Efectos de la restauración activa y pasiva en explotaciones de carbón a cielo abierto en España.

Estudio de caso: el caso de Teruel entre 1976 y 2018

NOVIEMBRE 2019

Materia 1: Conocimiento y defensa del medio natural

ecodes
tiempo de actuar

tiempo de actuar

Autores:

José Manuel Nicolau Ibarra[1,2], **Juan José Vidal Macua**[1], **Eduardo Vicente**[3], **Mariano Moreno de las Heras**[4]

1 Escuela Politécnica Superior, Campus de Huesca, Universidad de Zaragoza; 2 Instituto Universitario de Ciencias Ambientales, Universidad de Zaragoza; 3 Departamento de Ecología. Universidad de Alicante; 4 Centro de Investigación sobre Desertificación (CIDE, CSIC-UV-GV), 46113 Moncada (Valencia).

Titularidad y responsabilidad
El derecho de autor corresponde a los miembros del equipo investigador y redactor, los cuales deberán ser citados en cualquier uso que se haga del resultado de su trabajo.
Conforme a los usos de la comunidad científica, las conclusiones y puntos de vista reflejados en los informes y resultados son los de sus autores y no comprometen ni obligan en modo alguno a ECODES- Fundación Ecología y Desarrollo y a Universidad de Zaragoza

Por tanto, cualquier cita o referencia que se haga de este documento deberá siempre mencionar explícitamente el nombre de los autores, y en ningún caso mencionará exclusivamente a la Fundación o la Universidad.

Edita: ECODES, Plaza San Bruno, 9, 50001 ZARAGOZA
ecodes@ecodes.org

Diseño Gráfico: Estudio Veridika. www.veridika.com

Fecha: Noviembre de 2019

Índice

1. Contexto y Justificación 5
2. Objetivos 6
3. Introducción 7
4. Área de estudio 11
5. Metodología 12
6. Resultados 18
7. Discusión 26
8. Conclusiones 30
9. Referencias 31

APÉNDICE 1. Importancia socioeconómica de la minería en España 37

APÉNDICE 2. ANÁLISIS DE LA PRÁCTICA ACTUAL DE LA RESTAURACIÓN EN LA MINERÍA 40

1. Contexto y Justificación

La minería del carbón se encuentra en declive en la actualidad en Europa y en España, por razones bien conocidas. A partir de los años 1970 se desarrolló la minería a cielo abierto, metodología de extracción más productiva y rentable que la tradicional subterránea, aunque de fuerte impacto ambiental. La restauración de las explotaciones ha sido, junto con la evaluación de impacto ambiental, la principal herramienta disponible para encajar ambientalmente esta actividad. Sin embargo, los resultados de las restauraciones han sido muy desiguales, por lo que se ha generado un "pasivo minero ambiental" de gran magnitud. En el actual momento de transición energética -que implica el cierre de la mayor parte de las explotaciones- hay que plantearse cómo abordar la recuperación del pasivo ambiental generado en estas décadas, pues está generando impactos ambientales severos en muchos lugares y supone una merma de los servicios que, los habitantes de las comarcas mineras, reciben de sus ecosistemas.

A este respecto, diversas empresas han desarrollado métodos de restauración efectivos para sus explotaciones, que han de ser aprovechados y aplicados en la recuperación de las explotaciones deficientemente restauradas. Adicionalmente, son necesarios estudios a escala territorial amplia que, por un lado, informen sobre la magnitud del pasivo ambiental y, por otro, analicen la efectividad de las diferentes técnicas de restauración aplicadas, y en el actual contexto de cambio climático.

Esta investigación aborda esta última cuestión para la provincia de Teruel, con vocación de desarrollar una metodología de aplicación a otros territorios mineros, y tiene como OBJETIVO GENERAL el siguiente: Evaluar el desarrollo de la vegetación en el conjunto de las explotaciones mineras de carbón a cielo abierto identificando los principales factores de control.

Para ello, se iniciará un estudio de caso en Teruel, con objeto de que sea extrapolable a zonas de similares características en otras Comunidades Autónomas.

2- Objetivos

Objetivo general

> *El objetivo es evaluar el desarrollo de la vegetación en el conjunto de las explotaciones mineras de carbón a cielo abierto identificando los principales factores de control.*

Objetivos específicos

Los objetivos específicos son los siguientes:

- Cuantificar los cambios en la cobertura vegetal.
- Evaluar el papel de la topografía, el tipo de suelo, las prácticas de revegetación y la distancia de las fuentes de propágulos sobre la evolución de la vegetación.
- Identificar el efecto de las sequías climáticas sobre la evolución de la vegetación
- Obtener un modelo estadístico sobre la evolución general de la vegetación en el conjunto de las explotaciones turolenses.
- Proporcionar criterios de actuación para llevar a cabo las restauraciones de las explotaciones que lo requieran.

Organización de la memoria

La presente memoria tiene un formato de texto científico. De hecho, una buena parte de su contenido está siendo redactada como artículo científico y será enviada a una revista científica internacional (The Science of Total Environment) para su revisión y posible publicación. Adicionalmente, se incluyen como apéndices algunos apartados del siguiente informe elaborado por el Ministerio de Transición Ecológica (MITECO): "Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas" que se encuentra en el siguiente enlace: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/Infr_verde.aspx

El primer autor de este informe, participó en la iniciativa del MITECO, como coordinador del apartado "Restauración Ecológica. Espacios Mineros", por lo que se han incluido dos apartados que pueden ayudar a poner en el contexto español el caso de estudio turolense. Son los siguientes:

- Apéndice 1. Importancia socio-económica de la minería en España.
- Apéndice 2. Análisis de la práctica actual de la restauración en minería

3.-Introducción

La minería es un sector económico que ha intensificado su actividad a lo largo de los siglos XX y XXI, en paralelo a las demandas del desarrollo industrial. Esta actividad ha causado graves impactos sociales, ambientales y económicos, especialmente en regiones con abundantes recursos minerales, por lo que son necesarias herramientas y prácticas para gestionar el sector minero en un contexto de desarrollo sostenible (PNUD y ONU Medio Ambiente, 2018). La minería a cielo abierto es una técnica de extracción considerada más rentable que la minería subterránea, pero es una actividad muy contaminante que ha alterado numerosos ecosistemas terrestres. Tras el cese de esta práctica, el paisaje original pierde sus valores ecológicos, sociales y estéticos. Una de las mayores preocupaciones es el impacto negativo en la calidad del agua, debido al drenaje ácido proveniente de la mina y a la sobrecarga de sedimentos exportada a la red fluvial (Akcil y Koldas 2006, Wei et al 2011, Comin et al 2009), con efectos secundarios en la dinámica y hábitats de los ríos. A menudo, los paisajes mineros se convierten en entornos propensos a la erosión, lo que incrementa la escorrentía superficial del agua, afectando así al almacenamiento de agua subterránea (Nicolau 2002, Bastian et al 2006, Comin et al 2009). Las condiciones del suelo son pobres en nutrientes una vez a finalizado la actividad, lo que lleva a un desarrollo lento de la vegetación y a la fragmentación del paisaje, lo que también afecta a la vida silvestre (Farina 2008; Šálek 2012), y a la calidad del agua, ya que las cuencas hidrográficas dominadas por bosques tienden a mejorar la calidad de las aguas superficiales (Xiao y Ji 2007). Los servicios culturales, como los valores estéticos del paisaje, el uso recreativo, la identidad cultural, el conocimiento científico, etc., también se ven afectados negativamente por la perturbación minera (Bastian et al 2006; Santos-Martín et al 2013), aunque hay experiencias que consideran el valor del patrimonio minero como una oportunidad para promover el turismo (Conesa et al 2008).

Muchos países con abundantes recursos minerales han establecido leyes nacionales para la restauración de áreas afectadas por la minería a cielo abierto. Un buen ejemplo es la ley Surface Mining Control and Reclamation Act (SMCRA) en EEUU, aprobada en 1977, que establece normas para la restauración de minas a cielo abierto. Bajo la ley SMCRA, en torno a 10000 km² fueron afectados por la extracción de carbón en la zona de los Apalaches (Adams et al 2017), la principal región dedicada a esta actividad. Tiempo después, muchas de las áreas restauradas muestran una tasa de recuperación de la vegetación lenta, con afecciones, además, en las funciones del ecosistema (ciclo de nutrientes, hidrología, etc.) (Simmons et al 2008), lo que ha promovido el uso de una guía para la reforestación eficiente de estas zonas, publicada por el Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (Adams et al 2017). La legislación en España y en Aragón (RD 975/2009 y D 98/1994 respectivamente) establece que la restauración de minas a cielo abierto es obligatoria para evitar impactos ambientales y sociales, pero sólo se establecen líneas de actuación generales y no se proporcionan pautas o recomendaciones específicas para el establecimiento de una cubierta de vegetación sana y estable. Hay trabajos de investigación sobre la restauración de minas a cielo abierto en España (Martínez-Ruiz 2005, 2007; Moreno-de las Heras et al 2008; Alday et al 2010) que podrían servir de marco de referencia para llevar a cabo proyectos de restauración. No obstante, se ha de seguir trabajando en este sentido ya que, por un lado, hay un gran número de minas a cielo abierto sin restaurar y, por otro, no se ha evaluado la eficiencia de la mayoría de las que se han restaurado. Por estas cuestiones, y dada la diversidad de restauraciones

aplicadas y la variabilidad ambiental en España, la evaluación de estos espacios debería poder acometerse de manera sistemática.

Analizar la dinámica de la vegetación en las zonas restauradas, puede proporcionar información relevante para mejorar futuras acciones de restauración. El uso de fotografías aéreas ha permitido obtener información detallada sobre los cambios en la vegetación y su patrón espacial (Allen et al 1998; Sluiter & de Jong 2007). Sin embargo, esta técnica requiere de mucho tiempo cuando se estudian grandes superficies de territorio. La teledetección es considerada como el enfoque más apropiado para identificar tendencias sólidas en la dinámica de la vegetación, tanto espacial como temporalmente (Wulder et al 2008; Hermosilla et al 2016; McDowell et al 2015). Las imágenes de satélite ofrecen mayor resolución espectral y temporal que las imágenes aéreas, lo que permite una mejor diferenciación de los tipos de vegetación y los patrones fenológicos. La base de datos de la NASA-USGS Global Land Survey (Gutman et al 2013), que contiene principalmente imágenes del satélite Landsat (a 30 m de resolución) con acceso abierto a la comunidad científica y al público en general desde 2008, es un recurso fundamental para la cartografía detallada de la vegetación desde 1972 hasta el presente.

En el análisis de la dinámica de la vegetación mediante imágenes de satélite, hay dos enfoques principales: las técnicas que identifican cambios entre dos fechas y aquellas que definen trayectorias temporales. La técnica de post-clasificación, resultado de la superposición de dos mapas de cubiertas del suelo, es una de las más utilizadas para detectar cambios o transiciones de vegetación entre dos fechas (Yuan et al 2012; Vidal Macua 2016, 2017). La clasificación de imágenes proporciona leyendas relativamente detalladas que llegan a incluir diversas categorías de vegetación. Por otro lado, los índices espectrales son más adecuados para monitorizar una perturbación o recuperación gradual dentro de una misma cubierta vegetal. Las técnicas basadas en trayectorias temporales, habitualmente usan índices espectrales para analizar el cambio, entendido éste como un proceso continuo que opera a velocidades tanto rápidas como lentas (Kennedy et al 2010). El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index, por sus siglas en inglés: NDVI) es ampliamente utilizado en la monitorización de ecosistemas y ha demostrado ser efectivo a la hora de identificar perturbaciones y patrones en la vegetación (McDowell et al 2015; Vicente-Serrano et al 2017). Los cambios en el NDVI reflejan cambios en la actividad fotosintética y en su “verdor” asociado, lo que está relacionado, por ejemplo, con la cantidad de biomasa o el área foliar (Chasmer et al 2018). Este índice se ha utilizado para identificar perturbaciones mineras y para analizar la recuperación de la vegetación después del cese de dicha actividad. Sen et al (2012) y Li et al (2015) utilizaron imágenes Landsat para analizar las trayectorias temporales del NDVI en la zona minera de los Apalaches, identificando zonas mineras en el tiempo y en el espacio geográfico, y Yang et al (2018), además, clasificaron trayectorias de recuperación de la vegetación en esta zona, caracterizando su progresión a través del tiempo. Sin embargo, son necesarios métodos complementarios para determinar los factores que explican las diferentes trayectorias en la dinámica de la vegetación, identificando, por tanto, las claves para una restauración eficiente.

En el presente trabajo, analizamos la influencia de una serie de factores físicos, ambientales y técnicos en las restauraciones de las minas de carbón a cielo abierto en las cuencas mineras de Teruel, de 1985 a 2016. La minería a cielo abierto en Teruel comenzó en 1976. Como la primera normativa específica sobre restauración minera se aprobó en octubre de 1982, varias explotaciones –que ocupan sobre 900 ha- no fueron objeto de restauración (Nicolau et al 2009). Las primeras restauraciones se basaron en un modelado topográfico de talud-berma, buscando la estabilidad geotécnica, sin conseguir la estabilidad ecológica (Nicolau 2003). Posteriormente, a partir de mediados de los años 90 hasta el presente, se modificó el modelado topográfico y se mejoraron las técnicas de manejo de los sustratos y de

revegetación. El análisis de las diferentes aproximaciones de restauración aplicadas, resulta fundamental para identificar los casos de éxito y evitar inversiones económicas innecesarias (Prach y Hobbs 2008). Otro aspecto a destacar es el carácter mediterráneo continental de la cuenca minera de Teruel. En este sentido, debe tenerse en cuenta que en las últimas décadas la región mediterránea se ha visto particularmente influenciada por los cambios en el clima (Vicente Serrano 2014), por lo que en este estudio se han incluido variables que cuantifican espacialmente la ocurrencia de sequías para el período 1985-2016.

Para este trabajo, se procesaron imágenes del satélite Landsat y se obtuvo una serie temporal del NDVI para analizar el desarrollo de la vegetación en las minas restauradas. La trayectoria temporal del NDVI y los valores absolutos de cambio de este índice fueron incluidos como variables respuesta (variable dependiente) en modelos estadísticos. Se utilizó un enfoque a escala de pixel, debido al amplio gradiente ecológico que puede encontrarse dentro de una restauración: variabilidad espacial de los efectos de la topografía y diversidad de técnicas aplicadas. El objetivo no fue definir el éxito de una restauración como un estado de vegetación cuya estructura y funcionalidad se aproxima a la de los sistemas de referencia circundantes (Palmer et al 2016), sino determinar las condiciones adecuadas para el establecimiento y desarrollo de la vegetación en relación a una serie de factores técnicos, físicos y ambientales. La importancia de los factores explicativos y cómo éstos influyen en el desarrollo de la vegetación se analizó utilizando Boosted Regression Trees (BRT), una técnica machine learning que ha demostrado tener un alto rendimiento predictivo y de inferencia estadística (Elith et al 2008, 2009; Vidal-Macua et al. 2017). Se trata de un método estadístico no paramétrico que identifica patrones dominantes en la relación entre variables mediante la combinación de muchos árboles de clasificación o de regresión, a través del algoritmo boosting (Hastie & Tibshirani 2009). Los modelos BRT tienen menos requisitos en cuanto a la estructura de datos, son capaces de gestionar volúmenes grandes y heterogéneos de datos, y están menos influenciados por información correlacionada o variables irrelevantes que otros enfoques estadísticos (Crase et al 2012, Dormann et al 2013). Estas características hacen que BRT sea una técnica muy adecuada para analizar escenarios multi-causales, como los encontrados en los ecosistemas, caracterizados por interacciones complejas y, generalmente, no lineales entre los factores determinantes y la variable a estudiar. Dicho esto, creemos que un procedimiento que integra datos de series temporales de satélite como variable respuesta de un modelo machine learning todavía no ha sido aplicado en la evaluación de restauraciones mineras a cielo abierto.

Por lo tanto, utilizando un procedimiento semiautomático basado en teledetección, sistemas de información geográfica (SIG) y una técnica estadística machine learning, nuestro objetivo general fue entender mejor las causas inmediatas de la mayor o menor eficiencia de las restauraciones. La intención, pues, era conocer las condiciones favorables para el establecimiento y desarrollo de la vegetación en los lugares restaurados, centrándonos en variables derivadas de la topográfica, características técnicas y el balance hídrico climático. Así pues, los objetivos principales de este estudio fueron determinar lo siguiente: (1) los factores clave y cómo influyen éstos en el desarrollo de la vegetación en las minas restauradas; (2) si una restauración más técnica es eficaz en el control de los factores limitantes del desarrollo de la vegetación en esta región geográfica.

4.- Área de estudio

Nuestro estudio se llevó a cabo en el ámbito de la minería a cielo abierto del carbón en Teruel (Figura 1), una región situada en el Sistema Ibérico, en la parte sur oriental de Aragón. El clima es mediterráneo-continental, y el régimen de humedad, clasificado como mediterráneo-seco según Papadakis (1966), se caracteriza por la concentración de episodios lluviosos en primavera y otoño, así como por un período de sequía en verano. La vegetación natural está compuesta por un mosaico de zonas forestales (principalmente dominados por Pinus sp. y Quercus sp.), cultivos abandonados con vegetación arbustiva dispersa, cultivos de cereales, olivos y almendros (Montserrat, 1990).

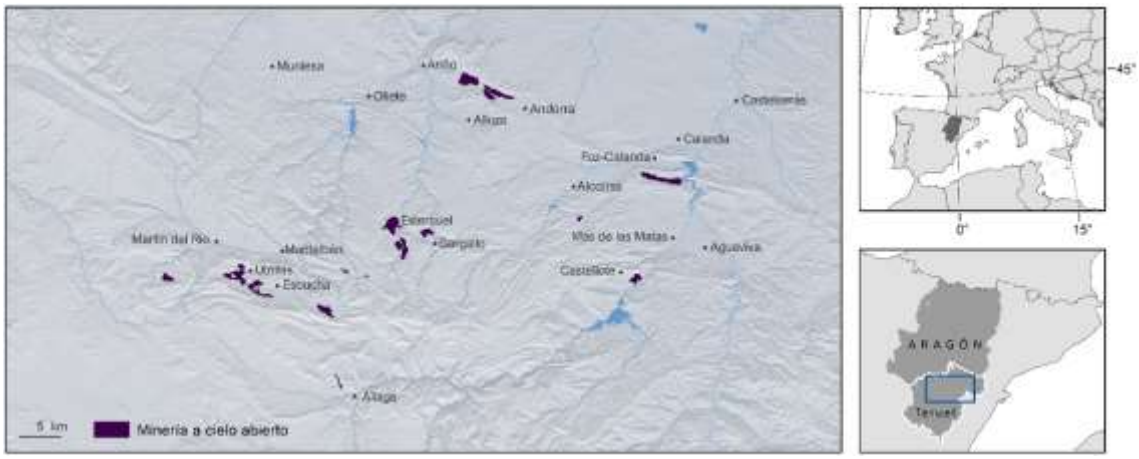


Figura 1. Distribución geográfica de la minería de carbón a cielo abierto en Teruel

La minería a cielo abierto del carbón en Teruel comenzó en 1976. A lo largo de 40 años se han abierto un total de 24 explotaciones, que afectan a alrededor de 3.500 hectáreas (Nicolau et al. 2010). Durante estas cuatro décadas, las prácticas de restauración han evolucionado en respuesta a los principales requisitos legales. La primera ley de restauración fue promulgada en 1982, por lo que las explotaciones anteriores no fueron restauradas o se hizo una restauración precaria. En un segundo período, se desarrollaron restauraciones de "primera generación" (Nicolau, 2003a). El diseño de la topografía se basó en el modelo de talud-berma que, con frecuencia desarrolla formas erosivas en regueros y cárcavas. La revegetación incluyó una siembra inicial de especies herbáceas –gramíneas y leguminosas- para controlar la erosión del suelo, y después plantaciones de árboles y arbustos (Nicolau, 2003b). Desde mediados de los 90, comienzan las restauraciones de "segunda generación". En ellas, se generaliza el uso de una capa superficial de tierra vegetal, y se identifican dos variantes: el modelo topográfico de cuenca y el modelo de talud-berma suavizado. Las restauraciones en cuenca fueron diseñadas para minimizar el impacto hidrológico de la minería en la red hidrográfica aguas abajo de la mina. La escorrentía generada tras la precipitación se recoge en una balsa en la base de la cuenca. La revegetación se basó en la siembra herbáceas y no se introdujeron árboles ni arbustos. Cuando este tipo de restauraciones fueron devueltas a los antiguos propietarios del terreno, fueron pastoreadas por rebaños de ovejas. El modelo de talud-berma suavizado mantuvo el diseño topográfico, pero redujo el ángulo de inclinación de los taludes construidos. En este diseño, extensas plataformas entre taludes se dedican a la agricultura. La revegetación de taludes también mantiene la fase de herbáceas y arbustivas, pero incorpora riego por goteo y fertilización.

5.- Metodología

5.1. Adquisición de imágenes Landsat

Para el análisis mediante teledetección, se conformó una serie de datos compuesta por 13 imágenes Landsat, cubriendo el período 1985-2016 (Tabla 1). Todas ellas se descargaron de la base de datos de la ESA (https://esar-ds.eo.esa.int/oads/access/), seleccionando sólo aquellas imágenes con un porcentaje de recubrimiento de nubes inferior al 10 %. Las imágenes se corresponden con el mes de junio, que es cuando la vegetación en el área de estudio alcanza su máximo fenológico. Aunque la base de datos de la ESA tiene imágenes de todos los años entre 1985 y 2016, sólo 13 de ellas fueron adecuadas, presentando el resto una alta presencia de nubes que cubrían el área de estudio. El programa Landsat fue elegido por dos razones. Primero, dispone de una escala temporal adecuada para evaluar todas las restauraciones en el área de estudio y, segundo, ofrece una buena resolución espacial para monitorizar la cubierta de vegetación dentro de las áreas restauradas.

Tabla 1. Lista de las imágenes, sensores y fechas de adquisición seleccionadas para este estudio. No se utilizaron productos de LT7 ETM + debido a la falta de imágenes sin nubes y a los errores de lectura del sensor encontrados en ellas.

Año	Plataforma / sensor	Fecha de adquisición
1985	LT5 TM	20/06/1985
1986	LT5 TM	07/06/1986
1994	LT5 TM	13/06/1994
1997	LT5 TM	21/06/1997
2000	LT5 TM	13/06/2000
2001	LT5 TM	16/06/2001
2002	LT5 TM	19/06/2002
2004	LT5 TM	08/06/2004
2008	LT5 TM	19/06/2008
2009	LT5 TM	22/06/2009
2014	LT8 OLI	20/06/2014
2015	LT8 OLI	07/06/2015
2016	LT8 OLI	25/06/2016

5.2. Procesamiento y corrección de imágenes

En los estudios que utilizan series temporales de imágenes de satélite se ha de realizar la corrección geométrica y radiométrica de éstas para que los datos entre ellas sean comparables.
Las imágenes provenientes de la ESA ya están corregidas geométricamente, por lo que sólo fue necesaria la corrección radiométrica. Este proceso se llevó a cabo siguiendo los pasos descritos en Vicente Serrano et al (2008). Primero, se realizó un proceso de calibración cruzada, haciendo que los niveles digitales de la imagen de diferentes sensores sean comparables. Dicho proceso se realizó de acuerdo con los coeficientes de regresión entre bandas según el trabajo de Vogelmann et al. (2001) y Roy et al. (2016). La corrección atmosférica se aplicó utilizando ATCOR-3 (Richter, 2009). Posteriormente, las imágenes resultantes se corrigieron topográficamente utilizando el método c-correction (Teillet et al. 1982), que

tiene en cuenta un modelo de superficie no lambertiana, evitando así posibles efectos en la reflectancia debido a las diferentes condiciones de iluminación.

Finalmente, a todas las imágenes se les aplicó una normalizaron relativa para reducir el posible "ruido" estadístico y mejorar la homogeneidad dentro de la serie temporal de imágenes (Yuan y Elvidge, 1996). Para ello, se identificaron áreas pseudo-invariantes entre imágenes, localizadas en las zonas de mayor densidad de valores en gráficos de distribución/frecuencia (Chen et al. 2005). Se supone que la reflectancia de estas zonas es relativamente constante a lo largo de la serie temporal, por lo que las variaciones podrían atribuirse a artefactos estadísticos. Por lo tanto, se seleccionó una imagen de referencia, en este caso la imagen más reciente, y se realizó una regresión lineal para cada banda entre los valores de los píxeles de referencia y los de resto de las imágenes. Los coeficientes de regresión obtenidos para cada banda se usaron luego para normalizar el resto de imágenes.

5.3. Cálculos de los índices de vegetación

Después del pre-procesamiento de las imágenes Landsat, se calculó para todas las fechas el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). En este trabajo, el NDVI se usó para evaluar el desarrollo de la vegetación tras las intervenciones de restauración mediante dos enfoques a escala de pixel (Figura 2). Por un lado, desde cada fecha de restauración hasta el año 2016, se analizó la trayectoria temporal del NDVI según la pendiente de la regresión lineal de su serie temporal de datos. La pendiente de la trayectoria temporal del NDVI de un píxel (referida como NDVI-S de ahora en adelante) representa la tendencia de la dinámica de la vegetación, es decir, si la recuperación (incremento del verdor) o retroceso (pérdida de verdor) de la vegetación sigue una tendencia gradual o, en cambio, sigue una rápida y brusca. Y, por otro lado, se calculó el cambio en los valores de NDVI (diferencia entre el valor de NDVI en la fecha de restauración y en el año 2016) para evaluar la ganancia o pérdida absoluta de vegetación en términos de NDVI (referido a partir de ahora como NDVI-D). Estos dos parámetros se usaron como variables respuesta en los modelos estadísticos, esperando encontrar una consistencia en los resultados cuando estas dos aproximaciones sean comparadas. Para mejorar la interpretación de resultados numéricos y gráficos, los valores de NDVI-S se multiplicaron por 100, y los valores de cambio NDVI-D se escalaron entre 0 y 100.

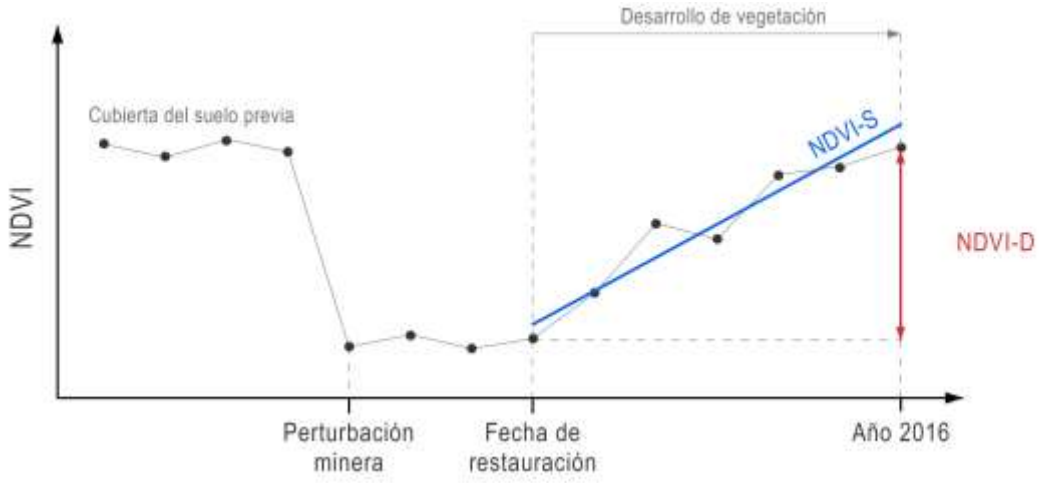


Figura 2. Ejemplo de la trayectoria del NDVI en una mina restaurada. Como variables respuesta se toman dos parámetros: Pendiente del NDVI y diferencia en NDVI.

5.4. Monitorización de la evolución de la vegetación mediante dos aproximaciones

El análisis de la dinámica de la vegetación en las minas restauradas se llevó a cabo implementando un modelo multi-variable donde, junto con las dos variables respuesta, se incluyó un conjunto de variables como factores potencialmente explicativos (Tabla 2). El objetivo es identificar factores clave en trayectorias ecológica y técnicamente coherentes del desarrollo de la vegetación. Con este propósito, se recopiló y procesó información de diferentes fuentes para elaborar una base de datos multi-variable que se vincularía a cada píxel del ámbito de estudio, es decir, un punto de datos multi-variable cada 30 m, según la resolución de Landsat. A continuación, se describen dichas variables ordenadas según la fuente de obtención.

Tabla 2. Variables potencialmente explicativas

Variable	Descripción	Unidades
Mod_Res	Modelo de restauración: cuenca, plataforma, talud-berma o talud-berma	Categórica
Edad	Años transcurridos desde la fecha de restauración al año 2016	Años
Riego	Indica si se ha aplicado riego	Categórica
Siembra	Indica si se ha habido siembra	Categórica
Plantación	Indica si ha habido plantación de especies arbustivas o arbóreas	Categórica
Substrato	Indica si se ha aplicado tierra vegetal	Categórica
Ganado	Indica si el ganado pasa o se alimenta en la zona restaurada	Categórica
Pendiente	Pendiente topográfica	Grados
TWI	Topographic Wetness Index / Índice topográfico de humedad	Adimensional
RSol_Inv	Radiación solar de invierno	10 kJ·m−2·día−1
RSol_Ver	Radiación solar de verano	10 kJ·m−2·día−1
Dist_For	Distancia a las fuentes de propágulos	Metros
SPEI6_4m (ejemplo)	Cada variable de sequía se codifica de la siguiente manera: " SPEI6" – indica la escala temporal del SPEI (6, 12 o 24) "4m" – Indica la prolongación en el tiempo de la sequía	Número/repeticiones de sequías

Ficha técnica de la mina

Se recopilaron diversos datos de la ficha de las minas para incorporarlos como variables potencialmente explicativas. Dado que pueden llevarse a cabo diferentes acciones de restauración dentro de la misma mina, se procedió a zonificar dicha información en un mapa.

- Modelo de restauración (Mod_Res). Información que hace referencia al diseño/forma del terreno aplicado a la topografía después del cese de la actividad minera. Mod_Res es una variable categórica que contiene las siguientes clases: Cuenca (C), cuando la forma del terreno tiene una forma de cuenca, no permitiendo el drenaje exterior del agua; Plataforma (P), forma de relieve diseñada como una superficie plana; Talud-berma (TB), que es una pendiente en terrazas siguiendo un diseño escalonado, donde las bermas (terrazas) están dispuestas en diferentes niveles; Talud-berma suavizado (TBS) tiene el mismo diseño que el talud-berma pero con taludes más suaves y más cortos entre las bermas.
- Años transcurridos desde la fecha de restauración hasta el año 2016 (Edad).
- Variables categóricas que indican si se han aplicado los siguientes tratamientos de revegetación: Riego, Siembra (plantas herbáceas) y Plantación de arbustos y / o especies arbóreas.
- Substrato, que indica que si se ha aplicado tierra vegetal o relleno de materiales estériles
- Ganado, que indica si el ganado pasta en la zona restaurada

Modelo Digital de Elevaciones (MDE)

Estas variables se relacionan con factores físicos y ambientales que podrían influir en la dinámica de la vegetación. La intención es determinar cómo la vegetación se adapta a la variabilidad ambiental y los diferentes contextos topo-climáticos de las minas restauradas.
Se elaboró un MDE de 5 m de resolución a partir de las hojas a escala 1: 5000 del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea 2010 (PNOA) y se derivaron las siguientes variables:

- Pendiente topográfica (Pendiente).

- Índice topográfico de humedad (TWI, de sus siglas en inglés), que es un índice indicativo de la humedad en el suelo basado en el efecto de la topografía en la retención/dispersión del agua. (Beven y Kirkby, 1979; Kopecký y Čížková, 2010). De unidades adimensionales, los valores más altos indican una mayor disponibilidad de humedad.

- Radiación solar de invierno (RSol_Inv) y de verano (RSol_Ver) (unidades en 10 kJ m−2 día−1), mediante la cual se computa la cantidad total de radiación solar incidente en cada píxel en las fechas de solsticio de invierno y verano, siguiendo la metodología de Pons y Ninyerola (2008).

Base de datos de cubiertas del suelo

Para determinar si la distancia a las fuentes naturales de semillas influye en la recuperación de la vegetación, se procesó una variable (Dist_For) para determinar la distancia de cada pixel del ámbito de estudio a las zonas de bosque y matorral. Los polígonos de vegetación se extrajeron de la base de datos SIOSE 2014, desarrollada a escala 1: 25.000 (http://www.siose.es/).

Los softwares MiraMon 8.2, ArcGis 10.5 y SAGA 2.1.2 se utilizaron para calcular esta variable y las derivadas del DEM.

5.5. Determinación de las tendencias dinámicas de la vegetación

Para identificar las variables más importantes y cuantificar su influencia en la dinámica de la vegetación se utilizó Boosted Regression Trees (BRT). BRT es un método machine learning basado en árboles de decisión combinados con la técnica boosting (Hastie et al 2009). Mediante BRT, cientos o miles de árboles de decisión se ajustan de manera secuencial y progresiva. Con el algoritmo boosting, cada árbol nuevo se genera usando una fracción aleatoria de las observaciones y un subconjunto distinto de variables explicativas. Los árboles no se ajustan de forma individual, sino de manera aditiva, ya que cada nuevo árbol es ajustado sobre los residuales del árbol anterior (Friedman 2002, Hastie & Tibshirani 2009).

En los modelos BRT, el parámetro bag fraction controla el porcentaje de observaciones seleccionadas al azar para la construcción de cada árbol nuevo. En nuestro caso utilizamos un valor de 0.5 (50% de las observaciones) como se ha sugerido en otros trabajos (Friedman 2002; Elith et al 2008). Los otros tres parámetros principales son: 1) Complejidad de árbol (tree complexity), que es el número de subdivisiones o puntos de corte permitido en cada árbol (que subdividen el rango de valores de las variables), y que a su vez se relaciona con el número de variables que interactúan entre sí; 2) Tasa de aprendizaje (learning rate), que es un valor que actúa como las técnicas shrinkage en otros modelos lineales (Hastie & Tibshirani 2009), es decir, escalando la contribución de cada nuevo término (de cada árbol nuevo en este caso) en el modelo aditivo mediante un factor de ponderación entre 0 y 1; y 3) Número óptimo de árboles para generar el modelo aditivo completo (entre cientos y miles), que dependerá en gran parte de los dos parámetros anteriores. Generalmente, tasas de aprendizaje bajas, entre 0.001 y 0.01, favorecen la adición de árboles más complejos (Elith et al 2008, Hastie & Tibshirani 2009). La finalidad es encontrar una combinación de parámetros óptima que evite el sobreajuste del modelo, reduciendo así la varianza en los

resultados, y obtener un buen rendimiento de predicción, tanto con las observaciones de entrenamiento como con las de validación.

BRT se aplicaron en el software R usando el paquete dismo (Elith et al 2008). En este trabajo se generó un modelo para todas las combinaciones posibles entre las tasas de aprendizaje 0.001, 0.0025, 0.005 y 0.01, y complejidades de árbol de 1 a 5. Para cada uno de estos modelos el número óptimo de árboles se identificó mediante validación cruzada (10-fold cross-validation) (Elith et al 2008, Vidal-Macua et al 2017), estableciendo el máximo en un modelo de 20000 árboles. A medida que se agregaban árboles al modelo aditivo (por grupos de 50 árboles), el rendimiento predictivo se determinaba calculando el error cuadrático medio (MSE) mediante la validación cruzada. El modelo con menor MSE (Tablas S1 a S6 del material adicional) se seleccionó para obtener e interpretar los resultados.

Inicialmente, se desarrollaron tres modelos:

1. El modelo completo, que incluye todas las variables potencialmente explicativas y todas las minas restauradas.

2. Un modelo representativo de la recuperación activa, que incluye sólo las restauraciones donde se ha aplicado alguno de los tratamientos de revegetación (riego, siembra, plantación de arbustos y/o especies arbóreas y substrato de tierra vegetal).

3. Un modelo de recuperación pasiva, con aquellos sitios donde no se ha aplicado ninguno de los tratamientos de revegetación (9.2% de las observaciones). La variable Edad también se eliminó ya que todos estos casos fueron restaurados en 1985.

Los resultados iniciales mostraron que el modelo de restauración (Mod_Res) era la variable con una contribución más notable en el modelo BRT completo y en el de restauración activa, por lo que, en ambos casos, decidimos añadir un modelo adicional que no incluyera esta variable. En otras palabras, una vez que se ha reconocido la importancia del modelo de restauración, eliminar esta variable del análisis aumenta la probabilidad de que otras variables puedan aparecer como factores importantes. En el modelo de restauración pasiva, la variable Mod_Res, que sólo incluye los diseños plataforma y talud-berma, tuvo una contribución mucho menor. Por lo tanto, decidimos ejecutar un sexto modelo que no incluyera Mod_Res ya que, como modelo representativo de una regeneración pasiva, nos enfocamos en aislar, tanto como sea posible, la influencia de factores físicos y ambientales.

5.6. Identificación de los factores ambientales

Dado que el balance hídrico climático es determinante en la dinámica y distribución de la vegetación, se elaboró un conjunto de variables indicadoras del número de episodios de sequía para el período 1985-2016. Los datos se obtuvieron del Atlas Climático de la Península Ibérica (Ninyerola et al 2005), que incluye mapas de temperatura y precipitación a una resolución espacial de 100 m para toda la Península Ibérica de 1950 a 2016. Para cuantificar espacialmente la ocurrencia de sequías, utilizamos el índice SPEI (Standardized Precipitation Evapotranspiration) (Vicente-Serrano et al 2010), que se basa en la precipitación y la temperatura medias para estimar la evapotranspiración potencial. Este índice se calcula en función de una escala temporal que indica el número de semanas o meses consecutivos para los que se calcula el déficit de agua. El SPEI fue calculado para las escalas temporales de 6, 12 y 24 meses, ya que representan escalas temporales típicas para que el déficit hídrico pueda afectar a las aguas superficiales, el nivel del agua subterránea y el nivel de almacenamiento de reservas antrópicas de agua (McKee et al 1993), respectivamente. Las sequías fueron identificadas como los SPEI iguales o inferiores a una desviación estándar respecto de la media de la serie completa (1950-2016). Para cada escala temporal, el número de episodios de sequía con duraciones de un mínimo de 4, 5, 7 u 8 meses consecutivos, como períodos representativos que pueden causar efectos nocivos (Vidal Macua et al. 2017), se contabilizaron para el período 1985-2016. El software MiraMon 8.2 se utilizó para calcular los SPEI y cuantificar espacialmente la recurrencia de las sequías.

Aunque, en comparación con otros métodos de estadísticos, los modelos BRT están mucho menos influenciados por la colinealidad entre variables (Crase et al 2012, Dormann et al 2013), antes de ejecutar los modelos se realizó un análisis de colinealidad, para evitar la presencia de variables de sequía correlacionadas y, fundamentalmente, para reducir los tiempos de procesamiento. Con este propósito, el conjunto inicial de 12 variables de sequía se redujo utilizando el método denominado Variance Inflation Factors (VIF), aplicando un umbral VIF de 5 (Zuur et al 2009; O'brien 2007).

5.7. Elaboración de un modelo estadístico

La importancia de las variables potencialmente explicativas en los modelos BRT se determina considerando la contribución de cada una de ellas en el modelo aditivo. La importancia relativa se calcula en función del número de veces que una variable es seleccionada para generar una subdivisión en el árbol de decisión, ponderándose ese valor por la magnitud del rendimiento predictivo que genera y promediándose por el número de árboles utilizados en el modelo aditivo final (Hastie & Tibshirani 2009). Los resultados se escalan entre 1 y 100.

El efecto que las variables explicativas tienen en la dinámica de la vegetación se interpretó utilizando gráficos de dependencia, que es una visualización de las funciones de ajuste de los modelos BRT. Esta salida muestra la relación entre la variable respuesta y una variable explicativa después de haber tenido en cuenta la contribución promedio del resto de variables explicativas (Friedman, 2001). Por tanto, estos gráficos representan dónde están las condiciones más o menos favorables para el desarrollo de la vegetación en términos de NDVI-S y NDVI-D. Para mejorar las interpretaciones, las funciones de ajuste se suavizaron utilizando una función de suavizado (smoothing spline). Algunas interacciones entre variables continuas se muestran utilizando gráficos de dependencia en tres dimensiones (Elith et al 2008), que se basan en predicciones para cada par de variables.

Para promediar la importancia de cada variable, los seis modelos BRT se ejecutaron utilizando 50 muestras de tipo bootstrap (Hastie & Tibshirani 2009). Las funciones de ajuste de estas re-muestras también se visualizaron en los gráficos de dependencia junto con la función de ajuste resultante de utilizar el total de las observaciones.

6.-Resultados

Para sintetizar resultados, nuestro análisis se centra principalmente en el modelo de restauración activa y en el de restauración pasiva, ambos cuando la variable Mod_Res no está incluida. La importancia de variables cuando se incluye Mod_Res se muestra en la Figura S1 del material adicional, y la Figura S2 muestra los gráficos de dependencia para el modelo completo. Además, las explicaciones se basan en las variables que tienen un porcentaje de importancia superior al que tendrían en un proceso al azar (el valor obtenido dividiendo 100 por el número de variables) en cada uno de estos dos modelos: las primeras ocho variables en el modelo de restauración activa (umbral de 4.54 %) y las seis primeras variables del modelo de restauración pasiva (umbral de 5.88 %). Sólo consideramos relevante para interpretar la función de ajuste que se encuentra entre los percentiles 0.5 y 0.95 de la distribución de valores de las variables.

En la Figura 3 se muestran algunos ejemplos de minas restauradas.

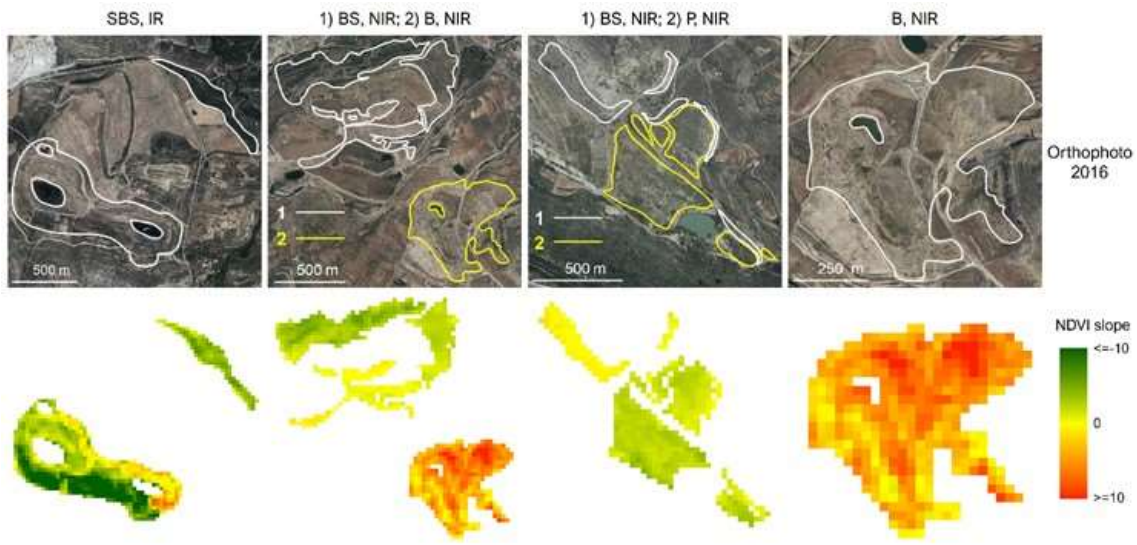


Figura 3. Algunos ejemplos de minas donde se muestra el modelo de restauración aplicado y la distribución espacial de NDVI-S. TBS: talud-berma suavizado; TB: talued-berma; C: cuenca; P: plataforma; IR: irrigado; NIR: no irrigado.

6.1. Comparación de modelos en base a la variable respuesta

Se han aplicado dos enfoques para monitorizar el desarrollo de la vegetación según la variable respuesta incluida en los modelos BRT: la pendiente de la trayectoria temporal del NDVI (NDVI-S) y la diferencia de NDVI (NDVI-D), ambas calculadas para el período que va desde el año de restauración al año 2016. Los resultados son bastante coherentes cuando se comparan los resultados de estos dos enfoques a escala de pixel. Aunque la contribución promedio de algunas variables explicativas difiere entre 5 y 10% (como, por ejemplo, la variable Mod_Res en el modelo completo, Figura 4A), la mayoría de las variables más relevantes muestran diferencias por debajo del 3%, y los gráficos de dependencia (Figuras 5 y 6) muestran

que, excepto pequeñas diferencias, los patrones en respuesta a las variables explicativas siguen una tendencia o patrón muy similar.

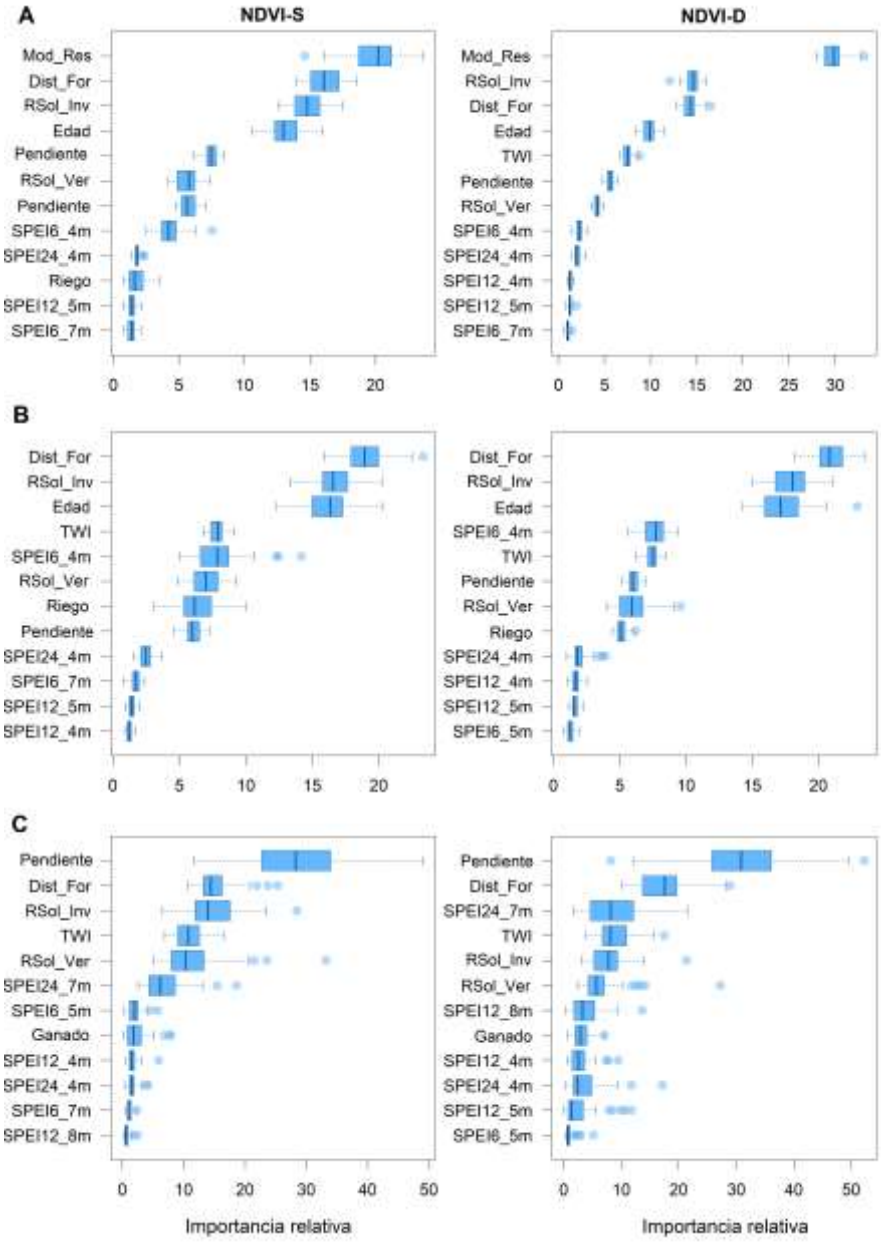


Figura 4. Importancia relativa de las variables en: A) modelo completo; B) modelo de restauración activa sin incluir la variable Mod_Res; C) modelo de restauración pasiva sin incluir la variable Mod_Res.

6.2. Respuesta a las variables explicativas en el modelo de restauración activa

El modelo de restauración (Mod_Res) es el factor que más contribuye cuando se aplica una restauración activa (Figura S1 A), lo que también se refleja en el modelo completo (Figura 4 A), siendo el talud-berma suavizado (TBS) el diseño más adecuado para el desarrollo de la vegetación (Figura 7 A y 7 B), seguido de los diseños de plataforma (P) y talud-berma (TB).
Cuando no se incluye la variable Mod_Res, la distancia a las fuentes naturales de propágulos (Dist_for) es la variable más importante (Figura 4 B). El patrón general del gráfico de dependencia es el siguiente (Figura 5): el desarrollo de vegetación disminuye a medida que aumenta la distancia a las fuentes de semillas, cambiando la tendencia en torno a los 1000 m de distancia, donde la idoneidad para el desarrollo de la vegetación aumenta nuevo hasta en torno los 1700 m. Existe una interacción importante en relación a este patrón. Las condiciones favorables para la vegetación de los 1200 a 1700 m se encuentran en zonas menos afectadas por un SPEI en una escala temporal de 6 meses y al menos 4 meses de prolongación (SPEI6_4m), es decir, en sitios con una menor repetición de sequías (Figura 8 A), y que además son zonas de menor radiación solar (Figura 8 B). Así mismo, más de la mitad de los píxeles de TBS se encuentran entre 1200 y 1700 m (Fig. 7 C), y la variable de riego (con las restauraciones irrigadas como las más adecuadas para el desarrollo de la vegetación (Figura 5) tiene una distribución (Figura 7 D) que encaja bastante bien con el patrón respuesta a la variable Dist_For.

La segunda variable más importante es la radiación solar de invierno (RSol_Inv), cuyo gráfico de dependencia indica con claridad que los lugares con menor radiación solar son los más adecuados. Los años transcurridos desde la restauración hasta el año 2016 (Edad) es el tercer factor que más contribuye. El patrón en respuesta a la variable Edad muestra que en sitios restaurados recientemente (últimos cinco años) ha habido un alto desarrollo de la vegetación, seguido de un punto de inflexión a partir del cual la idoneidad disminuye bruscamente, para luego aumentar gradualmente conforme aumenta la edad de las restauraciones.

Las siguientes variables más importantes, en un orden diferente según la variable respuesta, pero con una importancia relativa similar, son: SPEI6_4m, TWI, RSol_Ver, Riego y Pendiente. Las respuestas a SPEI6_4m, TWI y Riego tienen patrones bien definidos que indican que las condiciones favorables aumentan a medida que incrementa la disponibilidad de agua (la gráfica de dependencia del SPEI6_4m muestra que a medida que aumenta la repetición sequías, el desarrollo de la vegetación disminuye). La pendiente topográfica (Pendiente) y la radiación solar de verano (RSol_Ver) tienen patrones menos definidos, aunque se puede establecer una tendencia general que indica condiciones menos favorables a medida que aumenta el valor de estas variables, sobre todo cuando se usa NDVI-S como variable respuesta. La distribución de las restauraciones irrigadas y no irrigadas a lo largo del gradiente de la pendiente sugiere que el riego podría aumentar la idoneidad en pendientes que tienen entre 15 y 22 grados (Figura 7 E).

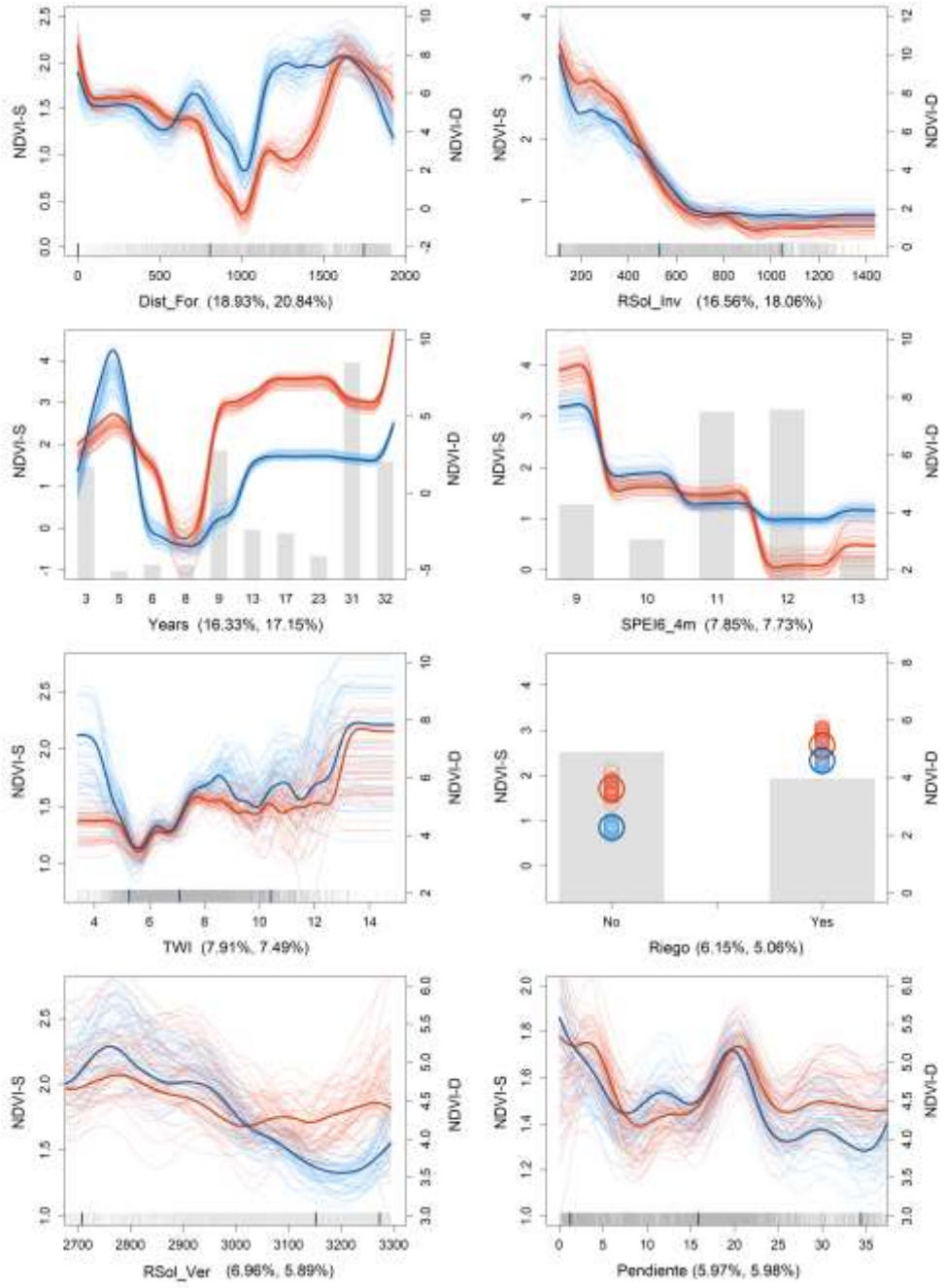


Figura 5. Gráficos de dependencia. Respuesta del desarrollo de la vegetación a las variables más importantes en el modelo de restauración activa, sin incluir Mod_Res. La densidad de observaciones está representada por líneas verticales sobre el eje de la X, y las marcas de color negro superpuestas son los percentiles 0.05, 0.5 y 0.95. La línea azul y la línea roja representan las variables respuesta NDVI-S y NDVI-D respectivamente.

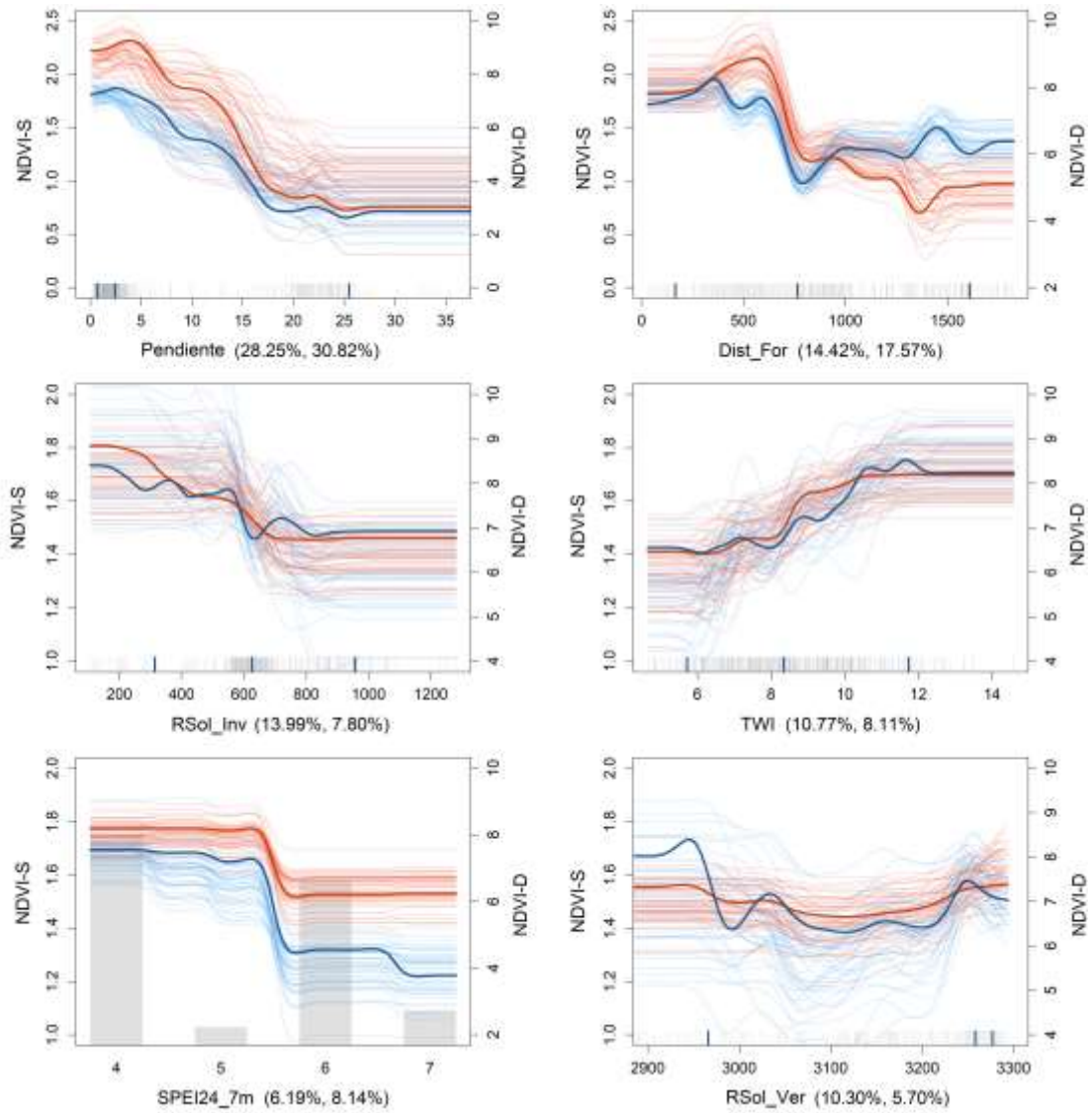


Figura 6. Gráficos de dependencia. Respuesta del desarrollo de la vegetación a las variables más importantes en el modelo de restauración pasiva, sin incluir Mod_Res. La densidad de observaciones está representada por líneas verticales sobre el eje de la x, y las marcas de color negro superpuestas son los percentiles 0.05, 0.5 y 0.95. La línea azul y la línea roja representan las variables respuesta NDVI-S y NDVI-D respectivamente.

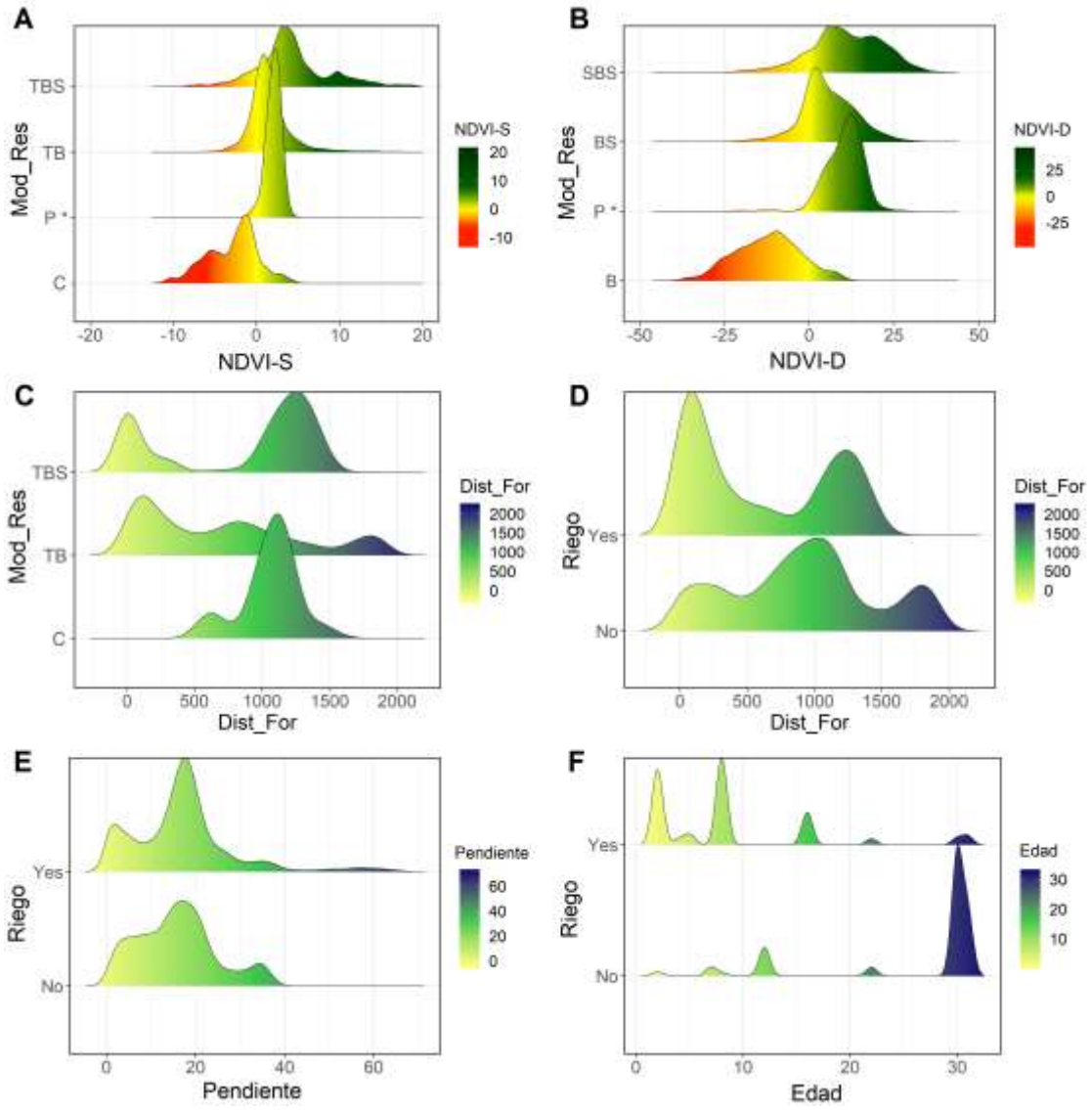


Figura 7. Modelo completo*: A) Distribución de valores NDVI-S según el modelo de restauración; B) Distribución de valores NDVI-D según el modelo de restauración. Modelo de restauración activa activa: C) Distribución de modelos de restauración según la distancia a las fuentes de semillas; D) Distribución de las restauraciones irrigadas y no irrigadas según la distancia a las fuentes de semillas; E) Distribución de las restauraciones irrigadas y no irrigadas según la pendiente topográfica; F) Distribución de las restauraciones irrigadas y no irrigadas según la edad de las restauraciones. * El diseño en plataforma ("P") está únicamente presente en las restauraciones pasivas.

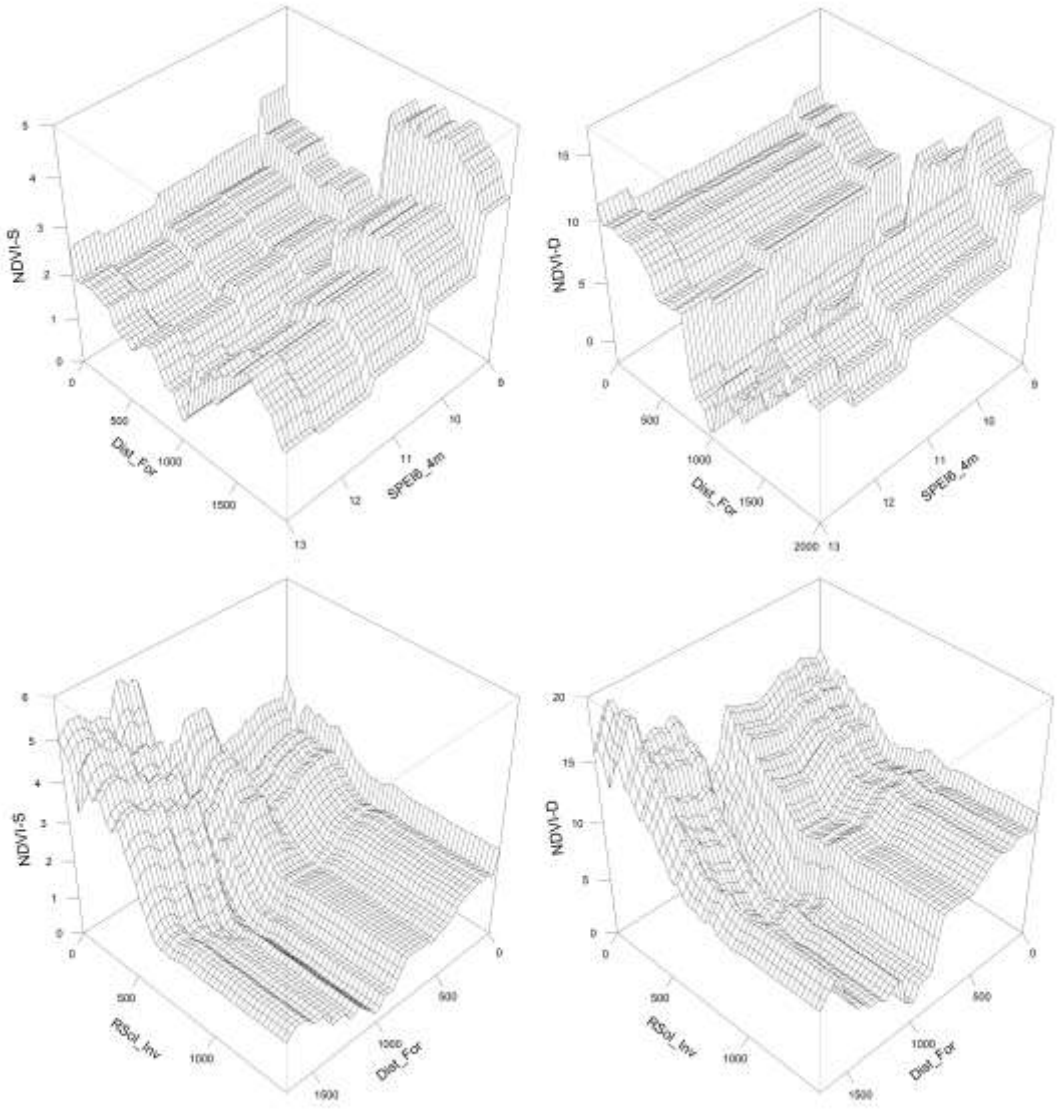


Figura 8. Variables que interactúan con la distancia a las fuentes de semillas (Dist_for) en el modelo de restauración activa: A) Repeticiones de una sequía de medio plazo; B) Radiación solar.

6.3. Respuesta a las variables explicativas en el modelo de restauración pasiva

La pendiente topográfica es claramente la variable más importante a la hora de explicar el desarrollo de la vegetación en las restauraciones pasivas (Figura 4 C). La respuesta a esta variable (Figura 6) muestra que las pendientes más pronunciadas son las menos adecuadas para la dinámica de la vegetación. La distancia a las fuentes naturales de semillas (Dist_for) es la segunda variable con más contribución en este modelo. En comparación con el modelo anterior, la respuesta a esta variable tiene un patrón más uniforme (especialmente cuando se utiliza NDVI-D como variable respuesta): las condiciones favorables para el desarrollo de la vegetación disminuyen a medida que aumenta la distancia a las zonas de arbustos o bosques.

Tal y como sucede en el modelo anterior, la dependencia a la disponibilidad de agua se refleja en la respuesta a las siguientes variables con más importancia: un mayor desarrollo de vegetación en los sitios con valores de TWI más altos, valores RSol_Inv más bajos y menos repeticiones de una sequía a largo plazo de 7 meses de duración (SPEI24_7m). El patrón con respecto a la radiación solar de verano (SRad_Ver) es menos claro que RSol_Inv. Esto podría relacionarse con el hecho de que las sombras en verano son más cortas, resultando en una distribución espacial más homogénea de la radiación solar incidente.

7.- Discusión

Según la teoría ecológica, existen tres procesos que explican el ensamblaje de las comunidades de plantas (Kraft & Ackerly, 2014): a) Dispersión desde las fuentes de propágulos; b) Filtros abióticos sobre las especies; y c) Interacciones bióticas. El uso de dos variables respuesta basadas en el NDVI en modelos BRT ha permitido identificar aquellos factores que condicionan el desarrollo de la vegetación pertenecientes al proceso de dispersión y a los filtros abióticos en las minas restauradas de Teruel. Nuestro estudio no ha considerado el efecto de las interacciones biológicas en el ensamblaje de la comunidad de plantas porque el enfoque de la teledetección no permite abordar este proceso.

En una investigación previa (basada en datos de campo sobre plantas, suelos y erosión de surcos/láminas), Moreno et al (2008) identificaron los principales factores que controlan el desarrollo del ecosistema en 87 taludes restaurados a partir de muestras en las 24 minas superficiales del campo de carbón de Teruel. La proximidad a las fuentes preservadas de propágulos, las condiciones climáticas, la calidad del suelo, la erosión del suelo y los tratamientos de re-vegetación fueron identificados como los principales factores que dirigen la sucesión de la vegetación. Así mismo, algunas perturbaciones locales (pastoreo y plagas fúngicas) favorecieron la transición de la vegetación en comunidades dominadas por especies sembradas no nativas y altamente competitivas hacia comunidades arbustivas más diversas.

Según el modelo de regeneración pasiva, la pendiente topográfica es el principal factor limitante para desarrollo de la vegetación en relación a las características ecológicas del ámbito de estudio. Esta variable está asociada con la erosión del suelo, es decir, con la estabilidad del ecosistema. Bradshaw (2000) opina que la recuperación del suelo debería ser la base de cualquier restauración minera. Más tarde, Whisenant et al (1995) especificaron que la prioridad en climas con precipitaciones energéticas es garantizar la estabilidad de los recursos edáficos amenazados por la erosión. Esto es especialmente relevante en la cuenca mediterránea, donde son frecuentes las lluvias torrenciales, y donde las tasas más altas de pérdida de suelo por erosión se encuentran en cuencas con minería a cielo abierto (Comín et al 2009, Trabucchi et al 2012). Moreno et al (2008) también identificaron la erosión del suelo (también conocida como erosión en surcos) como una de las restricciones para el éxito de la sucesión ecológica en minas restauradas de la zona Teruel. El principal efecto ecológico de la erosión en surcos es la acentuación del déficit hídrico del suelo, más que la influencia sobre la fertilidad o la pérdida de semillas (Moreno et al 2009). Las zonas de surcos, o zonas acarcavadas, son muy eficaces en la evacuación de la lluvia / escorrentía superficial, lo que reduce el contenido de humedad en el suelo. Dado que la disponibilidad de humedad del suelo para las plantas es menor en las pendientes más pronunciadas, la cobertura y la diversidad de plantas, así como la riqueza del banco de semillas y la germinación de éstas, también son menores (Espigares et al 2011). Por otro lado, las plantas no pueden colonizar los surcos debido a la inestabilidad geomorfológica de éstos (Moreno et al 2011). El efecto que la topografía tiene sobre la escorrentía (superficial y sub-superficial) del agua también queda reflejado en la respuesta a la variable TWI, indicando que las pendientes más suaves permiten una mayor retención de la humedad en el suelo. Las pendientes pronunciadas pueden llevar, por tanto, a una combinación de efectos de estrés abiótico, reduciendo la capacidad de colonización de las plantas y el crecimiento de la vegetación de plantaciones y siembras. De hecho, una de las características del modelo de restauración de talud-berma suavizado (TBS) es la topografía más uniforme (alternando extensas plataformas con pendientes suaves) que favorece la estabilidad del suelo y aumenta el suministro de agua a las plantas.

La distancia a las fuentes naturales de semillas (Dist_for) (como indicador del proceso de dispersión) es un factor clave que controla el ensamblaje de la vegetación tanto en las restauraciones activas como en las pasivas (Holl 2002, Moreno-de las Heras et al 2008, Alday et al 2010, Adams et al. 2017). Los modelos BRT muestran una disminución en los parámetros de NDVI a medida que la distancia aumenta de 0 a

1000m (Figuras 5 y 6). En el modelo de restauración activa, tras este primer sector de influencia, el desarrollo de vegetación aumenta a distancias más largas. Estos casos se corresponden son minas que pertenecen a un modelo de talud-berma suavizado donde se ha aplicado riego (Figura 7C y 7D), y donde a su vez hay una tasa más baja de evaporación del agua (menor radiación solar y ocurrencias de sequías, Figura 8). Por lo tanto, consideramos que las prácticas de restauración han sido exitosas, compensando el alejamiento respecto de zonas con vegetación. Por otro lado, nuestros tres modelos muestran un descenso muy pronunciada de NDVI-S y NDVI-D a partir de una distancia de 600 m, lo que sugiere la siguiente pregunta: ¿Es esa distancia un umbral en la capacidad de dispersión de la mayoría de las especies de flora encontradas en la región geográfica de Teruel? No podemos hacer una exploración en este sentido, ya que la información sobre los mecanismos de dispersión de especies de plantas en Teruel es muy escasa. Pero, desde un punto de vista práctico, esta cuestión debe tenerse en cuenta para evaluar el potencial de recuperación de la vegetación en proyectos de restauración. La combinación de falta de fuentes de semillas y de restricciones abióticas conlleva la ausencia de especies forestales (Holl 2002) y, en general, supone la fragmentación del paisaje. De ahí, la importancia de retener el máximo de zonas con vegetación natural leñosa siempre que sea posible mientras se realiza la actividad minera.

La radiación solar es un factor abiótico importante que, junto con la pendiente, también controla la disponibilidad de agua. Tasas de evaporación de agua más bajas son más adecuadas para las etapas tempranas de desarrollo de la vegetación (Benayas 1998, Castro et al 2004, Vidal-Macua et al 2017), acelerando el crecimiento y extensión de la cubierta de vegetación en las zonas irrigadas (Alday et al 2010). Aunque con menor importancia relativa, el balance hídrico climático también influye en la dinámica de la vegetación (Moreno-de las Heras 2008, Vidal-Macua et al 2017), y consideramos que nuestros resultados confirman la menor eficiencia de las restauraciones en zonas más afectados por la recurrencia de sequías. Al mismo tiempo, merece la pena fijarse en la escala temporal de las sequías que aparecen dentro del conjunto de variables más importantes (Figuras 5 y 6). El desarrollo de la vegetación en las restauraciones activas es más vulnerable a una sequía de medio plazo (SPEI6), lo que encontramos un resultado lógico, ya que las plantas herbáceas introducidas dependen más de las condiciones de humedad registradas durante períodos más cortos, dado que su sistema de raíces no puede alcanzar los niveles más profundos del suelo. En cambio, la contribución negativa de una sequía a largo plazo es mayor cuando se analiza la restauración pasiva (sucesión natural). Esto también es coherente con el hecho de que las especies autóctonas tienen un sistema de raíces más desarrollado que les permite alcanzar niveles más profundos del suelo y, por lo tanto, capaces de hacer frente al efecto de las sequías de corto y medio plazo, y más vulnerables a las sequías a largo plazo, las cuales afectarían al contenido de agua situado en los niveles más profundos. Estos resultados están en línea con un trabajo de investigación reciente a cerca de los impactos de la sequía en la actividad de la vegetación en España (Vicente-Serrano et al 2019).

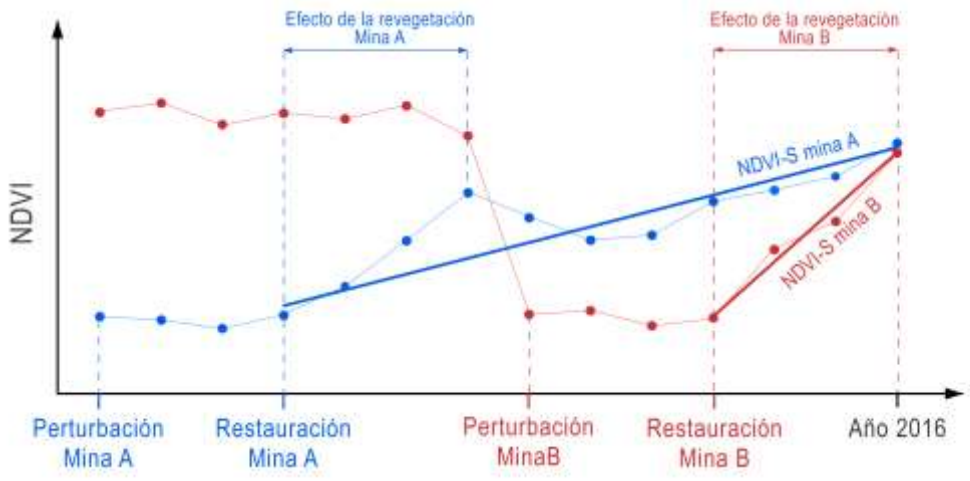


Figura 9. Ejemplo de trayectoria del NDVI donde se muestra que el efecto del riego y/o las siembras y plantaciones podría tener un carácter temporal.

En lo que respecta a la evolución temporal de la vegetación, en el presente trabajo ciertas trayectorias de recuperación podrían estar sobreestimadas, como puede apreciarse en la respuesta a la edad de la restauración (Figura 5). La regresión lineal (NDVI-S) de una serie temporal corta podría exagerar el éxito de la restauración en algunos casos (Figura 9). Los efectos del riego (Figura 7 F) podrían tener un carácter temporal (Martínez Ruiz et al 2005, 2007), acelerando el desarrollo de la vegetación principalmente en las primeras etapas, en comparación con la sucesión espontánea, cuyos estadios de sucesión avanzan de forma más gradual a lo largo del tiempo (Hadacová Y Prach 2003). Otra explicación podría ser que algunas de las especies herbáceas introducidas germinan después de la siembra, pero su capacidad de auto-regeneración (producción de semillas) disminuye con el tiempo. Estas son, por ejemplo, leguminosas como Melilotus officinalis y Onobrychis sativa, o herbáceas como Lolium perenne, Festuca arundinacea o Agropyron cristatum. Es sabido que las plantaciones iniciales en la revegetación minera tienen como objetivo controlar la erosión en una primera etapa, y así contribuir a la materia orgánica del suelo, para luego permitir la sucesión espontánea de las especies nativas de alrededor. Por otro lado, la gráfica de dependencia a la edad de las restauraciones muestra que después de 6-8 años, el desarrollo de vegetación sigue una tendencia más gradual hacia estadios con mayor biomasa, lo cual es coherente con la idea de que la probabilidad de que los propágulos de una especie lleguen a un lugar aumenta con el tiempo (Prach et al 2013). Este patrón también puede apreciarse cuando se usa NDVI-D, aunque con un pico menos pronunciado en las restauraciones más jóvenes. Por tanto, las minas de reciente restauración con valores de NDVI altos, deberían ser monitorizados después de este estudio para evaluar los efectos de los tratamientos de revegetación con el paso del tiempo. El uso del NDVI tiene, además, otras posibles limitaciones, ya que este índice satura cuando se alcanza una cierta acumulación de masa vegetal (Chasmer et al 2018). En el caso de las plantaciones de árboles, esta limitación podría enmascarar el desarrollo de un sotobosque de arbustos bajo una cubierta densa de árboles, lo que dificulta la monitorización de plantaciones maduras de árboles, a menos que otros datos de detección remota, como LIDAR, se combinen con los datos satelitales (Montealegre et al. 2016, Domingo et al 2018).

En síntesis, nuestros resultados confirman la influencia de las prácticas de restauración en el desarrollo de vegetación en el ámbito mediterránea continental, ya que el modelo de restauración (Mod_Res) es la variable más importante en el modelo completo y en el modelo de restauración activa. Esto significa que las estrategias de restauración aplicadas en el campo del carbón de Teruel han sido útiles para superar los factores limitantes en el desarrollo de plantas. En particular, el modelo de talud-berma suavizado (TBS) es el modelo de restauración más eficaz para garantizar la estabilidad del sistema, asegurando la disponibilidad de agua para la vegetación, que es el principal filtro abiótico. Además, nuestro estudio indica que deberían conservarse zonas de vegetación natural en un radio de 600 m, ya que estas podrían ser esenciales tanto para la restauración pasiva (por razones obvias, ya que actuarían como la única fuente de propágulos) como para la activa, dada la menor capacidad regenerativa de algunas especies introducidas después de la etapa inicial de revegetación.

Por lo tanto, en la restauración minera a cielo abierto en ambientes mediterráneo-continentales se deben considerar ciertos mecanismos de compensación, no solo para proporcionar condiciones adecuadas para la sucesión espontánea a escala de la mina, sino para evitar efectos secundarios a escala de cuenca como, por ejemplo, la sobrecarga de sedimento que se transporta aguas abajo, impactando al sistema fluvial y sus hábitats. Creemos que los futuros modelos de restauración en regiones con regímenes energéticos de lluvia podrían mejorarse integrando el componente geomorfológico, es decir, considerando un diseño físico que se asemeje a las superficies del terreno natural (Evans 2000, Nicolau 2003, Martín-Duque 2010), con el objetivo de estabilizar el drenaje y la disponibilidad de agua, así como la formación del suelo. Las estrategias basadas en este modelo pueden ser más lentas en alcanzar una etapa de vegetación madura, en comparación con las técnicas de revegetación, pero tienen la capacidad de mantenerse e integrarse con el entorno circundante, reduciendo los efectos colaterales fuera del espacio previamente intervenido (Nicolau 2003b).

Finalmente, y desde un punto de vista metodológico, el NDVI informa de la cubierta de vegetación y la biomasa, pero no lo hace de la diversidad y la composición de especies, por lo que el proceso de las interacciones biológicas no se ha podido abordar en este trabajo. Por otro lado, no se ha introducido

directamente el factor edáfico, que es clave en la restauración minera, aunque está indirectamente relacionado con el modelo de restauración. Somos conscientes de que el trabajo de campo y otras técnicas de teledetección, como el uso de drones, aumenta la resolución temática y espacial del área de estudio. De hecho, el potencial de los drones como herramienta para la monitorización de restauraciones mineras a cielo abierto ya ha sido demostrado, ya que permite obtener una cartografía detallada de la vegetación en las diferentes etapas de la restauración (Padró et al 2019), lo que facilita la comparación con los sistemas de referencia circundantes. No obstante, creemos que la consistencia que nuestro procedimiento semiautomático proporciona, dada la amplitud de la escala temporal y geográfica, así como la solidez de los modelos BRT, permite establecer unas consideraciones fundamentales para la evaluación y gestión de acciones de restauración.

8.-Conclusiones

Se ha analizado la evolución de la vegetación en restauraciones activas y pasivas de la minería a cielo abierto del carbón en Teruel, considerando el papel de variables que informan sobre el proceso de dispersión de especies, los filtros abióticos y las técnicas de restauración. La pendiente topográfica es el factor con mayor importancia relativa a la hora de explicar el desarrollo de la vegetación en la regeneración pasiva. Este factor físico condiciona mucho la disponibilidad de agua y la estabilidad del suelo. En cambio, el modelo de restauración es el factor más influyente en las restauraciones activas, siendo el talud-berma suavizado el modelo más adecuado para el desarrollo de la vegetación. Se trata de una técnica de restauración efectiva que garantiza la estabilidad del sistema, al reducir la erosión del suelo y aumentar la disponibilidad de humedad en él, los dos principales filtros abióticos en esta región mediterránea continental. Por lo tanto, las restauraciones basadas en este modelo permiten controlar el papel determinante de la pendiente topográfica. La disponibilidad de agua también está determinada por la radiación solar, ya que los sitios restaurados con menor tasa de evaporación de agua son más adecuados para el desarrollo de la vegetación, tanto en restauraciones activas como pasivas. Además, la recurrencia de sequías tiene una influencia negativa en ambos modelos de restauración, y este estudio apuntala la importancia que tiene el efecto de la escala temporal de la sequía. Las especies introducidas en las restauraciones son más vulnerables a las sequías de corto-medio plazo, mientras que las especies autóctonas, que tienen un sistema de raíces más desarrollado, en cambio, son más vulnerables a las sequías a largo plazo. La distancia a las fuentes de semillas es el segundo factor más influyente para el desarrollo de las plantas, tanto en la restauración pasiva como en la activa. Más allá de 500-600m de la mina, el efecto de las fuentes de semillas disminuye drásticamente, lo que debe considerarse en los proyectos de restauración y a la hora de planificar una actividad minera.

La evolución temporal del desarrollo de las plantas en minas activamente restauradas muestra un pico de biomasa (NDVI) en los primeros 5 años, lo que probablemente refleja los efectos positivos de las prácticas de revegetación. Seguidamente, la biomasa disminuye, incrementado progresivamente de nuevo desde el octavo-noveno año, posiblemente debido a la influencia de la colonización espontánea.

Desde el punto de vista práctico, en entornos mediterráneos continentales, recomendamos construir topografías suaves, lo que también puede incluir plantaciones y riego, dado que los modelos climáticos pronostican tendencias caracterizadas por un aumento de condiciones más secas. Este tipo de restauración es particularmente recomendable cuando las fuentes naturales de semillas se encuentran más allá de 500-600 m de la mina. La revegetación activa debería considerar incluir especies de plantas con sistemas de raíces profundas capaces de resistir las sequías más largas.

La metodología descrita en este trabajo tiene la ventaja de ser un enfoque semiautomático que puede aplicarse sistemáticamente, por lo que es reproducible en otras áreas del mundo para las que haya disponibilidad de datos ambientales actualizados, ya sea desde instituciones nacionales o internacionales.

9.-Referencias

Adams, M. B. (2017). The Forestry Reclamation Approach: guide to successful reforestation of mined lands. Gen. Tech. Rep. NRS-169. Newtown Square, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station: 128 p., 169.

Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. Journal of cleaner production, 14(12-13), 1139-1145.

Alday, J. G., Marrs, R. H., & Martínez-Ruiz, C. (2010). The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. Ecological Engineering, 36(4), 579-585.

Allen, C.D., Breshears, D.D., 1998. Drought-induced shift of a forest–woodland ecotone: rapid landscape response to climate variation. Proc. Natl. Acad. Sci. 95 (25), 14839–14842.

Bastian, O., Krönert, R., & Lipský, Z. (2006). Landscape diagnosis on different space and time scales–a challenge for landscape planning. Landscape Ecology, 21(3), 359-374.

Benayas, J.M.R., 1998. Growth and survival in Quercus ilex L. seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land. Ann. des Sci. For. 55 (7), 801–807.

Beven, K.J., Kirkby, M.J., 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology/Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. Hydrol. Sci. J. 24 (1), 43–69.

Bradshaw, A. (2000). The use of natural processes in reclamation—advantages and difficulties. Landscape and urban planning, 51(2-4), 89-100.

Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., 2004. Seedling establishment of a boreal tree species (Pinus sylvestris. at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean habitat. J. Ecol. 92 (2), 266–277.

Comín, F. A., Nicolau, J. M., Trabucchi, M., Miguel, L., Nyssen, S., Pérez, S., & Press, W. I. T. (2009). Establishing priorities for the management and restoration of river basins with opencast coal mines. River Basin Manag, 5, 315-326.

Chasmer, L., Baker, T., Carey, S. K., Straker, J., Strilesky, S., & Petrone, R. (2018). Monitoring ecosystem reclamation recovery using optical remote sensing: Comparison with field measurements and eddy covariance. Science of the total environment, 642, 436-446.

Chen, X., Vierling, L., & Deering, D. (2005). A simple and effective radiometric correction method to improve landscape change detection across sensors and across time. Remote Sensing ofEnvironment, 98,63–79.

Conesa, H. M., Schulin, R., & Nowack, B. (2008). Mining landscape: A cultural tourist opportunity or an environmental problem?: The study case of the Cartagena–La Unión Mining District (SE Spain). Ecological Economics, 64(4), 690-700.

Crase, B., Liedloff, A.C., Wintle, B.A., 2012. A new method for dealing with residual spatial autocorrelation in species distribution models. Ecography 35 (10), 879–888.

Domingo, D., Lamelas, M., Montealegre, A., García-Martín, A., & De la Riva, J. (2018). Estimation of total biomass in aleppo pine forest stands applying parametric and nonparametric methods to low-density airborne laser scanning data. Forests, 9(4), 158.

Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., ... & Münkemüller, T. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. Ecography, 36(1), 27-46.

Elith, J., Leathwick, J.R., Hastie, T., 2008. A working guide to boosted regression trees. J.Anim. Ecol. 77 (4), 802–813.

Elith, J., Graham, C.H., 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On findingreasons for differing performances of species distribution models. Ecography 32 (1),66–77.

Espigares, T., M. Moreno de las Heras, M. & J.M. Nicolau. 2011. Performance of vegetation in reclaimed slopes affected by soil erosion. Restoration Ecology, 19: 35-44.

Evans, K. G. (2000). Methods for assessing mine site rehabilitation design for erosion impact. Soil Research, 38(2), 231-248.

Farina, A. (2008). Principles and methods in landscape ecology: Towards a science of the landscape, Vol. 3. Springer Science & Business Media.

Friedman, J.H., 2002. Stochastic gradient boosting. Comput. Stat. Data Anal. 38 (4), 367–378.

Gutman, G., Huang, C., Chander, G., Noojipady, P., 2013. Assessment of the NASA-USGS Global Land Survey (GLS) Datasets. Remote Sens. Environ. 134, 249–265.

Hastie, T., Tibshirani, R.I., 2009. The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference and Prediction. Springer, Berlin.

Hermosilla, T., Wulder, M.A., White, J.C., Coops, N.C., Hobart, G.W., Campbell, L.B., 2016. Mass data processing of time series Landsat imagery: pixels to data products for forest monitoring. Int. J. Dig. Earth 9 (11), 1035–1054.

Hodačová, D., & Prach, K. (2003). Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. Restoration Ecology, 11(3), 385-391.

Holl, K. D. (2002). Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. Journal of Applied Ecology, 39(6), 960-970.

Kennedy, R. E., Yang, Z., & Cohen, W. B. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr-Temporal segmentation algorithms. Remote Sensing of Environment, 114(12), 2897-2910.

Kopecký, M., Čížková, Š., 2010. Using topographic wetness index in vegetation ecology: does the algorithm matter? Appl. Veg. Sci. 13 (4), 450–459.

Kraft N.J. & Ackerly, D.D. 2004. Assembly of plant communities. In: R.K. Monson (ed): Ecology and the Environment, The Plant Sciences 8: 68-88. Springer Science+Business Media New York DOI 10.1007/978-1-4614-7501-9_1

Li, J., Zipper, C. E., Donovan, P. F., Wynne, R. H., & Oliphant, A. J. (2015). Reconstructing disturbance history for an intensively mined region by time-series analysis of Landsat imagery. Environmental monitoring and assessment, 187(9), 557.

Martín-Duque, J. F., Sanz, M. A., Bodoque, J. M., Lucía, A., & Martín-Moreno, C. (2010). Restoring earth surface processes through landform design. A 13-year monitoring of a geomorphic reclamation model for quarries on slopes. Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group, 35(5), 531-548.

Martínez-Ruiz, C., & Fernández-Santos, B. (2005). Natural revegetation on topsoiled mining-spoils according to the exposure. Acta Oecologica, 28(3), 231-238.

Martínez-Ruiz, C., Fernandez-Santos, B., Putwain, P. D., & Fernández-Gómez, M. J. (2007). Natural and man-induced revegetation on mining wastes: changes in the floristic composition during early succession. Ecological Engineering, 30(3), 286-294.

McDowell, N.G., Coops, N.C., Beck, P.S., Chambers, J.Q., Gangodagamage, C., Hicke, J.A., et al., 2015. Global satellite monitoring of climate-induced vegetation disturbances. Trends Plant Sci. 20 (2), 114–123.

McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993, January). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology (Vol. 17, No. 22, pp. 179-183). Boston, MA: American Meteorological Society.

Montealegre, A. L., Lamelas, M. T., De La Riva, J., García-Martín, A., & Escribano, F. (2016). Use of low point density ALS data to estimate stand-level structural variables in Mediterranean Aleppo pine forest. Forestry: An International Journal of Forest Research, 89(4), 373-382.

Moreno-de Las Heras, M., Nicolau, J. M., & Espigares, T. (2008). Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. Ecological engineering, 34(2), 168-178.

Moreno-de las Heras, M., Merino, L. & M., Nicolau, JM. 2009. Effect of vegetation cover on the hydrology of reclaimed mining soils under Mediterranean-Continental climate. Catena, 77: 39-47.

Moreno-de las Heras, M., Espigares, T., Merino-Martín, L. and Nicolau, J.M. 2011. Water-related ecological impacts of rill erosion processes in Mediterranean-dry reclaimed slopes. Catena. Articulo en prensa, doi: 10.1016/j.catena.2010.10.010

Montserrat, P. 1990. Vegetación. En: Mapa forestal de España: Daroca; Hoja 7-5. Ruiz de la Torre (ed.) Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA: Madrid; 47-68.

Nicolau, J. M. (2002). Runoff generation and routing on artificial slopes in a Mediterranean–continental environment: the Teruel coalfield, Spain. Hydrological Processes, 16(3), 631-647.

Nicolau, J.M. (2003a). Diseño y construcción del relieve en la restauración de ecosistemas degradados. Implicaciones ecológicas. Págs. 174-186. En: J.M. Rey Benayas, T. Espigares y J.M.Nicolau (eds). Restauración de Ecosistemas Mediterráneos. Posibilidades y limitaciones. Universidad de Alcalá, Madrid.

Nicolau, J. M. (2003b). Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. Land Degradation & Development, 14(2), 215-226.

Nicolau, J. M. (2003). Diseño y construcción del relieve en la restauración de ecosistemas degradados. Una perspectiva ecológica. Restauración de Ecosistemas Mediterráneos, 173-188.

Nicolau, J.M., Espigares, T., Merino, L., Moreno, M. Nyssen, S. y 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. In: 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, Spain.

Ninyerola, M., Pons, X., & Roure, J. M. (2005). Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.

O'brien, R.M., 2007. A caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. Qual. Quant. 41 (5), 673–690.

Padró, J. C., Carabassa, V., Balagué, J., Brotons, L., Alcañiz, J. M., & Pons, X. (2019). Monitoring opencast mine restorations using Unmanned Aerial System (UAS) imagery. Science of the Total Environment, 657, 1602-1614.

Papadakis, J. 1966. Climates of the world and their agricultural potentialities. Buenos Aires

Pons, X., Serra, P., Saurí, D., 2003. A Rigorous Protocol for Post-classification Land Cover and Land Use Change Detection. Geoinformation for European-wide integration. Millpress Science, Rotterdam.

Prach, K., Lencová, K., Řehounková, K., Dvořáková, H., Jírová, A., Konvalinková, P., ... & Trnková, R. (2013). Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. Environmental Science and Pollution Research, 20(11), 7680-7685.

Prach, K., & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. Restoration Ecology, 16(3), 363-366.

Richter, R. Atmospheric/Topographic Correction for Satellite Imagery (ATCOR-2/3 User Guide 7.0); DLR-IB 565-01/09; DLR: Wessling, Germany, 2009.

Ridgeway, G., & Ridgeway, M. G. (2004). The gbm package. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 5(3).

Roy, D.P., Kovalskyy, V., Zhang, H.K. Vermote, E.F., Yan, L., Kumar, S.S., Egorov, A. (2016). Characterization of Landsat-7 to Landsat-8 reflective wavelength and normalized difference vegetation index continuity. Remote Sensing of Environment, 185, 57-70.

Sakcali, M. S., & Ozturk, M. (2004). Eco-physiological behaviour of some Mediterranean plants as suitable candidates for reclamation of degraded areas. Journal of Arid Environments, 57(2), 141-153.

Šálek, M. (2012). Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. Journal of Applied Ecology, 49(6), 1417-1425.

Santos-Martín, F., Martín-López, B., García-Llorente, M., Aguado, M., Benayas, J., & Montes, C. (2013).Unraveling the relationships between ecosystems and human wellbeing in Spain. PloS one, 8(9), e73249.

Sen, S., Zipper, C. E., Wynne, R. H., & Donovan, P. F. (2012). Identifying revegetated mines as disturbance/recovery trajectories using an interannual Landsat chronosequence. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, 78(3), 223-235.

Simmons, J. A., Currie, W. S., Eshleman, K. N., Kuers, K., Monteleone, S., Negley, T. L., ... & Thomas, C. L. (2008). Forest to reclaimed mine land use change leads to altered ecosystem structure and function. Ecological Applications, 18(1), 104-118.

Sluiter, R., de Jong, S.M., 2007. Spatial patterns of Mediterranean land abandonment and related land cover transitions. Landscape Ecol. 22 (4), 559–576.

Trabucchi, M., Puente, C., Comin, F. A., Olague, G., & Smith, S. V. (2012). Mapping erosion risk at the basin scale in a Mediterranean environment with opencast coal mines to target restoration actions. Regional Environmental Change, 12(4), 675-687.

Teillet, P. M., Guindon, B., & Goodeonugh, D. G. (1982). On the slope-aspect correction of multispectral scanner data. Canadian Journal of Remote Sensing, 8,84−106.

UNDP and UN Environment. (2018). Managing mining for sustainable development: A Sourcebook. United Nations Development Programme. Retrieved 11 15, 2018

Vicente-Serrano, S M., Pérez-Cabello, F., Lasanta, T. (2008). Assessment of radiometric correction techniques in analysing vegetation variability and change using time series of Landsat images. Remote Sensing of Environment, 112, 3916-3934.

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., 2010. A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. J. Clim. 23 (7), 1696–1718.

Vicente-Serrano, S. M., Gouveia, C., Camarero, J. J., Beguería, S., Trigo, R., López-Moreno, J. I., ... & Morán-Tejeda, E. (2013). Response of vegetation to drought time-scales across global land biomes. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110(1), 52-57.

Vicente-Serrano, S.M., López-Moreno, J.I., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Sanchez- Lorenzo, A., García-Ruiz, J.M., Azorín-Molina, C., Morán-Tejeda, E., Revuelto, J., Trigo, R., Coelho, F., Espejo, F., 2014. Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. Environ. Res. Lett. 9 (4), 044001.

Vicente-Serrano, S. M., Azorin-Molina, C., Peña-Gallardo, M., Tomas-Burguera, M., Domínguez-Castro, F., Martín-Hernández, N., ... & García, M. (2019). A high-resolution spatial assessment of the impacts of drought variability on vegetation activity in Spain from 1981 to 2015. Natural Hazards and Earth System Sciences, 19(6), 1189-1213.

Vidal-Macua, J.J., Zabala, A., Ninyerola, M., Pons, X., 2017. Developing spatially and thematically detailed backdated maps for land cover studies. Int. J. Dig. Earth 10 (2), 175–206.

Vidal-Macua, J. J., Ninyerola, M., Zabala, A., Domingo-Marimon, C., & Pons, X. (2017). Factors affecting forest dynamics in the Iberian Peninsula from 1987 to 2012. The role of topography and drought. Forest ecology and management, 406, 290-306.

Vogelmann, J. E., Helder, D., Morfitt, R., Choate, M. J., Merchant, J. W., & Bulley, H. (2001). Effects of Landsat 5 Thematic Mapper and Landsat 7 enhanced Thematic Mapper Plus radiometric and geometric calibrations and corrections on landscape characterization. Remote Sensing of Environment, 78,55−70.

Walker, L. R., Walker, J., & Hobbs, R. J. (2007). Linking restoration and ecological succession (No. Sirsi) i9780387353029). Springer London.

Wulder, M.A., White, J.C., Goward, S.N., Masek, J.G., Irons, J.R., Herold, M., Woodcock, C.E., 2008. Landsat continuity: issues and opportunities for land cover monitoring. Remote Sens. Environ. 112 (3), 955–969.

Wei, X., Wei, H., & Viadero Jr, R. C. (2011). Post-reclamation water quality trend in a Mid-Appalachian watershed of abandoned mine lands. Science of the Total Environment, 409(5), 941-948.

Whisenant S.G., T.L. Thurow & S.J. Maranz. 1995. Initiating autogenic restoration on shallow semiarid sites. Restoration Ecology, 3, 61-67.

Xiao, H., & Ji, W. (2007). Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. Journal of Environmental Management, 82(1), 111-119.

Yang, Z., Li, J., Zipper, C. E., Shen, Y., Miao, H., & Donovan, P. F. (2018). Identification of the disturbance and trajectory types in mining areas using multitemporal remote sensing images. Science of the total environment, 644, 916-927.

Yuan, D., & Elvidge, C. D. (1996). Comparison of relative radiometric normalization techniques. ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing, 51,117−126.

Yuan, F., Sawaya, K. E., Loeffelholz, B. C., & Bauer, M. E. (2005). Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. Remote sensing of Environment, 98(2-3), 317-328.

Zhao, R., Guo, W., Bi, N., Guo, J., Wang, L., Zhao, J., & Zhang, J. (2015). Arbuscular mycorrhizal fungi affect the growth, nutrient uptake and water status of maize (Zea mays L.) grown in two types of coal mine spoils under drought stress. Applied Soil Ecology, 88, 41-49.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Spring Science and Business Media, New York.

Apéndice 1. Importancia socio-económica de la minería en España

"Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas". Apartado: "Restauración Ecológica. Espacios Mineros".

https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/Infr_verde.aspx

Contexto general

España dispone en su territorio de yacimientos muy diversos, lo que da lugar a una variada e importante producción minera que representa el 0,3 % del PIB (Fig. 1). La producción de roca ornamental es muy destacada, especialmente en el caso de la pizarra, aunque ha disminuido recientemente (Estadística minera de España 2013). En los últimos años se ha producido una caída de la producción de carbón, especialmente de antracita (-66%) y una reducción del número de explotaciones de minería metálica (cobre, cinc, níquel, oro, plata, plomo y wolframio). En cuanto a los otros productos de cantera (entre los que destacan arcilla, arena y grava, arena silícea, caliza, cuarcita, dolomía, granito, margas, ofitas y yeso), la caída continua (-13%). Si se considera la evolución en el periodo 2009-2013, el valor total de la producción minera en España descendió en cerca del 9%. Según datos del Banco de España, el índice de producción industrial de las industrias extractivas en España cayó casi el 40% entre 2005 y 2011. Respecto a la distribución del valor de la producción vendible por Comunidades Autónomas, en 2013, Andalucía fue la C.A. que más contribuyó, con un 25,8%, seguida de Cataluña con el 20,4% y Castilla y León con un 11,2%.

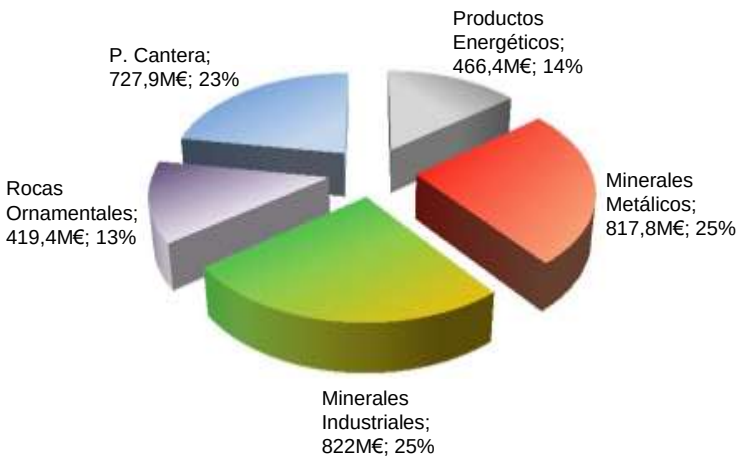


Figura 1. Producción minera en España en Millones de € y en porcentaje sobre el total. Fuente: Estadística minera de España 2013;

http://www.minetur.gob.es/energia/mineria/Estadistica/2013/anual%202013.pdf

La superficie ocupada por zonas de extracción minera en España ha incrementado apreciablemente en las últimas décadas, pese a la disminución del número de explotaciones. Entre los años 1987 y 2005 se

pasó de 46.063 ha (0,091% de la superficie nacional) a 75.575 ha (0,149%), mientras que prácticamente se mantuvo la superficie ocupada por escombreras y vertederos (0,012%) que pasó de 6.098 ha a 5.914 ha (Informe del Observatorio de Sostenibilidad de España 2014).

En cuanto a la superficie de explotación restaurada anualmente, no existen datos que abarquen todas las CC.AA. En la comunidad de Madrid, de los 314 km^2 de superficie afectada por la actividad minera (3,91% del total), el 40% ha sido o está siendo rehabilitado, por lo que la superficie afectada es en realidad de 188 km^2 (Activos Ambientales de la Minería en España, CONAMA 2008). En la Comunidad Autónoma de La Rioja las explotaciones mineras apenas ocupan el 0,09% de la superficie (4,54 km^2, Gobierno de La Rioja y ANEFA, 2006), y las empresas mineras han depositado, en 2005, 5.698.894 euros para garantizar la ejecución de los planes de rehabilitación. En Cataluña la superficie ocupada por actividades extractivas es de unas 15.000 ha (497 explotaciones autorizadas; Dirección General de Energía, Minas y Seguridad Industrial, Generalitat de Catalunya. Datos de 2014 no publicados), la mayoría de las cuales son explotaciones de calizas (36,9 %), arcillas (23,8 %) y gravas (14 %). La cantidad depositada en calidad de fianzas en esta C.A. en 2015 es de unos 3 millones de euros. Como dato orientativo, la superficie restaurada acumulada desde 1986 asciende a 4.520 ha (Memoria del Consell dels Àrids, 2015). Sin embargo, parte de esta superficie restaurada corresponde a espacios regenerados espontáneamente y no a acciones deliberadas de restauración. La media de inspecciones de inicio de periodo y final de garantía desde 2008 ha sido de 58 y 46 respectivamente. El importe acumulado de devolución de fianzas desde 1988 ha sido, aproximadamente, de 55 millones de euros. Desde 1999, de los expedientes de restauración subsidiaria, 23 han sido ejecutados directamente por el Departament de Territori i Sostenibilitat de la Generalitat de Catalunya, 25 se han cerrado mediante la intervención del titular, propietario o Ayuntamiento, y 37 se mantienen abiertos. La cantidad destinada a restauraciones subsidiarias entre 1999 y 2014 ha sido de 500.000 euros aproximadamente, y la inversión para 2015 asciende a unos 250.000 euros. Desde 2012, se ha abierto 66 expedientes sancionadores a empresas. En el "Inventario de actividades extractivas abandonadas en Cataluña" llevado a cabo en los años 90, se documentaron cerca de 1800 fichas de labores mineras desarrolladas con anterioridad a la normativa ambiental, Llei 12/1981, que habían permanecido sin restaurar hasta el momento (Serra y Pedrat, 2013).

La minería del carbón

Se calcula que la minería de carbón a cielo abierto ha afectado a más de 5.000 ha en el norte de las provincias de León y Palencia generando impactos localizados pero importantes (Alday et al., 2010). Los desmontes generalmente se han llevado a cabo en formaciones boscosas, principalmente robledales de roble albar, *Quercus petraea* (Matt.) Lieb., y roble melojo, *Quercus pyrenaica* Willd., contribuyendo a una mayor fragmentación, si cabe, de estas masas.

La Dirección General de Energía y Minas, de la Junta de Castilla y León acometió, entre los años 2001 a 2005, una serie de actuaciones encaminadas a corregir y mitigar los impactos producidos por antiguas labores mineras del carbón, ya abandonadas, en esta Comunidad Autónoma, que suponían riesgos para las personas y animales, y afectaban al entorno. En primer lugar se realizó un inventario completo de las zonas de potencial riesgo, que tenía como principal objetivo localizar y valorar los diferentes elementos de riesgo, obteniéndose una clasificación que priorizaba el orden de las actuaciones a desarrollar, según el grado del riesgo evaluado. Toda la información se integró en un Sistema de Información Geográfica. Con esta base se seleccionaron 41 actuaciones, localizadas principalmente en León y Palencia, elaborándose los Proyectos Básicos de Actuación específicos. Entre 2001 y 2005 se invirtieron 4.995.719 €, procedentes de los fondos del Plan del Carbón, así como de recursos propios aportados desde la Junta de Castilla y León. Los trabajos se encaminaron a eliminar riesgos y rehabilitar el entorno, tanto de labores mineras como de escombreras y apiles abandonados, intentando además contribuir a la mejora medioambiental del entorno, evitando, en la medida de lo posible, la degradación estética del paisaje, y favoreciendo el uso racional de las áreas afectadas. Como principal criterio de selección de las actuaciones se consideró el grado del riesgo para las personas y animales, considerando la naturaleza de los elementos causantes de dicho riesgo, y teniendo en cuenta la magnitud de la actuación requerida, la proximidad a núcleos de población y el acceso al área afectada. Las actuaciones de eliminación de riesgos incluyeron: (i) demolición de edificios e infraestructuras abandonadas o en desuso, (ii) cierre y sellado de bocaminas, (iii) relleno de cortas, calicatas y huecos, (iv) eliminación, remodelado y perfilado de escombreras, (v)

acondicionamiento superficial y siembra, (vi) desecación o eliminación de balsas, (vii) acondicionamiento de cauces, (viii) instalación de escolleras y muros filtrantes, (ix) diversas actuaciones en fuentes y manantiales, (x) creación de desagües y recogida de lixiviados, (xi) apertura y mejora de accesos y viales, (xii) construcción de bermas de protección, (xiii) plantaciones arbóreas, (xiv) señalización del entorno, y (xv) limpieza y reducción del impacto visual (Activos Ambientales de la Minería en España, CONAMA 2008).

Las 24 explotaciones de carbón a cielo abierto que se abrieron en Teruel desde 1978 hasta 2009 han ocupado una superficie en torno a las 3.266 ha (Nicolau et al., 2010). De ellas, aproximadamente 1.617 ha ocupadas se han recuperado para otros usos tras el cese de la actividad minera, 865 ha han quedado sin posibilidad de aprovechamiento y 884 ha siguen en explotación. La mayor parte de la superficie correspondía originalmente a cultivos en secano de cereal (32%), matorral-pastizal (31%) y bancales abandonados (14%).

Las explotaciones de mayores dimensiones corresponden a lignito pardo, localizadas en Galicia: Meirama y As Pontes. Esta última posee la escombrera exterior de mayor superficie restaurada en España (1.150 ha), donde las herbáceas cubren el 29% de la superficie, el matorral el 12%, el arbolado el 57% (39% frondosas y 18% coníferas), y las zonas húmedas el 2% restante (Activos Ambientales de la Minería en España, CONAMA 2008).

En Cataluña en la actualidad no existe minería del carbón activa, aunque fue una actividad importante entre finales del siglo XIX y principios del XX. Una de las últimas explotaciones (Carbones del Pedraforca, en Saldes) cerró en 2009, con una emblemática y pionera restauración a cielo abierto que combina morfologías talud-berma reforestadas con *Pinus sylvestris* realizada ente los años 1986-1988, y morfologías organizadas en minicuencas con pastizales (1990-1993).

La Unión Europea ha prolongado hasta el año 2018 las ayudas al sector del carbón, bajo la condición indispensable de que para esa fecha todas las minas deficitarias que hayan recibido ayudas públicas, echen el cierre (Decisión 2010/787/UE del Consejo, de 10 de diciembre de 2010, relativa a las ayudas estatales destinadas a facilitar el cierre de minas de carbón no competitivas). Esta decisión prevé, en su consideración quinta, que los Estados Miembros puedan tomar medidas destinadas a aliviar las consecuencias sociales y regionales del cierre de esas minas. En este sentido, el Ministerio de Industria, Energía y Turismo de España ha acordado con las Organizaciones Sindicales y Empresariales, un Marco de Actuación para la Minería del Carbón y las Comarcas Mineras para el período 2013 a 2018, al que se ha trasladado esta necesidad. Entre los objetivos del Acuerdo se recoge el de fomentar el desarrollo de proyectos de infraestructuras y actuaciones medioambientales, como la restauración de zonas degradadas y espacios afectados, que estimulen iniciativas empresariales en las comarcas mineras. Por tanto, en el caso de las explotaciones de carbón existe una potencial fuente de financiación para actividades de restauración regulada por el RD 675/2014 "Bases reguladoras de Proyectos de Infraestructuras del Plan de la Minería" de agosto de 2014, también conocido como el Plan Miner. Para el periodo 2013-2018 hay establecida una inversión en restauración con fondos del estado de 125.000.000 € a complementar con un 20% adicional por las CCAA, dentro de la partida de infraestructuras públicas. No obstante, en mayo de 2016, todavía no se ha activado esta iniciativa, estando pendientes de firma los convenios con las CC.AA.

Apéndice 2. Análisis de la práctica actual de la restauración en minería

"Bases científico-técnicas para la Estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad y restauración ecológicas". Apartado: "Restauración Ecológica. Espacios Mineros".

https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/Infr_verde.aspx

Mientras que en el contexto internacional, la restauración de minas tiene un recorrido largo (EEUU, Canadá, Australia, Reino Unido) en España las actuaciones son relativamente recientes. Todo ello, a pesar de disponer, relativamente pronto, de un marco legislativo específico (Martínez-Ruiz et al., 1996). La Ley de Minas de 1973 ya contemplaba las posibles repercusiones ambientales de las actividades extractivas, aunque no estableciera, todavía, normas específicas y detalladas acerca de cómo minimizarlas o corregirlas. Se tardaría casi una década en desarrollar una normativa que exigiera un proyecto de restauración junto al de explotación minera (RD 2994/1982 y normativa subsiguiente; actualmente derogada por el RD 975/2009 y su modificación posterior, RD 777/2012). Es en la década de los 80 cuando comienzan a aparecer, a todos los niveles, normas específicas sobre estudios de impacto de actividades sobre el territorio y la debida protección ambiental del mismo, que también incluyen las de las actividades mineras. Sin embargo, no en todas las CC.AA. la exigencia legal ha sido la misma. En el caso particular de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, ha existido un vacío legal, desde la actualmente derogada Ley 8/1994, en cuanto a la obligatoriedad de someter a Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) las explotaciones de recursos mineros energéticos y metálicos a cielo abierto. En CC.AA. como Cataluña, donde existe una normativa específica de restauración de actividades extractivas temprana (ley 12/1981 y RD 343/1983), los planteamientos de las restauraciones han sufrido grandes cambios conceptuales a lo largo del tiempo, con visiones poco vinculadas a la restauración ecológica.

La mayoría de las restauraciones mineras que se llevan a cabo en España tienen una base paisajística más que ecológica. El objetivo prioritario es reverdecer un espacio yermo, y no tanto la recuperación de los ecosistemas de referencia, como dehesas (minería de uranio en Salamanca y Badajoz; Lozano y Ruiz, 2015) o bosques de Quercus spp. (minería del carbón en el norte de León y Palencia; Milder et al., 2013; Alday et al., 2015). Se parte de relieves, tanto en morfologías finales post-explotación como en escombreras, organizados en taludes de elevada pendiente, bermas (terrazas) y cunetas. El objetivo de la restauración se centra en revegetar/naturalizar estas topografías abruptas. Para ello se pone el énfasis en recuperar la estructura básica del sistema más que sus funciones: colocar la tierra vegetal (topsoil) y/o sustratos alternativos para conformar un protosuelo, promover una cubierta de herbáceas que controle la erosión en taludes, y plantar posteriormente árboles y arbustos, aplicando riegos, fertilizantes y otros productos, si se considera necesario y hay disponibilidad económica. En el caso de los frentes de explotación, el objetivo es su ocultación con pantallas de diversos tipos (vegetales o escombreras) o su suavizado y/o cubrimiento vegetal.

Cuando el enfoque ha sido agroforestal, este planteamiento agronómico ha dado resultados exitosos en casos en los que se ha actuado de manera muy cuidada, como la agricultura de secano productiva en explotaciones en Puertollano y Teruel, agricultura de regadío en explotaciones en El Clotet (Alicante) y Yepes (Toledo), pastizales de alta montaña en Coto Bello (Asturias) y en el Macizo del Pedraforca

(Cataluña) donde se combinan plantaciones de Pinus sylvestris con pastizales. Sin embargo, en la gran mayoría de explotaciones los resultados han sido deficientes.

En zonas de España con precipitaciones escasas y concentradas, como el ámbito mediterráneo, la principal causa del fracaso ha sido el desajuste entre el régimen de precipitaciones y la obra de restauración. La **erosión hídrica** se ve propiciada por las topografías abruptas, como las que genera el modelo "talud-berma-cuneta" (Nicolau, 2003). Se trata de relieves con taludes rectilíneos escalonados en bermas (terrazas), y con una red de drenaje formada por cunetas para evacuar el agua generada en sus superficies y recogida en las bermas. Este sistema de drenaje se ha revelado incapaz de evacuar la escorrentía de los eventos pluviales más intensos y requiere mantenimiento frecuente. A menudo el agua queda retenida en las bermas, ocasionándose su rotura y la formación de cárcavas. Por otro lado, los taludes sin red de drenaje pueden experimentar procesos de erosión laminar y en regueros muy intensos.

Éstos se pueden ver favorecidos por la entrada de escorrentías exógenas desde la cabecera de los taludes, a causa del incorrecto funcionamiento de cunetas superiores o bermas, o de la existencia de segmentos superiores de talud que son abruptos o convexos, y que actúan como áreas-fuente de escorrentía. Como consecuencia, los deslizamientos y la inestabilidad son frecuentes en escombreras y materiales de relleno utilizados en la remodelación de los relieves finales. Sin embargo, este modelo tiene una larga tradición en todo el sector minero, y viene siendo reproducido y aceptado sistemáticamente desde la Administración minera, y explicado y promovido desde cátedras del ámbito minero. Un ejemplo singular es la original restauración con topografía en cuencas de Utrillas, Teruel (Nicolau, 2003).

Un segundo factor responsable del fracaso de las restauraciones mineras actuales está vinculado a la **inadecuada gestión de los materiales edáficos**. En muchas ocasiones no se retiran ni gestionan apropiadamente los suelos originales. Tampoco se aprovechan formaciones superficiales –coluviones, por ejemplo– con buenas propiedades físicas y elevado potencial como sustratos edáficos. Debido a las características de muchos de nuestros suelos, poco desarrollados, la cantidad de suelo natural disponible suele ser escasa. Como consecuencia de ello, son escasos los sustratos para cubrir las superficies generadas y surge la necesidad de recurrir a materiales estériles con propiedades físico-químicas inadecuadas (texturas muy finas o muy gruesas; estériles ácidos, etc.).

Una tercera causa de escaso éxito está relacionada con las **prácticas de revegetación**. Las elevadas pendientes y el escaso control de la escorrentía hacen recaer el control de la estabilidad superficial en la cubierta vegetal. Así, la principal función de las cubiertas herbáceas reside en su capacidad para reducir erosión. Además, estas cubiertas contribuyen a la naturalización del espacio visual. Por ello, se suelen favorecer especies estárter de rápido crecimiento. Además de la escasa gama de especies autóctonas disponibles en el mercado, y más allá de una incorrecta selección de las especies, hay que destacar la ausencia de criterio ecológico a la hora de ensamblar comunidades funcionales. Así, la práctica frecuente de establecer una siembra inicial de herbáceas ha propiciado que, en ocasiones, éstas frenen la entrada de especies colonizadoras, y reduzcan la tasas de supervivencia y crecimiento de brinzales introducidos, al competir con ellos (Soliveres et al., 2012). En áreas forestales, la plantación suele completar el proceso de revegetación. Sin embargo, las plantaciones suelen ser poco diversas, con predominio de elementos arbóreos sobre los arbustivos. Además, la regulación sobre procedencias y calidad de planta es insuficiente, y más centrada en el uso forestal comercial que en la restauración (Cortina et al., 2006). Tampoco es frecuente que en los programas de restauración se considere la creación de hábitats concretos o el fomento de interacciones vegetales-fauna, que podrían, por ejemplo, facilitar la expansión natural del bosque desde el borde colindante a las minas, sin necesidad de plantar (Milder et al., 2013; Alday et al., 2015).

Por último, las **tareas de mantenimiento** (riegos, reposición de marras, desbroces, eliminación de especies exóticas, tratamientos fitosanitarios…) son muy escasas en el sector, y su incumplimiento no suele ser motivo de sanciones ni requerimientos por parte de la Administración, pese a que pueden ser causa de fracaso.



Con el apoyo de:

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA

Elaborado por:

ecodes
tiempo de actuar