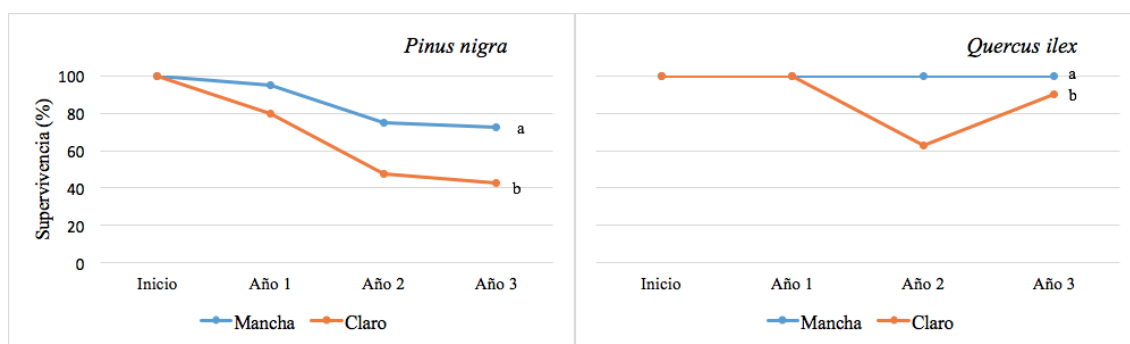
**Figura 14:** radiación fotosintéticamente activa registrada en cada una de las posiciones de los pinos en la ladera I en función de la unidad ecohidrológica.



## 3.2 Ladera II.

### 3.2.1 Supervivencia.

La supervivencia de los pinos en esta ladera fue del 57,5%. En las zonas importadoras sobrevivieron el 75,5% de los individuos frente al 42,5% en los claros. El análisis  $\chi^2$  indica que esta diferencia es significativa (g.l=1 ,  $\chi^2=14,73$  ,  $p=0,000124$ ). El caso de las encinas es relativamente similar: la supervivencia total fue del 95%, sobrevivieron la totalidad de los plantones que se introdujeron en las zonas importadoras; mientras que en los claros lo hicieron el 90% de los individuos. Aunque son cifras relativamente altas, el análisis  $\chi^2$  indica que esta diferencia es significativa (g.l=1 ,  $\chi^2=4,33$  ,  $p=0,035$ ). Estos resultados se ven ilustrados en la figura 15, en el caso de la encina se muestra un repunte en la supervivencia entre los años 2 y 3. Esto se debe a que hubo plantones contabilizados como muertos debido a que la parte aérea de la planta se secó completamente, pero al año siguiente se produjeron rebrotes desde las raíces de la misma.

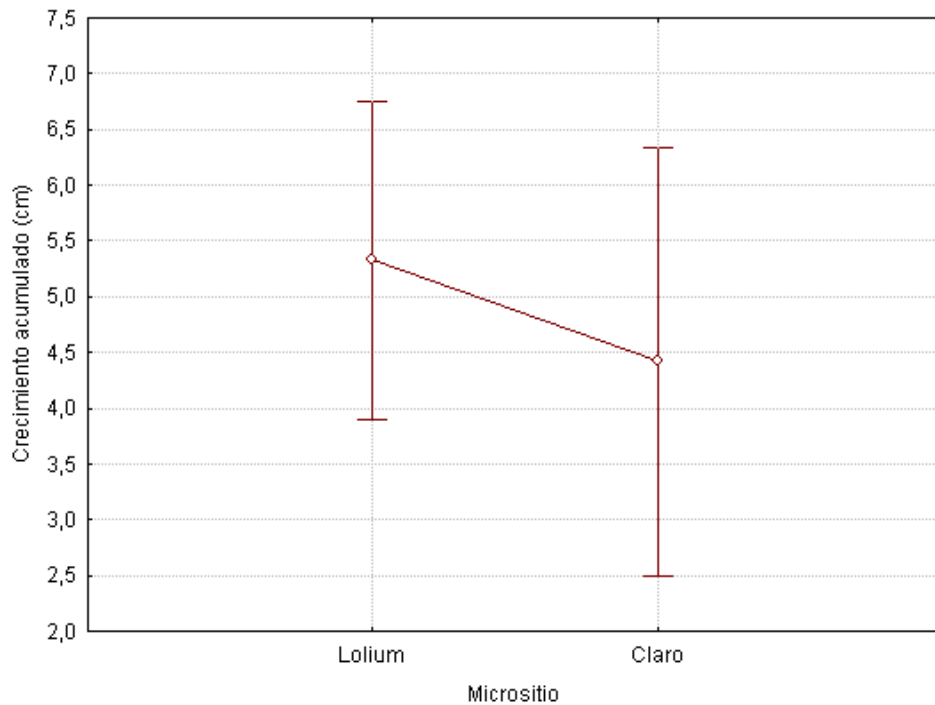


**Figura 15:** Evolución de la supervivencia de ambas especies en la ladera II a lo largo del experimento.

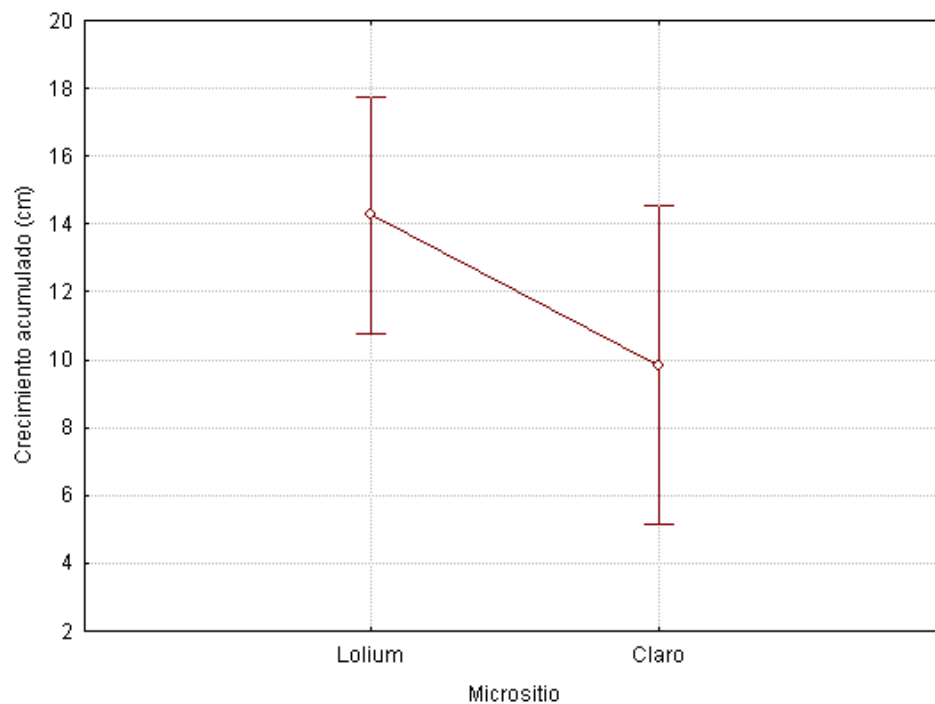
### 3.2.2 Crecimiento.

Para los pinos, los análisis ANOVA one-way realizados no muestran diferencias significativas entre las dos unidades ecohidrológicas de esta ladera para el incremento de diámetro ( $p=0,445$  , figura 16) ni para el de altura del tallo ( $p=0,135$  , figura 17), aunque se observan tendencias de mayor crecimiento en las zonas importadoras que en los claros.



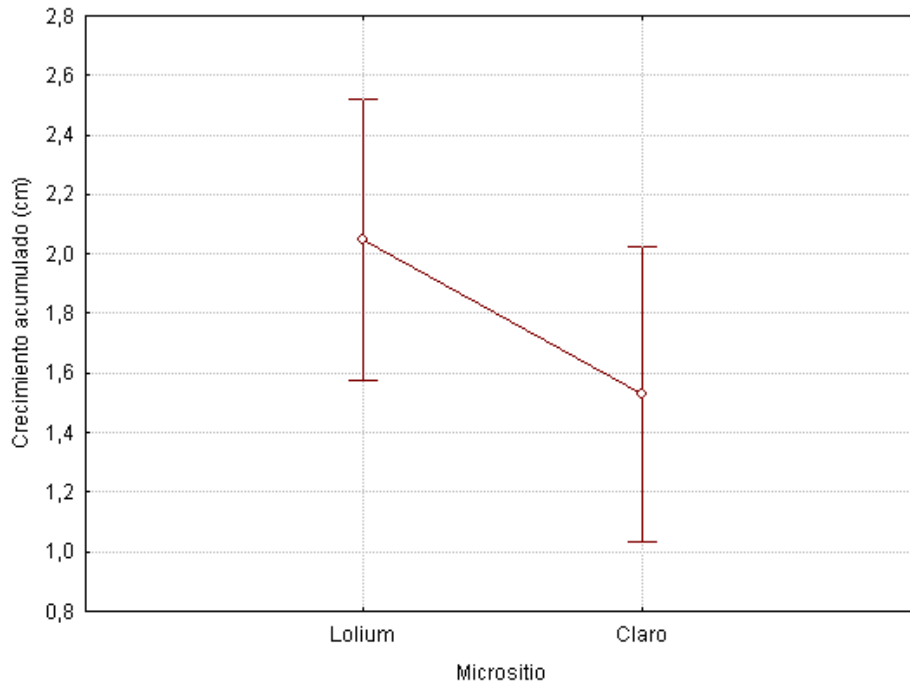


**Figura 16:** crecimiento acumulado del diámetro de los pinos en la ladera II en cada una de las unidades ecohidrológicas consideradas tras tres años de experimento.

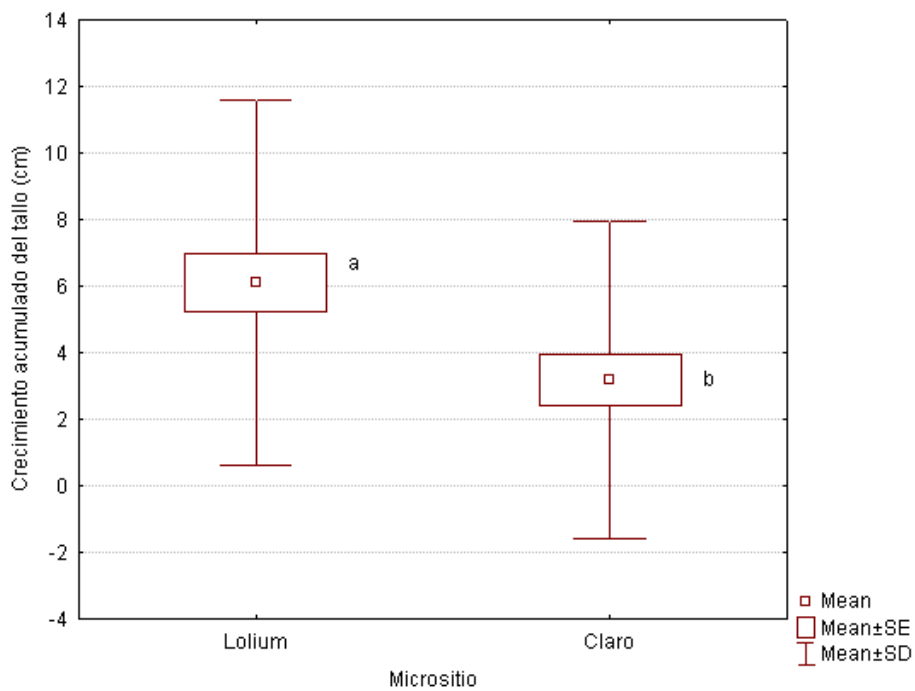


**Figura 17:** crecimiento acumulado del tallo de los pinos en la ladera II en cada una de las unidades ecohidrológicas consideradas tras tres años de experimento.

Por otro lado, en el caso de las encinas, el test ANOVA no ha hallado diferencias significativas en los datos del incremento de diámetro ( $p > 0,05$ , figura 18), aunque la prueba de Kruskal-Wallis sí las ha mostrado en el incremento de altura del tallo, siendo este mayor en las zonas importadoras respecto a los claros ( $p=0,016$ , figura 19).



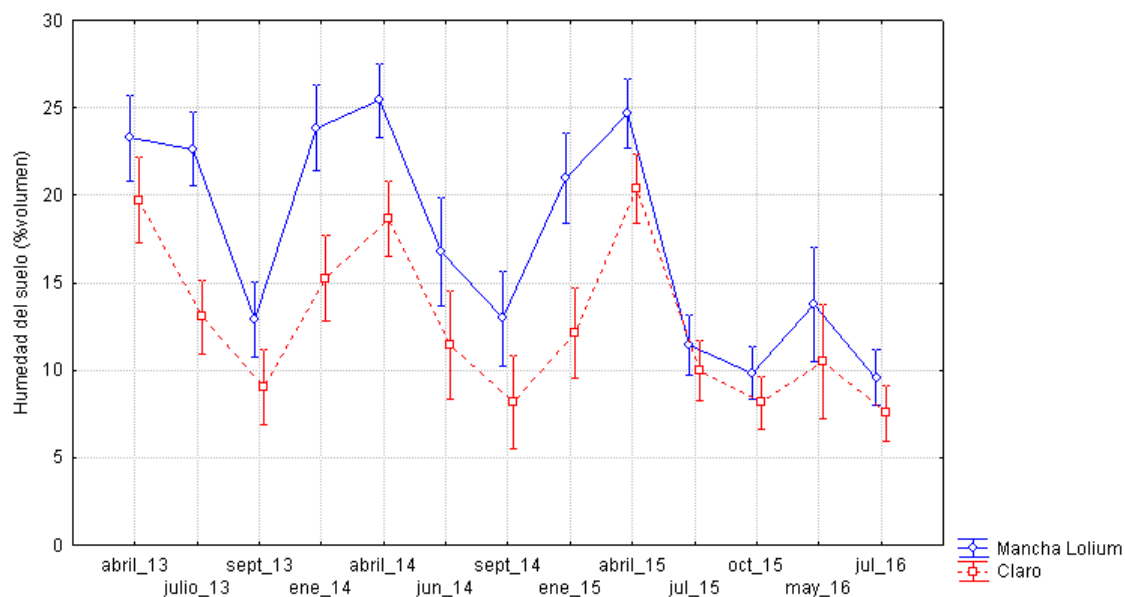
**Figura 18:** crecimiento acumulado del diámetro de las encinas en la ladera II en cada una de las unidades ecohidrológicas consideradas tras tres años de experimento.



**Figura 19:** crecimiento acumulado del tallo de las encinas en la ladera II en cada una de las unidades ecohidrológicas consideradas tras tres años de experimento.

### 3.2.3 Humedad.

Por su parte, el análisis ANOVA de medidas repetidas muestra que la humedad del suelo a lo largo del experimento ha sido significativamente mayor ( $p > 0,05$ , figura 20) en las zonas importadoras frente a las zonas de claro.



**Figura 20:** evolución de la humedad del suelo en cada una de las unidades ecohidrológicas de la ladera II tras tres años de experimento.

### 3.2.4 Radiación fotosintéticamente activa.

En esta ladera no se registraron medidas de la radiación fotosintéticamente activa o PAR puesto que, dada la ausencia de sombras, se considera que es similar para las dos unidades ecohidrológicas existentes en ella, considerando además que su valor es similar al registrado en las zonas de claro de la ladera I.

## 4 DISCUSIÓN.

### 4.1 Papel de *Genista scorpius*

Los resultados obtenidos a partir de los datos tomados en la ladera I muestran que *Genista scorpius* ha tenido una influencia notable en la supervivencia tanto de los pinos como de las encinas. En el caso de los primeros, tras tres años de experimento, de aquellos que se plantaron inicialmente en la posición de aliaga inferior sobrevivieron el 45 %; en aliaga superior el 15 % y en los claros el 10 %. Las encinas, por su parte, de aquellas que se plantaron inicialmente en la posición de aliaga inferior sobrevivieron el 90%; el 50% en aliaga superior y el 60 % en claro.

El análisis realizado ha evidenciado que, para ambas especies, las diferencias que la unidad ecohidrológica de aliaga inferior ha tenido con el resto es significativa, mientras que no ha sido así cuando se comparan los resultados de aliaga superior con los de claro, tratamientos que estadísticamente han demostrado tener un comportamiento similar.

En resumen, en cuestión de supervivencia de los plantones en la ladera I, se ha registrado un patrón de comportamiento similar para ambas especies, las cuales se han

visto significativamente favorecidas al introducirse en la posición de aliaga inferior, mientras que los efectos observados en el resto de unidades ecohidrológicas han sido similares.

Ahora bien, del análisis de la supervivencia se puede extraer más información que la simple diferencia de calidad entre las unidades ecohidrológicas.

En primer lugar, es interesante señalar que la mayor mortalidad se ha producido a partir del segundo año, concretamente en el verano del mismo.

Diversos autores (Milder *et al.*, 2012; Castro *et al.*, 2006) señalan que en experimentos relativamente similares en los que se lleva a cabo una introducción de plantones de especies arbóreas, el primer año de vida es el más crítico, pues es cuando los individuos son más vulnerables a los factores de mortalidad. En el caso de este experimento, tras el primer año la mortalidad fue relativamente baja (los valores se sitúan entre el 2 y el 10 % en todas las unidades ecohidrológicas consideradas para cada especie) y no se mostraron diferencias significativas entre ninguno de los micrositios.

Esto está necesariamente relacionado con el comportamiento de los factores que controlan la mortalidad durante este tiempo. Como muestran Espigares *et al.*, (2011), en estos ecosistemas, uno de los más cruciales es la sequía estival. Durante el primer año del experimento se dieron unas condiciones excepcionales en las que la pluviometría fue considerablemente mayor que en años normales, lo que debió ser clave para las elevadas tasas de supervivencia observadas en ese tiempo.

Es lógico entonces relacionar el episodio de mayor mortalidad, registrado en el verano del segundo año, con una mayor sequía en dicho periodo. Además Matías *et al.*, (2011) ponen de manifiesto en su trabajo que la supervivencia de unos plantones introducidos en un ecosistema seco está directamente relacionada con la humedad del suelo durante el verano, lo que concuerda con los datos obtenidos ya que muestran que en los meses estivales del segundo año la humedad del suelo fue sensiblemente menor que en la temporada anterior.

A pesar de las conclusiones de Matías *et al.*, (2011) respecto a la fuerte correlación entre humedad del suelo y supervivencia, a priori los resultados de este trabajo parecen no ajustarse del todo a ello, ya que aunque se ha registrado una supervivencia mucho mayor en la posición de aliaga inferior, no se han observado diferencias significativas en la humedad del suelo en cada una de las unidades ecohidrológicas.

De todos modos, hay que recordar que esta ausencia de diferencias está referida al registro completo de humedad; por lo tanto, si se considera únicamente la humedad del suelo en los meses estivales, sí se observa una asimetría en la que los claros muestran una humedad del suelo sustancialmente menor. Sin embargo, incluso durante el verano, las posiciones de aliaga superior e inferior mantienen valores de humedad del suelo muy similares, por lo que necesariamente debe existir otro factor que esté afectando a la supervivencia.

En este experimento también se ha constatado que la radiación solar recibida en las posiciones de aliaga inferior es significativamente menor a la del resto de unidades ecohidrológicas, por lo que este podría ser el factor que termine de explicar las

evidencias observadas en cuanto a la mayor supervivencia en la posición de aliaga inferior. Esto se ajustaría a las conclusiones del trabajo de Castro *et al.* (2004), quienes llevaron a cabo un experimento de facilitación con plantas nodriza parecido a este y demostraron que, en su caso, el efecto sombra que producían los arbustos era uno de los principales factores que incrementaban la supervivencia de las especies introducidas.

Así, el efecto provocado por la sombra de los arbustos tiene un papel muy importante dentro del balance hídrico del suelo en las posiciones consideradas. Bajo unas mismas condiciones de recepción e infiltración de agua las diferencias de luz provocan una mayor evaporación en la parte superior de las aliagas, lo que conlleva a que en la inferior haya más agua disponible para los plantones, los cuales en consecuencia consumen más recurso hídrico. De este modo el consumo y la transpiración en la parte sombreada se equiparan a la evaporación en la posición que recibe más luz, lo que resulta en que en el balance hídrico final de ambas posiciones muestra valores de humedad del suelo similares mientras que la supervivencia, sin embargo, ha sido distinta.

Por otro lado, también llama la atención el hecho de que el porcentaje de encinas que han sobrevivido ha sido en todos los casos muy superior al de los pinos, lo que parece indicar que la primera especie ha sido menos vulnerable a las condiciones adversas en los primeros años.

Los resultados obtenidos respecto al crecimiento de diámetro de ambas especies tras tres años de experimento no han mostrado diferencias significativas entre ninguna de las tres unidades ecohidrológicas consideradas, siendo dicho incremento relativamente similar en los tres casos de cada una de las especies.

En cuanto al incremento de altura del tallo, para el caso del pino tampoco se han evidenciado diferencias significativas, aunque los gráficos indican una ligera tendencia a mostrar un mayor crecimiento en la posición de aliaga inferior, seguida por de las de aliaga superior y claro respectivamente. No obstante, los resultados respecto al crecimiento del tallo de la encina son diferentes, en el sentido de que sí muestran un incremento significativamente mayor en la unidad ecohidrológica de aliaga inferior, mientras que al igual que sucedía con los datos de supervivencia, las posiciones de aliaga superior y claro mantienen registros similares.

En la explicación de estas diferencias es conveniente referirse de nuevo a las modificaciones del microhábitat que produce el arbusto de *Genista scorpius*. El hecho de que en las posiciones de aliaga inferior la humedad del suelo en los meses estivales haya sido más alta, así como una menor recepción de radiación fotosintéticamente activa, ha estado relacionado con una mejora significativa en el crecimiento de las encinas en estos puntos, lo que también concuerda con los resultados de Matías *et al.*, (2011), que muestran que tanto la humedad del suelo en verano como la luz recibida están estrechamente correlacionados con el crecimiento de unos plantones en un ecosistema seco.

Para explicar la ausencia de diferencias en el crecimiento del tallo del pino, aunque pueda concluirse que *Genista scorpius* no ha beneficiado a los plantones de dicha especie en este aspecto, hay que dejar abierta la posibilidad de que el número de individuos muestreados no haya sido suficiente para poder establecer diferencias

significativas, ya que la mortalidad de esta especie fue muy elevada, llegando a quedar tan solo 4 y 6 plántones en las posiciones de claro y aliaga superior respectivamente.

De este modo, el conjunto de resultados de la ladera I pone en evidencia lo siguiente:

*Genista scorpius* actúa como planta nodriza facilitadora de las especies *Quercus ilex* y *Pinus nigra* en laderas restauradas de condiciones similares a las de la ladera I de este experimento, es decir, situadas en climas áridos y mediterráneos, en ambientes de umbría y con niveles bajos de escorrentía superficial. Concretamente, mejora la supervivencia de ambas especies y además favorece el crecimiento de *Quercus ilex*.

El aprovechamiento del efecto de planta nodriza que ejercen determinados arbustos en los procesos de restauración ecológica ya fue sugerido por diversos autores tras trabajos como los de Castro *et al.* (2002; 2004), en los que se puso a prueba dicha técnica en regiones montañosas naturales de Sierra Nevada y se comprobó que arbustos de la especie *Salvia lavandulifolia* mejoraban la supervivencia de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra*. Del mismo modo, Alday *et al.* (2015) y Torroba *et al.* (2015) han estudiado la regeneración natural de especies del género *Quercus* y su introducción en ecosistemas mineros restaurados de Palencia, demostrando que ambos procesos se ven favorecidos por la presencia de arbustos que actúan como plantas nodriza.

Otra de las evidencias es que *Genista scorpius* no facilita del mismo modo a todas las especies que se sitúan bajo su dosel, pues se han visto favorecidas mayoritariamente aquellas que se encontraban en una posición respecto a la planta nodriza en la que reciben más sombra proyectada por ella y se encuentran más protegidas frente a factores abióticos adversos. En este sentido, Gómez-Aparicio *et al.* (2008) indican 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.

Aun así conviene recordar que estos efectos facilitadores que muestra *Genista scorpius* están sujetos a las condiciones que se dan en la ladera I. Algunos autores (Soliveres *et al.*, 2014 b) sugieren que uno de los posibles roles que puede ejercer una planta nodriza en una ladera es la de la retención de la escorrentía superficial, lo cual favorecería a las especies que se situasen bajo ellas a través de dos mecanismos: el primero sería un mayor incremento de humedad del suelo bajo el arbusto, mientras que el segundo sería la protección de las plantas facilitadas frente al arrastre de sedimentos y la erosión, todo ello, hipotéticamente, en función de la intensidad de la propia escorrentía según el marco de la SGH. Así, si se incorporase dicha variable en este experimento tal vez los resultados obtenidos en cada una de las unidades ecohidrológicas de esta ladera y según la especie podrían diferir de los actuales, ya que en la ladera I apenas hay escorrentía dada la ausencia de un área de contribución a la misma en su cabecera.

Por último, es evidente que el efecto de *Genista scorpius* no ha sido el mismo para ambas especies, aunque cualitativamente se haya mejorado la supervivencia de los pinos y las encinas con un patrón similar, la mortalidad de *Pinus nigra* ha sido en los tres casos mucho más elevada y además no ha mostrado diferencias en los crecimientos. El origen de esta disparidad puede ser concepto teórico conocido como “especificidad de especies”, según el cual se indica que las características fisicoquímicas, biológicas y ecológicas de una especie concreta constituye un factor más a la hora de determinar la

trayectoria que toma el signo de una interacción entre dos plantas (Callaway & Walker, 1997), en este caso entre la nodriza y la facilitada. 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 a) argumentan 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.

En relación con el concepto de especificidad, en el trabajo de Soliveres *et al.* (2014 b) se da una perspectiva interesante acerca del cómo otras variables, además del estrés provocado por factores bióticos y abióticos, influyen en el signo e intensidad de las asociaciones que se establecen entre plantas, siendo estas las relaciones filogenéticas de las especies implicadas y sus rasgos funcionales, como la altura, el camino fotosintético, el modo de dispersión de semillas o la capacidad de fijación de nitrógeno. Dichos autores concluyen que la inclusión de este tipo de información en los modelos ecológicos que estudian las interacciones entre plantas puede ayudar a realizar mejores y más útiles predicciones, ya que según sus resultados, a nivel de comunidad, la importancia de los factores ambientales disminuye si existe una amplia variedad de rasgos funcionales dentro de la misma.

Así, según estas conclusiones, aunque el presente experimento no haya sido diseñado para estudiar cuantitativamente desde la perspectiva de los rasgos funcionales la respuesta de las especies utilizadas al efecto de la planta nodriza, la diferencia de comportamiento entre ambas estaría fundamentada no solo en su mayor o menor tolerancia a los factores ambientales, sino también en este tipo de variables.

#### **4.2 Papel de las zonas importadoras de escorrentía y nutrientes en la ladera II.**

Los resultados obtenidos en la ladera II evidencian que las zonas importadoras presentan un contenido de humedad del suelo significativamente mayor que las zonas de claro, lo cual ha sido constante a lo largo de todo el tiempo del experimento. Este mayor contenido en humedad es posible que se haya visto favorecido por la presencia de niveles de escorrentía intermedios, ya que dichas zonas importadoras actúan reteniendo el flujo de agua, sedimentos y nutrientes de la ladera tal y como expone el modelo TTRP propuesto por Ludwig *et al.* (2005) tal y como demostraron Merino-Martín *et al.* (2012).

Los datos de supervivencia muestran diferencias significativas entre las dos unidades ecohidrológicas para cada una de las especies estudiadas. Transcurridos tres años de experimento, para el caso de la encina, hubo una supervivencia del 100% de los individuos en las zonas importadoras y del 90% en los claros; mientras que el pino mostró una supervivencia del 72,5% y el 42,5% respectivamente. Retomando una vez más la hipótesis de que tanto la humedad del suelo como la radiación solar son las variables que controlan la supervivencia de los plantones y teniendo en cuenta que la luz recibida en las zonas importadoras es similar a la de los claros, el factor que explica la mayor supervivencia en las primeras es la mayor disponibilidad de agua.

En cuanto al crecimiento del diámetro de ambas especies, tras tres años de experimento no se han hallado diferencias significativas en ninguna de las dos para cada unidad

ecohidrológica. Aun así, aunque estadísticamente no hayan sido diferentes, los gráficos sí muestran que para los dos taxones ha habido ligeramente un mayor incremento de diámetro en las zonas importadoras.

Los resultados del incremento de altura del tallo de ambas especies siguen un patrón similar, con la única excepción de que el análisis estadístico sí ha hallado diferencias significativas en el crecimiento de las encinas. Según los datos que se han recogido en esta ladera durante el experimento, la explicación de este mayor crecimiento en las zonas importadoras sería la mayor disponibilidad del recurso hídrico en las mismas.

Cabe destacar que de nuevo ha habido una diferencia significativa en el crecimiento de la encina al contrario de lo constatado en el caso del pino, en relación a esto hay que señalar que durante el primer año hubo plántulas de esta última especie fueron en parte ramoneadas por algunas reses de ganado que eventualmente traspasaron los límites de la zona experimental, por lo que los resultados de la ladera II referidos a esta especie pueden estar sesgados y no ser del todo concluyentes a causa de ello; esta perturbación biótica no tuvo lugar con los individuos de encina.

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 misma. 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) y Nicolau *et al.* (2012) propusieron que el comportamiento mostrado por esta ladera 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, las cuales además muestran una mayor diversidad dentro de ellas, así como una mayor tasa de infiltración y macroporosidad del suelo (Merino-Martín *et al.*, 2015) y por lo tanto pueden mejorar los procesos de revegetación.

El conjunto de resultados obtenidos en ladera II puede ser comparado con el obtenido en la ladera I a pesar de ésta está sometida a un control primordialmente biótico en contraste con la ladera II.

Resulta curioso ver como en la ladera I, a pesar de no estar sometida a unos niveles mayores de escorrentía superficial y erosión y además de contar con la presencia de arbustos que actúan como plantas nodriza, ha presentado porcentajes de supervivencia inferiores en ambas especies. Este hecho podría tener una explicación fundamentada en las condiciones ambientales de cada ladera. En este sentido, los niveles de humedad del suelo de la ladera II tienen una mayor amplitud, aunque en los meses de verano muestran niveles relativamente similares e incluso inferiores a los de la ladera I, por lo



que las diferencias deben radicar entonces tanto en la circulación de nutrientes debido a la escorrentía como a las condiciones edáficas que se dan en las zonas importadoras. Pero incluso esto no terminaría de explicar la mayor supervivencia en los claros de esta ladera, ya que en teoría están sometidos a unas condiciones más duras que los de la I (más expuesto a la escorrentía superficial y en lugares prácticamente desprovistos de vegetación).

Sin embargo, el crecimiento en todos los casos en la ladera I ha sido mayor que en la II. Esto parece ajustarse perfectamente a los resultados de Benavides *et al.* (2015) en cuyo trabajo de investigación sobre la supervivencia y crecimiento de especies mediterráneas, entre las que se encontraban *Quercus ilex* y *Pinus nigra*, encontraron un patrón en el que para una misma especie plantada a lo largo de un gradiente de aridez, la supervivencia tendía a ser mayor en aquellos lugares que presentaban unas características más desfavorables aunque luego se veía limitado su crecimiento, mientras que en aquellas áreas que estaban sometidas a menor estrés se daba el efecto contrario, existiendo entonces una tendencia a contrarrestar a lo largo del gradiente la asimetría observada entre crecimiento y supervivencia.

De estos resultados se puede concluir entonces que las zonas importadoras de este tipo de laderas son aptas para el establecimiento sin problemas de las especies utilizadas en el experimento. Hay que recordar que estos sistemas de ladera están en una interfase entre el control biótico y el abiótico y en concreto no está clara la trayectoria de evolución de la ladera II (Merino-Martín *et al.*, 2015). La introducción de plantones en las zonas importadoras de la misma implicaría llevar el sistema hacia el control biótico de forma acorde con el modelo Thornes (2004).

### **4.3 Implicaciones para la restauración de ecosistemas.**

Los resultados de este trabajo han mostrado cómo en un ecosistema restaurado se puede favorecer la entrada de especies de flora que son propias de etapas de sucesión tardías, como son *Quercus ilex* y *Pinus nigra*, mediante el aprovechamiento de cualidades ecohidrológicas del terreno. Una de estas cualidades es el efecto facilitador que determinados arbustos, en este caso *Genista scorpius*, ejercen actuando como planta nodriza de las especies mencionadas, pero se ha constatado que dicho efecto solo se da cuando las especies introducidas se plantan junto al arbusto en la parte que se encuentra más sombreada por el mismo, lugar en el que se crea un microambiente que protege a las plántulas del exceso de radiación solar y de la sequía estival.

La utilización de plantas nodriza como catalizadores del proceso de revegetación en la restauración de ecosistemas ya ha sido sugerido en otros trabajos que han estudiado este tipo de facilitación (Castro *et al.*, 2004; Torroba *et al.*, 2015; Alday *et al.*, 2015) Este trabajo en concreto supone la aplicación práctica de esta interacción ecológica en un ecosistema restaurado tras su explotación industrial por la minería de carbón a cielo abierto. Las características de la propia restauración, junto con las condiciones ambientales y las especies utilizadas han demostrado que esta técnica es efectiva y de viable aplicación en las restauraciones de las explotaciones mineras de la provincia de Teruel.

Ahora bien, tanto en la zona de Teruel como en otros ecosistemas mediterráneos o semiáridos en los que se pretenda hacer uso de esta técnica es necesario que exista

previamente una mínima cobertura de arbustos capaces de actuar como plantas nodriza, lo cual no siempre se da. Por ejemplo, en la cuenca lignitífera de Teruel, de las tres trayectorias principales de evolución de laderas en ecosistemas restaurados tras minería, tan solo una presenta la posibilidad de utilizar esta técnica.

Entonces, si en una restauración que se encuentra lo suficientemente alejada de los bosques de una zona como para que se produzca una colonización natural por parte del mismo, se pretende acelerar la sucesión ecológica y favorecer la entrada de especies propias de sus etapas tardías se debería o bien incentivar la entrada de arbustos que puedan funcionar como planta nodriza en el sistema o, por otro lado, aprovechar otros efectos ecohidrológicos beneficiosos que tengan lugar en el mismo.

El experimento llevado a cabo en la ladera II demuestra que esto último puede conseguirse en sistemas de ladera que funcionan mediante el modelo TTRP propuesto por Ludwig *et al.* (2005), utilizando las zonas de sumidero como unidades ecohidrológicas potencialmente favorables.

Aun así hay que destacar que a pesar que los sumideros del modelo TTRP pueden mejorar el establecimiento de especies como *Quercus ilex* y *Pinus nigra*, su efecto no parece ser tan intenso como el de las plantas nodriza, ya los árboles que fueron plantados junto a ellas mostraron un crecimiento mayor. En este sentido, tal vez sería interesante ver en cuál de las dos unidades ecohidrológicas se alcanza antes una madurez por parte de las especies introducidas, de modo que estas empiecen a producir semillas y actuar como fuente de propágulos dentro de la propia ladera.

Hay que recordar que la ladera II de este trabajo se encuentra en un umbral en el que el sistema puede derivar hacia el control biótico o abiótico, esto último podría tener lugar si en los próximos años se sucede una serie de perturbaciones lo suficientemente intensas, lo que conllevaría a que la ladera entrara inevitablemente en una espiral de degradación que provocase el fracaso de su recuperación y cuya corrección implicaría un gasto notable de tiempo y recursos.

En este sentido es conveniente retomar el el modelo teórico de Thornes (2004) que describe cómo evolucionan los ecosistemas áridos y semiáridos, la introducción de especies arbóreas en la ladera II otorgaría al sistema de mayor complejidad en el desarrollo de la vegetación e implicaría una mayor resistencia del mismo frente a la degradación.

Aunque a través de este experimento se ha demostrado que la aplicación de técnicas de revegetación basadas en criterios ecohidrológicos es viable y efectiva, no hay que olvidar que lo que se está haciendo es tratar de acelerar de forma artificial el proceso de sucesión ecológica, además de que éste se ve simplificado durante la revegetación ya que en esta etapa de la restauración no participan todas las especies y los procesos que pueden tener lugar en un ecosistema natural. En este sentido, es importante conocer cómo se produce la regeneración natural de los bosques característicos de la zona que se va a restaurar prestando especial atención a los mecanismos de ensamblaje dentro de la comunidad. De este modo se establecerían unos ecosistemas de referencia que en cierto modo “guiarían” las restauraciones, permitiendo afinar los procesos de revegetación mediante la inclusión de otras especies, además de rasgos y grupos funcionales que

jueguen un papel importante en la regeneración natural de los bosques propios del lugar donde se localice la restauración.

Por último señalar que los conceptos teóricos y prácticos que se derivan de este trabajo pueden aplicarse tanto a futuras restauraciones como a otras ya existentes, de modo que mediante su aplicación en este último caso se avanzaría un nivel en el proceso de revegetación.

## 5 CONCLUSIONES.

La restauración de ecosistemas después de actividades industriales de minería a cielo abierto tiene como última fase el proceso de revegetación. Tradicionalmente este se ha hecho basándose en criterios agronómicos en lugar de ecológicos, priorizando la estabilidad del suelo de las laderas y la proliferación rápida de una cobertura vegetal, pero pasando por alto la aplicación de conceptos ecológicos como la propia sucesión ecológica, sus fuerzas directoras, interacciones ecológicas positivas entre especies o el papel que pueden tener ciertos grupos funcionales. Esto ha supuesto las causas tanto del fracaso como del estancamiento de la revegetación, viéndose incentivado esto último si las manchas forestales autóctonas importantes se hallan a una distancia lo suficientemente amplia como para que no exista un flujo de semillas hacia la zona restaurada.

En este marco teórico, se ha puesto a prueba el papel que tienen ciertas características ecohidrológicas presentes en laderas de umbría de ecosistemas restaurados tras minería en ambientes característicos de la cuenca lignitífera de Teruel. Todo ello con el objetivo de comprobar si estas características pueden catalizar el proceso de revegetación mediante la entrada en el sistema de especies características de etapas de sucesión tardías. Estas características son la presencia de matorrales de la especie *Genista scorpius* actuando como planta nodriza y la existencia de sumideros o zonas importadoras de agua, sedimentos y nutrientes tal y como se describe en el modelo de Ludwig *et al.* (2005).

Este experimento ha puesto en evidencia lo siguiente:

- *Genista scorpius* facilita a las especies *Quercus ilex* y *Pinus nigra* en laderas de umbría que presentan bajos niveles de escorrentía, mejorando la supervivencia de ambas especies además del crecimiento de la primera si estas son plantadas en la zona junto al arbusto en la que este proyecta más sombra.
- En laderas de umbría con niveles de escorrentía intermedios en las que aparecen sumideros importadores de agua y nutrientes de forma acorde con el modelo TTRP propuesto por Ludwig *et al.* (2005), dichas zonas importadoras mejoran la supervivencia de plantones de *Quercus ilex* y *Pinus nigra*, además de que también incentivan el crecimiento de la primera especie.
- Las zonas importadoras que funcionan según el modelo TTRP en laderas de umbría con niveles de escorrentía intermedios presentan tasas de supervivencia superiores a las que se producen gracias al efecto facilitador de *Genista scorpius* en laderas con niveles bajos de escorrentía, aunque las tasas de crecimiento en este último caso son superiores.

## 6 RECOMENDACIONES.

La principal recomendación que se extrae de este trabajo es la de aplicar los criterios ecohidrológicos que se han puesto en práctica a través de él en las distintas restauraciones de minas a cielo abierto y canteras de la provincia de Teruel, tanto para mejorar las restauraciones ya existentes como las que aún están por realizarse.

En este sentido, se hace necesario realizar una evaluación de las restauraciones existentes para determinar si, debido a su estado ecológico o vulnerabilidad, en alguna de ellas existe una mayor prioridad para aplicación de estas prácticas.

También, para mejorar estas técnicas de revegetación basadas en criterios ecohidrológicos, se hacen necesarias una serie de futuras investigaciones en las siguientes líneas:

- Se debe investigar el proceso de colonización por parte de los arbustos que pueden funcionar como planta nodriza en las laderas similares a las de la zona experimental, ya que no todas las zonas restauradas presentan esta característica.
- Es necesario delimitar de una forma cuantitativa los umbrales a partir de los cuales la degradación de un ecosistema como los de la ladera II del área de estudio es irreversible de forma natural, con el fin de poder calcular de forma precisa y oportuna los recursos que es necesario invertir para prevenir y corregir dicha degradación.
- Sería interesante comprobar las posibles variaciones del efecto de *Genista scorpius* como planta nodriza de las especies utilizadas en este experimento en laderas con mayores niveles de escorrentía.
- Se debe investigar el proceso de ensamblaje de las comunidades vegetales en los ecosistemas naturales propios de las zonas restauradas para afinar el proceso de revegetación mediante la inclusión de más especies, procesos ecológicos además de rasgos y grupos funcionales.

## 7. BIBLIOGRAFÍA.

- Alday, J.G. Santana, V.M. Marrs, R.H. Martínez-Ruiz, C. (2014). Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecological Engineering*, 73, 691 – 698.
- Alday, J.G. Zaldívar, P. Torroba-Balmori, P. Fernández-Santos, B. Martínez-Ruiz, C. (2015). Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. *Environmental Science and Pollution Research*, DOI 10.1007/s11356-015-5681-2.
- Benavides, R. Escudero, A. Coll, Ll. Ferrandis, P. Gouriveau, F. Hódar, J. A. Ogaya, R. Rabasa, S. G. Granada, E. Santamaría, B. P. Martínez-Vilalta, J. Zamora, R. Espelta, J. M. Peñuelas, J. Valladares, F. (2015). Survival vs. Growth trade – off in early recruitment challenges global warming impacts on Mediterranean mountain trees. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17, 369 – 378.
- 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. Maestre, F. T. Callaway, R. M. Lortie, C. L. Cavieres, L. A. Kunstler, G. Liancourt, P. Tielbörger, K. Travis, J. M. J. Anthelme, F. Armas, C. Coll, L. Corcket, E. Delzon, S. Forey, E. Kikvidze, Z. Olofsson, J. Pugnaire, F. Quiroz, C. L. Saccone, P. Schifffers, K. Seifan, M. Touzard, B. Michalet, R. (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. 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.
- Castro, J. Zamora, R. Hódar, J. (2006). Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. *Applied Vegetation Science*, 9(1), 137–142.

- 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-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.
- Hooke, R.L. 2000. On the history of humans as geomorphic agents. *Geology*, 28: 843 – 846.
- Latifovic, A. Fytas, K. Chen, J. Paraszczak, J. 2005. Assessing land cover change resulting from large surface mining development. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 7, 29-48.
- Lockwood, J.L., Samuels, C.L. 2004. Assembly models and the practice of restoration. In: Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T., Halle, S. (Eds.), *Assembly Rules and Restoration Ecology. Bridging the Gap between Theory and Practice*. Society for Ecological Restoration, pp. 55-70. Island Press, Washington, USA.
- 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.
- Matías, L. Gómez-Aparicio, L. Zamora, R. Castro, J. (2011) Effects of resource availability on plant recruitment at the community level in a Mediterranean mountain ecosystem. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13, 277 – 285.

- 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. Espigares, T. Nicolau, J.M. (2015). Overland flow directs soil moisture and ecosystem processes at patch scale in Mediterranean restored hillslopes. *Catena*, 133, 71 – 84.
- 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. 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
- 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. 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.
- 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.
- 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. (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. Espigares, T. Moreno-de las Heras, M. Merino-Martín, L. (2011). Ecohidrología: erosión hídrica y dinámica de la vegetación en laderas artificiales. In Valladares, F. Balaguer, L. Mola, I. Escudero, A. Alfaya, V. (Eds.) *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. (pp. 75 – 85). Madrid, ©Fundación Biodiversidad.
- Nicolau, J. M. Espigares, T. Merino-Martín, L. Moreno-de las Heras, M. Nyssen, S. Pérez-Domingo, S. (2010). Sobre la compatibilidad de la minería del carbón a cielo abierto con la sostenibilidad ambiental. El caso de las cuencas de Teruel. En: García Alvarez, A. y Cantó Portillo, F. (eds.): *Plan Director para la Restauración Edafopaisajística y Recuperación Ambiental de los Espacios Degradados por la Minería del Carbón en la Comarca de El Bierzo*.237-262. CIUDEN y CIEMAT, León.
- Padilla, F. M. Pugnaire, F. I. (2006). The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Frontiers in Ecology and Environment*, 4(4), 196 – 202.
- 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.
- Pickett, S. T. A. Cadenasso, M. L. (2005). Vegetation dynamics. En: van der Marrel, E. (Ed), *Vegetation Ecology*, pp 172 – 199. Blackwell Publishing, Oxford.
- Pickett, S. T. A. Ostfield, R. S. (1995) The shifting paradigm in Ecology. En: Knight R. L. Bates S. F. (Eds), *A new century for natural resources management*. Island Press, Washington DC. pp. 261 – 268.
- 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. Maestre, F. T. (2014). Plant – plant interactions, environmental gradients and plant diversity: A global synthesis of community-level studies. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 16, 154 – 163.
- Soliveres, S. Smit, C. Maestre, F. T. (2014 a). 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*.



- Soliveres, S. Maestre, F. T. Bowker, M. Torices, R. Quero, J. L. García-Gómez, M. Cabreara, O. Cea, A. P. Coaguila, D. Eldridgre, D. J. Espinosa, C. I. Hemmings, F. Monerris, J. J. Tighe, M. Delgado-Baquerizo, M. Escolar, C. García-Palacios, P. Gozalo, B. Ochoa, V. Blones, J. Derak, Mchich. Ghiloufi, W. Gutiérrez, J. R. Hernández, R. M. Noumi, Z. (2014 b). Functional traits determine plant co-occurrence more than environment or evolutionary relatedness in global drylands. *Perspectivse in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 16, 164 – 173.
- 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 – Balmori, P. Zaldívar, P. Alday, J. G. Fernández-Santos, B, Martínez-Ruiz, C. (2015). Recovering *Quercus* species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecological Engineering*, 77, 146 – 153.
- Terradas, J. (2001). Ecología de la vegetación: de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de las comunidades y paisajes. Ed. Omega, Barcelona.
- Van Andel J. Bakker, J. P. Grootjans A. P. (1993). Mechanisms of vegetation succession: A review of concepts and perspectives. *Acta Botanica Neerlandica*, 42, 413 – 433.
- White, P. S. (1979). Pattern, process and natural disturbance in vegetation. *The Botanical Review*. 45, 229 – 299.
- Younger, P. L, Wolkersdorfer, C. (2004). Mining impacts on the fresh water environment: Technical and managerial guidelines for catchment scale management. *Mine Water and the Environment*, 23, S2 – S80.
- 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.