PAPEL DE LA HIDROSIEMBRA EN LA REVEGETACIÓN DE ESCOMBRERAS MINERAS

(TECHNIQUE OF THE HYDROSEEDING IN THE REVEGETATION OF MINER RUBBISH HEAP)

Carolina Martínez Ruiz¹ y Belén Fernández Santos²

Doctoras en Biología. ¹Área de Ecología, E.T.S.II.AA. de Palencia (Universidad de Valladolid). ²Área de Ecología, Facultad de Biología (Universidad de Salamanca).

Fecha de recepción: 23-IV-01

ESPAÑA

113-63

RESUMEN

En ausencia de cubierta vegetal las áreas mineras sufren procesos de lixiviación y erosión, contaminando y/o colmatando ríos, arroyos, acuíferos y zonas adyacentes, y ocasionan un fuerte impacto visual. Frente a la estabilización de los estériles por medios físicos, la alternativa es cubrirlos con vegetación. La revegetación natural de escombreras mineras es un proceso muy lento. Puesto que se desea un desarrollo más rápido de la vegetación se han emprendido diversas iniciativas de revegetación.

Al acometer la revegetación de escombreras mineras, tan importante es la elección de especies como de la técnica de revegetación. El presente estudio incide en la importancia de los estudios de sucesión vegetal en lugares alterados por la minería como herramienta para seleccionar las especies recomendables, y para comprobar la eficacia de la hidrosiembra como técnica de revegetación.

Los resultados obtenidos en Mina Fe (Salamanca) ponen de manifiesto la naturaleza multifactorial del proceso de revegetación, y permiten clasificar las especies vegetales, en función de su capacidad colonizadora, lo que será de gran utilidad para futuros proyectos de revegetación en la zona. La hidrosiembra, aplicada en algunas escombreras de la mina de uranio, tiene un efecto positivo, en un principio, sobre la mayoría de los aspectos estudiados, que, sin embargo, desaparece relativamente pronto. Esto es debido a que las especies introducidas alóctonas no prosperan más allá de la primavera siguiente a su aplicación. Parece que la hidrosiembra no interfiere en la dinámica de revegetación natural de esta zona, aunque sí acelera el proceso.

ABSTRACT

In the absence of vegetative cover mining spoils can be subject to leaching, and to erosion by wind and water, as well as being unsightly. Rivers and streams can become clogged or polluted and adjacent areas can be contaminated. Although such wastes can be stabilized by physical means, the alternative is to cover the waste with vegetation. Revegetation of any reclamation site will occur naturally given time, but usually a more rapid development of vegetation is desirable. So, various approaches to encourage this have been tried.

Plant-species selection and establishment techniques are two very important aspects to bear in mind in revegetation approaches. This paper emphasizes the role of successional studies as way to select the promising species as to test the efficacy of hydroseeding as vegetation establishment technique.

Results from Mine Fe (Salamanca) reveal the multifactorial character of natural revegetation, and to allow us to identify the plant species associated with different revegetation stages. This information can be helpful and applied in the future management of this area. Hydroseeding has, at the beginning, a positive effect to most of the analyzed parameters. This positive effect disappears quite soon. So, hydroseeding do not affect the natural-revegetation dynamics in Mine Fe, but the process is faster with it.

1. Introducción

La mayoría de las actividades de desarrollo económico emprendidas por el hombre son, en mayor o menor medida, agresivas para la Naturaleza. Entre ellas, las que conllevan el movimiento de grandes volúmenes de tierra, tales como la minería a cielo abierto (Foto 1) o las obras de infraestructura vial, ocasionan un importante impacto visual. Pero no sólo eso, en concreto la actividad extractiva de minerales constituye, en muchos casos, una agresión global de tal magnitud, que afecta a casi todos los elementos que integran el medio natural, no sólo al paisaje:

- a) destrucción de la cubierta vegetal y de la fauna asociada,
- b) pérdida de suelo, ya que en pocos casos se retira la capa superior del yacimiento, ni se conserva para ser utilizada posteriormente en las labores de restauración,
- c) cambio en la geomorfología del terreno, debido a la transformación traumática de los perfiles (escombreras, huecos),
- d) alteración del régimen hídrico, tanto superficial como subterráneo,
- e) contaminación de las aguas por lavado de impurezas y minerales (aguas ácidas),
- f) contaminación del aire por liberación de partículas (polvo) y sustancias tóxicas (emisiones de azufre en la minería del carbón, por ejemplo),
- g) generación de residuos tóxicos y peligrosos por la utilización de sustancias peligrosas en los procesos de extracción de minerales, etc.

Como resultado de la minería, importantes superficies de terreno han sido degradadas y los ecosistemas existentes

Foto 1.- Panorámica de Mina Fe (Ciudad Rodrigo; Salamanca): en un primer plano, algunas escombreras en fase de revegetación; en un segundo plano, zona de corta en el momento de una voladura para la extracción de uranio.

reemplazados por indeseables materiales residuales acumulados en escombreras (Foto 2), diques de lodos, balsas de vertidos, etc. Se han generado impactos persistentes en el tiempo, que pueden generar otros indirectos si no se aborda la restauración de estos espacios una vez que cesa la actividad extractiva. En ausencia de cubierta vegetal, estas áreas pueden estar sujetas a procesos de lixiviación (1, 2, 3) y de erosión por acción del viento y el agua, aparte del fuerte impacto visual que producen. Ríos y arroyos pueden quedar colmatados o contaminados con sustancias potencialmente dañinas, y áreas adyacentes y tierras de labor pueden resultar contaminadas (3, 4), así como acuíferos subterráneos (3, 5).

Aunque los estériles de mina pueden ser estabilizados en parte por medios físicos, estas técnicas pueden resultar costosas, no siempre eficaces y a menudo de corta vida. La alternativa es cubrirlos con vegetación. La revegetación de las escombreras mineras puede tener lugar de forma natural, si se le da tiempo (6) pero, puesto que muchos de estos materiales son pobres en nutrientes (7, 8, 9), a menudo tóxicos para las plantas (4, 9), y suelen tener deficiencias físicas como compactación (8, 9, 10), la colonización natural puede ser extremadamente lenta (6, 11). Con frecuencia se desea un desarrollo más rápido de la vegetación, por lo que se han emprendido diversas iniciativas de revegetación (8, 9, 12, 13, 14, 15), impulsadas, recientemente en nuestro país a medida que se va haciendo operativa la normativa sobre recuperación de los espacios alterados por labores mineras.

Foto 2.- Aspecto del estéril de uranio sin recubrir con material más fino. Se trata de grandes fragmentos de pizarras y esquistos carbonosos con pirita y grafito, escasamente cubiertos por la vegetación.

Al acometer la revegetación de escombreras mineras, tan importante es la elección de las especies como de la técnica de revegetación. En la práctica, ambos aspectos están a su vez determinados por la naturaleza del sustrato, por las peculiaridades climáticas de la zona, por la disponibilidad de semillas y/o plantas en el mercado y, también, por el objetivo de la restauración (restauración propiamente dicha o recuperación) y presupuesto económico destinado a tal fin. Desgraciadamente, estos dos últimos aspectos condicionan en gran medida el éxito de la restauración de espacios mineros, ya que descuidan aspectos ecológicos muy complejos, pero esenciales para que el ecosistema resultante sea autosuficiente en el menor tiempo posible.

2. Aspectos biológicos y edafológicos de la revegetación

Tanto si el establecimiento de la cubierta vegetal tiene lugar de forma natural como si se ve acelerado por el hombre, el ecosistema que se desarrolle debe ser autosuficiente (8, 9) y, por tanto, requiere de la presencia no sólo de vegetación, sino también de otros componentes.

La dinámica de la revegetación natural que se da en las escombreras presenta varias características originales que la diferencian de la sucesión secundaria: comienza sobre suelo no desarrollado, sobre un sustrato no colonizado previamente por organismos y con un banco de semillas casi inexistente. Sólo los primeros centímetros del suelo, que se separaron antes de comenzar la explotación y que, en algunos casos, se utilizan una vez finalizada para cubrir las escombreras resultantes, pueden contener algunas semillas viables, localmente importantes para favorecer el desarrollo de la vegetación. Por ello, el patrón y duración de la sucesión en escombreras de minas no sólo depende del clima (8, 9) y de las propiedades físico-químicas del sustrato (8, 9), sino también de otros muchos más factores, entre los que destaca la proximidad de plantas con semillas (16).

El proceso de revegetación es de naturaleza multifactorial (17, 18, 19) y aunque el suceder de unas especies vegetales por otras a lo largo del tiempo ha dado nombre al proceso de sucesión, la vegetación no es el único elemento implicado. Así, por ejemplo, los ciclos de los elementos químicos se producen a la vez que las áreas vacías y despobladas de seres vivos van siendo ocupadas. La complicada organización estructural y funcional de un ecosistema está basada en el recambio biológico a distintos niveles. Por eso, son numerosas las líneas de investigación que pueden aportar datos, desde diferentes perspectivas, sobre los distintos elementos implicados en el proceso de revegetación natural (sucesión) y cómo favorecerlo, haciéndolo más rápido y autosuficiente (restauración ecológica).

Estudios recientes sobre sucesión primaria en escombreras de minas, han puesto de manifiesto que hay un incremento

de la biomasa vegetal, de diferentes grupos de microorganismos, de algas del suelo y de animales (16). También se ha estimado la acumulación de carbono orgánico y nitrógeno en suelos en desarrollo, la fijación de nitrógeno a través de vías simbióticas o no, la liberación de CO_2 y el cambio de la actividad enzimática (16). Otros estudios describen la colonización de escombreras por plantas dotadas de una óptima dispersión de semillas o adaptadas para diseminarse a largas distancias, o la influencia de la vegetación de los estadios iniciales sobre la naturaleza de las comunidades de plantas invasoras.

También han sido abordados problemas relacionados con las especiales características del sustrato, viendo que el problema que presentan los estériles de mina, por exceso o carencia de determinados elementos, se palia biológicamente por la colonización de plantas resistentes a esas condiciones (8, 9, 16). La existencia de especies con bajos requerimientos nutricionales es bien conocida (4, 8, 9). En la bibliografía existen ejemplos de plantas resistentes a cobre, zinc o a la toxicidad por aluminio (4), tolerantes a los altos valores de pH (8, 9), etc. Algunas de estas especies presentan la peculiaridad de ser fijadoras de nitrógeno (8, 9), lo que les confiere una clara ventaja. La deficiencia en nitrógeno es uno de los factores más importantes en la limitación del crecimiento de las plantas en suelos pobres y sustratos mineros (7), y la efectividad del ciclo del nitrógeno es particularmente importante porque el nitrógeno es el elemento que más fácilmente pierden los ecosistemas (20). En las sucesiones naturales, el desarrollo de un ecosistema estable depende de la colonización de las especies fijadoras de nitrógeno (21), que también son importantes colonizadoras naturales de suelos mineros abandonados (22). El mayor inconveniente es que de manera natural los procesos de selección de especies resistentes a condiciones adversas son relativamente lentos. No obstante, estas especies serán las principales a tener en cuenta en futuros proyectos de revegetación de estas zonas (8, 9), ya que si las especies introducidas pertenecen a los propios lugares mineros o a otras áreas con deficiencias similares, es más probable que sean capaces de desarrollarse bajo esas condiciones. Por eso, las especies autóctonas son preferidas a las alóctonas porque es más probable que encajen en el funcionamiento global del ecosistema y que estén climáticamente adaptadas. No se debe olvidar tampoco que algunas especies alóctonas se han convertido en verdaderas plagas al ser introducidas en determinadas circunstancias (23).

El estudio de posibles enmiendas orgánicas susceptibles de ser utilizadas para paliar las deficiencias nutricionales de los suelos, y favorecer así el desarrollo de una cubierta vegetal protectora, constituye otro campo de investigación de gran interés, que también ha tenido su aplicación en escombreras de minas. Suele añadirse una capa de materia orgánica, de cenizas, o incluso se han utilizado lodos de depuradoras o de empresas agroalimentarias (24, 25), micelios inactivos (13), etc.

Algunos de los países con mayores superficies dedicadas a la minería son países en vías de desarrollo, sin legislación relativa a la revegetación de tierras afectadas por la minería. Otros países en desarrollo, con legislación al respecto, no pueden utilizar métodos de restauración caros que supongan un incremento de los costes mineros cuando las fuentes de financiación son limitadas. En estas circunstancias, las características climáticas de determinadas zonas, como sucede en los trópicos seco y húmedo, hacen que la restauración minera sea mucho más difícil que en climas templados (23). Iniciativas de bajo coste económico son entonces las más adecuadas (8, 9) y consisten en: sembrar o plantar la vegetación directamente sobre el sustrato minero; uso de especies resistentes, "adaptadas" al clima de la zona y con bajos requerimientos nutricionales; uso de especies tolerantes a cualquier sustancia tóxica presente; e inclusión de especies fijadoras de nitrógeno fundamentalmente leguminosas, como proveedoras de una propia fuente de nitrógeno (8, 9).

En los últimos años la investigación en el campo de la restauración ambiental en nuestro país se ha centrado en la recuperación de tierras en áreas marginales (26), generadas tras la reciente reforma de la Política Agraria Comunitaria (P.A.C.). Esta realidad, unida a las características climáticas de la zona mediterránea, ha propiciado la realización de numerosos estudios en el campo de la hidrología, la geomorfología, la explotación sostenible de los recursos y la recuperación de tierras degradadas. En todos estos campos el papel que juega la vegetación es clave.

La información obtenida de estos estudios y de otros muchos es de indudable interés a la hora de abordar proyectos de revegetación, tanto de zonas mineras como de cualquier área degradada. El éxito de las iniciativas de revegetación emprendidas está en imitar a la naturaleza en la medida de lo posible, por lo que debe basarse en el conocimiento de nuestros ecosistemas y en su respuesta a las perturbaciones. Aunque siempre se tienda a buscar unas pautas universales, que sirvan para todo, en la restauración de espacios mineros es imposible generalizar. Debido a la multitud de factores implicados, la restauración de estas áreas debe abordarse con prudencia y de forma particular, basándonos en el conocimiento de zonas concretas.

En esta línea de profundizar en el conocimiento del medio para imitar a la naturaleza, en la medida de lo posible, se incluyen los estudios de sucesión vegetal sobre estériles de mina, que aportan información de gran utilidad a la hora de seleccionar las especies más adecuadas, y de comprobar la eficacia de determinadas actuaciones (suavizado de pendientes, trituración del estéril, recubrimiento con material más fino o con tierra vegetal, orientación de las laderas) y técnicas de revegetación, entre las que se despierta especial interés la hidrosiembra. Tradicionalmente

las investigaciones sobre sucesión primaria en sustratos nuevos, como erupciones volcánicas, dunas de arena, áreas de regresión glacial, etc. han aportado valiosa información sobre el funcionamiento de los ecosistemas (27). Más recientemente, el estudio de las sucesiones primarias inducidas por el hombre, sobre sustratos nuevos de origen antrópico (resultantes de nuestra actividad industrial, como los estériles de mina), está revelando también interesantes pautas de la dinámica de la vegetación, de gran utilidad para la restauración de áreas degradadas (28, 29). Es cierto que el proceso de sucesión primaria es muy lento (11), por lo que son necesarios muchos años sucesivos de muestreo del mismo lugar para obtener información sobre la dinámica de la vegetación. Sin embargo, frente al clásico método de muestreo diacrónico («permanent plot»), el muestreo sincrónico permite reconstruir series temporales a partir de un mosaico espacial de lugares que en el momento del muestreo presentan diferentes edades tras la clausura, pero el resto de características comunes (30).

Teniendo en cuenta que son muchas las zonas degradadas por actividades humanas en nuestra geografía y que es necesario abordar su restauración de la manera más eficaz posible, podemos aprovechar este escenario para diseñar estudios sucesionales cuyos resultados nos permiten abordar la restauración de estas áreas de forma particular y con mayores garantías de éxito. Un estudio de este tipo fue llevado a cabo en Mina Fe y se comentará más adelante.

3. La hidrosiembra como técnica de revegetación

Los métodos para el establecimiento de las especies pueden ir desde la simple siembra a voleo o en surcos, hasta la plantación, o técnicas más sofisticadas como la hidrosiembra. La hidrosiembra es una técnica de revegetación que consiste en aplicar sobre el terreno, mediante una manguera a presión, una mezcla de semillas, nutrientes químicos y orgánicos, microorganismos del suelo y sustancias aglutinadoras, suspendida en un medio acuoso. Con su aplicación se pretende, no tanto la introducción de especies nuevas, como el hecho de que el desarrollo de éstas limite el problema de la erosión desde los primeros estadios de la sucesión, facilitando el crecimiento posterior de las especies autóctonas, gracias a los aportes de materia orgánica y al enriquecimiento en nitrógeno de los suelos.

La hidrosiembra es ampliamente utilizada en países del norte de Europa, sobre todo en taludes de carreteras, vías férreas y canteras cuyas dimensiones y topografía dificultan el acceso para llevar a cabo, en ellos, cualquier otra técnica de revegetación (Foto 3). No obstante, cada vez se está extendiendo más a otros países y a otros tipos de actividades, porque cada vez existen más empresas dedicadas a esta técnica y puede ser contratada fácilmente en el

Foto 3.- Vista de un talud, de 70 m de altura y 37° de pendiente, de estéril triturado, hidroseñado en otoño de 1987. La foto fue tomada en primavera de 1994.

mercado. Por ello sería muy interesante conocer hasta qué punto es eficaz en la restauración de ecosistemas mediterráneos.

La escasa tradición investigadora sobre nuestros propios recursos, siempre postergada por las "credenciales de moda", sensibles a lo foráneo y raro frente a lo propio y común, y la subestimación de nuestras circunstancias mediterráneas, cuyos elementos naturales y escalas de tiempo/espacio nada tienen que ver con los modelos del norte de Europa (en cuyo espejo, sin embargo, intentamos mirarnos siempre), favorece que muchas acciones se acometan sin la debida planificación, o que se pretenda suplir la constatada carencia de respuestas, con la adopción de medidas "resolutivas". Las tan reiteradamente lamentadas condiciones del ambiente mediterráneo, no son sino las condiciones naturales de amplias zonas áridas y semiáridas del mundo. En ellas, la irregularidad pluviométrica es una regularidad climática. Y, como tal, debería ser considerada en las escalas de gestión territorial. En un país mediterráneo las escalas de tiempo y espacio que deben presidir la gestión de los recursos obligan no sólo a ser prudentes con los modelos tecnológicos o conceptuales que admiramos en otras latitudes sino a apostar firmemente por el desarrollo de alternativas propias. Las estructuras complejas y reticuladas, con gran desarrollo de interfases activas, son condición necesaria para la conservación bien entendida. Tomar decisiones sobre extensas áreas, con modelos de previsión rápida, subestimando estas circunstancias, quizá sea considerado "moderno" pero es lo menos mediterráneo que cabe esperar de una gestión sostenida de los recursos (31).

Sin embargo, comprobar la eficacia de la hidrosiembra como técnica de revegetación puede resultar complejo dadas sus características. La hidrosiembra engloba dos de los aspectos claves al acometer una revegetación, que son la elección de especies y la técnica de aplicación propiamente dicha. Junto a las especies introducidas se añade agua y nutrientes, por lo que es difícil diferenciar si el efecto de su aplicación se debe a alguno de sus componentes en particular o a su conjunto.

A pesar de estas dificultades, sería conveniente conocer, por lo menos, si la mezcla de semillas utilizada es adecuada al área de estudio, ya que una buena selección de especies puede ser la clave del éxito de la restauración. De modo que la hidrosiembra podría incrementar su eficacia simplemente utilizando otras especies de plantas aunque se mantengan constantes el resto de componentes.

Por otro lado, sería interesante analizar si este tipo de prácticas interfieren en la revegetación natural, es decir, si afectan a la dirección y al ritmo de la sucesión. Este aspecto es muy importante si lo que nos interesa es restablecer, en la medida de lo posible, las condiciones originales (en cuyo caso se habla de restauración ecológica propiamente dicha) y, además, en el menor tiempo posible. Si el objetivo fuera conseguir un aprovechamiento nuevo y sustancialmente diferente del que correspondía a la situación primitiva se hablará de rehabilitación o recuperación.

En ambos casos, tanto si se pretende comprobar la adecuación de las especies introducidas en la hidrosiembra al área restaurada, como si la técnica interfiere o no en el proceso natural de revegetación, los estudios de sucesión vegetal tienen mucho que decir, tal y como se recoge en el próximo apartado.

4. Investigación desarrollada en Mina Fe

Material y Métodos

El estudio se llevó a cabo en Mina Fe, una mina de uranio situada en el suroeste de la provincia de Salamanca (40° 37' N, 6° 38' W) (Figura 1). El clima es semiárido Mediterráneo con 499 mm de precipitación media anual y pronunciada sequía estival, con una elevada evapotranspiración potencial y sólo el 12 % de la precipitación anual durante el período mayo-septiembre. El suelo predominante es el cambisol districo sobre pizarras. La vegetación circundante corresponde a una dehesa de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), con escoba blanca (*Cytisus multiflorus*) como leñosa subarbórea más abundante, utilizada para pasto por vacas y ovejas en régimen extensivo y moderada carga ganadera, hasta que en 1974 comenzó la actividad minera en la zona (para más información consultar 17 y 32).

Figura 1.- Localización de Mina Fe dentro de la provincia de Salamanca.

Foto 4.- Cantera de arcosas en Mina Fe. Se trata de un material de textura franca-arenosa, estructura suelta y aireada que favorece, de un modo especial, la expansión de *Cytisus multiflorus*.

El estéril generado (Foto 2), de gran tamaño, pH ácido y bajo contenido en materia orgánica, se almacenó en diferentes escombreras, en tongadas de 25 m de altura y 37° de pendiente, que, en algunos casos, se recubrieron con material más fino denominado arcosas. Las arcosas, extraídas de una cantera situada dentro de la mina (Foto 4), presentan un pH algo más alto y mayor contenido en materia orgánica aunque sigue siendo muy bajo.

Dentro del Proyecto de Restauración de ENUSA en Mina Fe, se ensayó la hidrosiembra en otoño de 1987, 1989 y 1992, sobre taludes de escombreras de estéril de uranio recubiertos con arcosas y, que disponían de dos orientaciones (norte y sur). En la Tabla 1 se recogen las características de la hidrosiembra aplicada. Casi siempre fue posible comparar con taludes de características similares no hidrosembados. Mediante un muestreo sincrónico, que se repitió tres años seguidos en primavera (1994-1996), se construyeron 4 series temporales de 9 años de amplitud, más o menos completas, que se muestran en la tabla 2. También se muestrearon dos laderas, una de orientación norte y otra de orientación sur, de la dehesa en cuyo ámbito se ubica la mina, tomada como referencia de la comunidad vegetal hacia la que tiende la sucesión natural en la zona. Era muy frecuente encontrar cuñas de vegetación natural entre las escombreras, lo que favorece el aporte de semillas desde zonas próximas (Foto 5).

En cada talud se tomaron 8 inventarios cuadrados de 50 cm de lado lanzados al azar y fijados el primer año, tomando nota del porcentaje de cobertura de todas las especies presentes, identificadas según *Flora Iberica* o en su defecto *Flora Europea*. Con los datos obtenidos se analizaron los cambios en la cobertura herbácea y de matorral; en la proporción y cobertura de especies anuales y perennes, así como de grupos taxonómicos; en la diversidad ecológica y sus componentes; y en la composición florística (17 y 32).

El objetivo del estudio era comprobar la eficacia de la hidrosiembra en el área de estudio y cómo podría mejorarse la mezcla de semillas, y, por otro lado, analizar si había interferido en el patrón y ritmo de la sucesión vegetal.

Resultados

Un total de 143 especies pertenecientes a 24 familias se encontraron en los inventarios a lo largo del estudio (32), de las cuales sólo 20 aparecían en todas las zonas: *Cytisus multiflorus*, *Leontodon taraxacoides*, *Trifolium arvense*, *Trifolium striatum*, *Andryala integrifolia*, *Hypochoeris radicata*, *Tolpis barbata*, *Avena sterilis*, *Bromus tectorum*, *Crepis capillaris*, *Anthyllis lotooides*, *Ornithopus*

TABLA 1
Características de la hidrosiembra aplicada en Mina Fe

Fijador:		Biovert stab	400 Kg/Ha
N orgánico	2 %	Cu	0,3 %
P₂O₅	0,3 %	Bo	0,08 %
K₂O	0,3 %	Zn	0,1 %
Fe	0,2 %	Mn	0,2 %
Y	0,1 %	Mo	0,02 %
Complejo humifiable:		Biovert hum	450 Kg/Ha
Nitrogeno orgánico	2-3 %		
Anhídrido fosfórico	1-2 %		
Potasa anhídrida	1-2 %		
Población bacteriana	5.000 millones/gramo.		
Ácidos húmicos totales	9 %		
Fertilizante:		N.P.K.:15.15.15.	300 Kg/Ha
Abonos Nitrogenados:		Liberación lenta	200 Kg/Ha
Semillas:		Mezcla seleccionada	200-275 Kg/Ha
<i>Avena sativa</i>		<i>Lolium rigidum</i>	
<i>Lupinus angustifolius</i>		<i>Lolium perenne</i>	
<i>Lupinus arboreus</i>		<i>Poa pratensis</i>	
<i>Lupinus bicolor</i>		<i>Dactylis glomerata</i>	
<i>Lupinus hispanicus</i>		<i>Lotus corniculatus</i>	
<i>Festuca ovina</i>		<i>Retama sphaerocarpa</i>	
<i>Festuca rubra</i>		<i>Retama monosperma</i>	
<i>Agrostis stolonifera</i>		<i>Lavandula pedunculata</i>	
<i>Medicago sativa</i>		<i>Cytisus scoparius</i>	
<i>Trifolium repens</i>			

(*) se ha respetado la denominación utilizada por la empresa Biovert.

TABLA 2
Taludes muestreados para construir las series temporales analizadas en Mina Fe

		Taludes	EDAD (años)		
Hidrosiembra	Norte	Talud 1	2	3	4
		Talud 2		7	8 9
	Sur	Talud 3	2	3	4
		Talud 4		5	6 7
No Hidrosiembra	Norte	Talud 5	2	3	4
		Talud 6*		8	9
	Sur	Talud 7	2	3	4

(*) Muestreado la primera vez en 1995. El resto desde 1994 hasta 1996.

Foto 5.- Vista de la vegetación circundante de dehesa, escombreras y cuñas de vegetación natural entre ellas.

compressus, *Trifolium glomeratum*, *Spergularia rubra*, *Rumex acetosella*, *Lolium perenne*, *Logfia gallica*, *Bromus rigidus*, *Anthemis arvensis* y *Vulpia ciliata*. De éstas, sólo las 5 primeras aparecían, además, todos los años de muestreo y la única especie leñosa era *Cytisus multiflorus*.

De las 19 especies introducidas en la hidrosiembra (Tabla 1), pertenecientes casi exclusivamente a las familias *Gramineae* y *Leguminosae*, sólo 8 se encontraron en los inventarios: *Dactylis glomerata*, *Retama* sp., *Lolium perenne*, *Lolium rigidum*, *Trifolium repens*, *Festuca arundinacea*, *Medicago sativa*, *Lupinus* sp.; y de ellas las 5 primeras eran además autóctonas. *Festuca arundinacea* y *Trifolium repens* no se encontraron más allá de los 2-3 años tras la aplicación de la hidrosiembra y *Lupinus* sp. no sobrepasó los 4 años, mientras que *Retama* sp. se hizo notar de los 7 años en adelante. *Lolium perenne*, *L. rigidum*, *Dactylis glomerata* y *Medicago sativa* aparecieron a lo largo de toda la secuencia temporal disponible, en ambas orientaciones (norte y sur).

Los resultados (17) mostraron que la hidrosiembra no supuso un incremento estadísticamente significativo en la cobertura herbácea, excepto a los dos años de su aplicación en la orientación norte. En esas condiciones las especies introducidas alóctonas presentaban coberturas despreciables y las autóctonas porcentajes de cobertura similares en los taludes no hidrosebrados, por lo que la mayor cobertura encontrada no se debía al aporte de semillas con la hidrosiembra. Puede que la hidrosiembra haya tenido un efecto positivo sobre la cobertura herbácea en un principio, como se deduce del incremento significativo de cobertura que todavía se detecta a los dos años de su aplicación en la orientación norte. Pero este efecto positivo desapareció relativamente pronto, y lo hizo antes en las condiciones menos favorables (orientación sur), ya que no se debía a la introducción de semillas sino a la mejora de las condiciones de nutrientes y agua que acompañan a la hidrosiembra, y que se dejaron sentir menor tiempo en los ambientes más desfavorables (orientación sur).

En cuanto a la cobertura de matorral, *Cytisus multiflorus* es un ejemplo de especie autóctona no introducida en la mezcla de semillas, presente tanto si aplica hidrosiembra como si no en ambas orientaciones, aunque con mayor cobertura en los taludes hidrosebrados de orientación norte. Su mayor cobertura con hidrosiembra posiblemente se deba a la mejora de las condiciones del sustrato, mientras que su mayor cobertura en la orientación norte parece deberse, a parte de al efecto de la orientación, al mayor aporte de semillas desde zonas próximas (Foto 6). Esta hipótesis abre otra posible línea de investigación futura, relativa a la colonización de áreas nuevas por leñosas desde zonas próximas.

Puesto que la mezcla de semillas la constituyen básicamente gramíneas y leguminosas perennes, era interesante

Foto 6.- Detalle de un talud clausurado en 1989 (parte inferior), tras cubrir el estéril con arcosas, colonizado de forma natural por *C. multiflorus*. En la tongada superior (talud clausurado en 1991, sin añadir arcosas sobre el estéril triturado) menor desarrollo de esta leñosa. Foto tomada en 1994.

analizar si en las zonas hidrosebradas la proporción de éstas (nº de especies y % de cobertura) era mayor que en las no hidrosebradas. La realidad es que no se encontraron diferencias en la proporción de especies perennes entre taludes hidrosebrados o no, y sólo a los dos años para el conjunto gramíneas-leguminosas, ya que muy pocas de las especies introducidas logran prosperar. El incremento en cobertura de perennes y del conjunto gramíneas-leguminosas que supuso la hidrosiembra no fue debido al aporte de semillas, sino a la fertilización y al riego asociados que favorecieron más a unas especies que a otras, y con ello un desarrollo desigual. Por eso, pronto desaparecieron las diferencias iniciales, y lo hicieron antes en las condiciones más favorables para el desarrollo de la vegetación como es la orientación norte.

La hidrosiembra incrementó la riqueza de especies en un principio, pero no por la introducción de especies, sino por la mejora de las condiciones que favorecieron la proliferación de las especies que lograron establecerse. Sin embargo, como la mejora de condiciones (agua y nutrientes) no dura siempre, pronto se diluyen las diferencias iniciales y lo hacen antes en la orientación menos favorable (la sur).

La hidrosiembra también incrementó la diversidad ecológica, tanto por el incremento de riqueza como de equitabilidad, pero como no se debía a la introducción de especies nuevas, sino a la mejora de las condiciones, cuando la mejoría no es patente, las diferencias se diluyen y eso sucede relativamente pronto (a los tres años ya no se encuentran diferencias estadísticamente significativas).

El análisis de los cambios en la composición florística con el tiempo indica que la hidrosiembra no había interferido sensiblemente en el proceso natural de sucesión, y no parece que vaya a afectar en el futuro a la comunidad resultante. Posiblemente la razón sea que las especies alóctonas introducidas no habían prosperado, y por eso la composi-

ción florística de los taludes se parece cada vez más a la de la comunidad de referencia (dehesa). En todo caso la hidrosiembra parece haber acelerado el proceso, ya que los porcentajes de similitud (cualitativa y cuantitativa) entre la comunidad vegetal de los taludes más viejos de las cuatro series temporales y la dehesa de referencia eran algo más altos si se aplica hidrosiembra y en la orientación norte. La mayor velocidad del proceso de sucesión en estas circunstancias puede deberse a la mejora de las condiciones del sustrato (nutrientes y agua), ya que los estériles de mina son muy pobres en nutrientes y el agua es un factor limitante para el desarrollo de la vegetación en la zona.

Conclusiones

Parece que en el área de estudio la hidrosiembra ha tenido, en un principio, un efecto positivo sobre la mayoría de los aspectos estudiados (cobertura, diversidad, riqueza), debido a los nutrientes y al agua, y no al aporte de semilla. Por eso, su influencia desaparece relativamente pronto (a los tres años tras su aplicación), una vez que deja de notarse la mejora de las condiciones del sustrato que conlleva la fertilización y el riego.

Puesto que las especies alóctonas no han prosperado más allá del año siguiente a su aplicación, no han interferido en la dirección del proceso de revegetación y la comunidad resultante se parece a la de referencia. No obstante, sí ha acelerado ligeramente el proceso de sucesión por la mejoría de las condiciones que supone la fertilización y el riego.

Aunque la cobertura de las especies alóctonas no es relevante en el área de estudio para el período de tiempo analizado (2-9 años tras la aplicación de la hidrosiembra), no sabemos si lo ha sido durante los dos primeros años, por lo que no estamos en condiciones de afirmar que la mezcla de semillas seleccionada haya cumplido el objetivo de reducir la erosión en los primeros estadios de la sucesión. Si fuera así, aunque las especies alóctonas desaparezcan relativamente pronto, estaría justificada su inclusión en la mezcla. En caso contrario, debería reconsiderarse la mezcla seleccionada.

En cualquier caso, la mezcla de semillas utilizada podría mejorarse simplemente sustituyendo las especies alóctonas por autóctonas capaces de desarrollarse rápidamente e incrementar su cobertura lo suficiente para controlar la erosión inicial y a la vez permanecer en el tiempo. El análisis de los cambios en la composición de especies durante la serie temporal analizada nos permite hacer algunas recomendaciones sobre las especies más adecuadas para futuras hidrosiembras en el área de estudio o zonas de similares características:

1) Especies no recomendables: aquellas introducidas o

no que no logran prosperar. Se trata de especies como: *Agrostis stolonifera*, *Avena sativa*, *Cytisus scoparius*, *Festuca ovina*, *Festuca rubra*, *Lavandula pedunculata*, *Lotus corniculatus*, *Poa pratensis* y *Trifolium repens*.

2) Especies recomendables para estadios iniciales: aquellas especies, introducidas o no, que alcanzan mayores valores de cobertura en las edades iniciales. Se trata de especies tales como: *Andryala integrifolia*, *Anthyllis lotoides*, *Bromus rigidus*, *Bromus tectorum*, *Cynodon dactylon*, *Cytisus multiflorus*, *Chamaemelum mixtum*, *Dactylis glomerata*, *Hypochoeris radicata*, *Lolium perenne*, *Lolium rigidum*, *Plantago coronopus*, *Rumex acetosella*, *Spergularia rubra*, *Trifolium arvense*, *Trifolium glomeratum*, *Trifolium striatum*, *Vulpia ciliata* y *Vulpia bromoides*.

3) Especies recomendables para estadios más avanzados: aquellas, introducidas o no, que alcanzan importantes valores de cobertura en esas edades, en ambas orientaciones y tratamientos. Se trata de especies tales como: *Agrostis castellana*, *Anarrhinum bellidifolium*, *Anthemis arvensis*, *Anthyllis cornicina*, *Carduus tenuiflorus*, *Leontodon taraxacoides*, *Medicago sativa*, *Petrorhagia nanteuilli*, *Poa bulbosa*, *Retama monosperma*, *Retama sphaerocarpa*, *Rumex induratus*, *Sonchus oleraceus*, *Taeniatherum caput-medusae*, *Tolpis barbata*, *Trifolium angustifolium* y *Vicia benghalensis*.

4) Las especies *Avena sterilis*, *Cytisus multiflorus*, *Dactylis glomerata*, *Ornithopus compressus*, *Ornithopus perpusillus* y *Vulpia bromoides*, realmente se podrían considerar como recomendables en estadios tempranos y "avanzados" de la sucesión, pues alcanzan valores de cobertura relativa importantes desde el principio y los mantienen o incrementan con el paso del tiempo. Serían las más recomendables para futuras hidrosiembras en la zona.

De todas estas especies merece ser destacada la leñosa subarbórea autóctona *Cytisus multiflorus*, conocida vulgarmente como escoba blanca. Se trata de una leguminosa que contribuye al enriquecimiento del suelo en nitrógeno. Produce gran cantidad de semillas que dispersa mediante dehiscencia explosiva (hasta 4 m) y por hormigas, lo que le permite a una sola planta sembrar una amplia área alrededor (33). También se regenera vegetativamente mediante la emisión de raíces laterales, ramas enterradas, etc., favoreciendo la colonización de nuevas áreas a la vez que desarrolla un importante entramado subterráneo que contribuye a estabilizar el suelo y frenar la erosión.

Conscientes de que en la práctica la disponibilidad de semillas en el mercado condiciona la elección de especies (8), más que su tolerancia a las condiciones climáticas y físico-químicas de la zona, aportamos, sin embargo, firmemente por ellas como estímulo para que se incremente su demanda en el mercado de la revegetación y, con el

tiempo, se disponga de semillas de calidad de más especies autóctonas en nuestros viveros.

La importancia de las especies autóctonas en el éxito de la revegetación se ha puesto de manifiesto en este estudio, incluso entre especies del mismo género. *Cytisus scoparius* fue introducida en la mezcla y no prosperó, mientras que *Cytisus multiflorus* colonizó de forma natural las escombreras recubiertas de arcosas y se convirtió en especie dominante en ambas orientaciones y tratamientos (Foto 6). La semilla de *C. scoparius* se puede encontrar más fácilmente en el mercado, pues se trata de una especie con una distribución geográfica más amplia, mientras que *C. multiflorus* es un endemismo del oeste peninsular y la disponibilidad de sus semillas está más restringida. Sin embargo, utilizar una especie por tener mayor disponibilidad de semillas puede resultar contraproducente, como ha sido

el caso, ya que la especie endémica en su hábitat ha resultado más competitiva. Por todo ello, y dado que en la Península Ibérica son numerosos los endemismos, debería invertirse más esfuerzo en potenciar su oferta en los viveros, a pesar de las dificultades para disponer de sus semillas. Se abre aquí otra línea de trabajo de enorme interés en el campo de la restauración ambiental.

Por último, teniendo en cuenta que en el área de estudio la colonización desde zonas próximas parece muy activa, podría plantearse la posibilidad de analizar si únicamente con la fertilización y el riego se hubiera alcanzado un desarrollo de la vegetación similar al conseguido con la aplicación de la hidrosiembra en su totalidad. Es decir, comprobar si el desarrollo alcanzado por la vegetación se podría haber conseguido prescindiendo del aporte de semilla externo.

BIBLIOGRAFÍA

- (1) Bhappu, R.; Johnson, P.; Brierly, J. y Reynolds, M. Theoretical and practical studies on dump leaching. *AIME Trans.*, nº 244 (1969). Pp. 307-320.
- (2) Harrison, A. P. Microbial succession and mineral leaching in an artificial coal spoil. *Applied Environmental Microbiology*, nº 36 (1978). Pp. 861-869.
- (3) Schippers, A.; Hallmann, R.; Wentzien, S. y Sand, W. Microbial Diversity in Uranium Mine Waste Heaps. *Applied and Environmental Microbiology*, nº 61, fascículo 8 (1995). Pp. 2930-2935.
- (4) Bradshaw, A. D. y Chadwick, M. J. The Restoration of Land (1ª edición). Blackwell Scientific Publications, Oxford (1980).
- (5) Morin, K. A.; Cherry, J. A.; Lim, T. P. y Vivurka, A. J. Contaminant migration in a sand aquifer near an inactive uranium tailings impoundment, Elliot Lake, Ontario. *Canadian Geotechnique Journal*, nº 19 (1982). Pp. 49-62.
- (6) Bradshaw, A. D. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning*, nº 11 (1984). Pp. 35-48.
- (7) Bradshaw, A. D.; Marrs, R. H.; Roberts, R. D. y Skeffington, R. A. The creation of nitrogen cycles in derelict land. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, nº 296 (1982). Pp. 557-561.
- (8) Piha, M. I.; Vallack, H. W.; Reeler, B. M. and Michael, N. A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. I. Tin mine tailing in Zimbabwe. *Journal of Applied Ecology*, nº 32 (1995). Pp. 372-381.
- (9) Piha, M. I.; Vallack, H. W.; Michael, N. y Reeler, B. M. A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. II. Lagooned pulverized fuel ash in Zimbabwe. *Journal of Applied Ecology*, nº 32 (1995). Pp. 382-390.
- (10) Townsend, W. N. y Hodgson, D. R. Edaphological problems associated with deposits of pulverized fuel ash. *Ecology and Reclamation of Devasted Land* (R. J. Hutnik y G. Davis, editores). Gordon and Breach, New York. (1973). Pp. 45-56.
- (11) Ellery, K. S. y Walker, B. H. Growth characteristics of selected plant species on asbestos tailing from Msauli Mine, eastern Transvaal. *South African Journal of Botany*, nº 52 (1986). Pp. 201-206.
- (12) Fernández Abascal, I.; Tárrega, R. y Luis Calabiug, E. Influencia de la siembra de herbáceas en la recuperación post-fuego de un brezal. *Actas de las V Jornadas de la A.E.E.T.* (1997). Pp. 77.
- (13) Fernández Bayón, G. M.; Tárrega, R. y Pérez de la Vega, M. Estabilización de los estériles de minas de carbón con herbáceas comerciales (*Festuca rubra* y *Lotus corniculatus*) en el Bierzo Alto. *Actas de las V Jornadas de la A.E.E.T.* (1997). Pp. 81.
- (14) TENEO. Boletín Informativo de la Empresa Nacional del Uranio, nº 2 (1993). Pp. 4.
- (15) TENEO. Boletín Informativo de la Empresa Nacional del Uranio, nº 11 (1995). Pp. 1-3.
- (16) Titlyanova, A. A. y Nironycheva-Tokareva, N. P. Vegetation succession and biological turnover on coal-mining spoils. *Journal of Vegetation Science*, nº 1 (1990). Pp. 643-652.
- (17) Martínez-Ruiz, C.; Fernández Santos, B.; Gómez Gutiérrez, J. M. Effects of substrate coarseness and exposure on plant succession in uranium-mining wastes. *Plant Ecology*, nº ? (2001). Pp. 1-9. (En Imprenta).
- (18) Glenn-Lewin, D. C. The individualistic nature of plant community development. *Vegetatio*, nº 43 (1980). Pp. 141-146.
- (19) Gibson, D. J., Johnson, F. L. & Risser, P. G. Revegetation of unreclaimed coal strip mines in Oklahoma. II. Plant Communities. *Reclamation and Revegetation Research*, nº 4 (1985). Pp. 31-47.
- (20) Jefferies, R. A.; Bradshaw, A. D. y Putwain, P. D. Growth, nitrogen accumulation and nitrogen transfer by legume species established on mine spoils. *Journal of Applied Ecology*, nº 18 (1981). Pp. 945-956.
- (21) Crocker, R. L. y Dickson, B. A. Soil development on the recessional moraines of the Herbert and Mendenhall glaciers, southeastern Alaska. *Journal of Ecology*, nº 45 (1957). Pp. 169-185.
- (22) Roberts, R. D.; Marrs, R. H.; Skeffington, R. A. y Bradshaw, A. D. Ecosystem development on naturally-colonized china clay wastes. I. Vegetation changes and overall accumulation of organic matter and nutrients. *Journal of Ecology*, nº 69 (1981). Pp. 153-161.

- (23) BICRAM. Mining Projects in Developing Countries. Beijer Onstitute centre for Resource Assessment and Management, Beijer Institute, Stockholm. (1987).
- (24) Norland, M. R. y Veith, D. L. Soil characterization and soil amendement use on coal surface mine lands: an annotated bibliography. USDI Bureau of mines: IC-9285. (1992).
- (25) Navas, A. La restauración de tierras marginales mediante lodos de depuradora. Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales (T. Lasanta y J.M. García Ruiz, editores). Instituto de Estudios Riojanos y Sociedad española de Geomorfología. Logroño (1996). Pp. 155-172
- (26) Lasanta, T. y García-Ruiz, J. M. (editores). Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales. Instituto de Estudios Riojanos y Sociedad española de Geomorfología. Logroño (1996).
- (27) Aplet, G.H., Hughes, R.F. & Vitousek, P.M. Ecosystem development on Hawaiian lava flows: biomass and species composition. *Journal of Vegetation Science*, nº 9 (1998). Pp. 17-26.
- (28) Rebele, F. Colonization and early succession on anthropogenic soils. *Journal of Vegetation Science*, nº 3 (1992). Pp. 201-208.
- (29) Ursic, K. A., Kenkel, N. C. & Larson, D. W. Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *Journal of Applied Ecology*, nº 34 (1997). Pp. 289-303.
- (30) Bakker, J. P., Olff, H., Willems, J.H. & Zobel, M. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science*, nº 7 (1996). Pp. 147-156.
- (31) Margalef, R. *Ecología* (1ª edición). Omega, Barcelona. (1977)
- (32) Martínez-Ruiz, C. Dinámica de la recuperación de zonas alteradas por movimientos de tierras: sucesión vegetal y clasificación de especies según su actividad colonizadora. Tesis Doctoral nº 50 'Colección Vitor'. Ed. Univ. de Salamanca. Salamanca (2000).
- (33) Moreno, G.; Gómez Gutiérrez, J. M. y Fernández Santos, B. Primary dispersal of *Cytisus multiflorus* seeds. *Pirineos*, nº 140 (1992). Pp. 75-88.

* * *

Publicación del Instituto Eduardo Torroja - CSIC

Número monográfico de INFORMES

Carretera y medio ambiente (n.º 425-426)

- Experiencia en la evaluación de impacto ambiental de carreteras.
- Impactos paisajísticos de carreteras y medidas correctoras. Niveles de detalle.
- Los equipos de control y vigilancia ambiental. Una etapa más en la protección del medio.
- Estimación de impacto paisajístico de las carreteras.
- Transformación del paisaje y de la red viaria en la Comunidad de Madrid durante el período 1972-1982.
- Estimación de costes ambientales derivados del corredor La Salve-Ibarrekola.
- Instalación de cubierta vegetal en taludes de obras en zonas áridas.
- Experiencias de tratamiento de márgenes de carreteras en la Comunidad de Madrid.
- La emulsión bituminosa como alternativa ecológica en las estabilizaciones de suelos para firmes, en vías de baja intensidad de tráfico.
- Influencia de las emisiones del tráfico en la patología del arbolado anejo a las carreteras.
- Proyecto de restauración de los taludes y zonas anejas a una autovía.