

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



TESIS DOCTORAL

**Revegetación vs. Restauración: un diagnóstico ecológico para
fundamentar el tratamiento de los espacios afectados por la
construcción y explotación de infraestructuras de transporte**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

Ignacio Mola Caballero de Rodas

Directores

Miguel Ángel Casado González
María Dolores Jiménez Escobar

Madrid

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



TESIS DOCTORAL

REVEGETACIÓN VS. RESTAURACIÓN: UN DIAGNÓSTICO ECOLÓGICO PARA
FUNDAMENTAR EL TRATAMIENTO DE LOS ESPACIOS AFECTADOS POR LA
CONSTRUCCIÓN Y EXPLOTACIÓN DE INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE.

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

Ignacio Mola Caballero de Rodas

DIRECTORES

Miguel Ángel Casado González y María Dolores Jiménez Escobar

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

PROGRAMA DE DOCTORADO EN ECOLOGÍA



TESIS DOCTORAL

REVEGETACIÓN VS. RESTAURACIÓN: UN DIAGNÓSTICO ECOLÓGICO PARA
FUNDAMENTAR EL TRATAMIENTO DE LOS ESPACIOS AFECTADOS POR LA
CONSTRUCCIÓN Y EXPLOTACIÓN DE INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE

PRESENTADA POR

Ignacio Mola Caballero de Rodas

DIRECTORES

Miguel Ángel Casado González y María Dolores Jiménez Escobar

Esta investigación fue financiada por Obrascón Huarte Laín (OHL, actualmente OHLA) y contó con ayudas de los Ministerios de Educación y Ciencia (actual Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades) y de Industria y Comercio a través del Centro para el Desarrollo Tecnológico e Industrial (CDTI), actualmente dependiente también del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades. Proyectos HIDROTAL (PROFIT: FIT-050000-2003-36, FIT-310200-2004-101; CIT-310200-2005-100; CDTI: OHL-04-0391) y RECOTAL (PROFIT: CIT-310200-2007-24; CDTI: IDI-20080334). Los trabajos de investigación que aquí se presentan se desarrollaron en el seno del grupo de investigación: UCM 910314-Ecología Evolutiva Vegetal y Restauración Ecológica, que constituía uno de los nodos que integran la red de equipos científicos REMEDINAL (Restauración del Medio Natural), que se articulaba gracias a la financiación de la Comunidad de Madrid (proyecto REMEDINAL, S-0505/AMB/0335).

Agradecimientos

Al igual que el primer artículo que compone esta tesis, su finalización se ha realizado bajo la presión del calendario. Por lo que me comentan, ninguna termina con templanza y serenidad. En este caso, por los plazos del programa de doctorado que se agotaban. No resulta nada sencillo realizar una tesis doctoral sin la cobertura de una beca, es decir, sin disponer de una dedicación completa. También se me pasó el periodo donde los sacrificios temporales solo afectan a mi bienestar personal. Realizar la tesis con familia a tu cargo y desarrollando un trabajo a jornada completa exigente y que me apasiona, ha resultado un esfuerzo grande. Probablemente el periodo de confinamiento pandémico que vivimos entre marzo y mayo de 2020, me permitió darle un empujón no menor, pero hasta que los plazos del programa no se echaban encima no encontré momento de finalizar el proceso de redacción.

Escribir estas letras es todo un esfuerzo de memoria, porque esta tesis ha sido larga en el tiempo y en todo lo sucedido durante estos años. Lo bueno es que lo estoy haciendo, es decir, llega su fin, algo que, francamente, nunca había tenido claro. Siempre me gustó la frase de “bien está lo que bien acaba”, pues vamos a cerrar este proceso empezando por lo más importante, las personas que de una u otra manera me han ayudado y lo han hecho posible.

En primer lugar, quiero agradecer a los que fueron mis compañeros y/o responsables dentro del grupo empresarial Obrascón Huarte Laín (OHL, en la actualidad OHLA). Por su papel de iniciador, a Rubén Álvarez Llovera quien, gracias a identificar la oportunidad, generaría la “idea de proyecto”, primer paso del proceso de I+D+i. Ya en manos de la Dirección de Innovación y Sostenibilidad, los expertos en estos procesos buscaron financiación y crearon al primer equipo de investigación. Gracias a Higinio González-Mayo y en especial a quien confió en mí, me contrató para incorporarme al equipo y siempre me respaldó, Miguel Arenas. También a sus sucesores en los respectivos cargos, Manuel Villén y Miguel Amérigo. A todos ellos muchas gracias. Una especial mención merece Luis García-Linares, director general corporativo del grupo OHL, quien, gracias a la visión que implica su cargo, confió en nuestro trabajo y permitió que nuestra línea pasara de un proyecto aislado a un equipo de trabajo y una línea estratégica de I+D dentro del Grupo empresarial. Siempre me decía: “Iñaki, este es el futuro, mi única duda es si nos estamos adelantando demasiado”. Una pena que una crisis empresarial en 2017 diera al traste con todo el trabajo realizado, lo que pone de manifiesto el trabajo que cuesta consolidar una línea de investigación aplicada y lo poco que cuesta desmontarla.

La piedra angular de todos estos trabajos fue sin duda Luis Balaguer, quien debería estar entre los codirectores. Investigador principal del grupo empresa-universidad desde 2003, desgraciadamente falleció el 19 de marzo de 2014, justo antes de cumplir cincuenta años. A Luis le debo mi transformación profesional y encarrilarme en la restauración ecológica. Ha sido mi maestro, no solo en el aspecto académico, sino también personal. Luis era luz en sí mismo, gracias a su buen humor y una capacidad verdaderamente sorprendente de asociación de ideas y conceptos. Por su desbordante creatividad estar a su lado siempre era divertido y emocionante. Su culto a la ciencia, a la crítica y al trabajo bien hecho, sin duda, me ha marcado. Divulgador y docente inigualable. También quiero destacar su calidad humana, su respeto, generosidad y elegancia al hacer las cosas, que hasta el miembro más novel del grupo se sentía imprescindible trabajando a su lado. Gracias, Luis, como bien sabes permaneces en mi red.

Agradecer a mis dos directores, Mariló y Miguel. A Mariló, quien, a pesar de incorporarse más tarde al grupo, ya en 2007, su trabajo en el ámbito de esta tesis resultó notable, sobre todo en los trabajos relativos al capítulo 4. Compartir con Miguel Ángel Casado siempre es un gusto. Además de magnífico investigador, es un gran naturalista, con una cultura en las Ciencias Naturales siempre sorprendente: Geología, Meteorología, Botánica, Zoología, Geografía y sobre

todo Ecología. No derrocha palabras y sí sabiduría. Magnífico jugador de equipo y un trabajador verdaderamente incansable, generoso y solidario ¡Un lujo, Miguel!

Quiero recordar a Nicolás López Jiménez por sus enseñanzas botánicas. Dentro del ámbito de esta tesis agradecerte que me introdujeras en el grupo de trabajo que se estaba formando entre la universidad y la empresa. Compartimos un intenso año y medio, donde aprendimos mucho. A la tercera va la vencida, después de Chafarinas y del Parque Regional del Guadarrama, lo conseguí con los taludes. Gracias por tu buen humor y confianza. El tiempo demostró que acertaste.

Quisiera agradecer a todos los alumnos de biología que participaron como becarios en prácticas durante los años de trabajo de campo y laboratorio (2004-2008), papel que conseguimos dignificar con una remuneración económica, bajo la premisa de que “todos los que trabajamos en el equipo somos profesionales en nuestro ámbito y responsabilidad”: Belén Covaleta, Víctor Fernández, Amanda López, Inés Redondo, Alberto Romano, Juan Martínez, Sergio Valea, Mateo Aguado, Miguel Peñalver, Alberto Vázquez de Castro y Beatriz Fernández. Luego se iniciaron los másteres oficiales y en particular el de Restauración de Ecosistemas y empezamos a acoger alumnos que desarrollaron en el grupo trabajos Fin de Máster, en concreto por su relación con la tesis: Enrique García de la Riva y Pablo Ruíz-Capillas, que acabaron como colaboradores imprescindibles en los trabajos relativos a ensamblaje de comunidades y procesos edáficos respectivamente. Pablo se incorporó en el equipo de restauración que coordinaba en OHL. La verdad es que ambos profesionales, como demuestran sus trayectorias, son magníficos profesionales que ya despuntaron en sus inicios. Gracias a los dos por vuestro trabajo.

Agradecer también a otros miembros del equipo de taludes OHL-UCM que, aunque no participaron directamente en los trabajos que se presentan en esta tesis, sí estaban como miembros solidarios que contribuían a que las dinámicas del conjunto se desarrollaran a la perfección. Rocío de Torre, Sandra Magro y Fernando Barbero, desarrollaron también sus tesis doctorales en taludes y la totalidad o parte de sus diseños experimentales se desarrollaron en estas mismas autopistas. Muchas gracias por vuestro entusiasmo, predisposición a aprender y trabajar, y por todas vuestras aportaciones. Cuando llegasteis el equipo creció.

Gracias también a Ana Vázquez, técnico de campo y administrativa del grupo, la verdad es que no es sencillo encontrar una persona que realizara todas tus funciones y las desarrollara con tu diligencia y competencia, aunque lo mejor tu buen humor, eso sí, vespertino. Agradecer a Marja, doctora holandesa que nos acompañó durante seis meses también en este periodo. Una pena que su análisis sobre la dirección de llegada de semillas en las trampas pegajosas resultara infructuoso.

Agradecer a otros miembros del antiguo Departamento de Biología Vegetal I, actual unidad docente de Botánica dentro del Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, en especial a Marga Costa, gran amiga desde la licenciatura. También desgraciadísimamente fallecida en el solsticio de invierno de 2012. Con una calidad humana desbordante y un espíritu solidario como pocos, a pesar de su enfermedad muestreaba las plantas de los taludes, con su habitual templanza y espíritu gallego. No había que perder palabra de lo que comentara, porque había mucha información encriptada en ellos. Gran conversadora, amante de los libros, del cine, de las plantas, pero sobre todo de las personas. Gracias querida amiga, te echo enormemente de menos, fue maravillosos compartir tantos momentos. Gracias por tu serenidad. También sigues en mi red. Gracias también a Ana Buades, quien se escapaba a muestrear taludes con

nosotros y luego colaboraba en la identificación de muestras dudosas. Gracias por tu aportación, generosidad y trabajo en equipo.

No quiero olvidar dentro del antiguo Departamento de Ecología a Esther Pérez-Corona, por su colaboración para montar un laboratorio de análisis de suelos, espero que todos los equipos sigan trabajando y produciendo. Gracias por tu ayuda en la interpretación de los procesos ecológicos en el suelo.

Luis, dentro de su capacidad de asociación, generó sinergias insospechadas, como contactar y conocer a grupos de *Land-art*, en particular con Tonia Requejo, como otra alternativa de intervención en el paisaje, desde una aproximación artística. Maravilloso. Pero sobre todo sembraba su inquietud en otros grupos de investigación, por ejemplo, con miembros del antiguo departamento de Zoología, ya trabajasen con aves como con anélidos o microatrópodos del suelo, aunque estas colaboraciones quedaron en el ámbito de otros experimentos fuera de esta tesis. La colaboración más intensa y extensa se forjó con dos miembros del Departamento de Geodinámica de la facultad de Ciencias Geológicas, en concreto con Jose Francisco Martín-Duque y Saturnino de Alba Alonso. Trabajando nosotros en espacios afectados por grandes movimientos de tierra, Satur en erosión de suelos y Jose Francisco en restauración geomorfológica de minería a cielo abierto, las sinergias fueron inmediatas. La verdad es que su visión del problema nos hizo crecer y mucho a todo el equipo "biológico", desde en el diagnóstico de estos espacios hasta en las soluciones técnicas para restaurarlos. De hecho, a raíz de esta colaboración surgieron entre otros productos dos patentes que se incluyen como sendos anexos. Un privilegio, Satur, que me prestarás tus ojos para ver los campos agrícolas, ya nunca los he vuelto a ver de la misma manera, al igual que el trabajo erosivo en una pendiente y las soluciones más eficaces, aparentemente contraintuitivas. Gracias Jose por integrar la geomorfología en mi formación como restaurador. Con la sencillez que te caracteriza has dejado una profunda huella en mi manera de ver e interpretar el paisaje y las perturbaciones, en particular si conllevan movimientos de tierra, ¡todo un privilegio tenerte cerca!, Seguimos.

Por último, agradecer a mi familia, o a mis dos familias. Primero a la que queda en casa cuando cierro la puerta por la noche: Daniela, Santiago y Gabriela. Por ayudarme a sacar tiempo a costa de su tiempo. Sois el motor de mi vida y si esto llega a su fin, es por vosotros. Agradecer también a la familia con la que crecí y sigo creciendo. Desgraciadamente soy ya huérfano, pero también les brindo este trabajo a mis padres, Francisco e Isabel. A mis queridísimos hermanos y hermanas (gracias, Mercedes), les brindo también este trabajo. Lo celebraremos como merece, todos juntos.

Índice

Agradecimientos	viii
Índice	xii
Resumen	1
Summary.....	3
Capítulo 1.- Introducción, contexto y objetivos.....	5
1.1. Introducción.....	6
1.1.1. Impactos negativos	7
1.1.2. Restauración ecológica	8
1.1.3. Restauración de infraestructuras de transporte.....	10
1.2. Contexto	12
1.2.1. Infraestructuras de transporte	12
1.2.2. Construcción de infraestructuras lineales de transporte terrestre	15
1.2.3. Prácticas ambientales en obra más comunes.....	18
1.2.4. La fase de operación de la infraestructura	27
1.2.5. Cuánto dinero cuesta	27
1.3. Objetivos.....	30
Capítulo 2.- Zona de estudio y diseño experimental.....	33
2.1. Área de estudio.....	34
2.1.1. Climatología	34
2.1.2. Geología y edafología	36
2.1.3. Usos del suelo	36
2.2. Diseño experimental general	39
Capítulo 3.- Revegetación del entorno de carreteras fuera del periodo recomendable: opciones de gestión bajo la presión del cronograma	45
3.1. Introducción y objetivos.....	46
3.2. Métodos	46
3.2.1. Diseño Experimental	46
3.3. Análisis de los Datos	49
3.4. Resultados	50
3.4.1. Estabilidad y Sustrato de los Taludes	50
3.4.2. Banco de semillas, lluvia de semillas e hidrosiembra	51
3.4.3. Establecimiento de la vegetación	52
3.5. Discusión.....	56
3.5.1. Limitación por micrositio.....	56
3.5.2. Limitación por semillas.....	57
3.6. Conclusiones	58
3.7. Implicaciones para la Práctica	59

Capítulo 4.- Desarrollo del suelo en el entorno de las carreteras: análisis de un caso real en un ecosistema emergente.....	61
4.1. Introducción.....	63
4.2. Materiales y métodos	63
4.2.1. Muestreo de Campo.....	63
4.2.2. Análisis de los Datos.....	65
4.3. Resultados	66
4.3.1. Características del Suelo de los Taludes	66
4.3.2. Relaciones entre la Vegetación y el Suelo	66
4.4. Discusión.....	71
4.5. Conclusiones	74
Capítulo 5.- Las tasas locales de colonización y extinción revelan diferentes mecanismos de ensamblaje de la comunidad vegetal en los márgenes de carretera del centro de España	77
5.1. Introducción.....	78
5.2. Métodos	79
5.2.1. Diseño experimental	79
5.2.2. Análisis de los datos	79
5.3. Resultados	81
5.4. Discusión.....	86
Capítulo 6.- Discusión general y vinculación de las patentes con los resultados de investigación.	93
6.1. Discusión general aplicada a la restauración ecológica de estos escenarios	94
6.2. Vinculación entre las patentes y los trabajos de investigación	100
Capítulo 7.- Conclusiones generales	107
Bibliografía.....	109
Anexo I- Catálogo florístico comentado	127
Anexo II- Patente de invención con examen: “Procedimiento y diente de cazo para el acabado y el control de la erosión y escorrentía de taludes”	141
Anexo III- Patente de invención con examen: “Método para la descompactación de la superficie de taludes”	159

Resumen

La presente Tesis Doctoral aborda la revegetación de espacios afectados por la construcción de infraestructuras de transporte. Se trata de un proceso incluido de forma sistemática en el desarrollo de este tipo de obras. La práctica habitual de revegetación se basa en la agronomía ya que se plantean enmiendas al suelo y se aportan semillas o se realizan plantaciones. En esta Tesis Doctoral se realiza un estudio de la colonización de taludes de carretera analizando los procesos ecológicos asociados a la sucesión primaria y el ensamblaje de comunidades.

Gracias a la participación de un grupo constructor, los diseños experimentales se desarrollaron en obras reales de dos autopistas, la M-12 y M-13 que dan acceso a la Terminal T4 del Aeropuerto de Madrid, Barajas. El área de estudio se corresponde con zonas periféricas de la ciudad de Madrid, con cultivos, eriales, pastizales y algunos parches de vegetación riparia. El relieve es predominantemente llano, con pequeñas lomas sobre materiales sedimentarios, fundamentalmente arcosas. Se seleccionaron 15 taludes experimentales (9 desmontes y 6 terraplenes). Dentro de cada uno de ellos se establecieron tres parcelas, una sobre la que se aplicaron las mismas hidrosiembras que en el resto de la autopista (que denominamos tratamiento Comercial); otra se hidrosembó con una mezcla mejorada, con mayor riqueza y variedad de especies (que denominamos tratamiento Alternativo) y una tercera parcela control en la que no se aplicó ningún tratamiento. Los tratamientos se aplicaron siguiendo el calendario de obra, pero fuera de los periodos recomendados para estas técnicas.

Se midieron numerosos parámetros edáficos y topográficos de cada parcela experimental. Además, se monitorizaron parámetros microclimáticos (temperatura y humedad del suelo). También se midieron las tasas de erosión. Se analizaron y contabilizaron las aportaciones de semillas procedentes del banco de semillas del suelo antes de la hidrosiembra, del aporte de semillas viables mediante la hidrosiembra y las semillas llegadas desde el entorno. Finalmente se realizó un seguimiento de la cubierta vegetal y la riqueza florística.

Ambas hidrosiembras fracasaron como medida de revegetación, pero en los terraplenes con extendido de tierra vegetal de buena calidad se alcanzaron coberturas notables. La calidad del micrositio resultó clave para reclutar densas comunidades vegetales. En particular, el nitrato y la materia orgánica presente en el suelo antes de las hidrosiembras justificaron hasta en un 80% la cobertura alcanzada en la segunda temporada. Contrariamente a lo esperado el banco de semillas aportado por el extendido de tierra vegetal resultó muy bajo mientras que la lluvia de semillas resultó ser la principal fuente de propágulos, un orden de magnitud por encima de la tasa aportada por las hidrosiembras. Las tasas de erosión, en particular la deposición de material en la base de los taludes fue superior en desmontes que en terraplenes.

A la vista de estos resultados se hizo un seguimiento de las variables edáficas durante los cuatro años posteriores a la construcción de los taludes. Este seguimiento temporal reforzó la idea de dirigir los esfuerzos de restauración de estos espacios en mejorar la calidad del micrositio y posteriormente en mantener y conservar la cubierta vegetal que se establece. Adicionalmente se presentan dos patentes, una de proceso y producto y otra de proceso. Ambas están relacionadas con la gestión de la escorrentía superficial de los desmontes para mejorar la implantación de una cubierta vegetal.

Por otro lado, y en paralelo al estudio de la evolución del suelo, se realizó un seguimiento del ensamblaje de las comunidades vegetales durante los 4 primeros años de implantación (2005-2008). Además, se estudiaron los rasgos morfofuncionales y biogeográficos de las especies involucradas. Se muestrearon tanto las matrices de cada talud (el remanente de vegetación natural más cercano a cada talud) como todas las parcelas experimentales que componían cada talud experimental. Los resultados indican que la mayoría de las especies que colonizan los taludes proceden de las matrices, en segundo lugar, del *pool* regional y, por último, de las hidrosiembras. Ambos tipos de talud se comportaron de forma diferentes: los desmontes reclutaron una mayor diversidad con menor cobertura, mientras que este proceso fue el inverso en los terraplenes. El mayor filtro que determinó el ensamblaje de la comunidad fue la dispersión y una vez que se colonizó el espacio, predominaron los fenómenos de competencia. No se ha identificado un filtrado de rasgos morfofuncionales diferentes entre desmontes y terraplenes, en ambos predominaron las especies de ciclo anual y las que tuvieron un mayor éxito de colonización presentaban semillas grandes, polinización por el viento y origen alóctono. Por el contrario, las menos exitosas presentaban semillas pequeñas, autopolinización y procedencia nativa. Hay que destacar que las hidrosiembras no tuvieron ningún efecto sobre el ensamble de las comunidades vegetales y, por el contrario, que las especies alóctonas utilizadas por su papel como iniciadoras de la comunidad que posteriormente son sustituidas por especies nativas (*starters*), colonizaron nuevos espacios y permanecieron en el escenario al menos cuatro años después de introducirlas.

Todos estos resultados se consideran relevantes para mejorar los protocolos de revegetación de este tipo de escenarios, aportando información para la adecuada toma de decisiones no solo en base a criterio de cobertura, sino también de riqueza y conservación de especies. Todo ello es importante para hacer un adecuado diagnóstico ecológico de estos espacios y poder diseñar objetivos acordes a cada escenario.

Summary

This Doctoral Thesis deals with the revegetation of sites affected by the construction of transport infrastructures. It is a process systematically included in the development of this type of works. The usual practice of revegetation is based on agronomy, as soil amendments are proposed and seeds are provided or plantations are carried out. This doctoral thesis studies the colonisation of road slopes by analysing the ecological processes associated with primary succession and community assembly.

Thanks to the participation of a construction group, the experimental designs were developed in real works on two motorways, the M-12 and M-13, which give access to Terminal T4 of Madrid Barajas Airport. The study site corresponds to peripheral areas of the city of Madrid, with crops, wastelands, weedlands and some patches of riparian vegetation. The relief is predominantly flat, with small hills on sedimentary materials, mainly arkoses. Fifteen experimental slopes were selected (9 roadcuts and 6 embankments). Within each of them, three plots were established, one on which the same hydroseeding was applied as on the rest of the motorway (which we call the Commercial treatment); another was hydroseeded with an improved mixture, with a greater richness and variety of species (which we call the Alternative treatment) and a third control plot on which no treatment was applied. The treatments were applied following the work schedule, but outside the periods recommended for these techniques.

Numerous soil and topographical parameters were measured for each experimental plot. In addition, microclimatic parameters (temperature and soil moisture) were monitored. Erosion rates were also measured. Seed input from the soil seed bank before hydroseeding, viable seed input through hydroseeding and seed coming from the environment were analysed and counted. Finally, the plant cover and floristic richness were monitored.

Both hydroseeding failed as a revegetation measure, but on the embankments with good quality topsoil paving, remarkable cover was achieved. The quality of the microsite was crucial to recruiting dense plant communities. In particular, nitrate and organic matter present in the soil before hydroseeding accounted for up to 80% of the plant cover achieved in the second season. Contrary to expectations, the seed bank provided by topsoil spreading was very low, while seed rain proved to be the main source of propagules, an order of magnitude higher than the rate provided by hydroseeding. Erosion rates, particularly the deposition of material at the base of slopes, were higher on roadcuts than on embankments.

Considering these results, the edaphic variables were monitored for four years after the construction of the slopes. This temporal monitoring reinforced the idea of directing the restoration efforts of these spaces towards improving the quality of the microsite and subsequently maintaining and conserving the vegetation cover that is established. In addition, two patents are presented, one on process and product and the other on process. Both are related to the management of surface runoff from roadcuts to improve the establishment of vegetation cover.

On the other hand, and in parallel to the study of soil evolution, a monitoring of the plant community assemblage was carried out during the first 4 years of implantation (2005-2008). In addition, the morphofunctional and biogeographical traits of the species involved were studied. Both the matrices of each slope (the natural vegetation remnant closest to each slope) and all the experimental plots composing each experimental slope were sampled. The results indicate

that most of the species colonising the slopes come from the matrices, secondly from the regional pool and lastly from the hydroseedings. The two types of slopes behaved differently: roadcuts recruited a higher diversity with lower cover, while this process was the reverse for embankments. The major filter determining community assembly was dispersal, and once the space was colonised, competition dominated. No different filtering of morphofunctional traits was identified between roadcuts and embankments, both were dominated by annual cycle species and those that were more successful in colonisation had large seeds, wind pollination and allochthonous origin. In contrast, the less successful ones had small seeds, self-pollination and native provenance. It should be noted that hydroseeding had no effect on the assembly of plant communities and, on the contrary, that the allochthonous species used for their role as community starters, which are subsequently replaced by native species (starters), colonised new spaces and remained on the scene at least four years after their introduction.

All these results are considered relevant for improving revegetation protocols for this type of scenario, providing information for appropriate decision-making based not only on coverage criteria, but also on species richness and conservation. All of this is important to make an adequate ecological diagnosis of these spaces and to be able to design objectives in accordance with each scenario.

FOTOS IGNACIO MOLA



CAPÍTULO 1 – Introducción, contexto y objetivos



1. Introducción, contexto y objetivos

La presente tesis doctoral es fruto de dos proyectos de investigación industrial, HIDROTAL: *Desarrollo de criterios y métodos para evaluar el éxito de la restauración de taludes mediante hidrosiembra* (2004-2006) y RECOTAL: *Caracterización de los procesos ecológicos en el entorno de infraestructuras* (2007-2008), gracias a la colaboración empresa/universidad entre Obrascón Huarte Laín (OHL, actualmente OHLA) y el antiguo Departamento de Biología Vegetal I, actualmente incorporado al Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución de la Universidad Complutense de Madrid, para lo que se creó un equipo mixto. El objetivo inicial de investigación propuesto por la empresa era reducir la incertidumbre sobre el éxito de las hidrosiembras para la revegetación de taludes de infraestructuras lineales. El equipo de investigación buscó soluciones basadas en el conocimiento científico, dado que las técnicas habituales de revegetación en taludes de carretera no ofrecían buenos resultados. Todos los diseños experimentales se llevaron a cabo simultáneamente al cronograma de las obras de las autopistas M-12 y M-13 que dan acceso a la Terminal T-4 del aeropuerto Madrid-Barajas que también se encontraba en construcción. De esta manera se incorporaban las condiciones reales en obra al propio diseño experimental. La construcción y posterior puesta en servicio (operación) de ambas infraestructuras estaban a cargo del grupo OHL, a través de sus filiales de construcción y concesiones respectivamente, aspecto que facilitó el desarrollo de los trabajos.

El fin último de esta tesis es proporcionar tanto recomendaciones como mejoras aplicables en el marco de este proceso productivo de construcción y explotación de infraestructuras lineales de transporte terrestre. Por este motivo se considera relevante describir el marco de referencia o contexto técnico aplicado, es decir, el estado de la técnica actual, así como la magnitud territorial y económica en las que se desarrollan las actividades objeto de la tesis para una mejor comprensión del impacto y aplicación de los resultados. Con este objetivo se incluye un apartado adicional que se ha denominado contexto, además de la introducción y objetivos, apartados tradicionales en la estructura de una tesis doctoral.

En paralelo a estos proyectos de investigación industrial nuestro grupo de investigación desarrollaba también trabajos sobre los procesos erosivos en estos escenarios. En particular nos permitió colaborar con otros Departamentos, en este caso con el de Geodinámica Externa (Actual de Geodinámica, Estratigrafía y Paleontología), también de la Universidad Complutense de Madrid. En el seno de esta colaboración surgen dos ideas que gracias al trabajo en equipo posterior se transformaron en sendas patentes, una de proceso y producto y una segunda de proceso. Los textos oficiales de ambas patentes se presentan en los Anexos II y III.

1.1. Introducción

Las infraestructuras lineales de transporte son elementos inherentes a las poblaciones humanas. De hecho, las primeras ciudades surgieron, crecieron y se consolidaron en la intersección de las rutas naturales de transporte (Ramsay, 1890). Aquellos enclaves geográficos que actuaban de nodos comerciales gracias a situarse estratégicamente, ya sea en zonas previas a pasos de montaña, zonas navegables y vados de ríos o costas abrigadas entre otros, y en particular si se produce la confluencia de varios de ellos, eran espacios más susceptibles de albergar ciudades al concentrar el tráfico de bienes y servicios (Barjamovic *et al.*, 2019). Se han optimizado de tal forma las redes de transporte que actualmente contribuyen de forma determinante para que el hombre se constituya como el principal agente geomorfológico del planeta, cuya acción supera a la suma del resto de agentes naturales (Hooke, 1994; Hooke *et al.*, 2012). Las ciudades se

erigen como nuevas cuencas sedimentarias (Sánchez de la Torre, 1981) y el aporte de materiales se produce nuevamente por las infraestructuras de transporte, dentro de este nuevo paradigma. Son tan estratégicas que desde antiguo están reguladas por derechos de paso, servidumbre y expropiación forzosa (*Rights of Way – ROW*, sensu Gardiner *et al.*, 2018), es decir, que posibilitar y optimizar su trazado prima sobre la propiedad del territorio mediante la declaración de utilidad pública o interés social.

Los geógrafos iniciaron el estudio de las infraestructuras de transporte en la segunda mitad del siglo XX, reparando en su estructura en redes, propiedades, sus efectos sobre el uso del territorio, distribución y relaciones entre productores primarios, fabricantes, distribuidores y consumidores, entre otras propiedades (Coffin, 2007). Posteriormente diversos biólogos empiezan a poner el foco en los efectos de las carreteras en las poblaciones de animales (Oxley *et al.*, 1974; Rost & Bailey, 1979; Wilkins, 1982). A finales del pasado siglo se acuña el término de *Road Ecology* (Forman, 1998) referido al estudio de las interacciones de las carreteras con su entorno en una aproximación multidisciplinar enraizada en la Ecología, pero complementada con la Geografía, Geología y la propia Ingeniería (Coffin, 2007). Desde entonces la bibliografía científica sobre este tema no ha parado de crecer, con numerosas revisiones desde diferentes aproximaciones (Forman & Alexander, 1998; Spellerberg, 1998; Trobulak & Frissell, 2000; Forman *et al.*, 2003; Davenport & Davenport, 2006; Coffin, 2007; Balkenhol & Waits, 2009; van der Ree *et al.*, 2015a; Dean *et al.*, 2019; Quiles & Barrientos, 2024). Ya se indicaba en sus inicios el carácter de “gigante dormido” (Forman & Alexander, 1998) por su enorme capacidad de aplicación en la planificación, conservación y gestión, por lo que constituye un gran reto para la investigación y la sociedad.

1.1.1. Impactos negativos

La irrupción de una infraestructura lineal en el mosaico de ecosistemas supone numerosos impactos negativos por pérdida de superficie y fragmentación (Forman & Alexander, 1998; Keller *et al.*, 2004), así como movimientos de tierra que alteran las redes hidrográficas, los procesos geomorfológicos y ecológicos asociados, además de la pérdida de suelo (Jones *et al.*, 2000; Martín Duque *et al.*, 2011). Se genera una nueva topografía compuesta por planos de geometrías artificiales, distantes de las sucesiones convexo-cóncavo naturales, y sustratos carentes de la estructura y funcionalidad original (Trombulack & Frissell, 2000). El suelo es un recurso natural no renovable a escala temporal humana. Se trata de un sistema complejo, altamente heterogéneo espacialmente y muy dinámico en el tiempo (Andrés, 2023), por lo que su pérdida es uno de los impactos más severos que se pueden producir en un ecosistema terrestre (Chen *et al.*, 2002). Las técnicas constructivas pueden también modificar las características químicas del suelo, por ejemplo, incrementando el pH si se ha empleado cal (hidróxido cálcico) para compactar la plataforma de la vía, técnica extendida si los materiales de la zona no cumplen las normas exigidas relativas a la compactación (Giusi *et al.*, 2023)

Por otro lado, una vez que la infraestructura está operativa supone nuevos impactos tales como contaminación lumínica y acústica, contaminación química del aire y el agua y mortalidad directa de fauna por colisión con vehículos, entre otros (Forman *et al.*, 2003). Estos impactos se extienden más allá de la carretera, constituyendo lo que se denomina zona de afección (Forman & Alexander, 1998; van der Ree *et al.*, 2015b), condicionada por el tipo y características de la infraestructura, tráfico, entorno, vientos dominantes y características particulares de la biocenosis (rasgos de las especies y su sensibilidad a los impactos). A su vez, todos estos impactos ambientales negativos tienen efectos muy relevantes sobre los ecosistemas y la biodiversidad de los espacios que atraviesan (Rytwinski & Fahrig, 2015; Newbold *et al.*, 2015; Bennett, 2017). Se trata también de un ambiente enriquecido en CO₂ y otros elementos, en muchos casos contaminantes, fruto de la combustión de los carburantes, como óxidos de

nitrógeno, amonio, monóxido de carbono (Trombulak & Frissell, 2000; Kittelson *et al.*, 2004), así como metales pesados entre los que destacan el plomo, cobre, estroncio y zinc (Jiménez *et al.*, 2018). En el caso del CO₂ puede superar cinco veces las concentraciones normales (Marinov & Sigrist, 2003). Todas estas perturbaciones suponen un factor de estrés añadido con consecuencias negativas para el crecimiento de las plantas (Jiménez *et al.*, 2018).

Las actividades de mantenimiento durante la operación de la infraestructura implican un nuevo régimen de perturbaciones que determina la dinámica de la vegetación. Las siegas periódicas (sin retirada de los restos) y la exclusión de herbívoros domésticos y salvajes de mediano y gran tamaño (Spooner, 2005) implican que las comunidades vegetales permanecen en etapas sucesionales tempranas (Baker, 1965). También la fauna difiere entre los márgenes de carreteras y el paisaje circundante en relación con la diversidad y abundancia de especies (Meunier *et al.*, 1999; van der Ree *et al.*, 2015a) así como en su comportamiento e interacciones (Ruíz-Capillas *et al.*, 2021).

Los vehículos que circulan por la vía contribuyen a la dispersión y acumulación de semillas en los márgenes de las carreteras, tanto por los flujos y turbulencias de aire que generan a su paso en la dirección de la vía (von der Lippe *et al.*, 2013), como adheridas en los neumáticos y bajos de los distintos vehículos (Zwaenepoel *et al.*, 2006). Estos espacios altamente perturbados también favorecen la irrupción de especies invasoras, donde se pueden dispersar gracias a la ausencia de comunidades de especies locales consolidadas (Hansen & Honnay, 2005), de manera que las infraestructuras lineales de transporte terrestres y en particular las carreteras constituyen una vía de dispersión muy relevante de especies alóctonas (Gelbrand & Belnap, 2003).

Adicionalmente, en zonas con inviernos fríos y nevadas frecuentes pueden aplicarse tratamientos con cloruros para evitar la formación de placas de hielo, lo que se traduce en un aporte de este elemento al entorno. En el caso de cloruro cálcico su vertido al entorno es prácticamente inocuo, no así cuando se realiza con cloruro sódico, mucho más barato y frecuente que sí tiene importantes efectos en el suelo debido al aporte de sodio (Na⁺), que puede triplicar su concentración en el suelo (Tiwari & Rachlin, 2018). Esta contaminación puede dañar a determinadas especies, por ejemplo, a los pinos (*Pinus* spp.) entre otras (Bryson & Barker, 2006). Por el contrario, este efecto puede contribuir a la expansión de especies tolerantes (Fekete *et al.*, 2021). En la AP-6, ya existen comunidades de *Limonium* spp. que prosperan en el límite entre el pavimento y la plataforma en los términos municipales de El Espinar y Navas de San Antonio en Segovia, en respuesta al incremento de concentración de sal en el suelo (obs. personal).

1.1.2. Restauración ecológica

Una vez identificados los impactos resulta necesario estudiar cómo se pueden evitar, minimizar o restaurar en su caso (Karlson *et al.*, 2014). Es indudable que la infraestructura que menos impacta es la que no se construye, pero el modelo socioeconómico y estilo de vida imperante dictan que las infraestructuras son necesarias con una elevada densidad y capacidad para alcanzar este nivel de desarrollo deseable (Hooke & Martín-Duque, 2022). En muchas partes del planeta, en los países denominados “en desarrollo”, su red va a crecer considerablemente, mientras que en los países desarrollados la tendencia es a incrementar la capacidad de la red existente (Internacional Energy Agency, 2013). Existe una iniciativa internacional que proclama mantener áreas sin carreteras como herramienta indispensable para la conservación de la biodiversidad (*Roadless Initiative*; Selva *et al.*, 2015). Ibisch y colaboradores (2016) aplicando un *buffer* de 1 km a todas las carreteras del planeta encuentran que el 80% de tierras emergidas permanece sin carreteras, aunque estas zonas están fragmentadas en unos 600.000 parches, de los cuales, más de la mitad son menores de 1 km² y solo el 7% son mayores de 100 km² (Fig. 1.1).

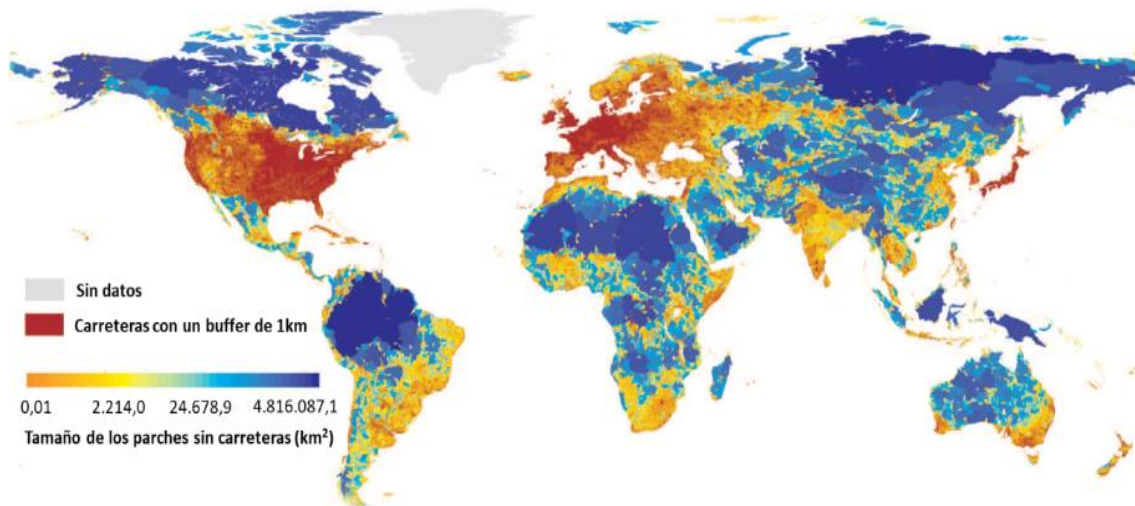


Figura 1.1. Mapamundi de la distribución de áreas con y sin carreteras, basado en un buffer de 1 km entorno a las carreteras (tomado de Ibisch *et al.*, 2016)

La ecología ha desarrollado y consolidado una disciplina denominada ecología de la restauración como marco teórico y científico para sustentar la práctica de la restauración ecológica definida como *el proceso de asistir al restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido* (SER, 2004), una definición ciertamente amplia en busca de un consenso dentro de la comunidad científica y técnica. Hoy en día está reconocida como la metodología más adecuada para actuar sobre ecosistemas degradados (Dobson *et al.*, 1997; Choi *et al.*, 2008; Miller *et al.*, 2017). Estudia los sistemas naturales que han sufrido algún tipo de alteración en su composición, estructura o función para describir y cuantificar esas desviaciones de su estado característico o previo a la perturbación (Hobbs & Sudding, 2009). La restauración ecológica se basa en los diferentes niveles de organización, desde los genes hasta los paisajes enteros, de hecho es tan amplia que necesita de otras disciplinas más allá de la propia ecología, como la hidrología, geomorfología, oceanografía entre otras, e incluye también necesariamente de determinadas ramas de las ciencias sociales, ante la necesidad de un enfoque holístico (Palmer *et al.*, 2016).

La restauración ecológica aspira a llevar a un ecosistema degradado a una trayectoria de recuperación que permita la adaptación a los cambios locales y globales, así como la persistencia y evolución de las especies que lo componen (Gann *et al.*, 2019) por lo que tiene en la sucesión ecológica uno de sus pilares teóricos (Prach, 2003), junto otras teorías relativas a la perturbación de ecosistemas, ensamblaje de comunidades y ecología del paisaje (Walker *et al.*, 2007; Prach & Walker, 2011). En un nuevo esfuerzo de consenso y para dar cobertura teórica a una demanda cada vez mayor, en particular ante la declaración por parte de Naciones Unidas de la década de la restauración 2021-30, la FAO (NNUU para la Alimentación y la Agricultura), junto con la comisión sectorial de gestión de ecosistemas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN CEM) y la Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica (SER) definen la restauración de ecosistemas como *el proceso de detener y revertir la degradación, lo que produce mejores servicios ecosistémicos y la recuperación de la biodiversidad. La restauración de ecosistemas abarca una amplia gama de prácticas, dependiendo de las condiciones locales y las preferencias sociales* (FAO, IUCN CEM & SER, 2021). Aquí el foco está en la degradación, en identificarla, gestionarla y revertirla, y el resultado se centra en la oferta de servicios ecosistémicos y recuperación de la biodiversidad. Se produce un giro hacia el pragmatismo en la restauración, incluyendo además de la restauración ecológica, todo el conjunto de actividades restauradoras, en referencia al principio octavo de los estándares que indica que la restauración ecológica es parte del continuo de actividades que contribuyen a

mejorar el entorno (Gann *et al.*, 2019). La restauración difícilmente recupera la comunidad original de referencia, lo que es una manifestación de la irreversibilidad de la pérdida de biodiversidad debida a los cambios antrópicos (Balaguer, 2002).

El proceso de la restauración ecológica o de ecosistemas se inicia al identificar un espacio degradado. El primer paso es realizar el diagnóstico ecológico que por un lado identifica las causas de perturbación y sus efectos, en particular los procesos ecológicos que han quedado bloqueados y que impiden o ralentizan la recuperación del sistema. Por otro lado, identifica cuál es el ecosistema o modelo de referencia (Gann *et al.*, 2019; Balaguer *et al.*, 2014) hacia el que orientar los esfuerzos de restauración. Este paso resulta esencial en un proyecto de restauración ecológica (Van Andel & Aronson, 2012; Whisenant, 1999).

1.1.3. Restauración de infraestructuras de transporte

Volviendo a lo particular, a las infraestructuras lineales de transporte terrestre, resulta necesario conocer las características y funcionamiento ecológico de estos espacios para su restauración (Prach, 2003). Como hábitats de nueva creación, los taludes de carretera, en principio, carecen de vegetación, factor que aumenta la tasa de erosión y puede comprometer su estabilidad. También supone un obstáculo para la integración de la carretera dentro del paisaje y la propia aceptación social del efecto ambiental negativo producido por la infraestructura. Las estrategias actuales para dirigir estos espacios hacia nuevos escenarios funcionales (*reclamation*) están principalmente orientadas a proporcionar una cubierta vegetal mediante la siembra de semillas de especies comerciales de crecimiento rápido. Con este objetivo se realizan las hidrosiembras que, probablemente sea la técnica más extendida de revegetación en cuanto a superficie y presupuesto se refiere (US Department of Transportation, 2017). Surge el dilema entre la capacidad del espacio de retener la erosión mediante una cubierta vegetal y/o la de generar una cubierta vegetal en un espacio con altas tasas de erosión, en particular ante la situación de no disponer de suelo en sentido edafológico en desmontes, y uno perturbado en el caso de los terraplenes gracias al extendido de tierra vegetal.

Con anterioridad a la presente tesis existía un amplio desconocimiento sobre la efectividad de las hidrosiembras, no obstante trabajos que se iniciaron en la misma etapa que los nuestros, indican que las hidrosiembras en ambientes mediterráneos no siempre son necesarias, que no contribuyen de forma significativa a la cobertura vegetal respecto a espacios en los que no se ha desarrollado esta técnica. Se cuestiona que el proceso de revegetación esté limitado por la llegada de semillas (Bochet *et al.*, 2007a) ya que la colonización y sucesión natural, en particular si se han desarrollado extendidos de tierra vegetal (Matesanz *et al.*, 2006) puede sustituir a las hidrosiembras. Además, las denominadas especies estarter o iniciadoras incorporadas con la hidrosiembra, pueden permanecer en el tiempo en detrimento de las especies locales, contrariamente a la definición de su papel como primocolonizadoras que rápidamente deben ser sustituidas por la flora local (Matesanz *et al.*, 2006).

Desmontes y terraplenes tienen comportamientos diferentes frente a la colonización, siendo más favorable en terraplenes gracias al extendido de tierra vegetal que mejora las condiciones del suelo y aporta un banco de semillas de especies silvestres locales (Balager, 2002; Tormo *et al.*, 2007). Por el contrario las coberturas que se alcanzan en desmontes son muy bajas, probablemente debidas a la escasa fertilidad y disponibilidad de agua (Bochet & García-Fayos, 2004). Además, en los planos inclinados que representan los taludes se produce un arrastre de semillas que condiciona la comunidad vegetal que se establecerá en estos espacios, tanto por la pendiente, como por las características de las propias semillas (García-Fayos *et al.*, 2010). También la compactación del sustrato supone un impedimento para el desarrollo de la vegetación (Tormo *et al.*, 2009; Bochet *et al.*, 2010b).

En los entornos mediterráneos el establecimiento de la vegetación en los taludes de carretera podría estar limitado por la disponibilidad del micrositio y no tanto por la aportación de semillas (Andrés & Jorba, 2000). Se entiende por micrositio una pequeña zona con características ecológicas homogéneas y distintivas. La existencia y calidad de sitios apropiados para la germinación y reclutamiento de plántulas depende de la pendiente y de las características del suelo (Aronson *et al.*, 1993). La pendiente y la microtopografía determinan la distribución de los nutrientes y el contenido de agua en los taludes. Por ejemplo, Andrés y Jorba (2000) destacan la ausencia de cobertura vegetal cuando la pendiente supera los 45°, debido a las altas tasas de erosión. Otros estudios sugieren que las modificaciones de la topografía de la superficie del desmonte (por ejemplo, realizando hoyos) pueden aumentar la disponibilidad de micrositios favorables (Bochet *et al.*, 2009). El contenido en nutrientes del suelo tiene también efectos importantes en la calidad del micrositio (Vitousek, 1982). La dinámica inicial de la comunidad de plantas en espacios severamente degradados sigue un proceso de sucesión primaria dirigido por la calidad del suelo (Walker & del Moral, 2008), en consonancia con la hipótesis de sucesión en relación con los recursos (Gleeson & Tilman, 1990). Sin embargo, desde las primeras etapas de la colonización vegetal, se espera que las interacciones entre el suelo y la vegetación sean mutuas e iterativas. Las primeras plantas que se establezcan modificarán la calidad del suelo a través de su influencia sobre el stock de materia orgánica, ciclo de nutrientes y disponibilidad de agua (Hooper & Vitousek, 1998; Eviner *et al.*, 2006; Eviner & Hawkes, 2008). Estos procesos resultan esenciales para la formación, el mantenimiento y la restauración del suelo (De Deyn & Krooistra, 2021). De este modo, monitorizando los cambios no solo en la vegetación sino también en el suelo se puede describir con más precisión el proceso de restauración (Bakker *et al.*, 2000; Potthoff *et al.*, 2005).

La identidad, abundancia y distribución de las especies que colonizan un determinado espacio se puede analizar mediante los procesos de ensamblaje de comunidades (Kraft & Ackerly, 2015). La coexistencia de las especies de una comunidad es consecuencia de la estocasticidad, los patrones históricos de especiación y migración, la dispersión, los factores ambientales y las interacciones bióticas, donde ninguno de estos procesos es mutuamente excluyente (Götzenberger *et al.*, 2012). Cada uno de estos procesos modifica su influencia en función de la escala temporal y espacial considerada (Kraft & Ackerly, 2015). En primer lugar, a escala biogeográfica y evolutiva intervienen procesos de especiación, extinción y migración (Fukami *et al.*, 2007), de forma que se establece un primer filtro sobre el conjunto global de especies determinando cuales son capaces de llegar. Posteriormente, estas especies deben superar las barreras relacionadas con la dispersión para conformar el conjunto local de especies. Por último, a escala regional y local, las condiciones abióticas (filtros abióticos) y las interacciones bióticas (filtros bióticos) condicionan el establecimiento exitoso de las especies en una localidad dada y componen el último cribado que determina qué especies del conjunto local terminan formando parte del ensamble final (Emerson & Gillespie, 2008; Shipley, 2010). Por un lado, los filtros abióticos discriminan a las especies según su capacidad para colonizar, establecerse y persistir en un determinado lugar. Por otro lado, los filtros bióticos seleccionan las especies en función de las interacciones con el conjunto de competidores, mutualistas y consumidores presentes (Weiher *et al.*, 2011). En definitiva, tanto las interacciones ecológicas como los procesos evolutivos y biogeográficos, pueden afectar al ensamblaje de las comunidades vegetales.

La persistencia regional de las especies está controlada entonces por los procesos de colonización, extinción y recolonización dentro de los hábitats adecuados (Freckleton & Watkinson, 2002). A su vez, la idoneidad del hábitat está determinada por filtros abióticos, en términos de estrés y alteración del hábitat, y los filtros bióticos, que van desde la facilitación hasta la competencia (Geho *et al.*, 2008). La naturaleza dual de los filtros ambientales es especialmente evidente a lo largo de los gradientes de estrés donde el desarrollo de la

comunidad vegetal está limitada fisiológicamente en un extremo y por la competencia en el otro (Grime, 1979). Finalmente, la composición de la comunidad puede depender también de la historia del ensamblaje. Los individuos de aparición precoz pueden modificar el entorno con profundos efectos sobre la distribución y abundancia de los organismos que llegan posteriormente. Las especies con capacidad para modificar el hábitat (Jones *et al.*, 1994) pueden incluso definir la estructura de una comunidad creando condiciones localmente estables para otras especies (Dayton, 1972; Ellison *et al.*, 2005), o promover el desarrollo de interacciones mutuas (Wydhayagarn *et al.*, 2009). Todos estos factores (gradiente estrés-productividad, especies primocolonizadoras, historia de ensamblaje) se manifiestan de forma diferente en desmontes y terraplenes, por lo que es de suponer que los procesos de ensamblaje de comunidades sean también distintos.

En las comunidades vegetales el ensamblaje de comunidades no es neutro, los filtros ecológicos (condiciones abióticas e interacciones bióticas) tamizan las especies en función de sus características fenotípicas (Woodward & Diament, 1991; Fargione *et al.*, 2003; Harpole & Tilman, 2006). La ecología de comunidades de plantas ha hecho especial hincapié en los rasgos funcionales (Funk *et al.*, 2017), definidos como expresiones del fenotipo indicativas de las estrategias ecológicas de la planta en cuanto al uso de los recursos, el crecimiento y la distribución como adaptación a las condiciones ambientales (Westoby & Wright, 2006). De esa forma, la diversidad funcional, que manifiesta la variedad de rasgos funcionales que presentan las especies de una comunidad (Flynn *et al.*, 2011), puede informar de los procesos que están teniendo lugar en la conformación de la comunidad (Kraft & Ackerly, 2015). Dentro de una localidad, las especies residentes inhiben con mayor intensidad a las que llegan con rasgos morfo-funcionales o patrones de uso de recursos similares, por el contrario, a escala regional el efecto filtrante produce asociaciones entre grupos de rasgos funcionales y condiciones ambientales locales (Díaz *et al.*, 1998; Holdaway & Sparrow, 2006). Por ejemplo, como regla general, las especies autócoras, ya sea por dispersión gravitacional o balística y con semillas pequeñas, predominan en ecosistemas de baja productividad, mientras que las especies con síndrome de dispersión especializado (dispersada por animales, viento o agua) y con semillas más grandes prevalecen en ecosistemas de gran productividad (Pärtel & Zobel, 2007). Sin embargo, en ecosistemas de baja productividad, como los pastizales semiáridos mediterráneos, las semillas de mayor tamaño proporcionan un mayor probabilidad de éxito (*fitness*) entre las especies anuales, probablemente derivado de una estrategia adaptada a estos entornos temporalmente impredecibles (Metz *et al.*, 2010). Los pastizales mediterráneos están dominados por terófitos y muestran un patrón unimodal (en forma de campana) alcanzando el valor máximo de la diversidad a niveles de intermedios de productividad (Puerto *et al.*, 1990; Casado *et al.*, 2004). La exclusión competitiva y la interacción entre el tamaño de la semilla y el síndrome de dispersión pueden explicar parcialmente esta relación unimodal entre diversidad y productividad (Pärtel & Zobel, 2007). Otra explicación se refiere a la composición del conjunto regional de especies, bien debido a la frecuencia de especies exóticas (Gibson *et al.*, 2005) o a la escasez en entornos extra-tropicales de especies capaces de explotar ecosistemas muy productivos (Zobel & Pärtel, 2008).

1.2. Contexto

1.2.1. Infraestructuras de transporte

En el ámbito de la ingeniería se entiende por Obra Civil a toda infraestructura destinada al uso colectivo o público. Son proyectos que, por lo general, son diseñados a solicitud de organismos gubernamentales, quienes a su vez los financian. Dentro de esta tipología de construcción destacan las carreteras, vías férreas, puertos, canales, embalses, saneamiento y alcantarillado

entre otras. (Pérez Porto & Garday, 2014). Sin duda, las más extendidas son las carreteras y en menor medida los ferrocarriles, que constituyen las infraestructuras de transporte lineal terrestre, tanto de mercancías como de personas (Fig. 1.2). Estos dos tipos de infraestructuras, considerando los tramos interurbanos, se estima que ocupan una superficie de 500.000 km² en el caso de carreteras (superficie análoga a la de España) y 30.000 km² en el caso de los ferrocarriles (superficie aproximada de Galicia), lo que corresponde al 0,4 y 0,02% respectivamente de la superficie de tierras emergidas del Planeta (Hooke *et al.*, 2012). Si se considera que las carreteras afectan a los ecosistemas más allá de la superficie en la que se asientan, el área del planeta afectada directa o indirectamente podría llegar al 20% (Ibisch *et al.*, 2016).

A pesar de que la superficie ocupada directamente no es muy alta para el conjunto del Planeta, por su singular geometría lineal y su íntima relación con casi todas las actividades humanas, hace que estén presentes y distribuidas por la práctica totalidad de tierras emergidas. Alcanza una longitud que supera los 38 millones de kilómetros (IRF, 2020; CIA, 2020) incluyendo carreteras pavimentadas o no. Esto supone más de 1.000 vueltas a la Tierra o hacer más de 46 viajes de ida y vuelta a la Luna. La densidad de la red es proporcional al desarrollo económico del territorio sobre el que se asienta (Fig. 1.1). Otro tanto ocurre con las líneas férreas, pero a menor escala, con una red mundial de 1,3 millones de kilómetros (CIA, 2020).

La red de carreteras nacional alcanza los 165.624 km (MITMA, 2020). Cabe destacar la evolución en su tamaño y capacidad de esta red de carreteras en los últimos 50 años (Tabla 1.1). Desde el inicio del presente siglo se aprecia que se dispone de suficientes carreteras para comunicar el territorio, lo que está cambiando son las características de la red, mediante la construcción de nuevas vías de alta capacidad en detrimento de las carreteras convencionales.

En España se dispone de 15.301 km de líneas férreas de los cuales, 3.400 km corresponden a líneas de alta velocidad construidos íntegramente en los últimos 28 años. En el caso de la red de alta velocidad, la tendencia es a seguir creciendo, con 11 tramos en obras y 7 más en estudio, distribuidos por todo el territorio nacional peninsular (ADIF, 2020).



Figura 1.2. Autopistas en el mundo. Las dos imágenes de la parte superior corresponden al mismo tramo de carretera, y constituyen una enorme trinchera, a la izquierda, y una gigantesca rampa, a la derecha, para salvar un escarpe rocoso en el desierto de forma prácticamente recta y perpendicular a la pendiente, imponiendo la infraestructura al terreno de forma efectista y simbólica, como una alegoría a la mano del rey hundiendo su espada en el terreno. Autopista entre Riad y La Meca (Arabia Saudí). En medio a la izquierda, la autopista Régis Bittencourt que une Sao Paulo y Curitiba a su paso por el Parque Estadual de mata atlántica Jacupiranga (Brasil). En medio a la derecha, la autopista de Santiago a Valparaíso (Chile), cuando cruza la sierra costera, cubierta de vegetación mediterránea. Abajo a la izquierda, la autopista panamericana al norte de Lima (Perú), atravesando el desierto costero. Abajo a la derecha la autopista del Huerna (España) en el entorno de un hayedo en la Cordillera Cantábrica (Fotografías de Ignacio Mola)

Tabla 1.1: Evolución de la red española de carreteras. A la derecha de cada variable se representa su incremento entre los periodos considerados. Se recuadra en rojo los valores negativos que implican decrecimiento de la red (Fuente: MITMA, 2020; y elaboración propia).

Año	Carreteras convencionales (km)	Δkm	Vías de gran capacidad (km)	Δkm	Total red nacional (km)	Δkm
1970	139.009	-	203	-	139.212	-
1975	144.104	5.095	888	685	144.992	5.780
1980	147.643	3.539	1.933	1.045	149.992	5.000
1985	150.328	2.685	2.925	992	153.253	3.261
1990	150.619	291	5.624	2.699	156.243	2.990
1995	154.484	3.865	8.133	2.509	162.617	6.374
2000	153.114	-1.370	10.443	2.310	163.557	940
2005	152.490	-624	13.156	2.713	165.646	2.089
2010	149.822	-2.668	15.965	2.809	165.787	141
2015	148.981	-841	17.021	1.056	166.003	216
2018	148.396	-585	17.228	207	165.624	-379

1.2.2. Construcción de infraestructuras lineales de transporte terrestre

A la hora de construir una carretera o un ferrocarril hay que encontrar la forma de asentar un plano con la anchura de la infraestructura y la longitud correspondiente a los dos puntos que se van a comunicar. Generalmente el terreno responde a formas convexo-cóncavas, con mayor o menor relieve, por lo que habrá que realizar movimientos de tierra para imponer esta nueva geometría. Antiguamente se buscaba que la infraestructura se adaptara lo máximo al terreno, para minimizar los movimientos de tierra que, ante la escasez o inexistencia de maquinaria específica, resultaban muy costosos (Fig. 1.3). Hoy en día, con una amplia gama de maquinaria pesada, se pueden mover ingentes cantidades de tierra, por lo que el trazado de las nuevas carreteras y ferrocarriles responde a elevados estándares de capacidad, velocidad y seguridad, más que a minimizar los volúmenes de tierra afectados. El caso extremo de este tipo de infraestructuras en relieves montañosos son las infraestructuras que constan de una secuencia de túneles y viaductos salvando divisorias y vaguadas respectivamente.

De forma general, para instalar el plano horizontal de la infraestructura sobre un plano más o menos inclinado e irregular del terreno hay que recurrir a la generación de nuevos planos, denominados taludes, que se construyen por excavación en el caso de los desmontes y por relleno y compactación de materiales en el caso de los terraplenes. Un breve esquema y descripción simplificada de este proceso se realizan en la Figura 1.4.



Figura 1.3. En la parte superior, carretera de Hoyos del Espino a la Plataforma de Gredos, en la provincia de Ávila (AV-931), construida en 1945 para favorecer actividades cinegéticas. Se puede apreciar cómo a pesar de encontrarse en una zona montañosa, se adapta perfectamente al terreno, minimizando los movimientos de tierra a costa de un trazado sinuoso. Abajo, obras del tren de alta velocidad entre Medina y la Meca (Arabia Saudí), donde la concentración de maquinaria pesada moviendo tierra resultó sobresaliente (Fotografías: superior de Ignacio Mola e inferior cortesía de Vicente Mayordomo. INECO)

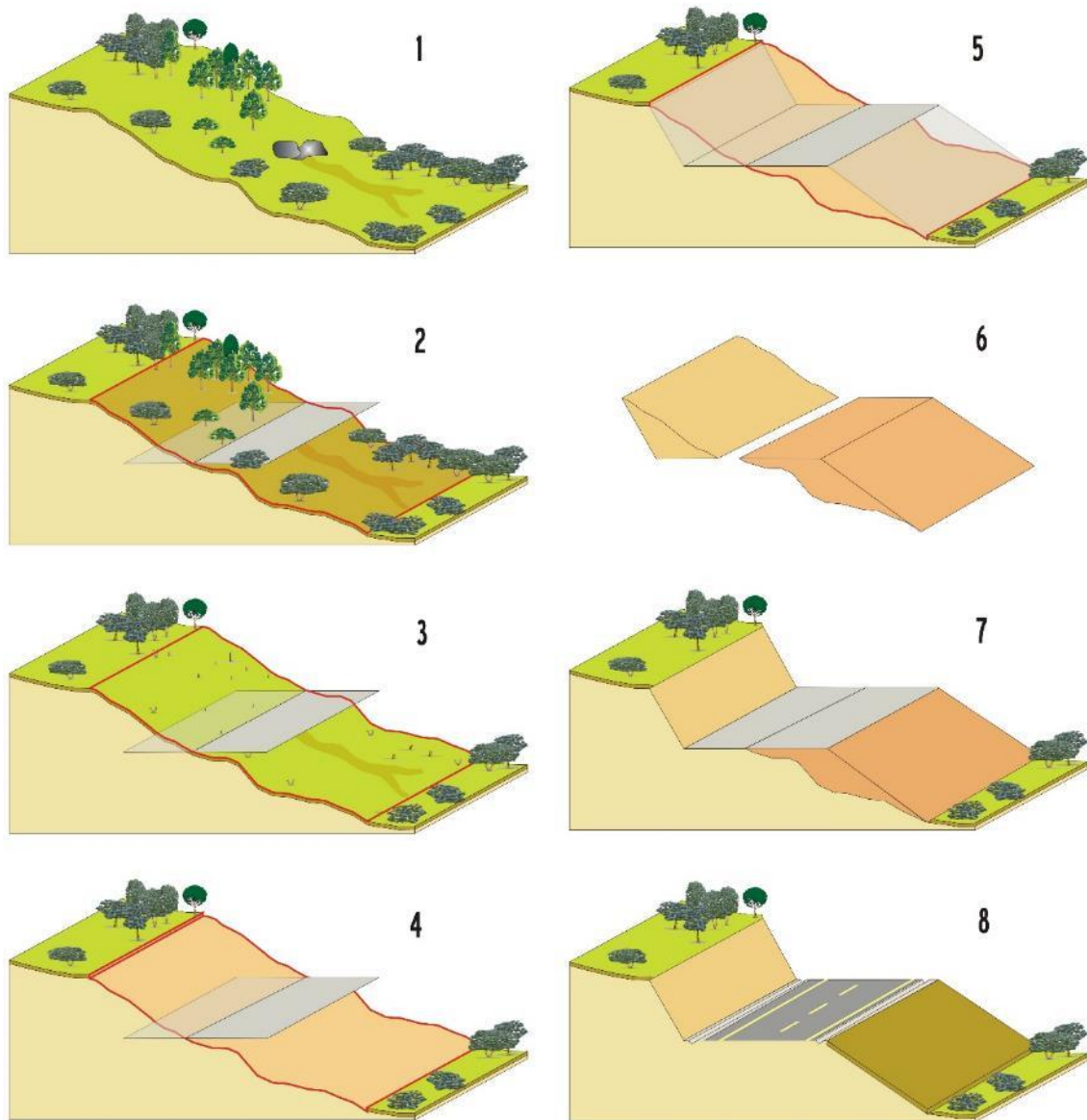


Figura 1.4. Esquema de la construcción de una carretera sobre una ladera. (1) Sección de la ladera sobre la que se va a construir. (2) Se superpone el plano de la plataforma de la vía, y se oscurece la zona de la ladera que se verá afectada por el movimiento de tierras. (3) Se realiza un desbroce de toda la vegetación de la zona afectada. (4) Se retiran los primeros 30-50 cm de suelo del área afectada, denominada 'tierra vegetal'. (5) Esquema en planos traslúcidos de los movimientos de tierra necesarios. (6) A la izquierda, aparece el volumen de tierra que será necesario excavar para el desmonte y a la derecha, el volumen de tierra que será necesario acopiar y compactar para construir el terraplén. La diferencia entre ambos volúmenes se denomina balance del movimiento de tierras: si es <0 , es decir se necesita acopiar un volumen superior al que se va a excavar, la obra es deficitaria en tierra, luego necesitará de una cantera o préstamo de donde obtener este volumen necesario. Por el contrario, si es >0 , el volumen de tierra excavado es superior al necesario para acopiar, la obra es excedentaria en tierra, lo que implica la necesidad de un vertedero donde depositar los volúmenes sobrantes. Si es $=0$, los movimientos de tierra están equilibrados/compensados, es la situación óptima, ya que no será necesario ocupar espacios adicionales. (7) Perfil final tras realizar los movimientos de tierra. Quedan construidos tanto el desmonte como el terraplén (se colorea en tono más oscuro el terraplén, para diferenciarlo respecto al perfil original). (8) Lo habitual es que sobre los terraplenes se realice un extendido de tierra vegetal. En desmontes, está desaconsejado realizar los extendidos por su mayor pendiente y la expectativa de que ante un deslizamiento o por escorrentía este material acabe en la vía (Autor: Ignacio Mola, tomado de Balaguer *et al.* 2011).

A partir de 1986, la construcción de autopistas y líneas de ferrocarril de largo recorrido deben someterse al procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA), mediante su correspondiente Estudio de Impacto Ambiental (EsIA) y posterior Declaración de Impacto Ambiental (DIA) o resolución administrativa del expediente. La legislación vigente en la actualidad es la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. Esto supone identificar, evaluar y manejar los efectos negativos sobre el medio ambiente y la existencia de un documento vinculante (DIA) sobre los requerimientos ambientales para el desarrollo del proyecto.

Una de las metodologías más extendida para abordar la evaluación ambiental se basa en describir las acciones del proyecto, plan o programa, que tendrán asociadas una serie de efectos sobre los diversos factores del medio produciendo impactos (Gómez de Orea, 2003; Karlson *et al.*, 2014). En función de la fase de estudio en la que se encuentre la carretera, serán diferentes también los objetivos para evitar o minimizar los efectos ambientales negativos.

El modelo de planificación de la infraestructura y su evaluación ambiental permite una aproximación a diferentes escalas, de mayor a menor (Tabla 1.2) a medida que se define el proyecto (Otero, 1999). En el proceso de Evaluación de Impacto Ambiental se selecciona la alternativa de trazado con menor impacto ambiental negativo. A continuación, se procede a establecer todas las medidas de mitigación y compensatorias en su caso, a los impactos no evitables producidos por el trazado final. Toda esta deliberación concluye en la redacción de la DIA y será el documento legalmente vinculante que recoge todos los condicionantes ambientales que deben considerarse para ejecutar el proyecto, en caso de que la declaración sea positiva.

La presente tesis se desarrolla en la fase final de este proceso, desde la finalización de los movimientos de tierra, hasta el tercer año de operación de la infraestructura, cinco años en total. Aquí se deben cumplir todos los condicionantes ambiental que expone la DIA para lo que se establece un programa de vigilancia ambiental que se prolongará durante 2 años a partir de la finalización de las obras (periodo de garantía).

1.2.3. Prácticas ambientales en obra más comunes

En este apartado solo se van a introducir los efectos ambientales que se mencionan reiteradamente en los proyectos constructivos y en particular en el Anejo de ordenación ecológica, estética y paisajística, que es así como se denomina el capítulo del proyecto constructivo que incluye el apartado ambiental. En particular los relativos a escala de talud. En la introducción se ha repasado e incidido en los efectos ecológicos de la construcción y explotación de este tipo de infraestructuras. También se mencionan las principales medias que se adoptan para evitarlos o minimizarlos.

A escala de paisaje preocupa la fragmentación del territorio, en particular si afecta a espacios o especies con alguna figura de protección. Este es un factor que se tiene en consideración a la hora de seleccionar entre las alternativas propuestas en el estudio de impacto ambiental durante la evaluación. Se trata por lo tanto de una estrategia de evitación en este caso. Aun así, este efecto persiste, allá por donde transcurre la infraestructura, aunque ahora sobre espacios de menor valor ambiental (Aizpurúa, 2010). Una vez sobre la alternativa seleccionada se ponen en marcha una serie de medidas de minimización o mitigación dirigidas hacia la fauna por un lado y a la vegetación por otro (Otero *et al.*, 1999).

Tabla 1.2. Evolución de un proyecto constructivo de carretera. Relación entre la fase de estudio y los objetivos constructivos y ambientales, así como con la tramitación ambiental en su caso (modificado de Otero, 1999)

FASE ESTUDIO	ESCALA	OBJETIVO CONSTRUCTIVO	OBJETIVO AMBIENTAL	TRAMITACIÓN AMBIENTAL
Estudio formativo	1:25.000	Definición de alternativas	Valoración ambiental de territorio. Identificación de los costes ambientales.	Elaboración del estudio de impacto ambiental
Anteproyecto	1:5.000	Comparación de alternativas	Cuantificación de impactos según alternativas y posibles medidas correctoras.	
Proyecto de trazado	1:2.000	Definición del trazado. Costes económicos	Evaluación de impactos, correcciones sobre el trazado y programa de vigilancia ambiental	Evaluación de impacto ambiental
	1:1.000			Declaración de Impacto Ambiental
Proyecto constructivo	1:1.000 1:500 1:100	Definición de la ejecución. Presupuesto	Definición y presupuesto de las medidas de integración ambiental: revegetación, pasos de fauna, etc. Elaboración del Plan de Vigilancia Ambiental	Vigilancia ambiental (supervisión de la correcta ejecución del proyecto constructivo y seguimiento de la eficacia de las medidas propuesta durante 2 años a partir de la finalización de las obras: periodo de garantía)

Que la fauna penetre en la infraestructura, sobre todo si es de tamaño mediano o grande supone un riesgo de siniestro, tanto para los usuarios como para la fauna. Por este motivo, las infraestructuras de alta capacidad disponen de un vallado perimetral para evitar su acceso. En caso de que accidentalmente algún animal entre, se dispone de elementos para que puedan salir, ya sean rampas, portillas u otros dispositivos (Ministerio de Medio Ambiente, 2006). Se diseñan pasos de fauna para que las poblaciones a ambos lados no queden aisladas por la irrupción de la infraestructura.

De una forma mucho más reciente y derivada de la entrada en vigor de la Directiva Marco del Agua, también se hace hincapié en las interacciones con las masas de agua y la calidad de sus ecosistemas asociados, que pueden incluir desde balsas de retención, para evitar que un volumen excesivo de sedimentos y/o contaminantes lleguen a las masas de agua del entorno, hasta ampliar vanos, tanto en longitud como en altura en los puentes para minimizar la fragmentación de estos ecosistemas, entre otras muchas medidas (MITECO, 2019).

En el ámbito de las carreteras y ferrocarriles y a escala local o de proyecto constructivo, la medida correctora más extendida es la revegetación. En este ámbito concreto se puede definir la revegetación como la restauración de una cubierta vegetal funcional sobre los nuevos planos generados tras los movimientos de tierras para crear la plataforma de la infraestructura. Se aplica sobre todas aquellas superficies de nueva generación que no son ocupadas por la propia infraestructura: márgenes, medianas, rotondas, taludes (desmontes y terraplenes), pistas de acceso temporales, vertederos, préstamos, etc. Esta medida pretende reparar la pérdida de hábitat (destrucción del suelo y de las comunidades biológicas). A este objetivo se suma otro, que sería el de complementar técnicamente la calidad de las obras realizadas mediante la

protección frente a la erosión. La presencia de cobertura vegetal proporciona seis beneficios frente a este indeseado efecto (Forman *et al.*, 2003):

- Reduce el impacto de las gotas de agua sobre el terreno
- Reduce la velocidad de la escorrentía
- Los sistemas radiculares proporcionan/incrementan la integridad estructural al suelo
- Filtran sedimentos y contaminantes de la escorrentía
- Incrementa la infiltración del agua dentro del suelo
- Incrementa la evapotranspiración, el movimiento vertical del agua hacia la atmósfera

Además, la presencia de una cubierta vegetal puede sumar otros objetivos como (MOPT, 1992): (i) protección frente a deslumbramiento, (ii) complemento del balizamiento (guías visuales que refuerzan la dirección del trazado), (iii) protección acústica y (iv) protección contra el polvo y los gases de escape, entre otros. A estos objetivos denominados funcionales se sumarían otros de segundo orden (MOPT, 1992) que sería estéticos y de mejora del paisaje, es decir, de percepción por parte de los usuarios.

En España, respecto al proceso constructivo de nuevas superficies, ya sean desmontes, terraplenes o explanadas, los pliegos de prescripciones técnicas generales tanto de carreteras (MITMA, 2019) como de ferrocarriles (ADIF, 2011) especifican las actividades o unidades de obra que componen la construcción de una infraestructura lineal, así como la forma de verificar su ejecución (medición y abono). Ambos pliegos afrontan la descripción de las unidades de construcción separando excavaciones y drenajes. En los apartados en los que se identifican los trabajos de acabado de los taludes (refino de taludes) se indica textualmente: *“consiste en las operaciones necesarias para conseguir el acabado geométrico”*. Es decir, la preocupación en este punto es estrictamente geotécnica o estética bajo un marco de formas rectilíneas no naturales. Se indica que estos trabajos se realizarán con posterioridad a la construcción de drenes y otras obras. En particular se hace hincapié en *“la eliminación de cualquier material blando, inadecuado o inestable que no se pueda compactar adecuadamente, así como rellenar los huecos”*. También se hace referencia a cómo proceder en caso de que se produzca un desprendimiento (rellenando y volviendo a la situación inicial).

Respecto a los sistemas de drenaje, la infraestructura presenta diversos elementos para que las lluvias y sobre todo si son torrenciales, no afecten a la operación de la vía, ni produzcan desperfectos (Fig. 1.5). En los planos inclinados (taludes) se pueden disparar fenómenos erosivos, por lo que en función de su tamaño y de las características climáticas, se pueden instalar cunetas de coronación y guarda por todo el perímetro del talud, para evitar que la escorrentía externa alcance el plano del talud. Por otro lado, si el talud es muy grande, se pueden realizar bermas, con sus correspondientes cunetas para canalizar la escorrentía del plano del talud por tramos y evitar así una concentración excesiva en su base. En el caso de los desmontes existe una cuneta en la base que evita que la escorrentía acumulada en el plano del talud vierta sobre la infraestructura, una vez más, comprometiendo su operación. Especialmente preocupante resulta cuando los sedimentos colapsan los sumideros de los drenajes transversales, tanto por sus efectos, al embalsar agua sobre la vía, como por los costes de mantenimiento que implica. Un colapso total puede suponer la necesidad de interrumpir parcialmente el servicio para cambiar todo el sistema de drenaje transversal a la vía.

Una vez diseñados todos los sistemas de drenaje, se asigna al establecimiento de una comunidad vegetal el control de la erosión dentro de las nuevas superficies, sin tener en consideración los posibles limitantes de la propia vegetación para establecerse en estos nuevos planos inclinados

de características muy diferentes (tipología de talud, pendiente, orientación, materiales geológicos, etc.). El técnico de medio ambiente de la obra será ahora el responsable de implementar las medidas propuestas en el proyecto con las modificaciones realizadas por la DIA en su caso.

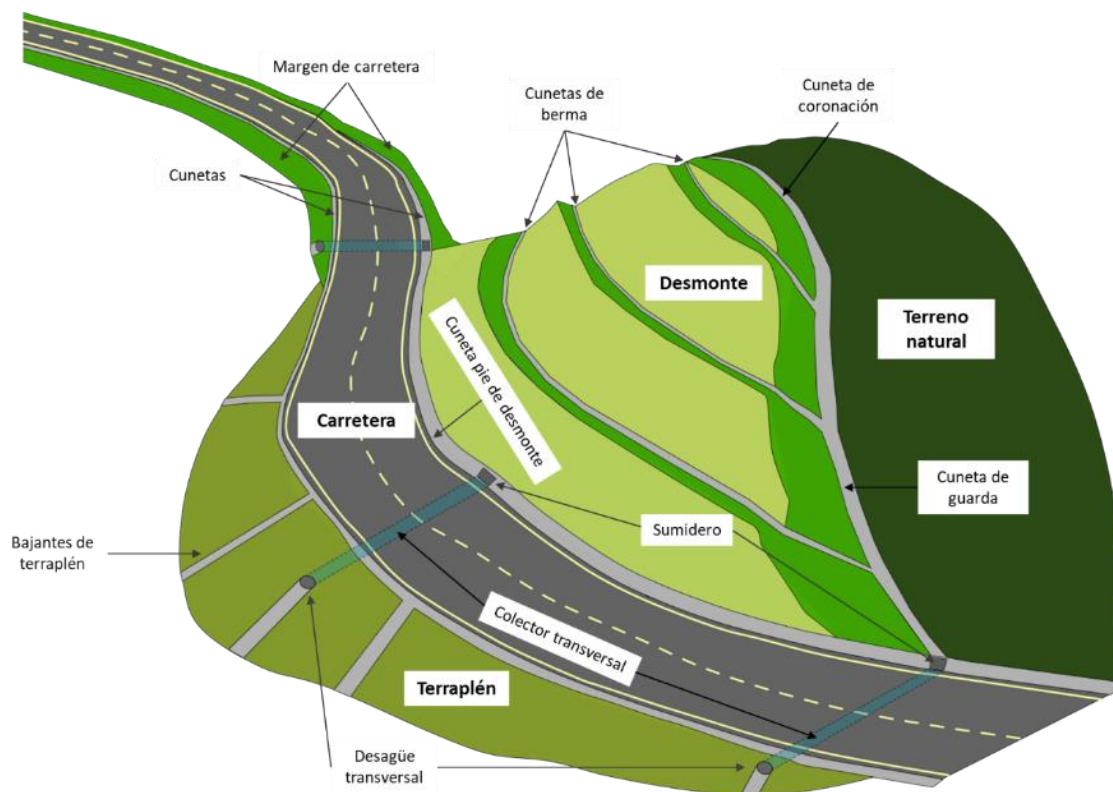


Figura 1.5. Croquis de los sistemas habituales de drenaje en una carretera a su paso por una zona de terreno accidentado. Se puede apreciar cómo el desmorte, dada su longitud, se divide mediante tres bermas con sus correspondientes cunetas (Fuente: elaboración propia)

La metodología de revegetación para alcanzar estos objetivos viene en gran medida de la agronomía, ya que considera que la mejor forma de conseguir una elevada cobertura vegetal es la enmienda del suelo y la adición de semillas mediante siembras y/o hidrosiembras, o individuos ya desarrollados mediante plantaciones. El procedimiento habitual de revegetación se inicia con la retirada de tierra vegetal, que así se denomina a los primeros centímetros de sustrato, para descartar y llevar a vertedero, ya que su contenido en materia orgánica hace que no cumpla los estándares necesarios de compactación para ser empleado en construcción (Enríquez de Salamanca & Carrasco, 2009). La potencia a la que se retira esta capa superficial varía según proyectos entre 30-50 cm. Posteriormente este sustrato se acopia, en hileras de hasta 2 m de altura (MITMA, 2019), para evitar la excesiva compactación. Esto supone emplear nuevas superficies para vertederos temporales en el entorno de la obra. Allí permanece este material un tiempo muy variable en función de la planificación de la obra, que puede oscilar entre unas semanas a 1-2 años. Una vez finalizada la construcción y refino de las nuevas superficies generadas se procede a extender la tierra vegetal acopiada, generalmente en la misma potencia a como ha sido retirada. La obra suele ser deficitaria en este material, por lo que se prioriza el extendido en los terraplenes y las zonas llanas como los márgenes y rotondas. En los desmontes con elevada pendiente (3H:2V; 35°) no se realizan extendidos de tierra vegetal porque se considera que no sería estable y podría deslizar por gravedad y escorrentía, acumulándose en las estructuras de drenaje a pie de desmorte con los efectos ya señalados. En ocasiones se puede

recomendar algún tipo de tratamiento previo que favorezca la rugosidad del sustrato y permita una mejor adherencia de la tierra vegetal como pueden ser labores de escarificación superficial.

A continuación, se procede a aplicar la hidrosiembra sobre todas las superficies desnudas. Se trata de proyectar sobre las superficies a revegetar una mezcla de semillas, mantillo fibroso para darles cobertura y retener la humedad (mulch), nutrientes (compuestos húmicos, abonos de liberación rápida y lenta), un coadyuvante que facilite la adherencia de la mezcla y todo ello mezclado con agua, que será el medio que permita proyectarla sobre las superficies mediante presión y un cañón o manguera (Fig. 1.6). Esta maquinaria se puede acoplar en un camión, lo que permite su desplazamiento por la vía en construcción alcanzando la mayoría de las superficies. Se consiguen unos rendimientos altos al realizar diversas tareas simultáneamente: siembra, abonado, riego, extensión de mantillo y rastrillado para cubrir las semillas. Una vez realizada la hidrosiembra, se puede recomendar, según el proyecto, una segunda pasada de hidrosembradora en este caso sin semillas, pero con el resto de los componentes, que permitirá cubrir las semillas y realizar un nuevo aporte de agua, nutrientes y mantillo (*hidromulch/hidromulching*).

En la mezcla de semillas se suelen incluir algunas especies con un supuesto papel de primocolonizadoras, denominadas *starters*, generalmente pertenecientes a la familia de las gramíneas (*Lolium sp.*, *Agropyron sp.*, *Festuca sp.* entre otras). También se incluyen algunas leguminosas generalistas por su conocido papel en la fijación de nitrógeno y enriquecimiento del suelo (*Medicago sativa*, *M. lupulina*, *Onobrychis viciifolia*, *Vicia sativa*, entre otras) y finalmente otras especies denominadas autóctonas, que habitan el entorno de forma natural y pertenecientes también a las familias de las gramíneas y las leguminosas. En definitiva, se formulan mezclas de 8-10 especies de herbáceas perennes, a las que se puede añadir algún caméfito o nanofanerófito en el grupo de especies autóctonas, pero de forma muy minoritaria (Enríquez de Salamanca & Carrasco, 2009; Otero *et al.*, 1999).

Este protocolo general tiene su origen en los países del centro de Europa y se fue extendiendo como práctica habitual en los proyectos de infraestructuras lineales de transporte terrestre en el territorio nacional. Estas prácticas se basan en la experiencia de los técnicos que las han desarrollado y pone el énfasis en los elementos que deberían constituir un sistema funcional, abordando el problema desde los efectos y no desde las causas que los originan.



Figura 1.6. De arriba abajo y de izquierda a derecha: excavadora cargando tierra vegetal de un acopio en un camión. Retroexcavadora extendiendo tierra vegetal en un terraplén. Hidrosebradora trabajando sobre un desmorte. Mezcla de hidrosiembra escurriendo por el plano de un desmorte. Detalle del suelo en una zona recién hidrosembrada en la que se indican los elementos más aparentes. Terraplén recién hidrosembrado (diversas obras en la Comunidad de Madrid. Autores de las fotografías: las dos superiores, Berta Martínez, las dos del medio María Altamirano, las dos inferiores Ignacio Mola).

No obstante, los resultados de este tipo de técnicas conllevan un alto grado de incertidumbre, y no existen datos generales ni sectoriales que permitan hacer su seguimiento y análisis. Resulta muy complejo obtener esta información de cada proyecto. Prácticamente habría que ir recabando la información en cada obra concreta, hablando específicamente con los implicados. Por otro lado, esta información no siempre queda registrada, puesto que lo relevante radica en si la unidad de obra correspondiente, en este caso la hidrosiembra, el extendido de tierra vegetal, etc., ha pasado la certificación o no, que es el acto vinculante para el abono de esa unidad de obra por parte del promotor al contratista. Si atendemos al Pliego de prescripciones técnicas generales para los proyectos de plataforma (ADIF, 2011), dentro del apartado G0602 'Siembras e hidrosiembras en condiciones del proceso de ejecución', respecto a los resultados se indica que debe superar el 97% de cobertura y en caso de haber una zona mayor de 3 m² sin cobertura se debe resembrar. En caso de no alcanzarse estos valores se realizará un estudio sobre las posibles causas y los ajustes pertinentes en la técnica, previa autorización de la Dirección Ambiental de Obra. La dirección tanto ambiental como de obra corresponde al promotor de la infraestructura que en España suele recaer en una administración pública (MITMA, Consejería de Transportes o Ayuntamiento según el caso) mientras que el jefe de obra y el responsable ambiental es personal de la empresa contratista. La certificación de esta unidad de obra se realiza al poco tiempo de ejecutarse y se realiza durante la emergencia de las semillas (20-45 días). Otro criterio técnico para la certificación de las hidrosiembras en el caso de las carreteras sería la del MOPT (1992) que establece un periodo de 30 días para evaluar los resultados de la hidrosiembra. En caso de que la cobertura no supere el 40%, se debería repetir y se establece un periodo de garantía de 1 año.

Ante esta ausencia de datos oficiales y/o sectoriales, se ha recopilado la información relativa a cobertura vegetal de taludes de carretera en artículos científicos realizados en España (Tabla 1.3). Se puede apreciar cómo esta cobertura del 97% no se alcanza en los taludes, excepto quizá en algún terraplén de forma puntual, al menos durante el periodo de máximo fenológico de la vegetación (mayo/junio) siguiente a la ejecución de las hidrosiembras (edad = 1 año), ni más adelante (edad = 3, 8 años). Más realista parece la exigencia del 40%, aunque en el caso de los desmontes, también resulta muy optimista. Esto puede estar relacionado con las diferencias en el momento de la certificación de la técnica y en el que se evalúa la cobertura en los artículos científicos. Las hidrosiembras en clima mediterráneo se recomienda ejecutarlas entre otoño y primavera (exceptuando el invierno en caso de que se produzcan heladas) y su certificación se realiza pocas semanas después, por lo que se realiza en base a la germinación de las semillas aportadas. Por el contrario, en los artículos científicos la cobertura vegetal evaluada corresponde a individuos que se han desarrollado para formar parte de la comunidad vegetal funcional del talud. Por otro lado, se desconoce la frecuencia con la que se recurre a la cláusula: "se procederá a realizar un estudio sobre las posibles causas de los resultados negativos", ni las posibles modificaciones o acuerdos puntuales que se pueden alcanzar entre el jefe (contratista) y la dirección (promotor) de obra.

Tabla 1.3. Cobertura vegetal y otras variables en taludes de carretera. Se han ordenado en función de su edad desde la construcción y respecto al trabajo específico desarrollado en cada escenario.

Zona de estudio/Vía	Málaga (Autopista A7)		Barcelona (Autopista del Maresme, C-32)	Toledo (Autopista AP-36)	Madrid (Autopista R-4)	Valencia (Autopista A-3)		Madrid-Cuenca (Autopista A-3)		
Precipitación (mm/año)	1017		650	450	450	420		420		
Temperatura media anual (°)	18,3		16	15	15	13,6		13		
Litología	Areniscas		Granitos y pizarras	Calizas	Yesos	Margas	Margas	Yesos		
Tipo de talud	Desmontes (n=26)	Terraplenes (n=22)	Terraplén (n=6)	Terraplén (n=2)	Terraplén (n=3)	Desmonte (n=4)	Terraplén (n=4)	Desmonte (n=9)	Terraplén (n=8)	Márgenes (n=5)
Edad (años desde la construcción)	1	1	1	1	3	8	8	> 20 años	> 20 años	> 20 años
Pendiente (°)	30,7 ± 3,6	32,4 ± 3,0	27,0 ± 2,75	28,0 ± 2,82	20,3 ± 0,57	36,3 ± 2,6	31,7 ± 2,3	-	-	-
Tratamiento revegetación: hidrosiembra (HS), extendidos de tierra vegetal (TV)	HS	HS	TV/HS	Ninguno	¿?	HS	HS	¿?	¿?	¿?
Cobertura (%)	24,0 ± 3,01	84,4 ± 6,0	39,0 ± 4,33	32,0 ± 28,3	43,3 ± 12,7	7,7 ± 5,6	59,4 ± 23,3	29,6 ± 17,1³	37,9 ± 20,8³	34,6 ± 13,4³
Número de especies/talud	8,87 ± 0,92	66 ± 9	33,3 ± 7,6 ¹	-	-	10,0 ± 9,9 ²	10,3 ± 8,4 ²	22,5 ± 9,3 ⁴	24,6 ± 10,9 ⁴	24,4 ± 5,9 ⁴
Fuente bibliográfica	Matesanz <i>et al.</i> , 2006		Andrés & Jorba, 2000	García-Palacios <i>et al.</i> , 2010		Bochet <i>et al.</i> , 2010a		Arenas <i>et al.</i> , 2017		

¹Especies presentes en cada escenario

²Especies presentes en 100 m²

³Cobertura de vegetación perenne (5 parcelas de 2,4 x 2,4 m por cada escenario)

⁴Especies perennes presentes en parcela de 400 m²

A pesar de las posibles diferencias, parece más relevante la información de los artículos, puesto que es el dato que debería dar respuesta al éxito/fracaso no de la técnica en sí, sino de los dos principales objetivos que se pretendían alcanzar: generar una comunidad vegetal de alta cobertura que permita contener los fenómenos erosivos y mitigue el efecto de pérdida de hábitat.

En términos geomorfológicos la primera consideración sobre el funcionamiento erosivo de los taludes es relativa a la forma y acabado final de los mismos. Las recomendaciones de acabados rectilíneos y planos avocan a estas superficies a un intenso trabajo erosivo durante los primeros años hasta que se genera la red de drenaje de la escorrentía superficial y se alcanza una situación de equilibrio con las condiciones climáticas locales (Graf, 1977; Martín Duque *et al.*, 2011).

En la Tabla 1.4 se recogen tasas de erosión tanto de desmontes (Barbero, 2013) como terraplenes (Andrés & Jorba, 2000) medidas en diversas autopistas nacionales. El Departamento de Agricultura de EEUU (USDA-NRCS, 1999) identifica como tasa de erosión máxima tolerable para suelos agrícolas en términos de fertilidad, en 11,2 Mg·ha⁻¹·año⁻¹. Por otro lado, trabajos más recientes y basados en el principio de que las tasas de erosión no pueden superar a la de formación de suelo (Verheijen *et al.*, 2009) para que no exista una pérdida neta y por lo tanto un deterioro en su capacidad para ofrecer servicios ecosistémicos, se identifican tasas de formación de suelo entre 1,4 y 0,3 Mg·ha⁻¹·año⁻¹ para las condiciones prevalentes en Europa.

Tabla1.4. En la parte superior de la tabla, erosión en desmontes de carretera construidos sobre materiales sedimentarios de la cuenca del Tajo (Madrid y Toledo). Los diferentes escenarios presentan un clima mediterráneo continental de escasas precipitaciones (precipitación media anual: 350-450 mm). Se emplean dos técnicas para calcular las tasas de erosión, una por inferencia respecto a un acabado plano del talud (TLS), sobre taludes prácticamente sin vegetación tras cuatro años desde su construcción y sometidos a intensos procesos erosivos; y otro por medición directa mediante trampas de sedimentos. En la parte inferior, erosión en cuatro terraplenes de la autopista del Maresme en Barcelona. Las pérdidas de suelo se evalúan mediante el método directo de las cajas Gerlach. Se corresponde con una zona de clima mediterráneo costero, con inviernos atemperados y unas precipitaciones medias anuales de 650 mm. Elaboración propia en base a datos de Barbero (2012) para desmontes y Andrés & Jorba (2000), para los terraplenes.

Técnica para evaluar la producción de sedimentos	Vía	n	Materiales	Morfología	Pérdida de suelo (Mg/ha·año)	Pendiente media (°)	Longitud máxima (m)	Cobertura vegetal (%)	Edad de los taludes (años)
Desmontes (Barbero, 2013)									
Láser escáner terrestre (TLS)	A-40	1	Arenas	Rectilíneo	321,17	33,7	17,59	Sin cobertura	Se evalúa la erosión en los 4 primeros años desde la construcción y se realiza una media para estimar la tasa anual
	AP-41	1	Arcillas	Rectilíneo	302,1	37	22,93		
	TO-22	1	Arcosas	Rectilíneo	303,96	34,1	46,42		
	TO-22	1	Arcosas	Rectilíneo	277,76	33,4	33,62		
	TO-22	1	Arcosas	Cóncavo	254,64	31,2	34,39		
Trampas de sedimentos (<i>sediment fences</i>)	M-12 y M-13	8	Arcosas	Rectilíneo	19,59 ± 22,95	33,89 ± 5,2	14,34 ± 6,7	54,22 ± 15,12	Se evalúa la erosión entre los años 4-5 desde su construcción
Terraplenes* (Andrés & Jorba, 2000)									
Cajas Gerlach	C-32	2	Granitos	-	24,15 ± 1,48	24,5 ± 1	>10m	19 ± 3	Se evalúa la erosión durante el primer año desde su construcción
		2	Granitos	-	0,35 ± 0,35	26,5 ± 3	>10m	49 ± 7	

*Se realizan extendidos de tierra vegetal de 25 cm de potencia

1.2.4. La fase de operación de la infraestructura

Una vez transcurrido el periodo constructivo, la infraestructura entra en fase de operación y mantenimiento. Durante este periodo la máxima prioridad es proporcionar un servicio adecuado a los usuarios de la infraestructura, sobre todo en lo que a seguridad se refiere.

Respecto a la vegetación que prospera en el entorno de la infraestructura, ahora se rige mediante normativas heterogéneas según cada Comunidad Autónoma. En Cataluña está desarrollada mediante un decreto específico (Decreto 130/1998, de 12 de mayo) en el que se identifican una serie de acciones encaminadas a la prevención de incendios forestales. La densidad de carreteras y ferrocarriles se ha relacionado frecuentemente con incendios originados por accidentes y/o negligencias (Martínez *et al.*, 2009). Esto implica la siega de la vegetación herbácea, corta de vegetación arbustiva y clareo de árboles para evitar la continuidad horizontal entre sus copas en una franja de 1 m respecto al exterior de la calzada en carreteras convencionales y 3 m en autovías y autopistas, denominada zona de seguridad. Adicionalmente se establece la zona de protección, con una anchura de 2-3 m a partir de la zona de seguridad en carreteras convencionales y autopistas y autovías respectivamente, en las que hay que realizar los siguientes trabajos: (i) cortar la vegetación arbustiva para evitar la continuidad horizontal entre los matorrales, así como evitar la continuidad vertical entre el estrato arbustivo y el estrato arbóreo; (ii) aclarar los árboles para evitar la continuidad horizontal entre las copas (quedan exceptuadas las formaciones lineales de arbolado separadas de los núcleos boscosos); (iii) podar matorrales y árboles para que no haya contacto entre los dos estratos de vegetación. A pesar de la disparidad de normativas e instrucciones técnicas, la práctica más frecuente es la siega de la vegetación herbácea y desbroce de la leñosa de los márgenes de las carreteras. Aquí se plantea un conflicto entre los objetivos durante la planificación y construcción de la infraestructura, en las que todos los esfuerzos se centran en el establecimiento de una cobertura vegetal homogénea y densa. Esta labor de mantenimiento será un factor que condicione el tipo de vegetación que se instale y prospere en estos entornos (Spooner *et al.*, 2004)

Otro conflicto ambiental en mantenimiento de carreteras es relativo a la erosión (incluye desprendimientos). Como ya se ha comentado, hasta alcanzar formas compatibles con las situaciones del entorno que consigan un equilibrio dinámico, los trabajos erosivos serán intensos, provocando una serie de efectos ambientales negativos, tanto para el entorno como para la propia infraestructura. Generalmente estos problemas se prolongan más allá de los periodos de garantía (2 años).

1.2.5. Cuánto dinero cuesta

La construcción de autopistas de nuevo trazado y líneas de tren de alta velocidad conllevan unos importantes costes de ejecución material, cuyos baremos generales quedan recogidas en la Orden FOM/3317/2010 (Ministerio de Fomento, 2010). En el caso de las carreteras los costes medios serían de 4,06 M€/km para las carreteras convencionales y 7,91 M€/km para autovías (MITMA, 2020).

Las líneas de alta velocidad ferroviarias cuestan casi el doble que las autopistas al incluir los costes de vía e instalaciones. Además, en el caso de este tipo de infraestructuras las exigencias tanto en pendientes, muy suaves, como en radios de curva horizontal, muy amplios, produce que los movimientos de tierra sean muy elevados (Fig. 1.3).

El coste ambiental de una infraestructura de transporte terrestre lineal, hoy en día, con el sistema de la fase de estudios y la tramitación ambiental resulta imposible de calcular. Hay que tener en cuenta que, en la fase de estudios de alternativas, hay trazados que se descartan por afectar a espacios protegidos u otros valores ambientales que avocarían al proyecto a una evaluación ambiental negativa. La alternativa más barata sería aquella que surge del equilibrio entre los costes de expropiación, el trazado más corto, el relieve más suave y los materiales geológicos más idóneos.

En la Tabla 1.5 se aporta un resumen del presupuesto de inversión de un tramo de autopista en las proximidades de la ciudad de Madrid, lo que constituiría la autopista radial R-1, para seleccionar la alternativa más idónea, realizado en 2017. Para la selección de la alternativa se realiza un análisis multicriterio basado en cuatro objetivos: (i) Objetivo funcional y seguridad vial, (ii) objetivo medioambiental (en base al EIA), (iii) objetivo de rentabilidad o económico y (iv) objetivo territorial. Por lo tanto, extraer el coste ambiental de la infraestructura resulta imposible, ya que no se puede individualizar su coste en el estudio de alternativas.

A escala de proyecto constructivo, en caso de que el mismo se haya sometido al procedimiento de EIA, se habrán implementado los condicionantes ambientales incluidos en la DIA y por lo tanto estarán presupuestadas todas las partidas necesarias para materializarlos sobre el terreno en el apartado denominado generalmente, anejo de integración ambiental o capítulo 7: Ordenación ecológica, estética y paisajística. A este respecto en el trabajo de Aizpurúa (2010), en el que describe y cuantifica las medidas preventivas, correctoras y compensatorias de 97 proyectos nacionales de carreteras, establece un coste de integración ambiental entre el 1-5% del presupuesto total de ejecución material. Por otro lado, el coste medio de las medidas correctoras de los proyectos de carretera evaluados es de 136.998 €/km, de los cuales el 52% (70.450 €/km) corresponde a labores de revegetación, hidrosiembras y plantaciones, fundamentalmente. Un 12% corresponde a medidas relativas a la fauna con un coste medio de 8.055 €/km. El 36% restante se reparte entre medidas relativas a protección del suelo (retirada, acopio y extendido de tierra vegetal, fundamentalmente), medidas compensatorias (no aparece en todos y resulta de naturaleza e importe singular en cada proyecto), Plan de Vigilancia Ambiental, mitigación del ruido y calidad del aire, hidrología, Patrimonio y otras medidas correctoras singulares.

Según el tipo de vía que recoge cada proyecto los mayores costes en medidas correctoras aparecen en autovías (n= 69), con un coste medio de 136.008 €/km (máximo: 726.271 €/km y mínimo: 39.271 €/km). En carreteras convencionales (n= 5) el coste medio disminuye a 23.691 €/km (máximo: 133.651 €/km; mínimo: 11.433 €/km).

Si aplicamos estos costes a los valores de la Tabla 1.1, en particular al incremento de kilómetros de autopista para el periodo 2000-2018, los presupuestos de ejecución material de medidas correctoras podrían haber alcanzado un orden de magnitud que rondaría los 1.340 M€, solo para este tipo de infraestructuras. Si atendemos a las inversiones realizadas en carreteras y ferrocarriles de ese mismo periodo (113.354 M€ y 91.886 M€, respetivamente; MITMA, 2023), las cifras dedicadas a medidas correctoras (1-5%) podrían superar los 5.000 M€, lo que supone, por ejemplo, la mitad del presupuesto del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico en 2022, que alcanza un total de 10.195 M€ (Ley 22/2021, de 28 de diciembre, de Presupuestos Generales del Estado para el año 2022). Si anualizamos este presupuesto de medidas correctoras, supondría más del 3% del presupuesto de este ministerio (355 M€/año). Se trata de cifras enormes atendiendo al ámbito de actuación pública en medio ambiente, y

como se acaba de ver, los resultados de estas inversiones están alejados de los objetivos propuestos.

Tabla 1.5. Estudio Informativo de la Variante de la autovía A-I, tramo: enlace autopista Eje Aeropuerto (M-12) y Autopista R-2 – Variante de El Molar. Presupuesto de inversión de las 5 alternativas consideradas. Se recuadra la alternativa seleccionada como óptima, la alternativa 2 así como el presupuesto del capítulo relativo a la Ordenación ecológica, estética y paisajística. Proyecto desarrollado por INECO. Todas las cifras económicas se expresan en millones de euros

CAPÍTULOS	Alt 1	Alt 2	Alt 3	Alt 4	Alt 5
Trabajos Previos, Explanaciones	44,74	39,54	46,39	56,34	18,15
Drenaje	9,54	11,81	10,06	11,21	7,93
Firmes y Pavimentos	25,24	29,15	27,97	24,31	22,45
Estructuras	80,88	72,42	101,33	88,44	38,79
Señalización, Balizamiento y Defensas	8,24	10,75	10,45	9,48	7,55
Soluciones al Tráfico durante la ejecución de las obras	1,21	3,84	2,58	1,40	4,32
Ordenación ecológica, estética y paisajística	4,15	9,09	6,39	3,87	11,35
Reposición de Servicios Afectados	4,26	16,71	8,41	3,97	14,64
Obras Complementarias	9,83	2,09	3,53	10,17	1,70
Sistemas ITS	1,06	1,06	1,04	1,11	0,87
Seguridad y Salud	0,96	1,00	1,11	1,06	0,65
Gestión de Residuos	0,71	1,07	1,12	0,75	1,51
Varios	1,90	1,98	2,19	2,11	1,29
Presupuesto de Ejecución Material (PEM)	192,72	200,51	222,57	214,22	131,21
13% Gastos Generales	25,05	26,07	28,93	27,85	17,06
6% Beneficio Industrial	11,56	12,03	13,35	12,85	7,87
Presupuesto de licitación	229,34	238,60	264,86	254,93	156,14
21% IVA	48,16	50,11	55,62	53,53	32,79
Presupuesto de Licitación con IVA	277,50	288,71	320,48	308,46	188,92
Expropiaciones	30,56	42,28	50,13	48,04	47,39
Plan de Vigilancia Ambiental	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
1,5% Cultural sobre el PEM	4,16	4,33	4,81	4,63	2,83
Presupuesto de inversión con IVA	312,62	335,72	375,82	361,53	239,55
Longitud (km)	52,37	25,23	27,68	28,27	26,20

Respecto a los costes ambientales producidos en la fase de operación de una infraestructura solo se ha encontrado una referencia. Se trata de los costes derivados del mantenimiento de la vegetación (siegas fundamentalmente) y costes asociados a efectos producidos por la erosión (reparación de desprendimientos, limpieza de cunetas y sumideros, etc.). El gasto se analizó en una autopista de última generación, la autopista radial R-4 al SW de la Comunidad de Madrid, durante sus primeros años de explotación, cuando los procesos erosivos son más intensos tal y como se ha comentado. La cifra total asciende a 6.000 €/km-año (Alfaya, 2012; p-31) y se divide a partes iguales entre dos grupos de gasto: vegetación y erosión (Jesús Álvarez, com. pers.). La vegetación constituye un gasto más regular, mientras que los asociados a erosión son más puntuales y aleatorios, pero también mucho más costosos.

Lo que resulta evidente es que el volumen de inversión es enorme y a pesar de ejecutar toda una batería de técnicas de forma más o menos sistemática y generalizada no está bien contrastada su efectividad. Son partidas económicas sujetas a una enorme incertidumbre sobre sus resultados, y en el ámbito empresarial se trata de una situación indeseada. Invertir y no controlar los resultados es siempre indeseable. Una regla no escrita, aunque bien conocida en el ámbito de las obras de infraestructuras es que el presupuesto de ejecución material de las medidas ambientales puede constituir un 3-5% (Tabla), luego en la ejecución real, no suele pasar, en general, del 1%. Esto se debe a que esta incertidumbre sobre las técnicas ambientales sea percibida dentro del colectivo multidisciplinar que interviene en el proceso como gastos a minimizar. Cuando las hidrosiembras fracasan es frecuente que, en vez de repetirse la técnica, se llegue a un acuerdo con la dirección de obra para realizar otros trabajos alternativos, que en muchas ocasiones están relacionados con cuestiones estéticas (pintar elementos de la vía, hacer una zona de descanso, entre otros). Cabe destacar como reflejo de esta situación las publicaciones de referencia que se pueden encontrar hoy en día en el Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana (MITMA) para realizar labores de revegetación son dos libros que tienen 33 y 31 años respectivamente. En el primero, relativo a un catálogo de especies vegetales a utilizar en plantaciones de carreteras, se incluyen numerosas especies exóticas, generalmente reservadas para el uso ornamental en zonas verdes urbanas, destacando algunas que son consideradas además exóticas invasoras como *Ailanthus altissima* o *Cortaderia* spp. (Ruíz de la Torre *et al.*, 1990). Esto no es solo una recomendación obsoleta, si no que afortunadamente es ilegal (Real Decreto 630/2013 por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras; y sucesivas modificaciones). En el segundo libro relativo a las plantaciones en el entorno de carreteras, más parece un manual de jardinería que un documento para revegetar o restaurar espacios degradados (MOPT, 1992).

1.3. Objetivos

Los espacios afectados por la construcción de carreteras y ferrocarriles, en particular los nuevos planos generados tras los movimientos de tierra son espacios altamente perturbados. Se trata de superficies carentes de suelo en sentido edafológico y sin cobertura vegetal alguna. Como se acaba de ver en el contexto y la introducción, los esfuerzos para instaurar una nueva cubierta vegetal se centran en introducir en el sistema enmiendas al suelo (extendidos de tierra vegetal) y restituir la estructura de la comunidad vegetal introduciendo propágulos (siembras e hidrosiembras) o, en menor medida, individuos (plantaciones). Esta aproximación denominada revegetación se basa en paliar los efectos producidos por los impactos ambientales negativos, poniendo el foco en recuperar la estructura del ecosistema. Por el contrario, la restauración ecológica centra los esfuerzos en identificar los procesos ecológicos que han desaparecido o están bloqueados en el espacio objeto de restauración, y actúa sobre ellos. En otras palabras, se presta tanta o más atención a la funcionalidad del ecosistema que a la estructura. El objetivo inicial en la restauración ecológica es identificar el origen de la perturbación y realizar una aproximación al problema desde las causas para identificar e interpretar adecuadamente los efectos. Este proceso se denomina diagnóstico ecológico, donde además se identifican los objetivos de la restauración (Whisenant, 1999; Van Andel & Aronson, 2012).

Aquí surge el principal objetivo de la presente tesis doctoral que radica en contrastar el enfoque de la revegetación con el de la restauración ecológica y extraer recomendaciones prácticas para abordar el objetivo empresarial de reducir la incertidumbre en el tratamiento de los espacios

afectados por la construcción y explotación de infraestructuras lineales de transporte terrestre: carreteras y ferrocarriles.

En el capítulo 3 se afronta el establecimiento de la cubierta vegetal en sus primeras fases de colonización tras la construcción de los taludes. Se evalúa la hidrosiembra como principal actuación para la revegetación de este tipo de espacios. Este objetivo se analiza por tres vías: (i) comparando dos mezclas de hidrosiembra diferentes, una que se ha denominado “Comercial” por ser la que viene diseñada en el proyecto de obra en su capítulo relativo a la Ordenación ecológica, estética y paisajística; por otro lado, se ha diseñado otra mezcla mejorada que se ha denominado mezcla “alternativa”. Por otro lado (ii), se evalúa la contribución de todas las fuentes de semillas presentes en el sistema: semillas viables presentes en el suelo antes de realizar las hidrosiembras, semillas viables aportadas por las hidrosiembras y lluvia de semillas fruto de los mecanismos dispersivos locales. El análisis de estas contribuciones arrojará luz sobre la limitación por disponibilidad de semillas en estos sistemas. En tercer lugar (iii), se analiza la limitación al establecimiento de la vegetación considerando las posibles interacciones con el sustrato como filtro abiótico.

Cuestiones específicas

1. ¿Qué aportación de semillas resulta más exitosa en los taludes de carretera?, ¿el banco de semillas presente en el suelo previo a las hidrosiembras, las hidrosiembras con mezclas comercial y mejorada, o la propia lluvia de semillas?
2. ¿Está limitado el establecimiento de la vegetación en los taludes de carretera por la calidad y la estabilidad de la tierra vegetal?
3. ¿Cuáles son las mejores opciones de gestión para la revegetación de estos espacios cuando el calendario obliga a que se realicen fuera del periodo fenológico óptimo?

Los capítulos 4 y 5, corresponden al seguimiento de los taludes durante los primeros años, en particular sobre los cuatro siguientes a la ejecución de las hidrosiembras. El capítulo 4 ahonda en el estudio de las interacciones que se establecen entre la cubierta vegetal y el sustrato en desmontes y terraplenes con el propósito de estudiar la evolución temporal de determinados parámetros del suelo, en relación con el desarrollo de vegetación. Para finalizar el capítulo se reflexiona sobre la aplicabilidad de los resultados obtenidos.

Objetivos específicos

4. ¿En qué medida las características del sustrato dirigen la dinámica de la vegetación en desmontes y terraplenes?
5. ¿Hay alguna evidencia de desarrollo de suelo cuatro años después de la construcción de la carretera?
6. ¿Qué recomendaciones para la gestión se pueden establecer en base a estos resultados?

En el capítulo 5 se estudia el ensamblaje de las comunidades vegetales. Se realiza una aproximación en base a las tasas de colonización y extinción, así como atendiendo a los rasgos que presentan las diferentes especies, dado el gran dinamismo que presentan estas comunidades en sus primeros años. Se describe el efecto de las hidrosiembras y si determinadas especies incluidas en las mezclas actúan como especies iniciadoras de la comunidad vegetal (starters). Se plantea dar respuesta a las siguientes preguntas:

7. ¿Los taludes de carreteras seleccionan comunidades que emergen de tasas de colonización o extinción moduladas por rasgos morfofuncionales de las especies que las componen?
8. ¿Los filtros medioambientales difieren entre desmontes y terraplenes según el gradiente de estrés-productividad que estos hábitats implican?
9. ¿En qué medida los patrones de la comunidad están determinados por eventos históricos, como la introducción temprana por hidrosiembra de especies alóctonas o autóctonas?
10. ¿Qué implicaciones para la gestión de estos espacios tienen estos resultados?



CAPÍTULO 2 – Zona de estudio y diseño experimental



2.1. Área de estudio

En este capítulo se describe el espacio común de los diferentes trabajos, así como la tipología de los escenarios y el diseño experimental general de la presente Tesis Doctoral. La primera característica que conviene destacar es que el diseño experimental se acopló espacial y temporalmente con la construcción y puesta en funcionamiento de una autopista o, mejor dicho, dos ramales de autopistas perpendiculares para dar acceso a la Terminal T-4 del Aeropuerto Adolfo Suárez, Madrid-Barajas: la M-12 con dirección N-S y la M-13 con orientación E-W (Fig. 2.1.) La construcción de estas vías comenzó en el año 2002 y se inauguraron el 16 de junio de 2005, y siete meses después se iniciaron los vuelos comerciales en la citada terminal.

Por lo tanto, el escenario de trabajo se sitúa en el entorno de la ciudad de Madrid, al noroeste, a unos 12 km del centro de la ciudad en las proximidades del aeropuerto de Madrid.

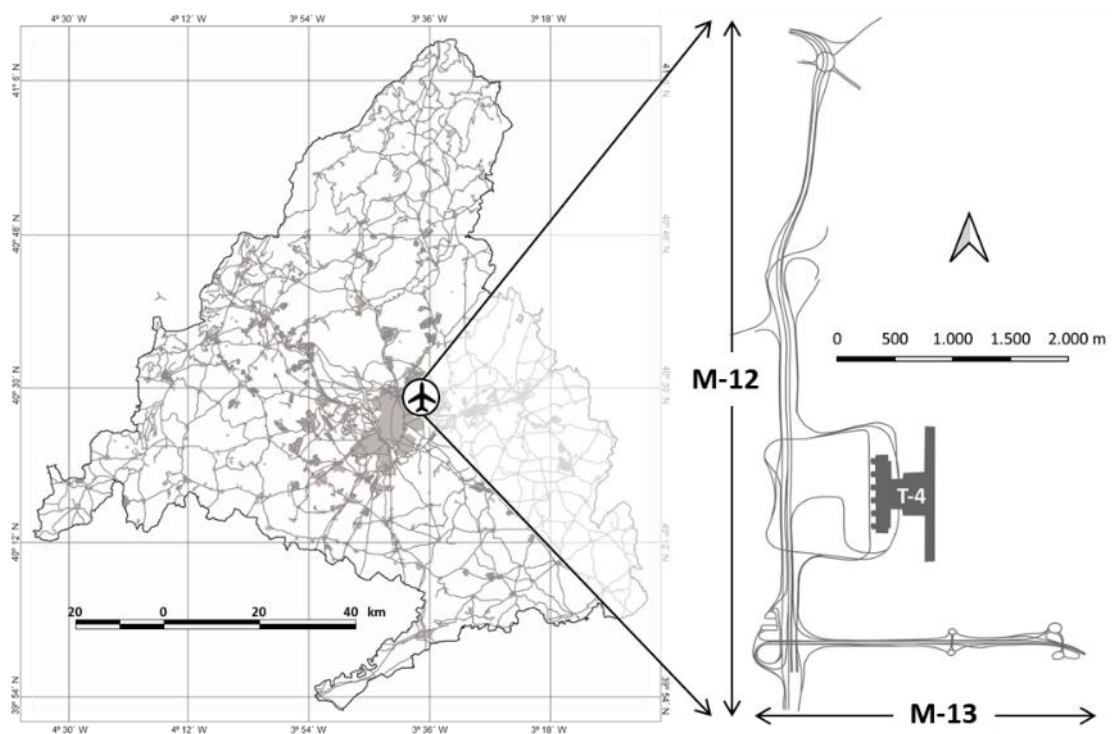


Figura 2.1. A la izquierda, ubicación de la zona de estudio (símbolo del aeropuerto) en el contexto de la comunidad de Madrid. A la derecha, croquis de las autopistas M-12 y M-13 (elaboración propia a partir de las coberturas: límite Comunidad de Madrid; núcleos urbanos y carreteras principales, disponibles en CAM. 2020)

2.1.1. Climatología

El área de estudio se corresponde con un territorio fronterizo entre el clima mediterráneo, templado con verano seco y caluroso (Csa), y el clima seco de estepa fría (BSk) según la clasificación de Köppen-Geiger (1936), tal y como se puede apreciar en la Figura 2.2.

La distribución de las precipitaciones y las temperaturas a lo largo del año marcan una prolongada sequía estival de 4 meses de duración (junio-septiembre), acompañado de altas temperaturas (máxima absoluta de 42,2°C) y un periodo fresco con heladas distribuidas

habitualmente en 5 meses (noviembre-marzo) y excepcionalmente también en octubre y abril, con un número medio de 54 días con heladas al año (Fig. 2.2). Las oscilaciones térmicas tanto diarias como anuales son muy elevadas, fruto de la continentalidad propia del centro de la península ibérica.

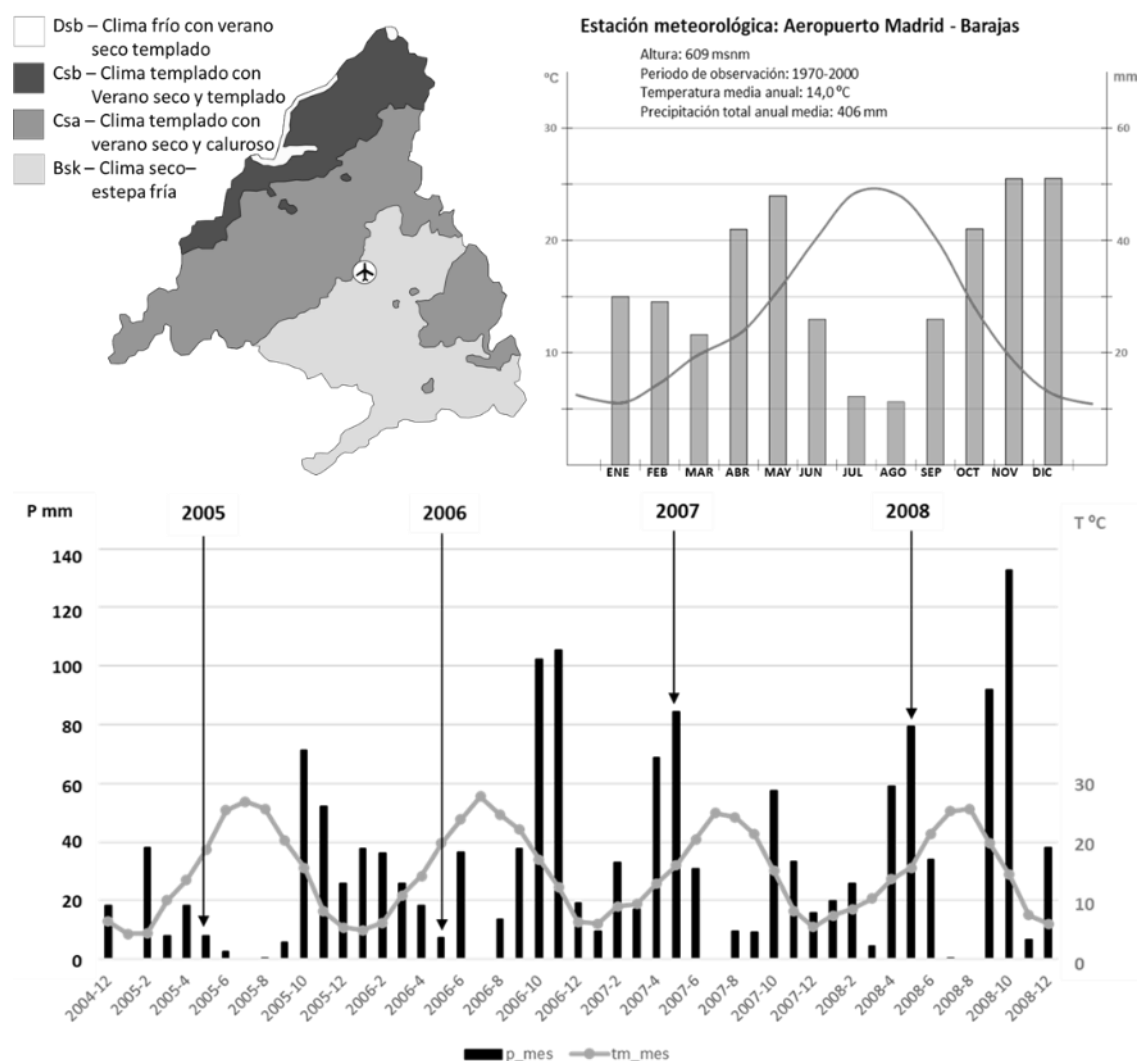


Figura 2.2. Arriba a la izquierda, mapa climático de Madrid según la clasificación de Köppen-Geiger. Los datos corresponden al periodo 1981-2010. Modificado de Chazarra *et al.*, 2018. Arriba la derecha, climograma de la estación meteorológica de referencia situada en el aeropuerto de Madrid-Barajas. Se representan en barras la media de las precipitaciones mensuales y en línea continua la temperatura media mensual. La escala de las precipitaciones se representa como el doble respecto a la de las temperaturas de tal forma que cuando la curva de las temperaturas supera a las barras de las precipitaciones, se considera que en ese mes existe déficit hídrico (Rivas-Martínez, 1987). Elaboración propia con datos de la AEMET para el periodo considerado. Abajo, Distribución de las precipitaciones y temperaturas medias mensuales durante los años en que se realizaron trabajos de campo (2004-2008). Las flechas negras indican las fechas de muestreo de flora y vegetación (mediados de mayo) en las diferentes campañas. Se puede apreciar lo secas que resultaron las primaveras de 2005 y 2006. Fuente: datos meteorológicos AEMET para los periodos indicados.

Para el periodo concreto en el que se desarrollaron los trabajos de campo, desde 2004 (ejecución de las hidrosiembras en diciembre) hasta mayo de 2008 en el que se realizó el último muestreo de vegetación, la distribución de las precipitaciones y temperaturas medias mensuales fueron las que se indican en la Figura 2.2. Cabe destacar cómo las primaveras (marzo-mayo) de

2005 y 2006 se encuentran entre las 10 más secas y cálidas de los últimos 40 años (periodo 1970-2010. AEMET/CAM/IE. 2020).

El periodo óptimo para el desarrollo de la vegetación (sin heladas y sin déficit hídrico) se reduce a unos pocos meses, septiembre-octubre en otoño y abril-mayo en primavera. El clima de la zona será por lo tanto un filtro abiótico de primer orden para la configuración de las comunidades vegetales (Bochet *et al.*, 2011).

2.1.2. Geología y edafología

Ambas autopistas se encuentran en la cuenca sedimentaria de Madrid, que forma parte a su vez de la Cuenca del Tajo. Se trata de una unidad geológica de forma triangular, delimitada al norte por el Sistema Central, al sur por los Montes de Toledo y al este por la Sierra de Altomira (primeras estribaciones del Sistema Ibérico). Esta cuenca constituye el mayor relleno sedimentario cenozoico de la submeseta sur (Barbero, 2013). Presenta tres grandes conjuntos de litología sedimentaria detrítica en función de su posición respecto a la fuente principal de sedimentos y su granulometría. La zona de estudio en concreto se corresponde con la reciente llanura aluvial del río Jarama, con litologías detríticas de granulometrías intermedias (entre los conglomerados y arcillas y limos de los otros dos conjuntos), constituidos principalmente por areniscas arcósicas finas con algunos niveles de conglomerados, arcillas y limos (IGME, 1998). Se trata de suelos pobres en nutrientes (Blanco-García *et al.*, 2007).

Desde un punto de vista geomorfológico, el paisaje se caracteriza por relieves de campiñas (con lomas y vaguadas); es decir, terrenos amplios y extensos, donde una red de arroyos de escasa entidad se encaja en los materiales terciarios (Barbero, 2013).

2.1.3. Usos del suelo

La zona de estudio, por su proximidad a Madrid capital, está sufriendo rápidas y severas modificaciones en lo que respecta a los usos del territorio. Buena prueba de ello es la construcción de las distintas infraestructuras, tales como la propia Terminal T4 del aeropuerto de Madrid y las autopistas que proporcionan su acceso desde los grandes viales del entorno. Por otro lado, la edificación también se ha incrementado exponencialmente con el crecimiento de nuevos desarrollos urbanísticos. Debido a lo reciente de los mismos, se dispone de valiosa información acerca de estos cambios acaecidos en forma de fotografías aéreas y ortofotos (Fig. 2.3 y 2.4).

A mediados del siglo pasado la zona de estudio correspondía a terrenos dedicados a cultivos de secano de cereal principalmente y algunos campos de olivos. En el NW existía una zona alomada en la que se desarrolla un encinar (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), con zonas arbustivas y de pastizal (identificada como La Moraleja). La red hidrográfica se orienta en dirección W-E para verter sus aguas al río Jarama que aparece en el extremo izquierdo. Este elemento se ha destacado en las Figuras 2.3 y 2.4 ya que se considera un buen indicador de la transformación del relieve.

A finales de del siglo XX se inician las obras de ampliación del aeropuerto, lo que supone unas explanaciones muy extensas, tanto para construir el Terminal T4 como las nuevas pistas de aterrizaje y despegue. La edificación se incrementa notablemente y el encinar de La Moraleja se transforma en una urbanización de lujo con dos campos de golf. Los arroyos de Valdebebas y otros menores (de la Plata y de la tía Martina) son encauzados y soterrados bajo las nuevas infraestructuras, incluso el propio río Jarama sufre una modificación en su cauce, en el extremo SE, fuera de la imagen.

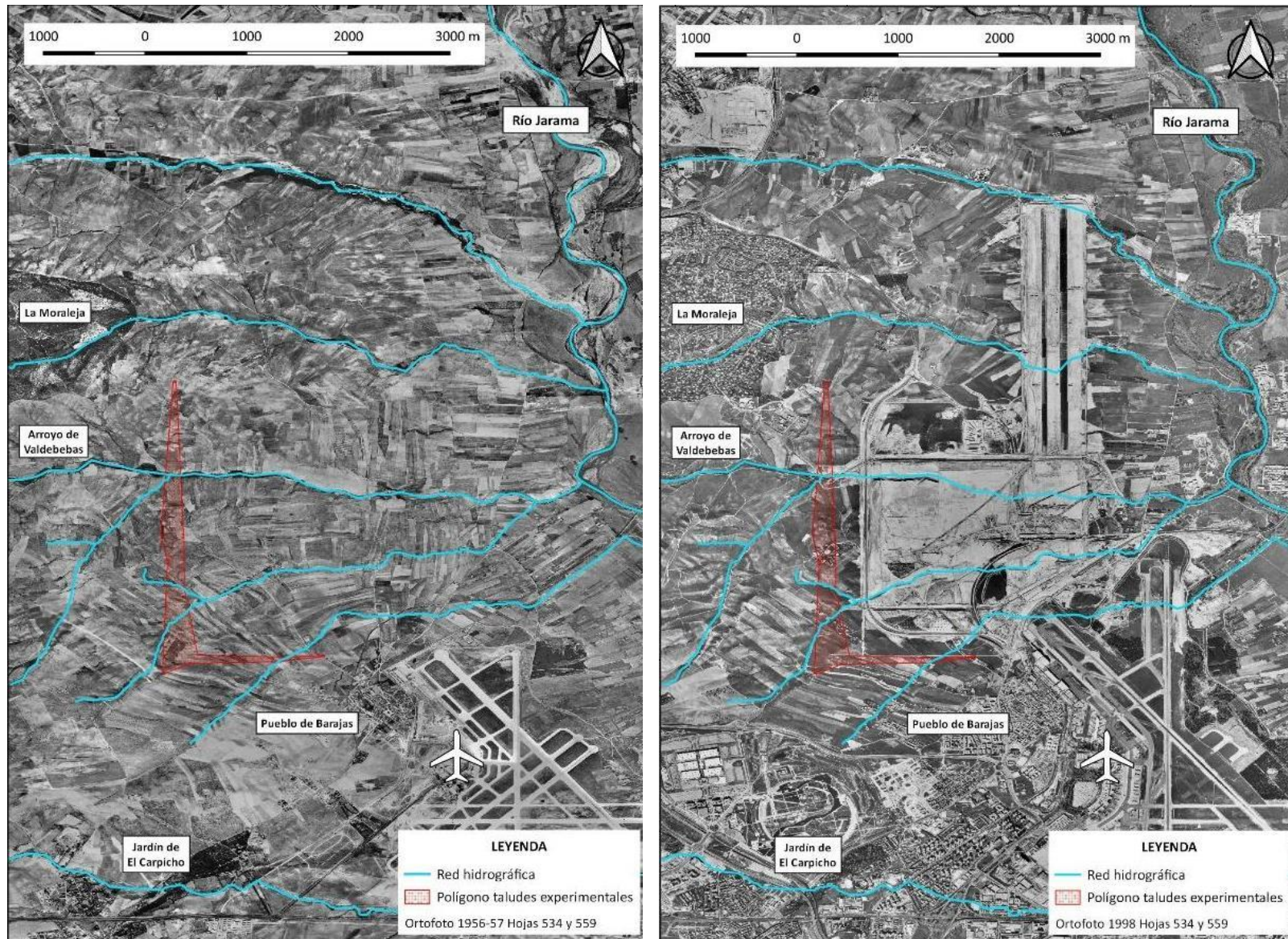


Figura 2.3. Fotografías aéreas de la zona de estudio en diferentes fechas históricas, a la izquierda en 1956-57 y a la derecha en 1998. Elaboración propia en base a las ortofotos del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Se ha trazado un polígono que recoge la zona de estudio.

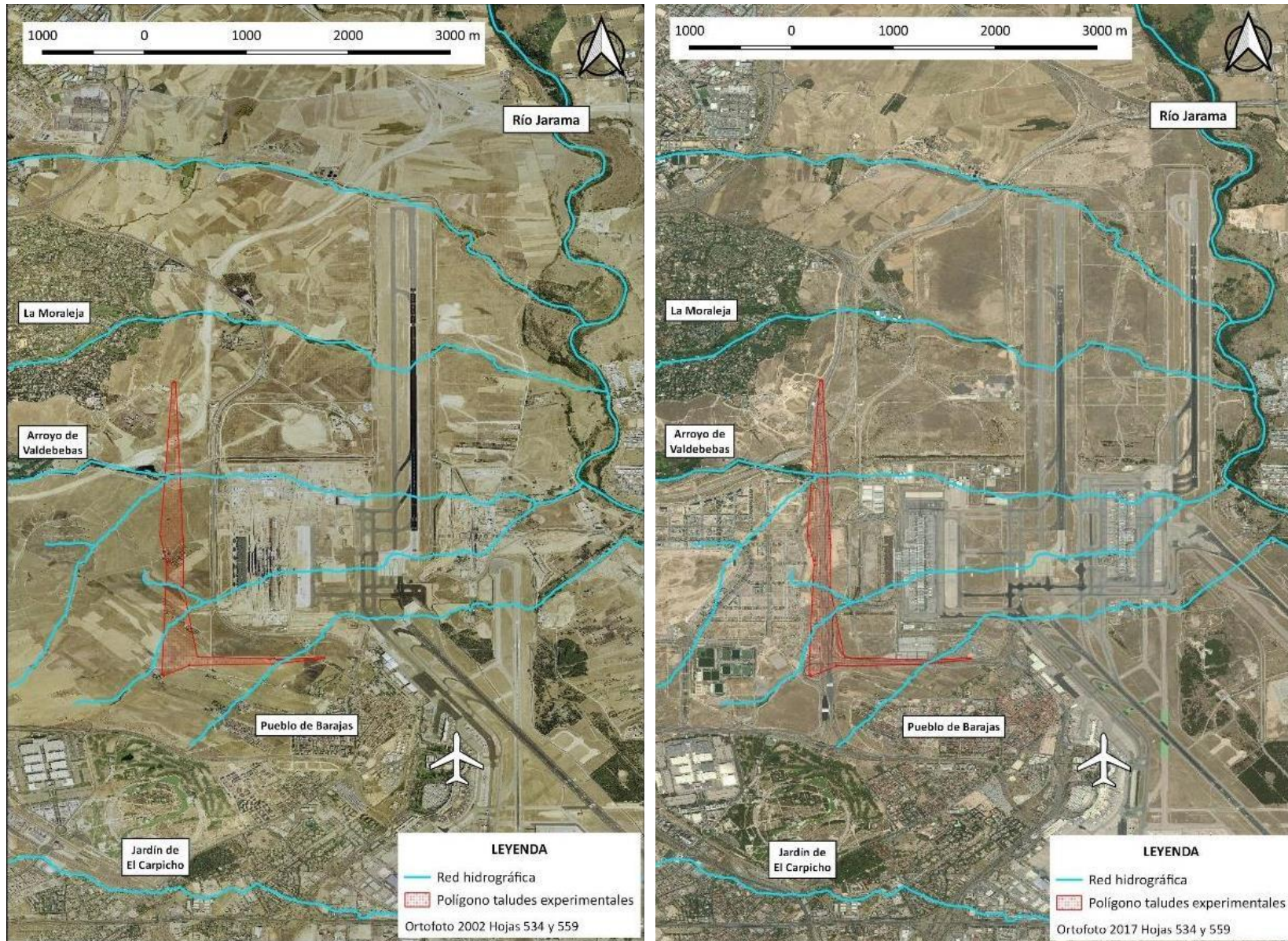


Figura 2.4. Fotografía aérea de la zona de estudio en diferentes fechas históricas, a la izquierda en 2002, cuando empezaron las obras de las autopistas objeto de estudio y a la derecha en 2012. Elaboración propia en base a las ortofotos del Instituto Geográfico Nacional (IGN)

En 2002, cuando se inician las obras de las autopistas objeto de estudio (Fig. 2.4 izquierda), la zona está ocupada por el aeropuerto a un lado y al otro, campos de cereal. Aparecen individuos dispersos de encina y retama (*Retama sphaerocarpa*) entre la vegetación arvense, que se desarrolla en los propios campos de cultivo, y la vegetación ruderal, que prospera en los márgenes del viario y accesos a los campos. Algunos cultivos abandonados presentan comunidades de pastizales terofíticos, con muchas especies arvenses y ruderales dominantes en el entorno. En 2017, la última ortofoto, se puede apreciar cómo la edificación sigue avanzando, incorporando como zona urbana ya la mayoría del entorno (Fig. 2.4 derecha).

En definitiva, en los 64 años que han transcurrido desde la primera ortofoto el cambio de uso del territorio ha sido radical, pasando de un paisaje agrícola de secano a un paisaje enteramente urbano, con la consiguiente remodelación, construcción y pavimentación del territorio. Incluso el olivar más grande, llamado de la Hinojosa, hoy en día se ha transformado en un enorme parque urbano (parque Rey Juan Carlos) y un campo de golf. Esta evolución y cambios de uso del territorio pueden contribuir a entender mejor las comunidades vegetales que se instalarán en las nuevas superficies generadas por la construcción de las infraestructuras de transporte. Esta sucesión de usos se integra y forma parte de la memoria ecológica de estos escenarios (Balaguer *et al.*, 2014)

2.2. Diseño experimental general

En las mencionadas autopistas en construcción se seleccionaron 15 taludes en función de su tipología. Dependiendo de la técnica constructiva nueve de ellos fueron clasificados como desmontes y seis terraplenes (Fig. 2.6). Los taludes se situaban a lo largo de un tramo de 10 km entre ambas infraestructuras. La distancia media entre los taludes seleccionados era de 450 m ($\pm 100\text{SE}$). Esta distancia entre pares de taludes consecutivos se midió con el calculador de distancias de Google Maps®. Cabe destacar una singularidad en el diseño de estas autopistas: la pendiente tanto de los terraplenes como de los desmontes es muy similar, del tipo 3H:2V. Así, aunque los terraplenes se suelen construir con pendientes más tendidas, 2H:1V, la media de las pendientes de los seis terraplenes es ligeramente superior a la de los nueve desmontes ($32,17^\circ \pm 1,37$ y $31,22^\circ \pm 0,57$, respectivamente. Esto probablemente está justificado por los elevados costes de expropiación en esta zona periférica de Madrid ya que, incrementando las pendientes, se reducen notablemente las superficies en el plano de ocupación y por ende de las expropiaciones.

Dentro de cada uno de los 15 taludes se establecieron tres parcelas experimentales de 6 m de anchura y de longitud igual a la del propio talud (Figs. 2.5 y 2.6). La parcela central se dejó si tratamiento y a ambos lados se hidrosebraron dos mezclas diferentes de semillas (Tabla 2.1). Resulta llamativo cómo la composición de la mezcla va cambiando desde lo que se indica en el proyecto constructivo, a lo que indica que suministra el distribuidor y lo que finalmente se introduce en la cuba de la hidrosebradora. En particular cabe destacar cómo hay dos especies que aparece en la etiqueta (*Agropyron desertorum* y *Bromus inermis*) que se verifica que no están incluidas, y otra que sufre el caso contrario, que sería *Festuca arundinacea*. Esta trazabilidad se indica en la Tabla 2.1 de composición de las mezclas de hidrosiembra.

En el tratamiento situado a la izquierda dentro de cada talud experimental se utilizó la mezcla de semillas que se empleó para la hidrosiembra de la totalidad de las superficies (terraplenes, desmontes, medianas y márgenes, préstamos y verteros, etc.) de las dos autopistas y que se denominó mezcla Comercial. Se trata de una mezcla compuesta por 6 especies, 4 gramíneas y 2 leguminosas. Cabe destacar que la mitad de las especies son autóctonas respecto al territorio de

estudio (*Agropyrum cristatum*, *Cynodon dactylon* y *Onobrychis viciifolia*). El biotipo predominante es el de hemicriptófito, aunque también se incluyen dos terófitos y un caméfito. Predominan las semillas grandes y de formas esféricas o fusiformes, de superficie lisa. Las cinco gramíneas son anemógamas, mientras las tres leguminosas con entomógamas y todas son autócoras. Las leguminosas se implementan por su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, muy relevante en estos espacios pobres en nutrientes.

Las marcas comercializadoras indican que incluyen especies denominadas “starters”, que describen como especies no agresivas, de crecimiento rápido que acaban desapareciendo (Naturalea, 2023; Restauración Paisajística, 2023; Semillas Clemente, 2023), justificando así el uso de especies alóctonas, que complementan con lo que denominan a especies nativas o autóctonas.

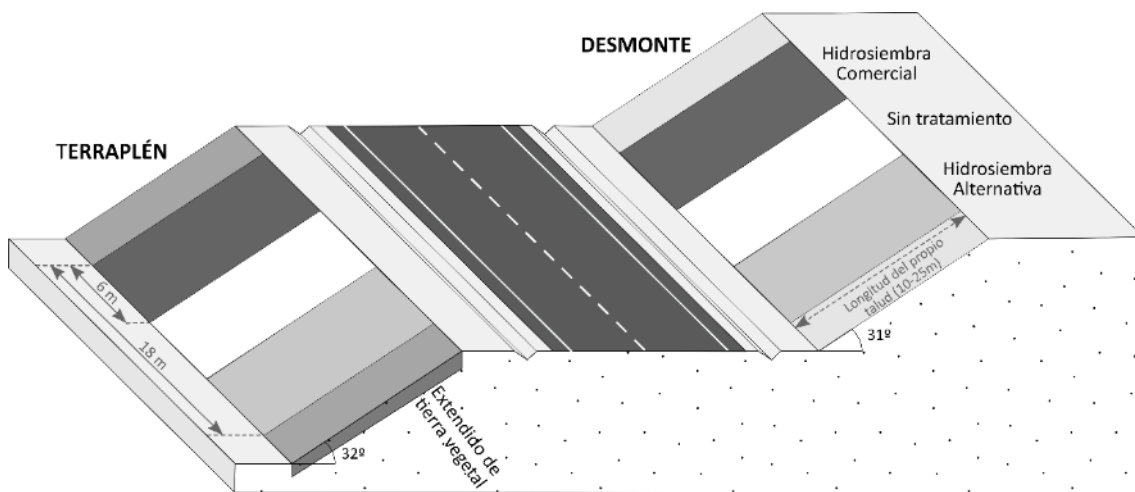


Figura 2.5. Esquema del diseño general del trabajo indicando la tipología de taludes (desmontes y terraplenes), así como los tratamientos experimentales realizados (hidrosiembra Comercial, Alternativa y sin tratamiento).

Para el tratamiento situado a la derecha, se diseñó una mezcla Alternativa de semillas desarrollada siguiendo los siguientes criterios: (i) especies que de forma natural ya crecen en la zona, (ii) que presenten cierto carácter primocolonizador, (iii) diversificar el espectro taxonómico, de biotipos, estrategias de polinización y dispersión, formas y tamaños de las semillas; y (iv) disponibilidad comercial. Esta labor la realizó el Dr. López-Jiménez reconocido experto de la flora madrileña (López, 2007) que además realizó un muestreo previo de la flora de taludes en la Comunidad de Madrid (López *et al.*, 2005). La mezcla diseñada finalmente contó con un total de 12 especies. Se incrementa la diversidad de familias al incluirse otras dos nuevas: compuestas y rosáceas. Todas las especies son autóctonas en el territorio de estudio. Los biotipos también se incrementan y diversifican al incluirse un nanofanerófito y más caméfitos. Se incluyen semillas grandes, pero también pequeñas y con mayor heterogeneidad morfológica. Las estrategias de polinización también son más diversas (*Artemisia campestris* puede presentar tres estrategias en el mismo ejemplar: entomogamia, autogamia y cleistogamia) así como las de dispersión, con especies anemócoras. Se mantiene un porcentaje importante de leguminosas por el carácter ya mencionado como especies fijadoras de nitrógeno atmosférico.

Las dos mezclas de semillas se hidrosembraron utilizando los mismos protocolos empleados por la empresa constructora en estas autovías. Para cada parcela experimental se proyectó mediante una hidrosembradora la mezcla de semillas correspondiente junto con un volumen de agua ($8 \text{ dm}^3 \text{ m}^{-2}$), mantillo de fibra de madera o mulch (250 g m^{-2} Mat-Fiber; Mat Inc., Floodwood, MN, EE.UU.), fertilizante (6 g m^{-2} Hidrohumus: 63% materia orgánica, 19% extracto

húmico total, 5:3:4 NPK; Enymer, S.L., Madrid, España) y fijador sintético o aglutinante (2 g m^{-2} Hydrofix; Enymer, S.L., Madrid, España). Para poder ejecutar las hidrosiembras según el diseño señalado y para evitar que quedaran superficies sin hidrosebrar a excepción de las parcelas sin tratamiento, se cubrieron alternativamente con grandes plásticos, de manera que al proyectar las hidrosiembras sobre los taludes solo se impregnaran las superficies deseadas (Fig. 2.6). No conviene olvidar que este diseño experimental está acoplado al avance real de las obras de ambas autopistas, por lo que el tratamiento Comercial, se aplicó a la totalidad de las superficies a revegetar de forma simultánea a los tratamientos experimentales; en paralelo se realizaron las hidrosiembras con mezcla alternativa.

Tabla 2.1. Composición de las mezclas de hidrosiembra Comercial y Alternativa empleadas en el diseño experimental. Las cifras indican el porcentaje en peso de cada especie.

ESPECIE	PROYECTO ¹	PROPORCIONADA ²	SEMBRADA ³
Mezcla Comercial			
<i>Stipa tenecissima</i>	2	-	-
<i>Atriplex halimus</i>	1,25	-	-
<i>Piptatherum miliaceum</i>	1,25	-	-
<i>Moricandia arvensis</i>	0,5	-	-
<i>Lolium rigidum</i>	30	-	-
<i>Melilotus officinalis</i>	10	-	-
<i>Medicago sativa</i>	5	-	-
<i>Festuca arundinacea</i>	15	-	20,7 ±3,4
<i>Vicia sativa</i>	20	20	21,1 ±7,1
<i>Agropyrum cristatum</i>	15	5	17,5 ±5,2
<i>Agropyrum desertorum</i>	-	15	-
<i>Cynodon dactylon</i>	-	5	4,5 ±1,4
<i>Dactylis glomerata</i>	-	15	11,7 ±4,2
<i>Onobrychis vicifolia</i>	-	10	23,5 ±3,4
<i>Trifolium subterraneum</i>	-	15	-
<i>Bromus inermis</i>	-	15	-
IMPUREZAS⁴			1,1 ±0,9
Mezcla Alternativa			
<i>Cynodon dactylon</i>	10	3.8	5,9 ±1,8
<i>Dactylis glomerata</i>	15	14.2	15,5 ±1,7
<i>Festuca arundinacea</i>	10	22.8	28,7 ±6
<i>Lolium rigidum</i>	15	26.6	18,3 ±6,2
<i>Lotus corniculatus</i>	10	9.5	6 ±1,2
<i>Piptatherum miliaceum</i>	10	1.75	2 ±0,7
<i>Sanguisorba minor</i>	10	4.75	2,3 (±0,8)
<i>Trifolium repens</i>	5	6.65	8 (±2)
<i>Trifolium subterraneum</i>	10	6.65	6,3 (±1,5)
<i>Artemisia campestris</i>	0,75	0.5	0,6 (±0,4)
<i>Helichrysum stoechas</i>	1,75	1	0,06 (±0,04)
<i>Retama sphaerocarpa</i>	2,5	1.75	2,5 (±3,7)
IMPUREZAS⁴			3,8 (±0,8)

¹Mezcla incluida en el proyecto constructivo.

²Composición indicada en el saco de semillas proporcionado por el proveedor.

³Composición de la mezcla verificada mediante el conteo y análisis de 10 muestras de 2gr de la mezcla que contenían los casos de hidrosiembra.

⁴Porcentaje de impurezas.

Los trabajos de campo se iniciaron en octubre de 2004 con la selección de los taludes, toma de muestras iniciales y preparación de estos para aplicar los tratamientos. En diciembre de 2004 se realizaron las hidrosiembras y la monitorización de las 45 parcelas experimentales (15 taludes x 3 parcelas experimentales) se prolongó hasta mayo de 2008.

Con objeto de una mejor organización del manuscrito, la descripción pormenorizada del material y método específico de cada experimento se realiza en su capítulo correspondiente.

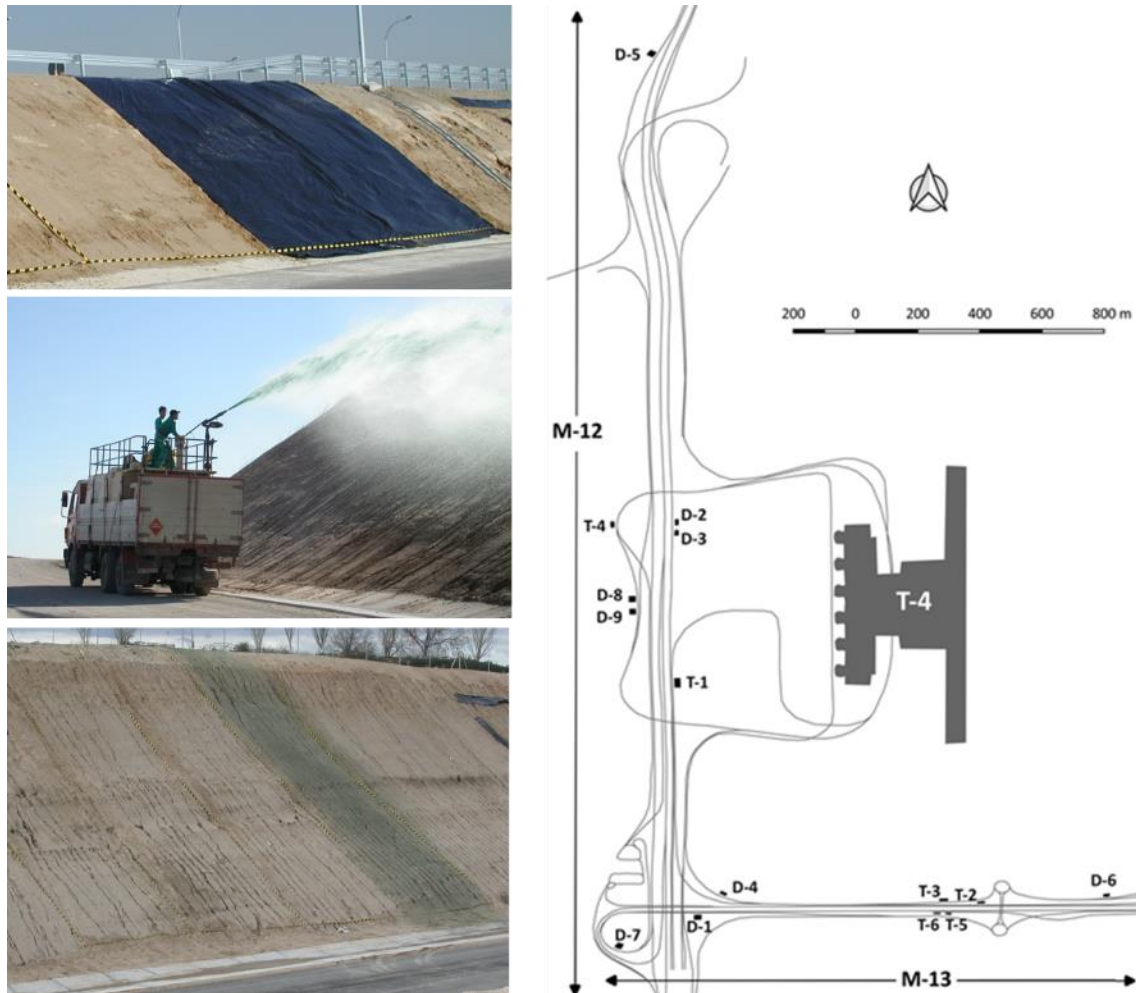
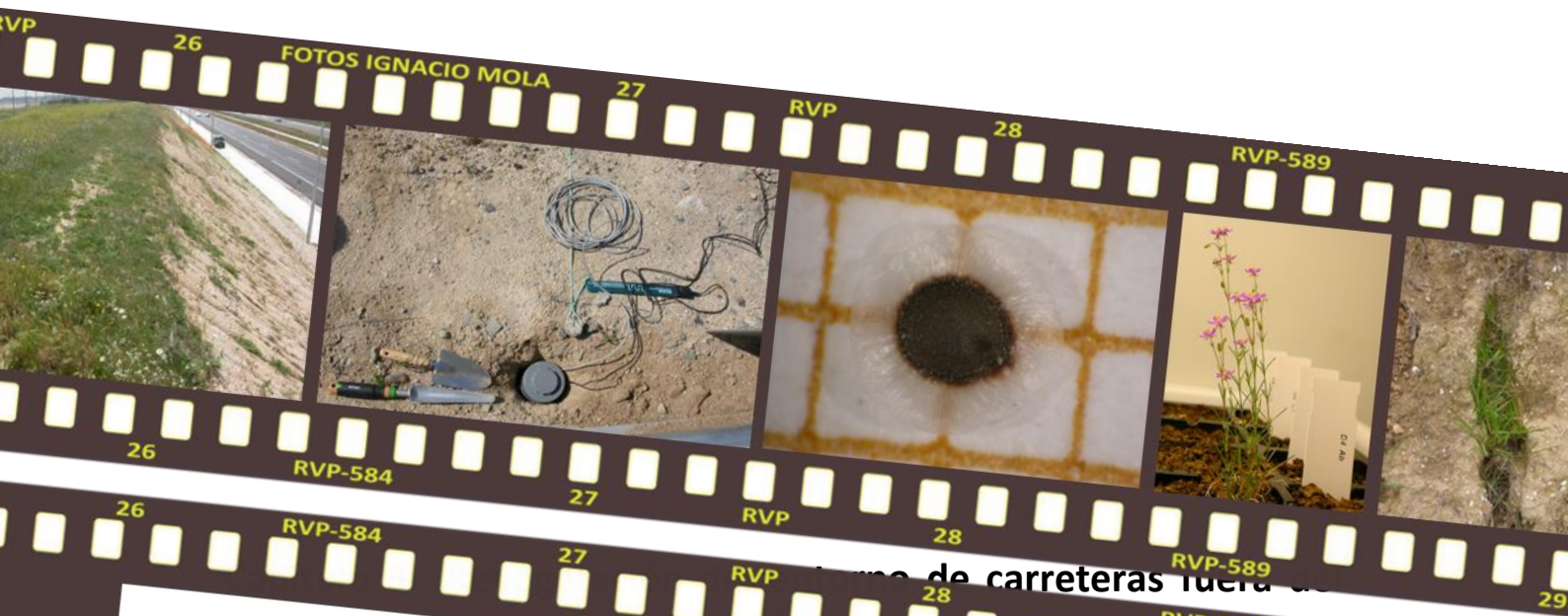
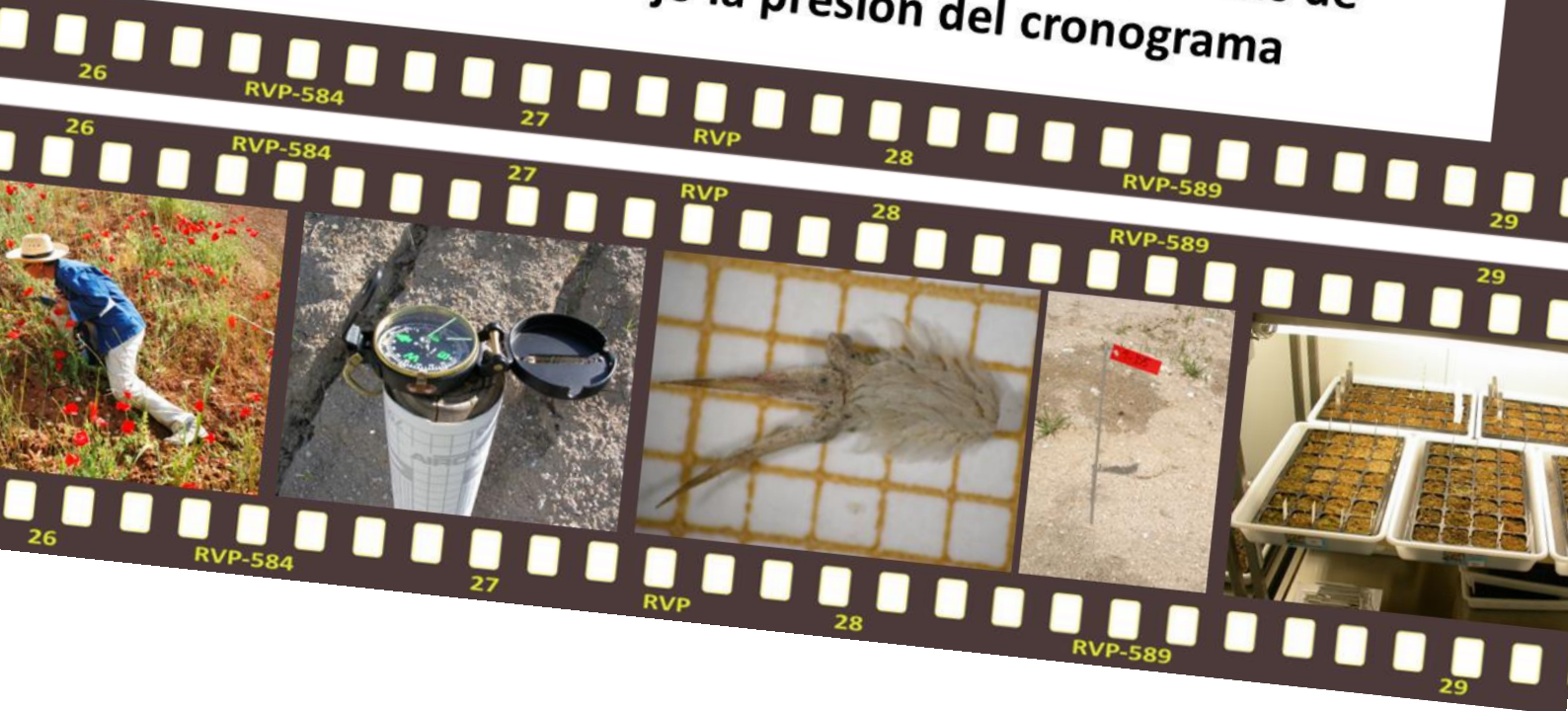


Figura 2.6. En la fotografía de la parte superior, un terraplén (T-6) preparado para proyectar la mezcla Comercial de semillas, al quedar cubiertos las parcelas con el tratamiento con mezcla Alternativa y sin tratamiento. En la fotografía central, un camión con hidrosembradora aplicando la mezcla Comercial sobre un desmorte de la autovía M-12 (Autora: María Altamirano-OHL, diciembre de 2004). En la fotografía inferior, un desmorte (D-9) en el que se ha aplicado la mezcla de semillas Alternativa y previo a cubrirlo con plástico para aplicar la mezcla Comercial. El tono verde lo proporciona el mulch que se colorea para que el operario de la hidrosembradora pueda verificar las zonas en las que se ha aplicado la mezcla (Autora: María Altamirano-OHL, diciembre de 2004). En el croquis de la derecha, la ubicación de los taludes experimentales a lo largo de ambas autopistas (D-desmontes y T-terraplenes).



CAPÍTULO 3 – Revegetación del entorno de carreteras fuera del periodo recomendable: opciones de gestión bajo la presión del cronograma



Introducción y objetivos

En el primer capítulo se ha puesto de manifiesto una notable discrepancia entre el conocimiento científico disponible y las prácticas habituales que se desarrollan para establecer una cubierta vegetal en estos espacios. Para que sea aplicable este conocimiento producto de la investigación en términos de eficiencia y eficacia debe ser útil tanto para investigadores como para gestores. La investigación debe considerar también las perturbaciones existentes en las condiciones reales para poder alcanzar esta meta (Van de Ven & Johnson, 2006). La subordinación de las labores de revegetación de las carreteras al calendario y trabajos de construcción de la infraestructura es una fuente continua de perturbaciones. Por ejemplo, algunas veces la revegetación debe realizarse fuera del periodo fenológico óptimo. Además, generalmente la disponibilidad de tierra vegetal es limitada, lo que produce variaciones en su calidad. O los elevados costes de expropiación pueden obligar a situar las carreteras sobre terraplenes con pendientes más pronunciadas. Por lo tanto, para aumentar su aplicabilidad, esta investigación está acoplada con un proceso de construcción real y se centra en las perturbaciones y otros problemas intrínsecos que se dan con mayor frecuencia, como los mencionados anteriormente.

La finalidad de este capítulo es replantear las estrategias actuales de revegetación en condiciones adversas mediante el diagnóstico de los procesos ecológicos que limitan el reclutamiento vegetal en los taludes de las carreteras. En las autovías consideradas, por constricciones del cronograma, la revegetación se efectuó en invierno, en un clima mediterráneo continental. Bajo estas condiciones adversas se plantea la hipótesis de que la revegetación estará diferencialmente limitada por la calidad del micrositio. Más específicamente, este estudio aborda las siguientes cuestiones: (1) ¿Está limitado el establecimiento de la vegetación en los taludes de carretera por la disponibilidad de espacios adecuados para el reclutamiento de plantas? Analizamos si el extendido de tierra vegetal mejora el éxito del reclutamiento local, teniendo en cuenta los efectos de la calidad y estabilidad del sustrato tanto en desmontes como en terraplenes. (2) ¿Está limitado el reclutamiento bajo estas exigentes condiciones por la cantidad o calidad de las semillas que llegan a los taludes? Dicho de otro modo, ¿cuán eficaces son las aportaciones relativas de lluvia de semillas, banco de semillas presente en la tierra vegetal e hidrosiembra? (3) A la luz de estos resultados, ¿cuál sería la opción de gestión más apropiada para optimizar la cobertura vegetal de los bordes de las carreteras (a efectos geotécnicos y de utilidad general) y la riqueza de las especies (a efectos funcionales y de conservación) cuando el calendario de construcción obliga a que se realice la hidrosiembra fuera del periodo recomendado para desarrollar los trabajos de revegetación?

3.1. Métodos

3.2.1. Diseño Experimental

Como se ha indicado en el Capítulo 2 se consideraron dos tipos de taludes de carretera: desmontes y terraplenes. La tierra vegetal se extendió solo sobre los terraplenes. Esto es una práctica habitual cuando existen limitaciones de disponibilidad de este recurso, ya que se asume que su aplicación sobre desmontes con una inclinación igual o superior a 34° incrementa el

aporte de sedimentos al sistema de drenaje y desagüe de la carretera, con los problemas que puede ocasionar de cara al mantenimiento de la infraestructura, incluso al tráfico, en caso de colapso de estos sistemas (Ramos, 1974; Segura, 2002). En nuestro caso los desmontes y terraplenes tenían pendientes muy similares (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Valores medios de las variables topográficas y edáficas de los taludes experimentales (\pm SE). Los parámetros del suelo se midieron después de realizar los extendidos de tierra vegetal y antes de aplicar las hidrosiembras. Las diferencias significativas (ANOVA de un factor) entre los tipos de taludes se han indicado mediante * $p < 0,05$ o ** $p < 0,001$.

<i>Variable</i>	<i>Desmontes</i>	<i>Terraplenes</i>
Longitud (m)	17,45 \pm 0,92	11,83 \pm 0,35**
Pendiente (°)	31,22 \pm 0,32	32,1 \pm 0,75
pH	7,37 \pm 0,06	7,33 \pm 0,05**
Conductividad ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	204,52 \pm 17,20	715,98 \pm 251,43*
Nitrato (mg g^{-1})	0,008 \pm 0,001	0,016 \pm 0,004*
Potasio (mg g^{-1})	0,167 \pm 0,026	0,178 \pm 0,006
Calcio (mg g^{-1})	2,547 \pm 0,368	3,289 \pm 0,362
Magnesio (mg g^{-1})	0,415 \pm 0,065	0,349 \pm 0,021
Sodio (mg g^{-1})	0,049 \pm 0,007	0,044 \pm 0,004
Fósforo asimilable P_2O_5 (mg g^{-1})	0,011 \pm 0,003	0,005 \pm 0,0003*
Materia orgánica (%)	0,069 \pm 0,006	0,148 \pm 0,023**
N (%)	0,008 \pm 0,001	0,016 \pm 0,02**
C (%)	0,036 \pm 0,003	0,084 \pm 0,014**
Arena (%)	65,37 \pm 5,49	63,72 \pm 2,68
Limo (%)	22,59 \pm 3,75	20,11 \pm 2,15

Se seleccionaron nueve desmontes y seis terraplenes con pendientes similares y longitudes que oscilaban entre 10 y 25 m. Los taludes de ambos tipos estaban orientados hacia los cuatro puntos cardinales para representar las variaciones microclimáticas derivadas de la orientación. En cada talud, se marcaron tres parcelas yuxtapuestas (ver Fig. 2.5), cada una de 6 m de ancho por la longitud del propio talud (10-25 m), dando como resultado una superficie de parcela de $91,24 \pm 4,22 \text{ m}^2$ (media \pm SE, $n = 45$).

Para analizar la influencia del entorno en la llegada de semillas se midió la distancia a las zonas con vegetación natural más cercana. Esta distancia osciló entre 0, en todos los desmontes, y menos de 30 m en los terraplenes. Se midieron las características edáficas y se estudió el banco de semillas después de realizar los extendidos de tierra vegetal y antes de aplicar las hidrosiembras (Fig. 3.1). Para ello se recogió una muestra de suelo de la parte inferior de cada parcela de muestreo (1 muestra \times 3 parcelas \times 15 taludes = 45 parcelas). Todas las muestras de suelo fueron congeladas para evitar la actividad microbiana. Una fracción de cada muestra de suelo se empleó para analizar el pH, conductividad del suelo y nitratos mediante un electrodo selectivo de iones (Metrohm Ltd., Herisau, Suiza). A continuación, otra alícuota de cada muestra se secó al aire, tamizó a través de una malla 2 mm y se remitieron al Departamento de Análisis Vegetal y de Suelos de la CCMA (Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC, España), donde se analizaron las texturas del suelo por el método del hidrómetro de Bouyoucos (Bouyoucos, 1962).

El fósforo disponible fue determinado colorimétricamente después de su extracción con carbonato de calcio y magnesio (Burriel & Hernando, 1950); los contenidos en carbono orgánico y materia orgánica se determinaron por el método Walkley-Black (Nelson & Sommers, 1982) y los contenidos en nitrógeno mediante el análisis Kjeldahl (Kjeldahl, 1883). Finalmente, se midió el calcio, magnesio, potasio y sodio mediante Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES, Perkin Elmer 4300 DV, Perkin Elmer Corporation, Shelton, CT, EE.UU.; Scott *et al.*, 1974) después de la extracción en acetato de amonio con un pH de 7,0.

El tamaño y composición del banco de semillas viable presente en el suelo antes de ejecutar las hidrosiembras se determinó sobre muestras de suelo recogidas de dos cuadrados de 25 x 25 cm por parcela (90 en total) a una profundidad de 0-5 cm. Las muestras de suelo se agruparon por parcela y se dividieron en dos bandejas de vivero (28 semilleros por bandeja). Una bandeja fue incubada en cámara de cultivo a 26°C, 60% de humedad relativa y 16:8 horas día/noche, y la otra se colocó en un invernadero en condiciones medioambientales locales. Durante un año completo se realizó el seguimiento de ambos grupos de bandejas, identificando los diferentes ejemplares que fueron germinando. Para su correcta identificación se utilizaron floras regionales, nacionales e internacionales (López-Jiménez, 2007 y referencias incluidas). Para la nomenclatura de las especies se siguieron los criterios de Flora Ibérica (Castroviejo, 1986-2021).

Se utilizaron agujas de erosión (Haigh, 1977) para supervisar la evolución de las laderas, midiendo el cambio del nivel de la superficie. Se colocaron al inicio de la época de crecimiento, en abril 2005, una aguja de erosión en la parte superior, otra en el medio y dos más en el tercio inferior de cada parcela (180 en total). Las mediciones de estos indicadores de erosión se tomaron mensualmente desde su instalación hasta noviembre de 2006.

En cada talud se aplicaron las hidrosiembras para cada tratamiento: con mezcla Comercial, con mezcla Alternativa y una parcela central sin hidrosiembra. Para evaluar la viabilidad de las semillas de hidrosiembra se recogieron 100 semillas de cada una de las especies empleadas en cada una de las mezclas y se pusieron a germinar en una cámara de cultivo a 25°C, 65% humedad relativa, 16:8 horas día/noche.

El número de semillas aportadas por la hidrosiembra se contaron con una lupa binocular en muestras recogidas de cuadrados de 25 x 25 cm de la parte superior, media y tercio inferior de cada talud, en cada uno de los dos tratamientos con hidrosiembra (90 en total). Se identificaron las semillas empleando diversas referencias (Villarías, 2006; Anthos, 2023) y se desarrolló una colección de referencia, tanto física como fotográfica para este estudio. Se calcularon los porcentajes de semillas viables a partir de los valores medidos del número total de semillas sembradas, composición de las mezclas de hidrosiembra y su viabilidad. La cobertura vegetal total del talud se evaluó visualmente, ya que constituye el método habitual para valorar el éxito de la hidrosiembra en ingeniería de infraestructuras. Dos observadores evaluaron la cobertura vegetal en cada parcela, dos veces al año, en enero y junio, en 2005 y 2006. Solo se hizo el promedio en caso de que las estimaciones de los dos observadores difirieran menos del 10%. La riqueza de especies por tratamiento se registró anualmente, coincidiendo con el periodo fenológico más apropiado para la identificación de las especies vegetales, en este caso, durante el mes de mayo, en los dos años del estudio.

Debido a restricciones logísticas, la lluvia de semillas se midió a partir de octubre 2005. Se utilizaron dos tipos de trampas de semillas (trampas de embudo y adhesivas) ya que controlan procesos distintos involucrados en la dispersión de semillas (Chabrierie & Alard, 2005). Se colocaron dos trampas adhesivas de semillas por parcela, una en la parte inferior y la otra en la mitad superior de cada talud, y tres trampas de embudo de 7,5 cm de diámetro por parcela, una en cada tercio de su longitud. Las trampas adhesivas consistieron en cilindros con una superficie de 857,66 cm² revestidos con película adhesiva. Se efectuaron recuentos en las trampas de semillas cada 3 meses durante un año.

La temperatura y humedad del suelo (agua por volumen de suelo, v:v) se monitorizó en espacios con distintos niveles de cobertura vegetal (terraplenes con un 92% y 20%, y desmontes con un 12% y un 6% respectivamente), a una profundidad de 5 cm, cada 30 minutos, mediante cuatro equipos de sensores microclimáticos (HOBO Soil Moisture smart sensor, Pocasset, MA, EE.UU.). Estos equipos se colocaron en los taludes orientados al sur, la más seca (Bochet & García-Fayos, 2004) en junio 2005, cuando se observaron las diferencias más claras en la cubierta vegetal.

Además de la temperatura media y su rango, se calculó el número acumulado de días con un contenido de agua relativo (RWC) por encima del índice de marchitez permanente (7.6%, v:v, para ecosistemas mediterráneos; Ogaya & Peñuelas, 2006).

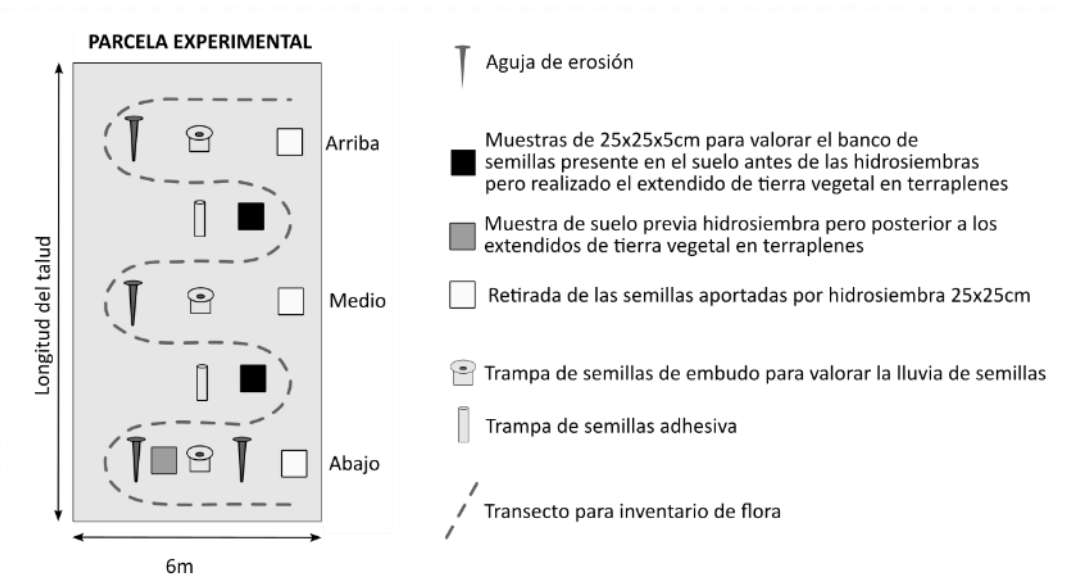


Figura 3.1. Esquema del diseño experimental desarrollado en cada una de las 45 parcelas (15 taludes x 3 tratamientos).

3.2. Análisis de los Datos

Las diferencias estadísticas en las tasas de cambio de la superficie de los taludes (erosión/acumulación) en función del tipo de talud, tratamiento de hidrosiembra y posición en el talud se analizaron mediante análisis de la varianza de medidas repetidas con tres factores (ANOVAR). Las diferencias en la densidad de las semillas viables, bien del banco de semillas del suelo o después de la hidrosiembra, se determinó mediante ANOVA de dos vías, con los

tratamientos de hidrosiembra y el tipo de talud como factores. Las diferencias en la lluvia de semillas entre desmontes y terraplenes y a lo largo de su posición en el talud en el tiempo se analizaron mediante ANOVAR. Los datos de las trampas de embudo y las adhesivas se analizaron por separado. Consideramos la distancia a los terrenos con vegetación adyacentes más cercanos como una covariable solo en el caso de los terraplenes, ya que esta distancia era insignificante en el caso de los desmontes. Solo esta variable, la distancia a los terrenos con vegetación adyacentes, requirió transformación logarítmica antes del análisis para mitigar la ausencia de normalidad y homocedasticidad. Las mediciones microclimáticas se analizaron por comparaciones de pruebas t pareadas. La influencia del tipo de talud y el tratamiento de hidrosiembra sobre la cubierta vegetal y la riqueza de especies se analizó mediante un ANOVAR y tomando la superficie de las parcelas como una covariable y el tiempo como un factor intra-sujetos (ANCOVAR). Se utilizó una regresión múltiple por pasos hacia delante para establecer la aportación a la cubierta vegetal en cada periodo de muestreo de las características del suelo y del talud enumeradas en la Tabla 3.1, estableciendo como criterio de inclusión $p < 0,05$. Finalmente, aquellas variables que resultaron ser repetidamente significativas en el análisis anterior, junto con el número de semillas en el banco del suelo o aportadas por la lluvia de semillas o por el tratamiento de hidrosiembra, se utilizaron como covariables en ANCOVARs unidireccionales separados para estudiar si eran relevantes para las diferencias en la cubierta vegetal final entre los tipos de talud. Se estudiaron las interacciones entre los factores y las covariables (prueba de homogeneidad de los taludes) para comprobar los efectos confusos. Todos los análisis estadísticos se realizaron con STATISTICA 6.0 (StatSoft, Inc. Tulsa, OK, EE.UU.).

3.3. Resultados

3.4.1. Estabilidad y Sustrato de los Taludes

Las propiedades edáficas y topográficas de los taludes objeto de estudio están resumidas en la Tabla 3.1. La sedimentación aumentó hacia la base del talud, tanto en los desmontes como en los terraplenes ($F_{[2,109]} = 11,62$; $p < 0,001$ Fig. 3.2). La interacción significativa entre el tipo de talud y la posición en el mismo de las agujas de erosión se debió a las tasas de sedimentación diferencialmente más altas encontradas en las bases de los desmontes ($F_{[2,109]} = 3,13$; $p < 0,05$). Este patrón fue coherente durante los dos años del estudio. La tasa de cambio del nivel superficial no varió entre las parcelas tratadas y las no tratadas con hidrosiembra, independientemente del tipo de mezcla utilizada, Comercial o Alternativa ($F_{[2,97]} = 0,51$; $p = 0,600$).

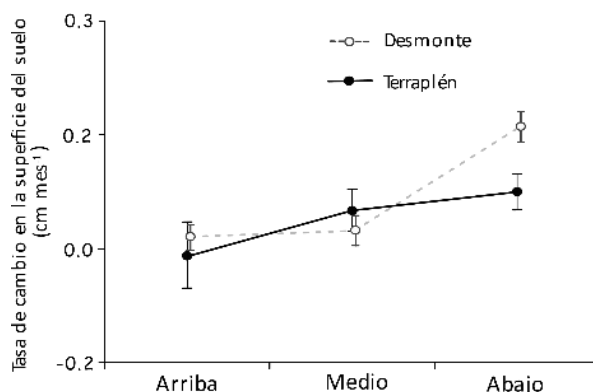


Figura 3.2. Tasas medias de disminución (erosión) e incremento (sedimentación) del nivel de superficie del suelo en los desmontes y terraplenes durante el periodo de estudio (abril 2005 - noviembre 2006). Las barras verticales indican ± 1 SE.

3.4.2. Banco de semillas, lluvia de semillas e hidrosiembra

El banco de semillas presente en el suelo previo a las hidrosiembras era muy pobre (Fig. 3.3a). El extendido de tierra vegetal en los terraplenes no aumentó las densidades de semillas viables comparado con las de los desmontes ($7,99 \pm 1,53$ vs. $11,84 \pm 1,18$ semillas m^{-2} , respectivamente; $F_{[1,39]} = 0,57$; $p = 0,456$). Tal y como se esperaba no se observaron diferencias en este contingente de semillas entre las parcelas de tratamiento Comercial y Alternativo ($F_{[2,39]} = 0,14$; $p = 0,866$).

En los ensayos de laboratorio, las especies de la mezcla Comercial mostraron una germinación media del 79,4%, excepto *Onobrychis viciifolia*, que quedó por debajo del 10%. En la mezcla de semillas Alternativa, la germinación media fue del 73,4%, excepto *Helichrysum stoechas*, *Piptatherum miliaceum* y *Retama sphaerocarpa*, que quedaron por debajo del 10%. Sobre la base de estas tasas de germinación en el de laboratorio, los porcentajes de semillas viables tanto de la mezcla Comercial como de la Alternativa fueron parecidos (72,7% y 69,4%, respectivamente).

Las hidrosiembras con mezclas Comercial y Alternativa proporcionaron una densidad de semillas de 12,29 y 7,60 $g \cdot m^{-2}$, respectivamente, que aumentó la tasa de semillas viables en los suelos de los taludes en más de 300 veces (Fig. 3.3b; Tabla 3.2). No se encontraron diferencias significativas en la densidad de las semillas viables entre las parcelas hidrosemebradas con la mezcla de semillas Comercial y Alternativa (4.283 ± 435 y 4.321 ± 590 semillas viables m^{-2} , respectivamente; $F_{[1,26]} = 0,002$; $p = 0,958$), o entre los desmontes y terraplenes (4.693 ± 500 and 3.667 ± 1.605 semillas m^{-2} , respectivamente; $F_{[1,26]} = 0,93$; $p = 0,336$).

La lluvia de semillas anual recogida en las trampas de embudo fue siete veces superior que la cantidad de semillas aportada por la hidrosiembra (29.256 semillas m^{-2}). A pesar de haber controlado la lluvia de semillas solo durante el segundo año del estudio, la falta de diferencias significativas entre los tipos de talud (2.570 ± 720 y 2.240 ± 589 semillas $m^{-2} \text{ mes}^{-1}$ en desmontes y terraplenes, respectivamente; $F_{[1,117]} = 0,41$; $p = 0,526$) y las posiciones a lo largo de la pendiente ($F_{[2,117]} = 0,03$; $p = 0,966$) sugieren un efecto pequeño sobre las notables diferencias de cobertura vegetal observadas en 2006. Como se esperaba, las diferencias estacionales en la lluvia de semillas fueron evidentes en los dos tipos de trampa ($F_{[3,117]} = 14,56$; $p < 0,001$, trampas de embudo; $F_{[3,78]} = 6,98$; $p < 0,005$, trampas adhesivas), con un 40% de la lluvia de semillas anual

concentrado desde marzo a junio. Como en otros estudios anteriores (Chabrerie & Alard, 2005), las trampas de embudo registraron más semillas que las adhesivas (unas nueve veces más en este estudio; Fig. 3.3c y 3.3d). La aportación de semillas por el viento fue notablemente superior en los desmontes que en los terraplenes (360 ± 70 y 160 ± 60 semillas m^{-2} por mes, respectivamente; $F_{[1,78]} = 6,56$; $p = 0,017$), lo que quedaba parcialmente explicado por la distancia y posición respecto de las parcelas de vegetación natural remanente ($F_{[1,27]} = 5,14$; $p < 0,049$).

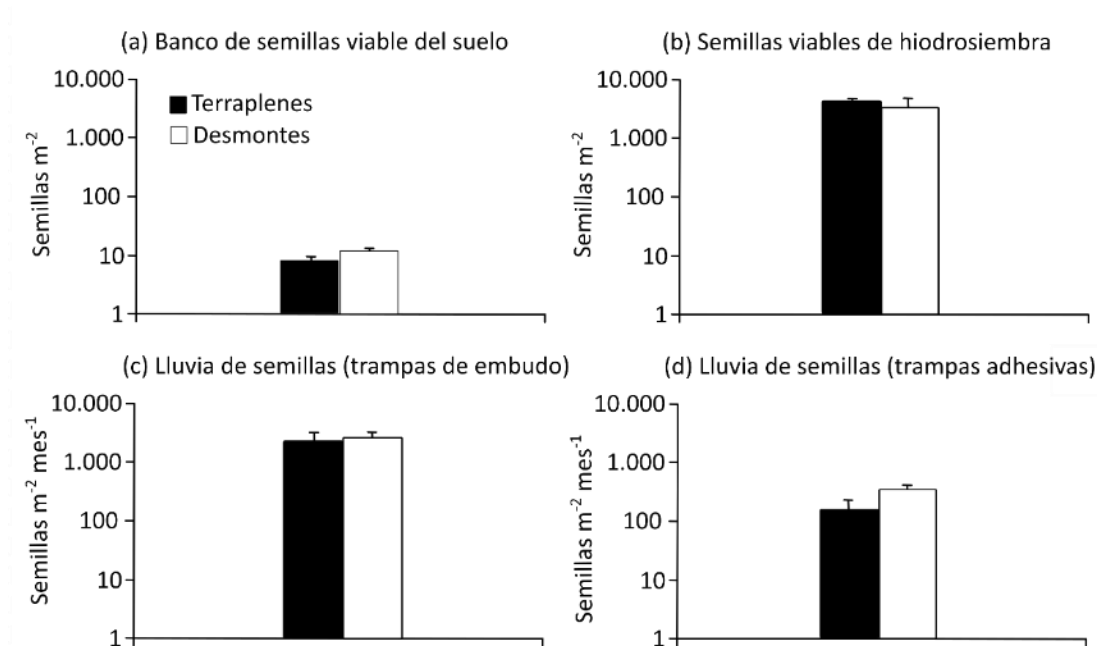


Figura 3.3. Aportación de semillas (escala logarítmica) a los desmontes y terraplenes a partir de: banco de semillas viables presente en el suelo antes de la hidrosiembra (a), después de la hidrosiembra (b) y desde la lluvia de semillas utilizando trampas de embudo (c) o adhesivas (d). La lluvia de semillas se expresó como tasas mensuales promediadas durante el periodo de estudio (octubre 2005 – noviembre 2006). Las barras verticales son ± 1 SE.

3.4.3. Establecimiento de la vegetación

Desde enero de 2005 hasta junio de 2006, se observó un aumento constante de la cubierta vegetal tanto en invierno como en primavera (Tabla 3.3 y Fig. 3.4). Este aumento resultó claramente desigual y significativo entre los dos tipos de taludes, como muestra la interacción entre el tipo de talud y el tiempo (tanto mes como año; $p < 0,005$). En la primera primavera, la cubierta vegetal sobre los terraplenes osciló entre 2-94%, mientras que, en los desmontes la tasa fue entre 6-50%. Las parcelas hidrosembreadas con la mezcla de semillas Comercial o Alternativa no presentaron diferencias en la cobertura respecto a las de control ($p < 0,920$). La hidrosiembra fracasó con independencia del tipo de talud, la estación del año (mes) y los años. Las diferencias en el éxito del reclutamiento, en base a las medidas de la cobertura vegetal al final del periodo de estudio, no fueron atribuibles al banco de semillas viables del suelo, a la cantidad de semillas viables por hidrosiembra o a la lluvia de semillas, tal y como indicaron los resultados de ANCOVA ($F_{[1,12]} < 2,89$; $p > 0,114$).

El análisis de regresión múltiple por pasos hacia adelante mostró que los valores iniciales (antes de la hidrosiembra) de la fertilidad del suelo, medida en los contenidos de nitratos, nitrógeno total y materia orgánica, explicaron hasta el 80% de la variación en la cobertura vegetal (Tabla 3.4). El valor explicativo de la textura del suelo y la longitud del talud se limitó a la etapa más temprana de colonización vegetal (enero 2005). La fertilidad inicial del suelo representó una proporción creciente de la varianza en la cubierta vegetal desde los primeros meses hasta aproximadamente 1 año después de la hidrosiembra. En particular, el contenido en nitratos del suelo mostró unos valores altamente significativos a lo largo de los años y las estaciones. Como covariables de los ANOVARS, los efectos del contenido en nitratos y materia orgánica en la evolución de la cubierta vegetal no solo fueron muy significativos ($F_{[1,42]} > 72,87$; $p < 0,001$), sino que incluso anularon el efecto del tipo de talud ($F_{[1,42]} < 3,31$; $p > 0,08$). Estos efectos fueron constantes en ambos tipos de talud, según lo revelado por los ensayos preliminares de homogeneidad de las pendientes ($F_{[1,56]} < 2,44$; $p > 0,12$).

Tabla 3.2. Composición cualitativa y cuantitativa de las mezclas de hidrosiembra (\pm SE) y densidad de semillas viables (\pm SE) por especie aportada según el tipo de mezcla de hidrosiembra.

		Composición (% peso)	Densidad de semillas viables* (semillas m ⁻²)
<i>Mezcla Comercial</i>			
<i>Poaceae</i>	<i>Agropyrum cristatum</i> (L.) Gaertn.	17,5 \pm 5,2	1.379,9 \pm 409,8
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	4,5 \pm 1,4	1.144,7 \pm 356,0
	<i>Dactylis glomerata</i> L.	11,7 \pm 4,2	996,4 \pm 357,5
	<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	20,7 \pm 3,4	711,0 \pm 116,7
	<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.	23,5 \pm 3,4	11,5 \pm 1,7
<i>Fabaceae</i>	<i>Vicia sativa</i> L.	21,1 \pm 7,1	39,7 \pm 13,4
	<i>Mezcla Alternativa</i>		
<i>Poaceae</i>	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	5,9 \pm 1,8	1.055,4 \pm 311,3
	<i>Dactylis glomerata</i> L.	15,5 \pm 1,7	990,8 \pm 104,6
	<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	28,7 \pm 6,0	632,3 \pm 127,3
	<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	18,3 \pm 6,2	410,7 \pm 133,3
	<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss.	2,0 \pm 0,7	28,7 \pm 9,6
<i>Fabaceae</i>	<i>Lotus corniculatus</i> L.	6,0 \pm 1,2	250,9 \pm 48,5
	<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss.	2,5 \pm 3,7	0,1 \pm 0,2
	<i>Trifolium repens</i> L.	8,0 \pm 2,0	704,8 \pm 169,8
<i>Asteraceae</i>	<i>Trifolium subterraneum</i> L.	6,3 \pm 1,5	62,5 \pm 14,4
	<i>Artemisa campestris</i> L.	0,6 \pm 0,4	162,9 \pm 108,6
<i>Rosaceae</i>	<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench	0,06 \pm 0,04	2,7 \pm 1,1
	<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	2,3 \pm 0,8	19,5 \pm 6,5

*Las densidades de las semillas viables aportadas por hidrosiembra se calcularon a partir de las tasas de germinación en laboratorio y el peso de las semillas aportadas por unidad de superficie.

Tabla 3.3. Resultados del ANCOVAR para la cobertura vegetal y la riqueza de especies entre los taludes (desmontes y terraplenes) y los tratamientos de hidrosiembra (mezcla de semillas Comercial, Alternativa o sin tratamiento de hidrosiembra) utilizando la superficie de las parcelas de muestreo como covariable y el tiempo (mes y año) como factor intra-sujetos.

Fuente de variación	Cobertura vegetal				Riqueza de especies			
	g.l.	Media cuadrática	F ratio	P-valor	g.l.	Media cuadrática	F ratio	P-valor
Superficie de la parcela	1	270	0,16	0,693	1	985	20,49	<0,001
Año	1	1317	8,37	0,006	1	351	6,77	0,013
Talud	1	11762	6,84	0,012	1	2228	46,35	<0,001
Tratamiento de hidrosiembra	2	143	0,08	0,920	2	67	1,39	0,261
Mes	1	519	6,67	0,013	--	--	--	--
Talud x tratamiento de hidrosiembra	2	20	0,01	0,988	2	54	1,11	0,338
Talud x año	1	1465	9,30	0,004	1	236	4,56	0,039
Tratamiento de hidrosiembra x año	2	114	0,72	0,492	2	72	1,39	0,259
Mes x talud	1	1992	8,75	0,005	--	--	--	--
Mes x tratamiento de hidrosiembra	2	68	8,29	0,743	--	--	--	--
Mes x año	1	228	0,93	0,340	--	--	--	---
Error	38	244	---	---	38	52		

La cobertura vegetal fue calculada en enero y junio, pero la riqueza de las especies solo fue medida en mayo.

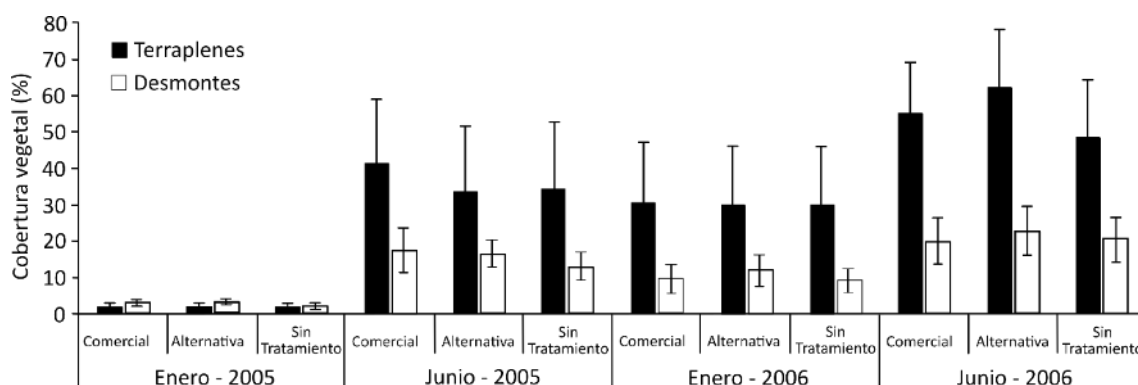


Figura 3.4. Desarrollo temporal de la cubierta vegetal en los desmontes y terraplenes tras la hidrosiembra en diciembre de 2004, con la mezcla comercial de semillas prevista en el proyecto de infraestructura (Comercial), con una mezcla de semillas de especies autóctonas (Alternativa) o sin tratamiento de hidrosiembra (Sin tratamiento). Las barras verticales son ± 1 SE.

En los taludes orientados al sur, los terraplenes mostraron cuatro veces más días con contenido de agua del suelo por encima del índice de marchitez permanente que los desmontes con la misma orientación. Al parecer, este efecto fue debido a la tierra vegetal, pero no a la vegetación, ya que reiteradamente se dieron valores más altos de cubierta vegetal con menos días de agua disponible en la superficie del suelo. En los terraplenes, una diferencia del 72% en la cubierta

vegetal dio como resultado una disminución del 62% de los días sobre el punto de marchitez permanente (desde 92 hasta 35), mientras que en los desmontes, una diferencia del 6% generó un 32% de reducción (desde 19 hasta 13). Al considerar las estaciones del año y los tipos de talud, la cubierta vegetal más densa fue en paralelo con una menor oscilación térmica diaria del suelo (78% más restringida en los terraplenes y un 23% en los desmontes).

El biotipo predominante en las plantas que colonizaron los taludes fue el terófito (>75% de las especies en los dos años; Fig. 3.5). El número de especies aumentó en el tiempo, siendo más alto en los desmontes que en los terraplenes (Tabla 3.3; Fig. 3.5). Esta diferencia aumentó significativamente durante el periodo de estudio ($F_{[1,38]} = 4,56$; $p < 0,039$; Tabla 3.3) y no fue debido solo a la mayor superficie de los desmontes (al incluirla como covariable no anuló el efecto). En el Anexo I se incluye un catálogo florístico completo y comentado.

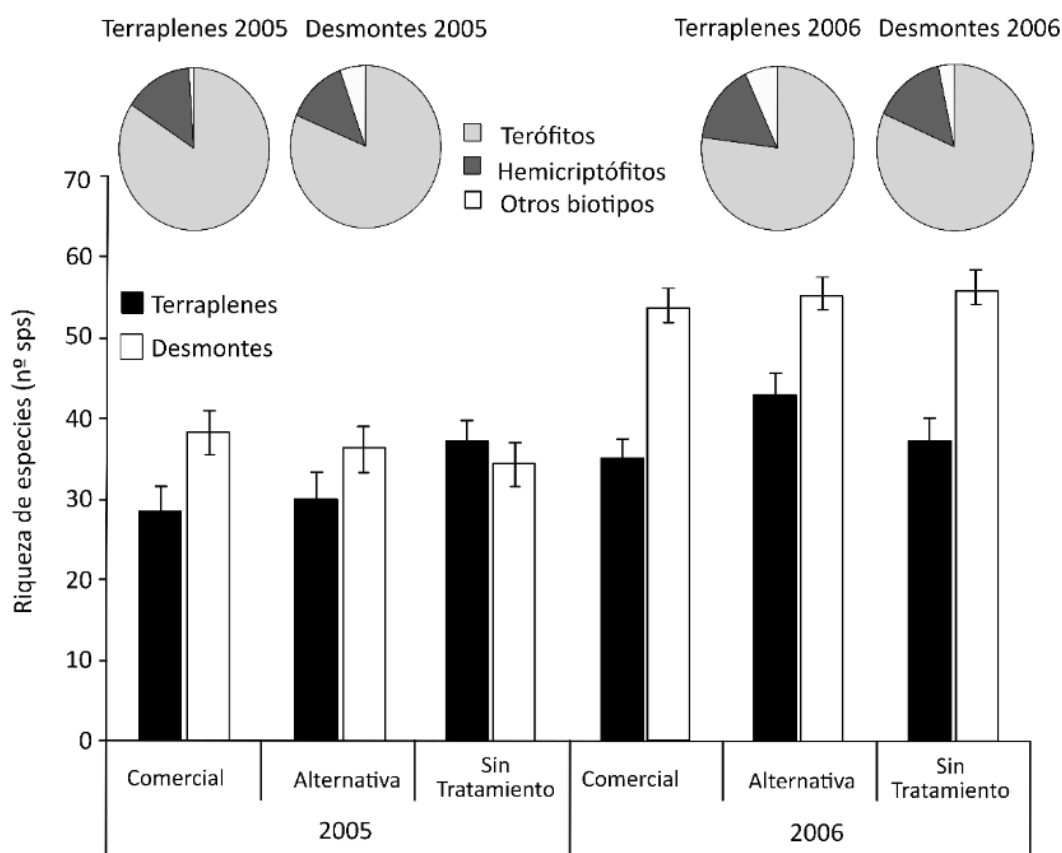


Figura 3.5. Riqueza de especies y biotipos en desmontes y terraplenes 5 (2005) y 17 (2006) meses después de aplicar las hidrosiembras con mezcla comercial (Comercial), mezcla de semillas de especies autóctonas (Alternativa) o no tratada con hidrosiembra (Sin Tratamiento). Los valores son medias ajustadas (± 1 SE) del ANCOVA utilizando la superficie de la parcela como covariable.

Tabla 3.4. Modelos predictivos de la variación de la cubierta vegetal dentro de cada periodo de muestreo, a partir del talud y en función de los parámetros iniciales del suelo (ver las variables independientes en la Tabla 3.1), calculados mediante regresiones múltiples hacia delante por pasos con un valor p de 0,05 como criterio de inclusión.

Variable predictora	Cubierta vegetal (variable dependiente)							
	Enero 2005		Junio 2005		Enero 2006		Junio 2006	
	β	p	β	p	β	p	β	p
Nitrato	0,603	<0,001	0,613	<0,001	0,504	<0,001	0,394	0,007
Materia orgánica	--	--	0,296	0,040	0,435	0,001	--	--
Nitrógeno total	--	--	--	--	--	--	0,506	<0,001
Longitud	0,528	<0,001	--	--	--	--	--	--
Calcio	0,237	0,016	--	--	--	--	--	--
R^2 ajustado	0,6135		0,7604		0,806		0,723	

Los coeficientes β normalizados indican la contribución relativa de las variables predictoras. Solo se muestran los resultados significativos ($p < 0,05$).

3.4. Discusión

Los resultados sugieren que el establecimiento de una cubierta vegetal sobre los taludes recién construidos está limitado por la disponibilidad de espacios apropiados para el reclutamiento, es decir, por la capacidad de carga del hábitat (Münzbergová & Herben, 2005). Esta conclusión se apoya en tres evidencias: (i) los valores iniciales de fertilidad de la tierra vegetal (materia orgánica, nitrógeno total y nitratos) explicaron las diferencias en la cobertura vegetal durante al menos los primeros 2 años después de la construcción del talud; (ii) la mayor cobertura vegetal en los terraplenes a pesar de una menor o similar aportación de diásporas por parte de la lluvia de semillas; y (iii) las semillas viables aportadas mediante la aplicación de las hidrosembras no incrementan la cobertura vegetal ni la diversidad de especies.

3.5.1. Limitación por micrositio

El establecimiento de la vegetación tanto en terraplenes como en desmontes recién construidos sigue un proceso de sucesión primaria. En consonancia con la hipótesis sobre la relación entre los recursos disponibles y la sucesión (Gleeson & Tilman, 1990), la dinámica inicial en estos casos de sucesión primaria está dirigida por la variación en la calidad del suelo, en especial el contenido en nitrógeno como recurso limitante. Los niveles de nitrógeno y materia orgánica son muy bajos en los suelos de los taludes (hasta 10 veces más bajos que los registrados en los pastizales de terófitos locales; Acosta, 2005). Sin embargo, no podemos descartar el posible papel de la materia orgánica como indicador de otros factores determinantes, como la retención de agua del suelo, que es mayor en el extendido de tierra vegetal de los terraplenes. Por otra parte, los fertilizantes y el mantillo aportados por las mezclas hidrosembradas no parecen afectar al establecimiento de la vegetación.

Una mayor calidad del suelo, contrastada por unos contenidos mayores en nitratos y materia orgánica, parece haber ampliado la ventana de oportunidad para el reclutamiento de especies en términos de disponibilidad de sitios adecuados a lo largo del tiempo. La variación climática estacional favorece una alta proporción de terófitos, característica de los pastizales mediterráneos pioneros (Montalvo *et al.*, 1991). Además, la variación interanual mostró un incremento tanto de la cobertura vegetal como de la riqueza de especies. Es probable que estos cambios en el tiempo sean atribuibles más a un aumento en la capacidad de carga del hábitat que a una limitación por disponibilidad de semillas a escala local. Es bien conocida la capacidad de la vegetación para modificar su entorno y las duras condiciones del verano mediterráneo se atenúan bajo una cobertura protectora, lo que disminuye el estrés y mejora la supervivencia de las plántulas (Garrido *et al.*, 2007). Nuestros resultados muestran signos de cambio en el microclima propiciados por la vegetación, como la reducción tanto de la disponibilidad hídrica como de la oscilación térmica diaria del suelo. El rápido desarrollo de la cubierta vegetal (hasta un 100% en la primera primavera después de la construcción del talud) puede explicar también las tasas de sedimentación más bajas en la base de los terraplenes. Este resultado cuestiona el supuesto general de que el extendido de tierra vegetal en una pendiente de 34º de inclinación aumente el riesgo de pérdida de suelo por erosión y aporte de sedimentos al sistema de drenaje de la carretera (Ramos, 1974; Segura, 2002).

Una mejora en la calidad del suelo genera una cobertura vegetal mayor, pero no implica un incremento en la riqueza de especies. La conocida relación en forma de joroba entre estas dos variables se caracteriza por una correlación positiva hasta un umbral de cubierta vegetal (aproximadamente un 60% para los pastizales mediterráneos), por encima del cual esta relación se invierte (Casado *et al.*, 2004). Esta correlación negativa ya observada en los terraplenes de carretera en trabajos previos (Matesanz *et al.*, 2006) explica también el hecho de que la llegada de especies en taludes de carretera con vegetación densa normalmente implica una sucesión secundaria desencadenada por perturbaciones y limitada por la dispersión de semillas (Crawley & Brown, 1995; Pärtel & Zobel, 2007).

3.5.2. Limitación por semillas

El pequeño tamaño del banco de semillas observado en los taludes de carretera se corresponde con las características que definen las primeras etapas de una sucesión primaria. Es probable que la baja densidad de semillas viables en el extendido de tierra vegetal en los terraplenes sea debida a la dilución del banco de semillas causada por su propia gestión: retirada, acopio y extendido. En definitiva, se producen dos procesos de intensa remoción del material y dilución del banco de semillas superficial (Scoles & DeFalco, 2009). Aunque el banco de semillas puede mejorarse con una gestión adecuada de la tierra vegetal, la revegetación de sistemas gravemente dañados es con mayor frecuencia un proceso dirigido por las características edáficas en el que el reclutamiento depende más de la llegada de semillas colonizadoras que del propio banco de semillas del suelo (Wali, 1999). En este estudio, la revegetación en los taludes no está limitada por la dispersión de semillas. La aportación máxima de lluvia de semillas coincidió con la primavera, considerada la estación óptima según las recomendaciones de revegetación (Segura, 2002). La lluvia de semillas anual fue un orden de magnitud mayor que la cantidad de

semillas aportadas por la hidrosiembra. Estudios anteriores sobre ecosistemas mediterráneos han subrayado que las parcelas adyacentes de vegetación remanente actúan como fuentes locales de semillas dispersadas por el viento (Bochet *et al.*, 2007b). En nuestro caso encontramos que la distancia a estas fuentes explica las diferencias en lluvia de semillas entre los dos tipos de taludes, con un mayor número de semillas transportadas por el viento en los desmontes. Sin embargo, ninguno de estos factores se relaciona con las diferencias observadas en la cobertura vegetal, sugiriendo un proceso en dos etapas en el que una vez que las especies colonizadores han superado las barreras de la dispersión, su crecimiento está limitada por la disponibilidad del micrositio.

3.5. Conclusiones

Estudios previos han demostrado que la hidrosiembra es innecesaria en condiciones edáficas y climáticas favorables siempre y cuando exista vegetación natural cercana (Matesanz *et al.*, 2006). Nuestros resultados demuestran que la hidrosiembra puede también ser inadecuada en condiciones adversas, ya que fracasó siempre con independencia de la calidad de la mezcla de semillas. El fracaso en el establecimiento de las especies autóctonas sembradas sugiere que los esfuerzos para optimizar la selección de semillas pueden quedar enmascarados cuando la hidrosiembra se realiza fuera de la temporada óptima. Además, la ausencia de diferencias en la cobertura vegetal o en la riqueza de especies entre los tratamientos y años sugiere que la hidrosiembra no proporcionó un banco de semillas al suelo que permitiera un reclutamiento rápido de plántulas. Experimentos previos sobre siembras han demostrado que, con mayor frecuencia, las condiciones del sitio son más rigurosas para el establecimiento que para la germinación (Turnbull *et al.*, 2000). Por lo tanto, y de acuerdo con nuestras observaciones de campo, la mayoría de las semillas sembradas por hidrosiembra germinaron, pero al parecer no pudieron soportar las duras condiciones ambientales.

En el marco del estricto cronograma de trabajo de los proyectos de ingeniería de infraestructuras, la revegetación fuera de temporada podría ser considerada como una opción frecuente en lo referente al cumplimiento de plazos. En tales circunstancias, nuestros resultados sugieren que los esfuerzos se deben dirigir hacia la mejora de la calidad del micrositio más que a aumentar la disponibilidad de semillas. Probablemente, las medidas tendentes a incrementar la capacidad de carga del micrositio sean más rentables y además incrementaría la posibilidad de albergar una mayor diversidad local. Al contrario de la percepción generalmente aceptada entre los especialistas sobre los terraplenes (con extendido de tierra vegetal), en nuestro estudio la aparición de una comunidad vegetal pionera no fue debido al banco de semillas asociada a la tierra vegetal sino a la lluvia de semillas. Sin embargo, el incremento de la cubierta vegetal se produjo a expensas de la riqueza de especies. Este equilibrio entre cubierta vegetal y riqueza de especies pone de manifiesto la posibilidad de ampliar los objetivos de los trabajos de revegetación en los taludes de carretera más allá de los vinculados con la estabilidad geotécnica y, en definitiva, resalta la importancia de promover la heterogeneidad del paisaje en un intento de compatibilizar la construcción de carreteras con la conservación de la biodiversidad en la red viaria.

Este capítulo está publicado bajo la referencia:

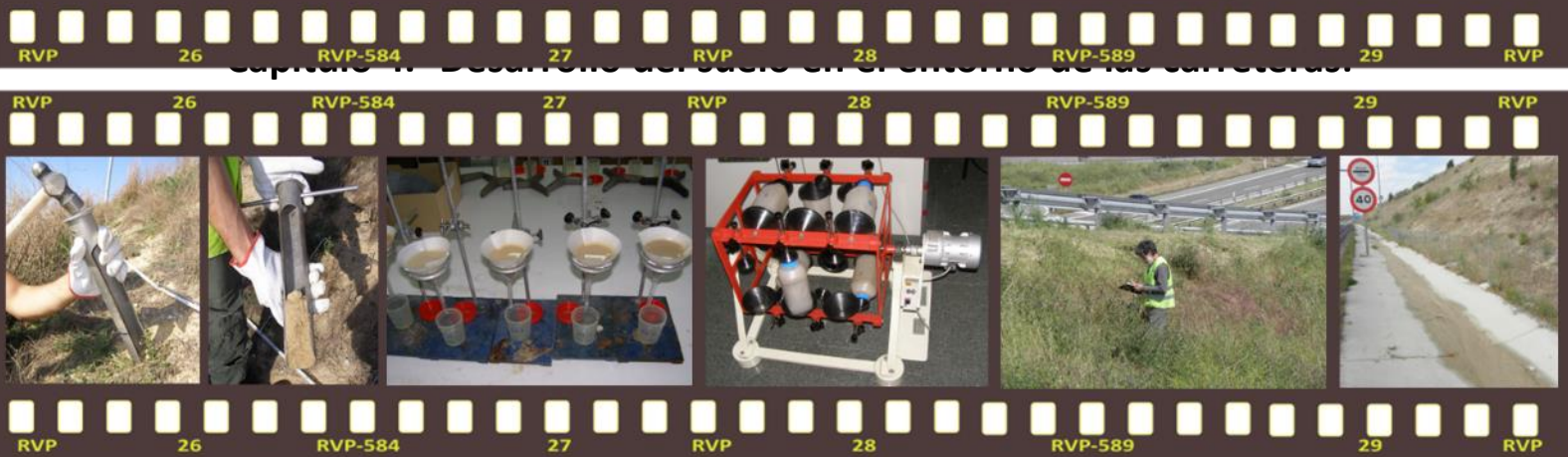
Mola I, Jiménez MD, López-Jiménez N, Casado MA & Balaguer L. 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology*, 19(1), pp. 83-92. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00547.x>

3.6. Implicaciones para la Práctica

- Cuando la revegetación se realiza fuera de la temporada óptima por limitaciones del calendario de obra, la estrategia más rentable puede ser la mejora de la calidad de la tierra vegetal. Cuando no se dispone de este recurso o es muy pobre, el aporte de semillas autóctonas o comerciales ya sea espontáneamente o por hidrosiembra, apenas aumenta la cobertura vegetal o la riqueza de especies.
- Los esfuerzos para optimizar la selección de especies pueden quedar enmascarados cuando la hidrosiembra se realiza fuera de la temporada óptima. La hidrosiembra en periodos adversos ni siquiera proporcionó un banco de semillas al suelo que incrementara el reclutamiento inicial (*starter*).
- Las prácticas actuales de gestión y acopio de la tierra vegetal menoscaban su banco de semillas. Por lo tanto, el desarrollo inicial de vegetación espontánea en taludes de carretera con extendido de tierra vegetal (hasta el 100% de cubierta vegetal en pocos meses) se debe en mayor proporción al aporte de la lluvia de semillas.
- Probablemente debido al efecto de la rápida colonización vegetal, el extendido de tierra vegetal sobre una pendiente con inclinación de 34° no aumenta el riesgo de erosión y aporte de sedimentos al sistema de drenaje de la carretera.



CAPÍTULO 4 - Desarrollo del suelo en el entorno de las carreteras: análisis de un caso real en un ecosistema emergente



4.1. Introducción

A la vista de los resultados del capítulo anterior, la calidad del suelo resulta esencial para permitir el desarrollo de una cubierta vegetal en los nuevos planos generados tras la construcción de infraestructuras de transporte lineal. La disponibilidad de nutrientes justifica en gran medida la cubierta vegetal dos años después de iniciarse el proceso de revegetación. Estudios de seguimiento a largo plazo en espacios mineros tras su explotación confirman que el suelo y la vegetación sufren cambios sustanciales y correlativos durante los primeros 25 años de sucesión (Frouz *et al.*, 2008). En el contexto de los taludes de carretera y hasta la fecha de publicación del manuscrito en el que se basa este capítulo, el periodo de tiempo de la mayoría de los estudios sobre las propiedades y cambios del suelo se limitan al momento en el que se completan los trabajos de revegetación o durante el periodo de garantía (los dos años posteriores a la entrega de la infraestructura por parte del constructor al promotor, ya sea propietario o concesionario de la misma). En este estudio se monitoriza el desarrollo del suelo y la vegetación durante los 4 primeros años con el objetivo de abordar las siguientes cuestiones: (i) ¿Están condicionadas las características del suelo por el tipo de talud, su posición geomorfológica dentro del mismo o la hidrosiembra aplicada? (ii) ¿Hay alguna evidencia de desarrollo de suelo 4 años después de la construcción de la carretera? (iii) ¿Existen interacciones entre las características del suelo y la cubierta vegetal?

4.2. Materiales y métodos

El diseño experimental general es el común a toda la tesis y ya se ha indicado en el capítulo 2. A continuación se exponen los trabajos particulares relativos a este capítulo.

4.2.1. Muestreo de Campo

Para analizar la contribución de las características del suelo sobre la cubierta vegetal en sus primeras fases de colonización y durante su desarrollo temporal, se recogieron muestras del suelo y se estimó la cubierta vegetal en momentos diferentes a lo largo del experimento, desde 2004 a 2008. El primer muestreo del suelo fue realizado justo después de la construcción de los taludes (noviembre 2004), antes de aplicar el tratamiento de hidrosiembra y sin vegetación (este grupo de datos se comparten con el capítulo anterior). En esta primera fase, se tomaron muestras de la parte inferior de todos los taludes seleccionados (1 muestra x 3 parcelas de tratamiento x 15 taludes [9 desmontes + 6 terraplenes], N = 45). Se recogieron muestras superficiales eliminando previamente la hojarasca y con una pala se extrajo el suelo hasta una profundidad de 10 cm, con la guía de un recuadro de 25 x 25 cm que delimitaba el punto de muestreo. Treinta y tres meses después (septiembre 2007) repetimos este muestreo del suelo (Fig. 4.1), esta vez mediante una sonda metálica hueca (5 cm de diámetro, 10 cm de profundidad). Se estimó la cobertura vegetal visualmente (ya que es el método habitual para evaluar el éxito de la hidrosiembra en la ingeniería de infraestructuras) en cada parcela de tratamiento (6 m ancho x longitud del talud) desde 2005 hasta 2008. Todos los años, durante el

mes de junio, dos observadores evaluaron la cubierta vegetal y promediaron las estimaciones en caso de que las diferencias fueran menores del 10%, en caso de ser mayores, se repetía la estima.

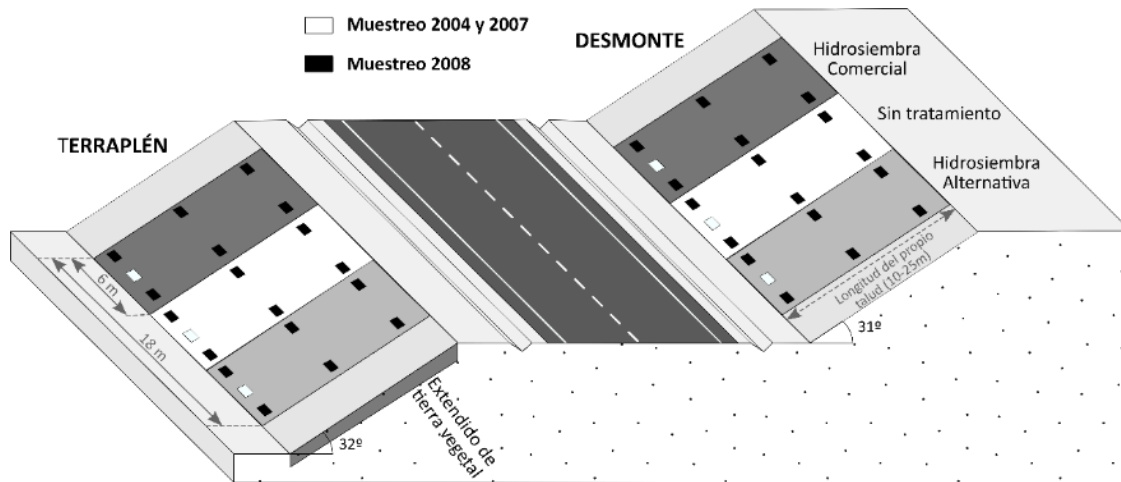


Figura 4.1. Diseño experimental. Se consideraron dos tipos de taludes: desmontes y terraplenes. Se aplicaron dos tratamientos de hidrosiembra en cada talud: una parcela fue hidrosembrada con una mezcla de semillas Comercial, una segunda parcela con una mezcla Alternativa de especies autóctonas y la tercera parcela permaneció sin tratar. Se realizaron dos muestreos de suelo en la base del talud (cuadrados blancos): el primer muestreo (2004) se realizó justo después de la construcción de la carretera y se repitió en 2007. Los cuadrados negros muestran el diseño de muestreo de 2008 considerando el gradiente geomorfológico.

Para analizar si el gradiente geomorfológico tenía algún efecto sobre la textura y distribución de nutrientes del suelo se realizó un muestreo 4 años después de la construcción de la carretera. A estos efectos, en enero de 2008, se planteó un diseño experimental más detallado (Fig. 4.1). Para este nuevo muestreo de suelo se situaron dos cuadrados (50 x 50 cm) en la parte superior, dos en la parte central y dos en la base de cada tratamiento de hidrosiembra según un diseño factorial anidado (2 muestras x 3 posiciones x 3 tratamientos de hidrosiembra x 15 taludes). Uno de los cuadrados colocados en la base del talud coincidía con el punto de muestreo de suelo utilizado en 2004 y 2007. Esto nos permitió obtener un nuevo conjunto de datos comparables del suelo para explorar su evolución temporal. Recogimos los primeros 10 cm de suelo (con la sonda de suelo) en el área adyacente al cuadrado de muestreo. La cobertura vegetal se evaluó en los mismos cuadrados (50 x 50 cm) en el mes de junio durante dos años consecutivos (2007 y 2008).

Después de la recogida de suelo, todas las muestras se congelaron para evitar actividad microbiana antes de su análisis. Se secaron y tamizaron con un tamiz de 2 mm de luz. Se analizó la textura del suelo con el método del hidrómetro de Bouyoucos (PROTON, S.L.). El nitrato y el pH se analizaron mediante un electrodo selectivo de iones (Metrohm Ltd., Herisau, Suiza), y la conductividad eléctrica del suelo con un conductímetro (CRISOM, modelo CM 35, Crison Instruments, S.A). Se determinó el carbono orgánico del suelo mediante el proceso Walkey-Black (Nelson & Sommers, 1982) y lo convertimos en materia orgánica de suelo mediante el factor van Bemmelen (Jackson, 1958). Los contenidos totales de nitrógeno se determinaron con el método Kjeldahl (Kjeldahl, 1883). Además de estas variables, para las muestras de 2004 y 2007, se analizaron contenido en fósforo disponible mediante colorimetría (Burriel & Hernando, 1950), así como el calcio, magnesio, potasio y sodio mediante Espectroscopia de Emisión Óptica de

Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-OES, Perkin Elmer 4300 DVW, Perkin Elmer Corporation, Shelton, CT; Scott *et al.*, 1972) después de la extracción en acetato de amonio con un pH de 7.0.

El contenido de agua del suelo a capacidad de campo e índice de marchitez se calculó mediante las funciones de pedotransferencia (Rawls *et al.*, 1982), ya que ello permite una relación entre el contenido de agua y la arcilla, arena y materia orgánica del suelo con coeficientes de regresión que oscilaron entre 0,80 y 0,87 para la mayoría de los suelos, con una gran variedad de texturas (arena: 0,1-99 %; limos: 0,1-93 %; arcilla: 0,1-94 %) y contenidos en materia orgánica (0,1-12,5 %). La capacidad de retención de agua (AWC) se calculó como la diferencia entre la capacidad del campo y el punto de marchitez permanente (Klute, 1986).

4.2.2. Análisis de los Datos

Mediante un análisis de varianza de medidas repetidas (ANOVAR) se analizaron las diferencias en las propiedades del suelo en la base de los taludes y la cobertura vegetal total usando el año como factor de repetición y dos factores fijos: tipo de talud y tratamiento de hidrosiembra. Para el pH, carbono orgánico del suelo, materia orgánica, nitrógeno, nitratos, textura y capacidad de retención de agua, consideramos tres años: 2004, 2007 y 2008. Para el resto de las variables, utilizamos los años 2004 y 2007. Se realizaron pruebas *post hoc* para testar las diferencias entre pares de medias mediante el test de Fisher (PLSD; $p < 0,05$). Calculamos la acumulación de nutrientes del suelo durante el tiempo de estudio mediante la ecuación siguiente:

$$\text{tasa de acumulación} = \frac{C_{\text{final}} - C_{\text{inicial}}}{\Delta t}$$

Donde C es la concentración de cada nutriente final o inicial y Δt es el tiempo transcurrido. Las diferencias entre tipos de talud se analizaron mediante ANOVA unidireccional.

Analizamos el efecto geomorfológico sobre las propiedades del suelo medidas en 2008 mediante un ANOVA de tres vías (y test *post hoc* de Fisher PLSD), considerando el tipo de talud, tratamientos de hidrosiembra y situación en el talud como factores fijos (2 muestras x 3 posiciones x 3 tratamientos de hidrosiembra x 15 taludes).

Las interacciones entre el suelo y la vegetación se analizaron de diferentes maneras. Primero, la fertilidad inicial del suelo (muestreo de suelo en noviembre 2004 y sin vegetación) fue considerada en un modelo de regresión lineal múltiple (ver el capítulo anterior para mayor detalle) para predecir la cubierta vegetal total en la primera etapa de establecimiento de vegetación (años 2005 y 2006). Se realizó el mismo modelo de regresión (fertilidad inicial del suelo como variables independientes), esta vez teniendo en cuenta la cubierta vegetal para los años 2007 y 2008 (como predictores). Finalmente, la relación entre la cubierta vegetal medida en la primavera de 2007 (máximo de desarrollo vegetal) y las características del suelo del año siguiente utilizando la correlación Pearson.

Se realizaron las transformaciones necesarias cuando no se cumplieron los supuestos de normalidad (Prueba Kolmogorov-Smirnov, $p < 0,05$) y homocedasticidad (Ensayo de Levene para ANOVA y ensayo Box M para ANOVAR). Todos los análisis estadísticos se realizaron con programa informático STATISTICA 9.1 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, EE.UU.).

4.3. Resultados

4.3.1. Características del Suelo de los Taludes

Muchas de las variables analizadas presentaron diferencias significativas para el tipo de talud y, sobre todo, a través del tiempo (Tabla 4.1). En los terraplenes se obtuvieron valores más altos para el carbono orgánico del suelo, nitrógeno total, nitrato y pH, mientras que en los desmontes el fósforo fue más elevado (Fig. 4.2). Los resultados del ANOVAR mostraron también una tendencia ascendente a lo largo de los años estudiados (2004-2008) para el nitrógeno y carbono orgánico del suelo. Este aumento fue mayor en el caso de los terraplenes ($p_{\text{Tipo de talud} \times \text{tiempo}} < 0,001$ Tabla 4.1 y Fig. 4.2) y la tasa de acumulación de carbono orgánico del suelo fue significativamente más alta ($F_{[1, 41]}=7,91$; $p_{\text{Tipo de talud}} < 0,05$) en los terraplenes ($0,22 \text{ g kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$) que en desmontes ($0,12 \text{ g kg}^{-1} \text{ año}^{-1}$). El limo, arcilla y la capacidad de retención de agua (AWC) también sufrieron un aumento significativo desde 2007 (limo: $11,34\% \pm 1,60$; arcilla: $4,25\% \pm 0,51$, AWC: $0,107 \pm 0,005 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) hasta 2008 (limo: $21,21\% \pm 2,90$, arcilla: $7,95\% \pm 0,79$, AWC: $0,151\% \pm 0,008 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$), independientemente del tipo de talud. Lo contrario sucedió con el nitrato, Na^+ , K^+ , Mg^{2+} y fósforo (Fig. 4.2), que presentaron una disminución significativa durante el tiempo del estudio.

El gradiente geomorfológico tuvo diferentes efectos en terraplenes y desmontes en cuanto al contenido de nitratos, textura y AWC ($p_{\text{Tipo de talud} \times \text{posición}} < 0,01$, Tabla 4.2, Fig. 4.3). En los terraplenes, el contenido en nitratos aumentó hacia la zona más baja del talud, pero lo contrario sucedió en los desmontes. El limo, arcilla y AWC mostraron una distribución homogénea a lo largo del gradiente geomorfológico de los terraplenes, pero en los desmontes, el limo y AWC aumentaron hacia la zona más baja, mientras que la arcilla, disminuyó.

4.3.2. Relaciones entre la Vegetación y el Suelo

Las regresiones múltiples por pasos hacia delante revelaron que los valores iniciales de la fertilidad del suelo (antes de la hidrosiembra y sin cobertura vegetal alguna) explicaban hasta el 70 por ciento de la variación en la cubierta vegetal durante los dos primeros años. Los nitratos y la materia orgánica del suelo mostraron coeficientes significativamente altos en el modelo de regresión para junio 2005 ($p < 0,05$) y nitrógeno total y nitratos para junio 2006 ($p < 0,01$). Sin embargo, la cubierta vegetal durante los años 2007 y 2008 no puede predecirse con exactitud mediante la fertilidad inicial del suelo (R^2 ajustado $< 0,6$, Tabla 4.3). En ese período de tiempo la cubierta vegetal permaneció relativamente constante entre los años (oscilando desde el 60 por ciento en los desmontes hasta el 80 por ciento en los terraplenes, Fig. 4.4).

Finalmente, hubo una correlación positiva significativa entre la cobertura vegetal medida durante la primavera de 2007 y la materia orgánica del suelo, arcilla y AWC medidos el invierno siguiente (Tabla 4.4). Sin embargo, existieron diferencias significativas entre los tipos de talud: la cubierta vegetal se correlacionó positivamente con los nitratos en los desmontes, pero con el nitrógeno total en los terraplenes.

Tabla 4.1. Resultados del análisis de la varianza de medidas repetidas para las variables del suelo recogidas en la base de los 15 taludes (45 parcelas experimentales).

	Tipo Talud		Tratamiento hidrosiembra		Tiempo		Tipo Talud x Hidrosiembra		Tipo Talud x Tiempo		Hidrosiembra x Tiempo		Tipo talud x Hidrosiembra x Tiempo	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
pH 1:1	22,31	<0,001	0,26	0,776	160,84	<0,001	0,15	0,864	2,49	0,123	0,53	0,589	0,17	0,843
SOC (%)	9,83	<0,005	0,11	0,898	47,53	<0,001	0,38	0,687	10,01	<0,001	0,15	0,963	0,59	0,671
SOM (%)	9,64	<0,005	0,11	0,894	44,79	<0,001	0,42	0,661	9,94	<0,001	0,15	0,962	0,51	0,728
N (%)	8,68	<0,001	1,18	0,319	8,67	<0,001	0,54	0,586	10,47	<0,001	1,33	0,265	0,59	0,667
Nitrato (mg kg ⁻¹)	16,08	<0,001	0,03	0,969	4,66	<0,050	0,38	0,69	1,05	0,354	0,49	0,739	0,49	0,735
P ₂ O ₅ (mg kg ⁻¹)	4,25	<0,050	0,19	0,825	6,42	0,66	0,72	0,495	3,49	0,069	0,75	0,481	0,68	0,511
Na ⁺ (mg kg ⁻¹)	0,96	0,334	0,11	0,889	51,29	<0,001	0,03	0,969	1,38	0,248	0,27	0,761	0,23	0,795
K ⁺ (mg kg ⁻¹)	0,06	0,814	0,01	0,999	9,91	<0,005	0,06	0,946	0,32	0,575	1,78	0,182	0,49	0,608
Mg ²⁺ (mg kg ⁻¹)	1,09	0,303	0,02	0,982	45,14	<0,001	0,04	0,964	0,33	0,567	0,16	0,856	1,15	0,327
Ca ²⁺ (mg kg ⁻¹)	3,27	0,078	0,26	0,774	0,04	0,835	0,15	0,862	3,34	0,075	1,66	0,203	0,06	0,938
Arena (%)	0,21	0,652	0,07	0,936	56,14	<0,001	0,1	0,901	0,13	0,882	0,26	0,903	0,06	0,993
Limo (%)	0,02	0,877	0,05	0,947	37,18	<0,001	0,21	0,808	0,87	0,423	0,12	0,975	0,14	0,968
Arcilla (%)	3,52	0,068	0,15	0,859	46,36	<0,001	0,01	0,987	1,56	0,216	0,33	0,858	0,06	0,994
Capacidad de campo (cm ³ cm ⁻³)	0,67	0,418	0,07	0,925	53,43	<0,001	0,07	0,931	0,48	0,615	0,29	0,88	0,28	0,998
Capacidad de agua disponible (cm ³ cm ⁻³)	0,202	0,887	0,08	0,922	47,02	<0,001	0,27	0,763	0,52	0,596	0,19	0,94	0,08	0,985

Se consideraron los años 2004, 2007 y 2008 para el pH, carbono orgánico del suelo, materia orgánica, nitrógeno total, nitratos, clases de texturas y contenido de agua. Para las demás variables, tomamos los años 2004 y 2007. Los valores medios (desviación estándar) de las características del suelo se muestran en la Figura 4.2. Las diferencias significativas entre los tratamientos están indicadas en negrita. SOC = Carbono orgánico del suelo; SOM = materia orgánica del suelo.

Tabla 4.2. Características del suelo, cobertura vegetal (medias \pm SD, N= 270) y resultados de ANOVA (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$) por tipo de talud, tratamiento de hidrosiembra y posición del talud.

	<i>Tipo de talud</i>		<i>Tratamiento de hidrosiembra</i>			<i>Posición en el talud</i>		
	<i>Terraplén</i>	<i>Desmante</i>	<i>Comercial</i>	<i>Sin tratamiento</i>	<i>Alternativa</i>	<i>Alta</i>	<i>Media</i>	<i>Baja</i>
pH (1:1)	8,21 \pm 0,02	8,02 \pm 0,02***	8,12 \pm 0,03	8,11 \pm 0,03	8,19 \pm 0,03	8,11 \pm 0,03	8,12 \pm 0,03	8,11 \pm 0,03
Conductividad (1:5) ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	65,46 \pm 2,57	43,87 \pm 2,02***	53,83 \pm 2,76	54,38 \pm 2,78	55,77 \pm 2,77	60,03 \pm 2,79	52,04 \pm 2,76	51,93 \pm 2,76
SOC (%)	0,19 \pm 0,01	0,11 \pm 0,01***	0,15 \pm 0,01	0,14 \pm 0,101	0,15 \pm 0,01	0,16 \pm 0,01	0,15 \pm 0,01	0,13 \pm 0,01
Materia Orgánica (%)	0,32 \pm 0,01	0,18 \pm 0,01***	0,26 \pm 0,02	0,24 \pm 0,02	0,26 \pm 0,02	0,27 \pm 0,02	0,25 \pm 0,02	0,23 \pm 0,02
N (%)	0,020 \pm 0,001	0,013 \pm 0,001***	0,018 \pm 0,001	0,016 \pm 0,001	0,016 \pm 0,001	0,018 \pm 0,001	0,016 \pm 0,001	0,016 \pm 0,001
Nitrato (mg kg^{-1})	8,12 \pm 0,43	5,76 \pm 0,35***	7,21 \pm 0,48	6,62 \pm 0,48	6,98 \pm 0,49	6,89 \pm 0,49	6,69 \pm 0,48	7,24 \pm 0,48
Arena (%)	68,48 \pm 1,19	75,89 \pm 0,97***	72,09 \pm 1,32	72,29 \pm 1,33	72,17 \pm 1,23	71,39 \pm 1,33	74,31 \pm 1,33	70,84 \pm 1,32
Limo (%)	21,63 \pm 0,97	16,23 \pm 0,79***	19,13 \pm 1,10	18,79 \pm 1,17	18,87 \pm 1,08	18,22 \pm 1,09	17,34 \pm 1,08	21,21 \pm 1,08*
Arcilla (%)	9,89 \pm 0,34	7,89 \pm 0,37***	8,78 \pm 0,42	8,93 \pm 0,42	8,96 \pm 0,43	10,38 \pm 0,43	8,34 \pm 0,43	7,95 \pm 0,43***
Capacidad de campo ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	0,17 \pm 0,004	0,14 \pm 0,003***	0,15 \pm 0,004	0,15 \pm 0,004	0,15 \pm 0,004	0,16 \pm 0,004	0,15 \pm 0,004	0,15 \pm 0,004
Capacidad de retención de agua ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	0,099 \pm 0,002	0,085 \pm 0,002***	0,092 \pm 0,002	0,091 \pm 0,002	0,091 \pm 0,002	0,091 \pm 0,002	0,088 \pm 0,002	0,095 \pm 0,002
Cobertura vegetal 2007 (%)	71,11 \pm 2,42	42,20 \pm 1,97***	55,76 \pm 2,70	53,98 \pm 2,70	60,22 \pm 2,72	59,05 \pm 2,71	55,04 \pm 2,71	55,87 \pm 2,71
Cobertura vegetal 2008 (%)	68,93 \pm 2,24	41,80 \pm 1,83***	59,31 \pm 2,51	53,17 \pm 2,50	53,62 \pm 2,52	56,33 \pm 2,51	55,49 \pm 2,51	54,28 \pm 2,51

Se encontró una interacción significativa entre el tipo de talud y la posición en el talud en el porcentaje en limo y arcilla ($p < 0,01$), capacidad de retención de agua ($p < 0,05$) y contenido de nitratos en el suelo ($p < 0,01$). SOC, se refiere al carbono orgánico presente en el suelo. Las gráficas de estas interacciones se muestran en la Figura 4.3.

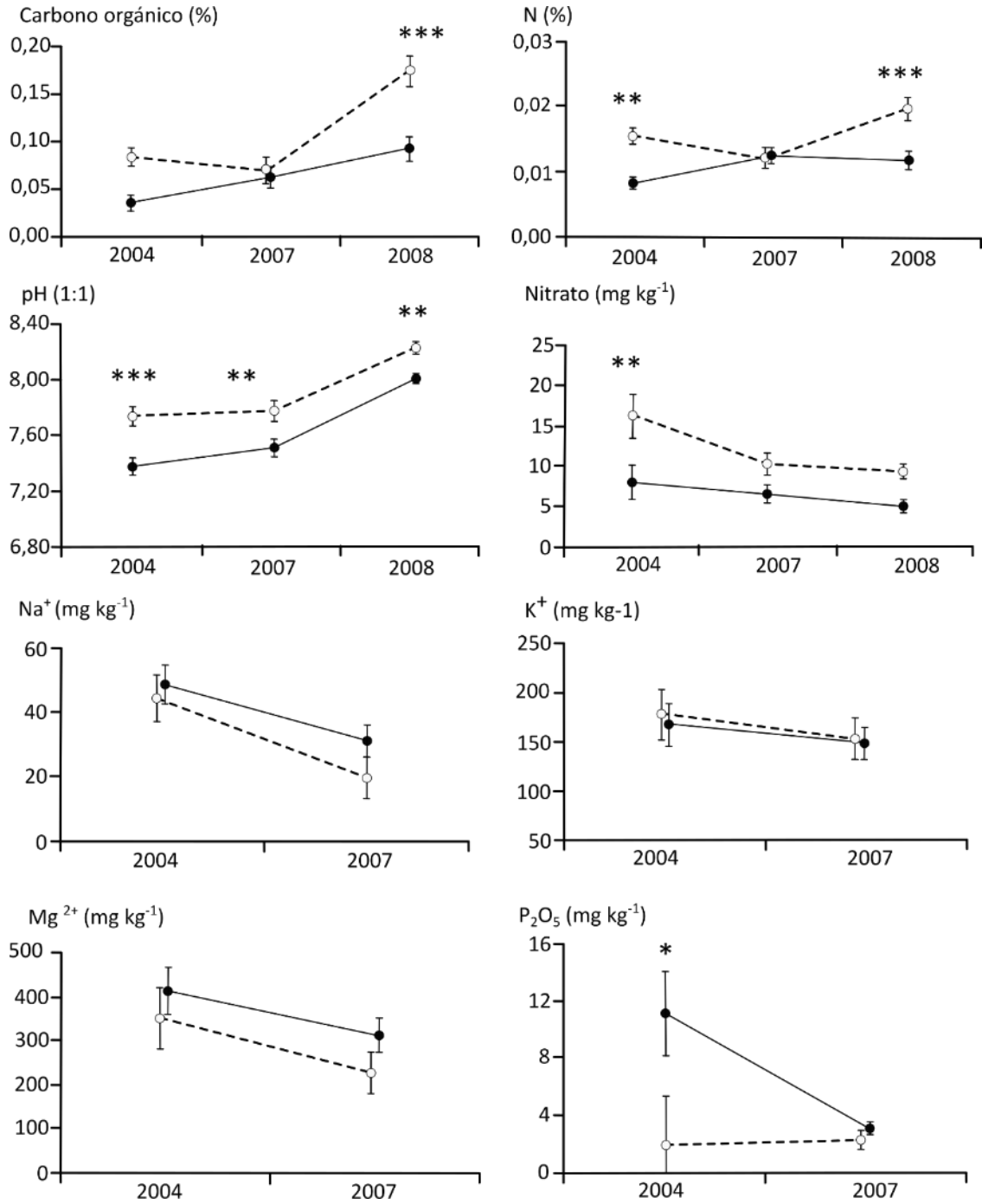


Figura 4.2. Tendencias temporales del carbono orgánico del suelo, nitrógeno total, pH, nitratos, cationes principales (Na⁺, K⁺, Mg²⁺) y fosfatos en desmontes (●) y terraplenes (○). Los datos son valores medios (± SE) de las características del suelo medidos en diferentes años en la parte inferior de las parcelas experimentales de ambos tipos de talud (N= 45). Las diferencias significativas entre tipos de taludes están indicadas por asteriscos (*post hoc* test PLSD de Fisher *p<0.05, **p<0.01 o ***p<0.001).

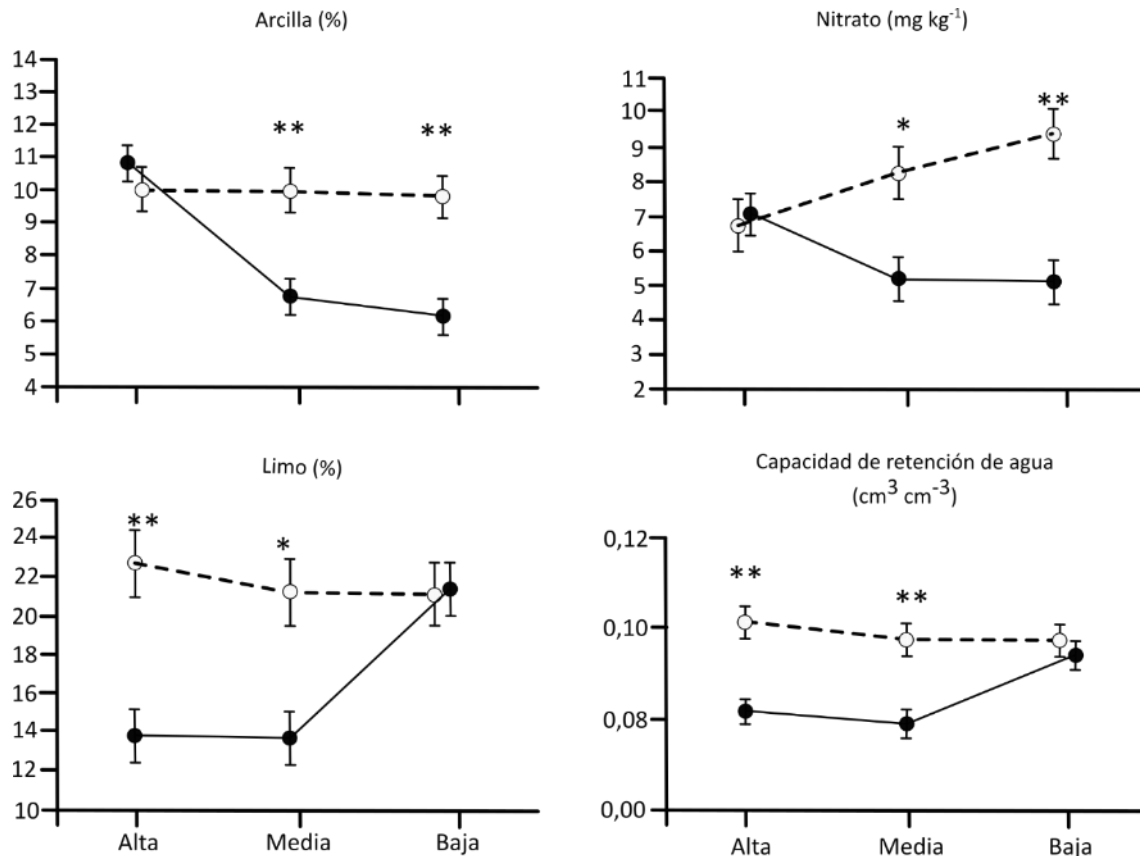


Figura 4.3. Variación de la arcilla, limo, nitrato del suelo y la capacidad de retención de agua a lo largo del gradiente geomorfológico en los desmontes (●) y terraplenes (○). Los datos son valores medios (\pm SE, N= 270). Las diferencias entre tipos de talud están marcadas con asteriscos (análisis post hoc de PLSD de Fisher * p <0,05, ** p <0,01).

Tabla 4.3. Modelos predictivos de cubierta vegetal para cada periodo de muestreo, calculados mediante análisis de regresión múltiple por pasos hacia delante.

	Cobertura vegetal (Variable dependiente)							
	Junio 2005		Junio 2006		Junio 2007		Junio 2008	
	β	p	β	p	β	p	β	p
Nitrato (mg kg ⁻¹)	0,613	<0,001	0,394	0,007				
Materia Orgánica (%)	0,296	0,04						
N (%)			0,506	<0,001	0,409	<0,001	0,436	<0,050
Na ⁺ (mg kg ⁻¹)							-0,661	<0,001
K ⁺ (mg kg ⁻¹)					1,263	<0,050	0,916	<0,010
Mg ²⁺ (mg kg ⁻¹)					-1,008	<0,050		
R ² ajustada	0,76		0,723		0,511		0,583	

Los parámetros iniciales del suelo (2004) fueron considerados como variables independientes. Los coeficientes β normalizados indican la contribución relativa de variables predictoras al modelo global. Solo se muestran las variables incluidas en el modelo global (p <0,05).

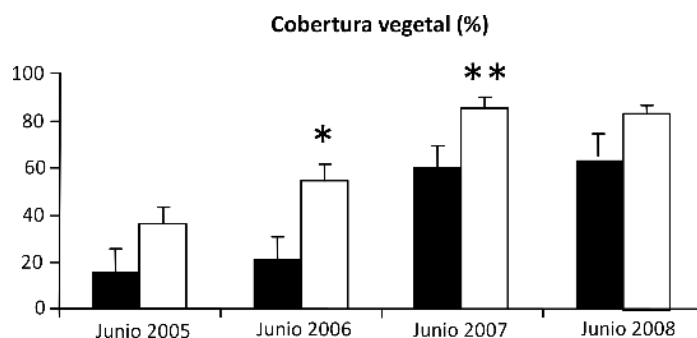


Figura 4.4. Desarrollo de la cobertura vegetal durante 4 años en los desmontes (■) y terraplenes (□), medidas en el periodo de máximo desarrollo fenológico. El ANOVAR muestra diferencias significativas en el tiempo y tipo de talud ($p < 0,001$), pero no se encontraron diferencias entre los tratamientos de hidrosiembra. Las diferencias entre tipos de taludes están marcadas con asteriscos (análisis *post hoc* PLSD de Fisher * $p < 0,05$), ** $p < 0,01$).

Tabla 4.4. Coeficientes de correlación de Pearson entre la cobertura vegetal en primavera de 2007 y las propiedades del suelo muestreadas en el invierno de 2008 (N= 270).

	Desmontes (n=162)		Terraplenes (n=106)	
	r	p	r	p
Materia Orgánica (%)	0,43	<0,001	0,494	<0,001
Nitrato (mg kg ⁻¹)	0,241	<0,005	0,152	0,12
N (%)	0,108	0,175	0,336	<0,001
Arcilla (%)	0,312	<0,001	0,304	<0,005
Capacidad de campo (cm ³ cm ⁻³)	0,236	<0,005	0,305	<0,005

Solo se muestran las variables que correlacionan de manera significativa en los desmontes o terraplenes.

4.4. Discusión

Los taludes presentan unos suelos sumamente pobres en nutrientes. El nitrógeno y la materia orgánica tienen concentraciones un orden de magnitud inferior a los constatados en los pastizales terofíticos del entorno (Acosta *et al.*, 2008). Dentro de esta escasez de nutrientes, los terraplenes tienen contenidos significativamente más altos en carbono orgánico, nitrógeno total y nitratos que los desmontes y esta diferencia se manifiesta desde el inicio de su construcción. Estos resultados son acordes con estudios anteriores realizados en taludes de nueva construcción del este de España (Bochet & García-Fayos, 2004). Estos nuevos planos han perdido los suelos y las coberturas vegetales originales, que son las fuentes principales de nitrógeno y materia orgánica del suelo (Eviner *et al.*, 2006). Los extendidos de tierra vegetal realizados solo en los terraplenes, aumenta rápidamente su fertilidad, como se ha verificado en trabajos previos (Cotts *et al.*, 1991; Harwood *et al.*, 1999; Tormo *et al.*, 2007). La tierra vegetal no solo proporciona nutrientes sino también semillas y microorganismos y, por lo tanto, sugiere un estado inicial de sucesión secundaria. En los desmontes, sin embargo, encontramos cuatro veces más fósforo que en los terraplenes durante el primer año del estudio. El fósforo proviene sobre

todo de la descomposición de las rocas, y está disponible en mayor proporción, generalmente, tras la meteorización de dichas rocas durante la sucesión primaria (del Moral & Wood, 1993; Walker & del Moral, 2003; He & Tang, 2008; Mavris *et al.*, 2010). Después de la construcción del desmonte, las nuevas superficies están expuestas directamente por primera vez a las inclemencias del tiempo. Las condiciones del clima caracterizadas por una marcada estacionalidad y oscilación térmica diaria, facilita los procesos de meteorización (McFadden *et al.*, 2005). Estas oscilaciones diarias en el centro de España pueden alcanzar los 20°C en un día de verano (Valladares *et al.*, 2000). Por consiguiente, la meteorización contribuye a las características químicas del suelo de los desmontes, como se ha descrito previamente en situaciones de sucesión primaria.

Las características físicas y químicas del suelo pueden afectar significativamente al desarrollo y distribución de la vegetación, sobre todo en entornos áridos (Cao *et al.*, 2007a). Nuestros resultados muestran que el establecimiento inicial de la vegetación en taludes de nueva construcción está condicionado por la fertilidad del micrositio, como demuestra una relación altamente significativa entre la cubierta vegetal y los nutrientes (nitratos y materia orgánica) durante los dos primeros años tras su construcción. Las condiciones originales del suelo constituyen uno de los principales catalizadores que dirigen la sucesión de las comunidades vegetales en la recuperación de taludes, como también indican Moreno de las Heras y colaboradores (2008) para escenarios mineros ubicados en un entorno mediterráneo seco. La disponibilidad de sitios con mayor calidad del suelo incrementa la posibilidad de que se desarrolle una comunidad vegetal, sobre todo en términos de cobertura. En los terraplenes, los extendidos de tierra vegetal mejoran las características del suelo, tanto en lo referente a las concentraciones de nutrientes (materia orgánica, nitrógeno total y nitratos) como en la disponibilidad de agua, proporcionando un ambiente más adecuado para el desarrollo de la vegetación (Cao *et al.*, 2007b) que conduce al rápido desarrollo de una cubierta vegetal densa, muy productiva, aunque pobre en especies y dominada por especies anuales arvenses y ruderales (capítulo 3). Tal y como indican los procesos de ensamblaje de las comunidades, a escala local, una vez superados los filtros abióticos serían los filtros bióticos los que presentan mayor protagonismo, produciendo que las interacciones suelo-comunidad vegetal se debiliten en los dos últimos años. La demanda de nutrientes por parte de las plantas cambia con el tiempo y el estatus sucesional (Whisenant, 1999). En este sentido, las plantas que se van estableciendo favorecen los mecanismos de reparación del sistema iniciando un proceso de retroalimentación positiva entre el suelo y las plantas que aumenta la retención o liberación de nutrientes (Schlesinger & Pilmanis, 1998; Kulmatiski *et al.*, 2008). Esta reposición de nutrientes del suelo está en consonancia con dos resultados de nuestro trabajo: en primer lugar, las correlaciones positivas significativas entre la cubierta vegetal en 2007 y las propiedades del suelo medidas el año siguiente; en segundo lugar, la acumulación de nutrientes a lo largo del tiempo de este estudio.

Identificamos las variaciones temporales de los principales nutrientes, tanto en desmontes como en terraplenes. El nitrógeno total, así como la materia y el carbono orgánico del suelo, aumentan durante el periodo de estudio, proceso característico de los estados sucesionales iniciales, fruto de la descomposición y mineralización de la hojarasca (Olf *et al.*, 1993; Crews *et al.*, 2001;

Hopkins *et al.*, 2007; He & Tang, 2008). Sin embargo, este proceso se verifica a diferentes velocidades según sean desmontes o terraplenes. En los primeros la tasa de acumulación de carbono orgánico es más lenta, probablemente derivado de las marcadas diferencias de cobertura vegetal, que se traduce en diferencias en la producción y disponibilidad de hojarasca y otros restos vegetales. A su vez, esta disponibilidad cualitativa y cuantitativa, afecta a la tasa de descomposición, tanto por la actividad de los invertebrados (Bonkowski *et al.*, 1998; Sayer *et al.*, 2006; Seeber *et al.*, 2006) y los microorganismos edáficos (Bardgett *et al.*, 1999; Potthast *et al.*, 2009), como por su propia fotodegradación (Austin & Vivanco, 2006; Henry *et al.*, 2008). Por otra parte, los cationes (sodio, potasio, magnesio), nitratos y fosfatos disminuyen durante el periodo de estudio en ambos tipos de talud. Estos resultados, obtenidos en la parte inferior de los taludes, podrían explicarse por su absorción por parte de las plantas, que captan agua y solutos contenidos en el suelo. Estudios previos ya habían observado la reducción temporal del fósforo (Hinsinger, 2001) y otros nutrientes importantes como potasio y nitrato (Jungk, 2002; Hinsinger *et al.*, 2005; Hinsinger *et al.*, 2006). Sin embargo, no podemos descartar por completo algunas pérdidas por lixiviación, sobre todo en los desmontes, respaldado por nuestros resultados en relación con la posición del talud.

Los procesos relacionados con los gradientes geomorfológicos operan de manera distinta en los desmontes y en los terraplenes a lo largo del tiempo. Nuestros resultados muestran diferencias en la distribución a lo largo de la pendiente para los nitratos, textura (arcilla y limo) y capacidad de retención de agua, asociados al tipo de talud. En desmontes, una mayor concentración de nitratos puede estar relacionado por la proximidad de remanentes de vegetación natural presentes en su cabecera (Fig. 4.5). Por el contrario, en terraplenes se produce un efecto ladera y la concentración de este nutriente tiende a acumularse en las partes bajas del plano inclinado. Respecto a la granulometría, los desmontes presentan diferencias relativas al contenido de limo y arcilla, más alto el primero en la parte inferior y el segundo en la superior. La geología del corte que supone el desmonte aflora una estratigrafía sedimentaria heterogénea que difícilmente puede justificar estas diferencias (Barbero, 2013). Por el contrario, la reorganización de materiales fruto de los procesos erosivos por escorrentía superficial, puede producir una acumulación de materiales finos en las partes bajas, dado que estos materiales llegan más lejos en estos procesos de arrastres que los de mayor tamaño. Por el contrario, en terraplenes construidos mediante compactación de tongadas de materiales excavados y removidos, además del posterior extendido de tierra vegetal, parten de una estructura homogénea que se mantienen en el tiempo a pesar de la pendiente. Una elevada cobertura vegetal sustenta el terreno y favorece la infiltración de manera que se disminuye el flujo laminar y la consiguiente erosión. También los extendidos de tierra vegetal justificarían una mayor capacidad de retención de agua en terraplenes respecto a los desmontes, además de su distribución homogénea a lo largo del plano inclinado. La disponibilidad de agua es un factor clave para el establecimiento de las especies mediterráneas (Llorens *et al.*, 2003; Lloret *et al.*, 2004), y se ha descrito su importancia sobre la germinación de semillas en los taludes de carretera de entornos semiáridos (Bochet *et al.*, 2007a). La cobertura vegetal más alta en los terraplenes actúa como una barrera física en la superficie del suelo, de modo que retiene las partículas del suelo (Van Dijk *et al.*, 1996; Lee *et al.*, 2000).

Las enmiendas incluidas en las mezclas de hidrosiembra (mulch y fertilizantes de liberación rápida y lenta) no tuvieron efecto alguno sobre la fertilidad del suelo. Ya Petersen y colaboradores (2004) verifican que las diferencias entre tratamientos con fertilizantes y sin ellos no muestran diferencias significativas en los nutrientes presentes en el suelo transcurridos cuatro años, aunque si lo relacionan con la cobertura vegetal inicial. En nuestro caso, la hidrosiembra fue aplicada inmediatamente después de la construcción del talud, cuando la superficie del suelo estaba muy compactada y desnuda, lo que probablemente dificultó la retención de nutrientes e incrementó su arrastre por escorrentía (Fig. 4.5).

En consecuencia, la construcción de carreteras debe incluir enfoques que contemplen los procesos ecológicos clave para garantizar el éxito de la revegetación, como la formación de suelo, interacciones planta-suelo y dinámica de nutrientes. De esta manera se cumplirían los objetivos técnicos asignados tanto de contención de la erosión como de cara a la integración paisajística y ecológica de las nuevas superficies generadas (ej: carreteras verdes *sensu* Xu *et al.*, 2011).

4.5. Conclusiones

La construcción de carreteras origina nuevas superficies, como los taludes, que proporcionan escenarios idóneos para el estudio de los procesos que dirigen la estructura y funcionalidad de estos ecosistemas emergentes. Ambos tipos de taludes (desmontes y terraplenes) presentan una fertilidad muy baja. La aplicación de tierra vegetal en los terraplenes y la meteorización en ambos tipos de taludes dan lugar a diferencias en las características del suelo en las etapas iniciales. El extendido de tierra vegetal favorece la retención de nutrientes, mejora la textura y reduce el riesgo de pérdida de nutrientes y materiales por erosión hacia las partes inferiores de estos planos, facilitando el desarrollo rápido de una cubierta vegetal densa. Una vez que la vegetación se ha establecido, el nitrógeno y la materia orgánica se reciclan en el suelo, iniciando un *feedback* positivo que modula el contenido de nutrientes del suelo en los taludes. En los terraplenes, estos procesos son más rápidos que en los desmontes. Las enmiendas incluidas en las mezclas de hidrosiembra no influyen en la fertilidad del suelo y, por lo tanto, la hidrosiembra fracasa si no hay espacios favorables para el establecimiento de la vegetación. Los esfuerzos de restauración deben dirigirse hacia la mejora de la calidad del micrositio en las etapas iniciales del establecimiento vegetal y después, en conservar la cubierta vegetal, ya que mejora las características del suelo.

Este capítulo está publicado bajo la referencia:

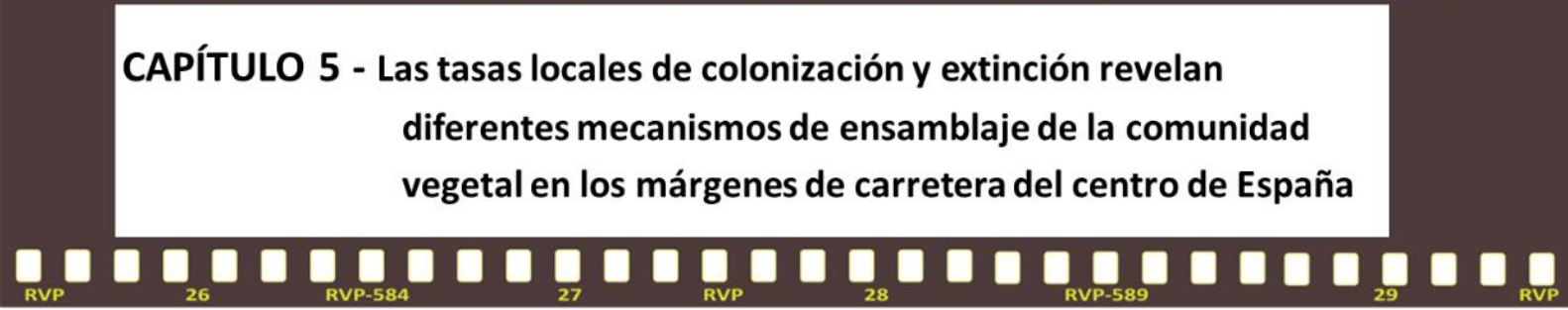
Jiménez MD, Ruíz-Capillas P, Mola I, Pérez-Corona E, Casado MA & Balaguer L. 2011. Soil development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & Development*, 24 (6), pp. 564-574. <https://doi.org/10.1002/ldr.1157>.



Figura 4.5. A la izquierda, cabecera de un desmonte (D-4), donde se aprecia la posición de la matriz o remanente de vegetación natural más próximo, justo en el borde de contacto con el plano del propio talud. A la derecha, la mezcla de hidrosiembra escurre por el talud, generando una red de escorrentía superficial, en este caso un desmonte, acumulando en la cuneta tanto la propia mezcla como sedimentos que arrastra a su paso (diciembre 2004).

Capítulo 5.- Las tasas locales de colonización y extinción revelan

**CAPÍTULO 5 - Las tasas locales de colonización y extinción revelan
diferentes mecanismos de ensamblaje de la comunidad
vegetal en los márgenes de carretera del centro de España**



5.1. Introducción

La construcción de carreteras y ferrocarriles ofrece una oportunidad única para estudiar las contribuciones relativas del éxito de la dispersión, los filtros medioambientales y los eventos históricos en el ensamblaje de comunidades vegetales. El establecimiento de vegetación en las nuevas superficies creadas en dichas infraestructuras sigue un proceso de sucesión primaria, donde la lluvia de semillas llega fundamentalmente desde los remanentes de vegetación natural adyacente (Bochet *et al.*, 2007b). La revegetación de estos espacios mediante hidrosiembras, ya sea con especies comerciales o autóctonas, constituye una alteración de la forma en que llegan las especies, con consecuencias potenciales para el desarrollo de la comunidad (Matesanz & Valladares, 2007). Por otra parte, la importancia relativa de los filtros ambientales en el ensamblaje de comunidades vegetales depende en gran medida de diferentes constricciones que pueden condicionar su desarrollo. Así, en los espacios más secos son más relevantes los filtros ambientales, mientras que en los espacios húmedos o subhúmedos suele predominar la exclusión competitiva (Valladares *et al.*, 2008).

La construcción de infraestructuras genera diversos espacios entre los que destacan los taludes, planos inclinados donde las labores de revegetación son más complejas: los desmontes, resultado de la excavación y los terraplenes, generados por la compactación de material y aplicación final de tierra vegetal. Estos tipos de taludes representan los extremos de un gradiente de estrés. En los desmontes, la hidrosiembra no consigue alcanzar valores de cubierta vegetal por encima del 10% debido a la baja fertilidad y la escasa disponibilidad de agua (Bochet & García-Fayos, 2004). En los terraplenes, la aplicación de tierra vegetal aumenta de manera significativa la cubierta vegetal mejorando las propiedades del suelo (Tormo *et al.*, 2007). En los dos extremos de este gradiente se espera que la regeneración natural sea lenta, lo que supone a efectos de su restauración la necesidad de aplicar diferentes técnicas, con el incremento de costes que ello supone (Prach & Hobbs, 2008).

En este capítulo se analizan los patrones temporales y espaciales en el ensamblaje de la comunidad vegetal de los taludes de carreteras a escala local en entornos de nueva creación. Se investiga la contribución relativa de los mecanismos involucrados en el éxito del establecimiento de las especies determinando sus tasas de colonización y extinción. Se estudia específicamente (i) si las comunidades vegetales de los taludes de carreteras comparten una composición no neutral, producto de las tasas de colonización o extinción moduladas por los rasgos morfofuncionales de las especies; (ii) si los filtros medioambientales difieren entre desmontes y terraplenes según el gradiente de estrés-productividad que estos hábitats suponen; y (iii) en qué medida los patrones de la comunidad están determinados por eventos históricos, como la introducción temprana de especies por hidrosiembra, ya sean exóticas o autóctonas. También se trata de evaluar las posibles implicaciones técnicas del ensamblaje de la comunidad en el proceso de revegetación de taludes de carretera.

5.2. Métodos

5.2.1. Diseño experimental

Se realizaron catálogos florísticos en todas las parcelas experimentales (15 taludes x 3 tratamientos, n=45 parcelas) cada primavera desde 2005, momento en el que se inaugura la autopista, hasta 2008 (Fig. 5.1). Se muestrearon también las parcelas de vegetación natural más cercanas a cada talud experimental, que denominamos matrices, en una superficie de 18 m x 6 m (9 desmontes + 6 terraplenes, n= 15 matrices), pero en este caso solo en la primera primavera (2005). En base a estos catálogos se pudieron calcular las frecuencias de aparición de cada especie dentro de cada tipo de talud y tratamiento (2 tipos de talud x 3 tratamientos, 6 frecuencias por cada especie considerada). Todas las especies consideradas se describieron según sus rasgos morfofuncionales, de distribución y origen (Tabla 5.1.), seleccionados en función de su relevancia para la colonización y establecimiento (Díaz *et al.*, 1998; Cornelissen *et al.*, 2003; Valladares *et al.*, 2008). La información de los rasgos se obtuvo a partir de las observaciones de campo y diversas referencias bibliográficas (Tutin *et al.*, 1964–1980; Castroviejo *et al.*, 1986–2021; Valdés *et al.*, 1987; Sánchez *et al.*, 2002). Para el análisis del proceso de colonización y extinción solo se consideraron las especies que se podían identificar correctamente de *visu* en campo, con frecuencias por encima del 5% a lo largo de los años de muestreo y no restringidas a nichos singulares, en este caso particular, aquellas especies que prosperan en los taludes exclusivamente donde se producen surgencias de agua (freatófitos).

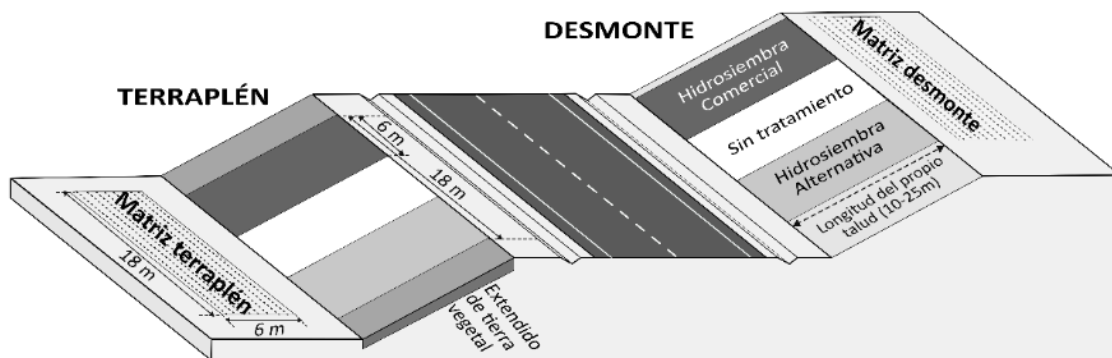


Figura 5.1. Esquema de la distribución de las parcelas experimentales, así como las matrices asociadas a cada talud experimental en el presente capítulo.

5.2.2. Análisis de los datos

Para cada especie seleccionada se calculó su tasa de colonización y extinción comparando años consecutivos (es decir, 2005–2006, 2006–2007 y 2007–2008). Las tasas de colonización y extinción se calcularon según el método desarrollado por Rosenzweig & Clark (1994). Se utilizaron series temporales de presencia y ausencia de cada especie en cada tipo de talud y tratamiento de hidrosiembra. La tasa local de colonización (TLC) y la tasa local de extinción (TLE) se calcularon de la siguiente manera:

$$TLC = \frac{k}{(k + l)}$$

$$TLE = \frac{m}{(m + n)}$$

k: número de transiciones de ausente a presente
l: número de transiciones de ausente a ausente
m: número de transiciones de presente a ausente
n: número de transiciones de presente a presente

De este modo, cada una de estas tasas describieron 45 transiciones temporales (15 taludes por tres pares de años consecutivos), 27 en desmontes y 18 en terraplenes. Se construyó una matriz de datos en la que los casos (filas) se correspondían con las especies por tipo de talud y las variables (columnas) correspondían a tasas de colonización y extinción en cada uno de los tratamientos de hidrosiembra (dos tasas por tres tratamientos de hidrosiembra). Las especies se clasificaron sobre la base de esta matriz, usando la distancia Euclídea como índice de similitud y UPGMA (Método de Pares no Ponderados utilizando Media Aritmética) como algoritmo de clasificación.

Tabla 5.1. Rasgos morfofuncionales, biogeográficos y de procedencia incluidos en el estudio y su correspondencia (*P*, test exacto de Fisher) con los grupos clasificados según su éxito de establecimiento en taludes (desde el grupo A, exitoso, al grupo C, no exitoso; estos grupos se describen más adelante en el texto, en la Tabla 5.3 y en la Fig. 5.5).

Rasgos	Tipos	<i>P</i>	Tipos de rasgos asociados a los grupos de éxito de establecimiento
Tamaño de la planta	1. Grande (>50cm) 2. Intermedio (20-50cm) 3. Pequeña (<20cm)	0,258	
Tamaño de la semilla	1. Grande (>4mm) 2. Mediana (1,5-4mm) 3. Pequeña (<1,5mm)	0,004	Semillas grandes en el grupo A Semillas medianas en el grupo B Semillas pequeñas en el grupo C
Dispersión	1. Anemócora 2. Barócora 3. Zoócora	0,238	
Polinización	1. Anemógama 2. Entomófila 3. Autógama	0,010	Anemógamas en el grupo A Entomógamas en el grupo B Autógamas en el grupo C
Ciclo de vida	1. Anual 2. Perenne	0,240	
Origen	1. Autóctona 2. Alóctona	0,066	Alóctonas en el grupo A Autóctonas en el grupo C
Distribución	1. Cosmopolita 2. Mediterránea 3. Euroasiática	0,351	
Presencia en la matriz	1. Presente 2. Ausente	0,025	Más especies de la matriz en el grupo A Menos especies de la matriz en el grupo C
Hidrosiembra	1. Presente 2. Ausente	0,818	

La correspondencia entre los grupos obtenidos y los rasgos de las especies se analizaron utilizando el test de Fisher sobre tablas de contingencia FxC, donde las filas (F) eran tipos de rasgos y las columnas (C) eran los grupos resultado de la clasificación UPGMA. El cambio o permanencia de cada especie en el mismo grupo en terraplenes y desmontes se analizó mediante el test de X^2 . La probabilidad de que una especie perteneciente a un grupo en un tipo de talud dado condicione el grupo al que la especie pertenece en otro tipo de talud, se calculó, en terraplenes y desmontes, mediante el test Monte Carlo con 999 repeticiones aleatorias del grupo. Los 25 valores más altos y los 25 más bajos de las 999 simulaciones se consideraron significativos para una $p = 0,05$ (Loosmore & Ford, 2006).

Para evaluar los efectos del tipo de talud y el tiempo sobre la riqueza de especies, se realizó un análisis de varianza de medidas repetidas de dos factores (ANOVAR). El análisis se realizó de forma independiente para: (i) especies hidrosebradas, (ii) especies colonizadoras desde la matriz colindante, o (iii) del *pool* regional, es decir, las especies no identificadas en las matrices, aunque presentes en el territorio. La relación entre rasgos y lugares estudiados (terraplenes, desmontes o matriz) se analizó para todas las especies registradas mediante el test exacto de Fisher.

El reclutamiento de las especies hidrosebradas se analizó estudiando las diferencias TLC y TLE entre parcelas hidrosebradas y sin tratamiento, utilizando el test de la t-pareada. Esta comparación se hizo por separado para todo el conjunto de las especies y solo para las especies hidrosebradas. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa informático SPSS v.15.0. (SPSS Inc., Chicago, IL, EE.UU.) y el análisis de clasificación con STATISTICA v.6 (StatSoft Inc., Tulsa, OK, EE.UU.).

5.3. Resultados

Se identificaron un total de 323 especies de plantas vasculares (308 autóctonas y 15 alóctonas) en las 60 parcelas experimentales (15 taludes x 3 tres tratamientos, más 15 matrices). Las matrices solo se muestrearon el primer año, 2005, el resto, desmontes y terraplenes, durante 4 años consecutivos, del 2005 al 2008. Durante este periodo, los desmontes y terraplenes tuvieron un número similar de taxones (Fig. 5.2). La mayor parte de estas especies (aproximadamente un 60%) ya estaban presentes en la vegetación colindante (matriz adyacente). Todas las especies hidrosebradas (<6%) crecieron en los taludes estudiados, pero las especies leñosas *Helichrysum stoechas* y *Retama sphaerocarpa* no se encontraron en los terraplenes. El 30% de las especies presentes correspondieron al *pool* regional (no incluidas en las matrices adyacentes). Independientemente del tipo de talud, cada uno de los tipos de especies considerados (hidrosiembra, matriz y *pool* regional) experimentaron un crecimiento sostenido en el tiempo (Fig. 5.3, Tabla 5.2). A lo largo del tiempo la riqueza de especies siempre fue mayor en desmontes que en terraplenes, excepto para las especies hidrosebradas. En el Anexo I se puede encontrar el catálogo completo de la flora identificada en los taludes y su caracterización en términos florísticos.

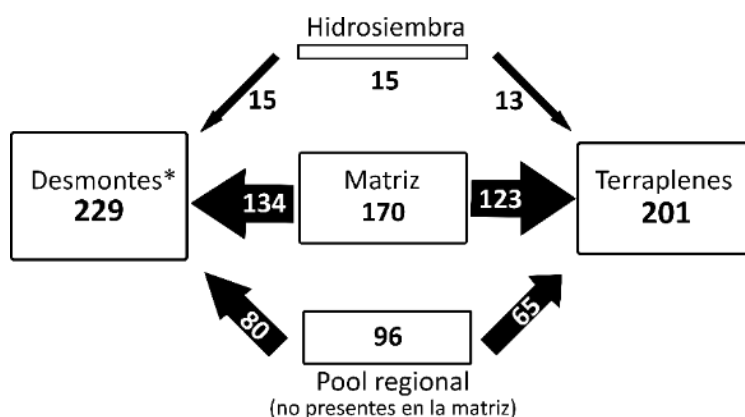


Figura 5.2. Número total de especies identificadas durante el estudio, clasificadas según las tres fuentes de origen consideradas: incluida en las mezclas de hidrosiembra, identificada en las matrices adyacentes de vegetación natural o perteneciente al conjunto regional de especies, no incluidas en la matriz (*pool* regional). La anchura de las flechas es proporcional al número de especies compartidas, indicado dentro o al lado, entre los grupos conectados.

*Para poder comparar con los 6 terraplenes la riqueza florística de los desmontes se calculó como el número medio de especies en una selección aleatoria de 6 desmontes replicados 100 veces.

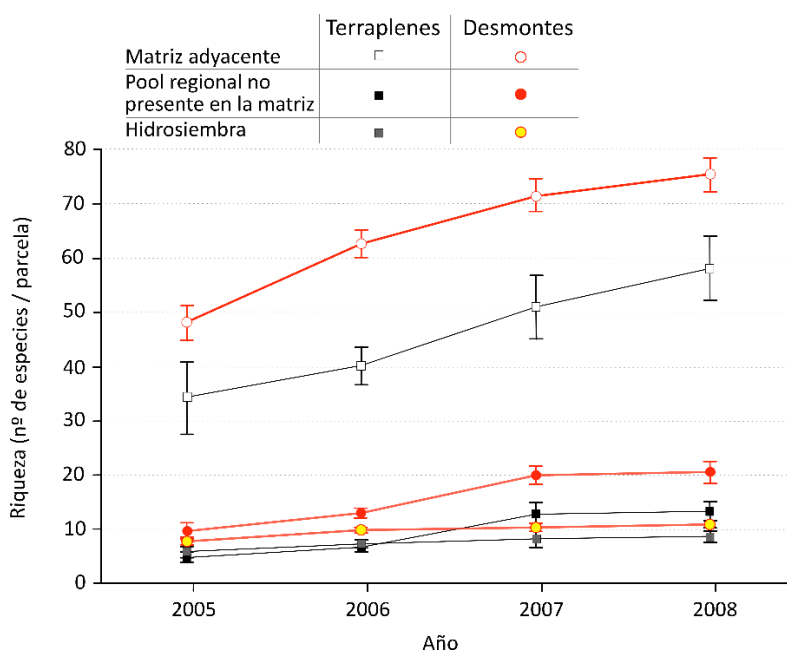


Figura 5.3. Riqueza florística (media \pm 1 SE) según su procedencia (hidrosiembra, presente en matriz adyacente o en el pool regional) por parcela de muestreo ya sea en desmontes ($df = 8$) o en terraplenes ($df = 5$) a lo largo de los años de muestreo (2005–2008).

Tabla 5.2. Resultados del ANOVA en el tiempo para la riqueza de especies entre tipos de talud (terraplenes y desmontes) según el contingente de origen: hidrosiembra, matriz adyacente o *pool* regional (no incluido en la matriz).

Fuente de variación	Riqueza de especies (número de especies / parcela)								
	Hidrosiembra			Matriz			Especies locales no presentes en la matriz		
	<i>gl</i>	<i>F</i> ratio	<i>P</i> valor	<i>gl</i>	<i>F</i> ratio	<i>P</i> valor	<i>gl</i>	<i>F</i> ratio	<i>P</i> valor
Tipo de talud	1	3,29	0,093	1	16,322	< 0,005	1	15,932	< 0,005
Tiempo (años)	3	14,677	< 0,001	3	51,601	< 0,001	3	34,164	< 0,001
Tiempo X Tipo de talud	3	0,243	0,866	3	1,471	0,237	3	0,566	0,640

No se encontró una relación significativa entre los rasgos morfofuncionales estudiados y las especies establecidas en los terraplenes, desmontes o en la matriz colindante (test exacto de Fisher, $P > 0,05$ para todos los rasgos; Fig. 5.4). El síndrome de rasgos dominante estuvo, en estas tres situaciones, caracterizado por especies autóctonas mediterráneas con un ciclo vital anual, flores polinizadas por insectos y sin características especializadas para la dispersión de semillas.

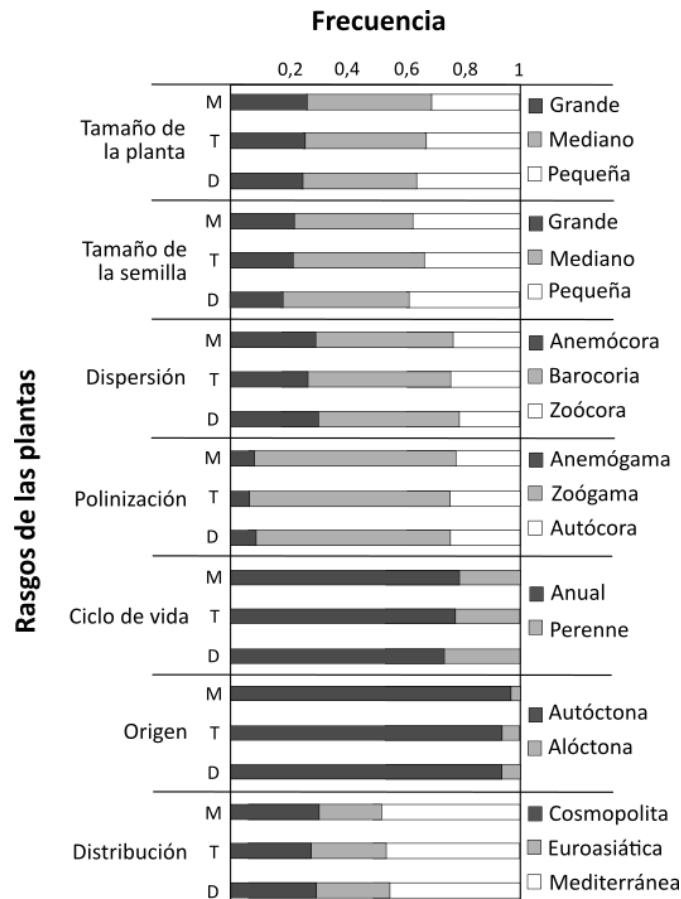


Figura 5.4. Frecuencia de especies según los rasgos incluidos en el presente estudio (ver Tabla 5.1), en la matriz adyacente (M), terraplenes (T) o desmontes (D). No se encontraron diferencias significativas entre los rasgos considerados y las tres situaciones estudiadas (test exacto de Fisher, $P > 0,05$ para todos los casos).

Un total de 113 especies en los desmontes y 103 especies en los terraplenes cumplieron los criterios de inclusión en el análisis del proceso de colonización y extinción. El análisis de clasificación reveló tres grupos (Tabla 5.3), para un valor de similitud del 80% (Fig. 5.5): (A) especies en los desmontes y terraplenes con tasas de colonización altas, frecuencias de aparición altas y tasas de extinción bajas ($n = 33$), (B) especies con tasas de colonización, frecuencia de aparición y extinción intermedias ($n = 127$) y (C) especies con tasas de colonización bajas, frecuencias de aparición bajas y tasas de extinción altas ($n = 56$). Es decir, esta variación en el comportamiento describió un gradiente en el éxito del establecimiento desde C hasta A, en el que aproximadamente la mitad de las especies pertenecían al grupo B, con éxito de establecimiento intermedio. En el extremo más bajo del gradiente de éxito (grupo C), el 63% de las especies crecían en terraplenes mientras que, en el extremo superior (grupo A), un 67% de las especies prosperaban en los desmontes. En otras palabras, era más probable encontrar una

especie exitosa en los desmontes que en los terraplenes y era más probable encontrar una especie no exitosa en los terraplenes que en los desmontes. Las especies que fueron clasificadas en un grupo diferente en los dos tipos de taludes mostraron con más frecuencia una tasa de éxito más alta en los desmontes que en los terraplenes (Fig. 5.6A). Esta situación fue evidente en diez especies con tasas intermedias (grupo B: *Tolpis barbata*, *Psilurus incurvus*, *Pimpinella villosa*, *Neatostema apulum*, *Jasione montana*, *Corynephorus divaricatus* y *Centaurea ornata*) o tasas de éxito bajas (grupo C: *Retama sphaerocarpa*, *Reseda luteola* y *Helichrysum stoechas*) presentes en desmontes, pero ausentes en los terraplenes. Además, todas las especies de los terraplenes estaban presentes en los desmontes. Sin embargo, en términos generales, se produjo una tendencia significativa a permanecer en el mismo grupo independientemente del tipo de talud ($X^2 = 40,422$, $df = 6$, $P = 0,001$). Asimismo, la prueba de permutaciones de Monte Carlo mostró que solo la probabilidad de permanecer en el mismo grupo fue más alta de lo esperado al azar, mientras que los cambios en el éxito del establecimiento entre desmontes y terraplenes fueron iguales o menos frecuentes de lo esperado (Fig. 5.6B). En resumen, las especies de los terraplenes presentaban tendencia a no mostrar un aumento en la tasa de éxito al crecer en desmontes, mientras que las especies de los desmontes tendían a no mostrar una disminución en la tasa de éxito al crecer en los terraplenes.

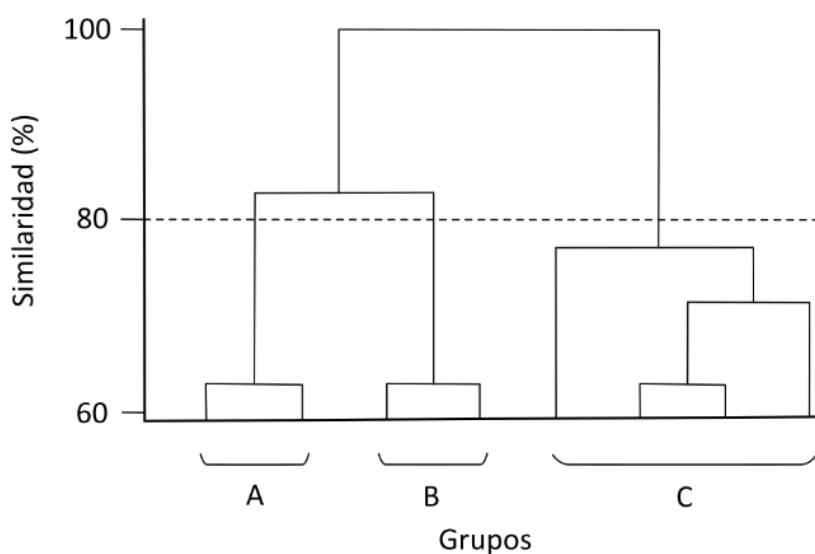


Figura 5.5. Análisis de clasificación de 113 especies de los desmontes y 103 especies de los terraplenes (es decir, 216 casos) según sus tasas de colonización y extinción locales. La línea discontinua indica el nivel de similitud al que resultaron definidos los grupos A, B y C. Para mayor claridad de la figura, solo se muestran los grupos que se bifurcan a un valor de similitud por encima del 60%.

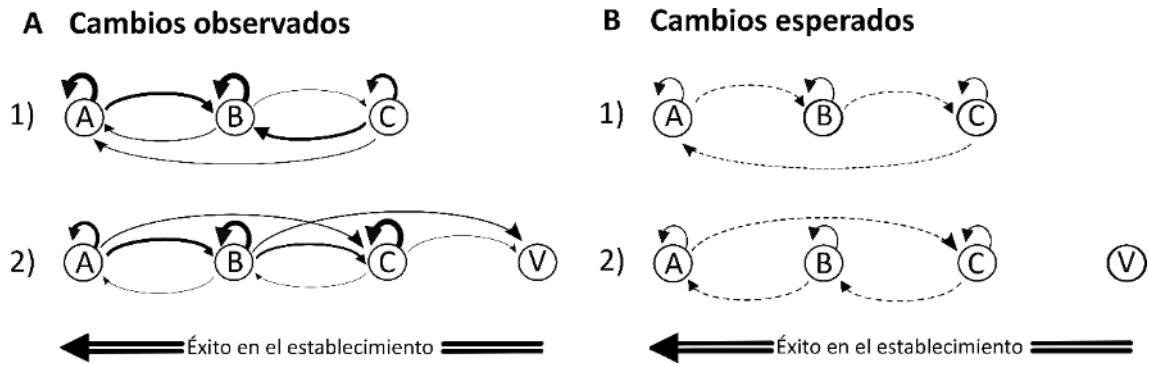


Figura 5.6. Probabilidad condicionada de que una especie observada en un tipo de talud dado cambie o permanezca en el mismo grupo de éxito de establecimiento (A, B o C) comparada con su comportamiento en el otro tipo de talud. Hemos añadido un grupo adicional (V) para incluir las especies presentes en los desmontes, pero ausentes en los terraplenes. La anchura de las flechas es proporcional a los valores de probabilidad. (A.1) Probabilidad de que una especie de los terraplenes sea asignada al mismo (o diferente) grupo en los desmontes, (A.2) Probabilidad de que una especie de los desmontes sea asignada al mismo (o diferente) grupo en los terraplenes. (B) Las probabilidades condicionales que fueron significativamente más altas ($P > 0,05$) (flechas continuas) o más bajas (flechas discontinuas) de lo esperado respecto al azar, según el test de Monte Carlo con 999 permutaciones, tanto para las comparaciones realizadas para las especies de los terraplenes (1) o de los desmontes (2).

Tabla 5.3. Tasas medias de colonización local (TLC), tasas medias de extinción local (TLE) y frecuencia de aparición (\pm SE) de las especies incluidas en los grupos establecidos en el análisis de clasificación (ver Fig. 5.5). Estas variables fueron determinadas independientemente para cada tipo de talud (desmontes *versus* terraplenes) y tratamiento de hidrosiembra (hidrosiembra con una mezcla de semillas normalizada, con una mezcla de semillas autóctona o sin hidrosiembra). También se muestra el número de especies encontradas en cada tipo de talud dentro de cada grupo.

Tratamiento de hidrosiembra	Grupo		
	A	B	C
TLC			
Comercial	0,73 \pm 0,04	0,24 \pm 0,01	0,07 \pm 0,01
Alternativa	0,69 \pm 0,04	0,28 \pm 0,02	0,08 \pm 0,01
Sin tratamiento	0,77 \pm 0,03	0,26 \pm 0,01	0,07 \pm 0,01
TLE			
Comercial	0,14 \pm 0,02	0,26 \pm 0,02	0,76 \pm 0,04
Alternativa	0,16 \pm 0,03	0,25 \pm 0,02	0,72 \pm 0,05
Sin tratamiento	0,13 \pm 0,02	0,23 \pm 0,02	0,79 \pm 0,05
Frecuencia			
Comercial	0,76 \pm 0,03	0,32 \pm 0,02	0,09 \pm 0,01
Alternativa	0,72 \pm 0,03	0,34 \pm 0,02	0,12 \pm 0,01
Sin tratamiento	0,74 \pm 0,02	0,33 \pm 0,02	0,08 \pm 0,01
Nº de especies			
Desmontes	22	70	21
Terraplenes	11	57	35

Los grupos de éxito de establecimiento se asociaron con algunos de los rasgos morfofuncionales explorados (Tabla 5.1). El grupo A tuvo una frecuencia significativamente más alta de especies

polinizadas por el viento, con semillas grandes, y que estaban presentes previamente en la matriz adyacente. La presencia de especies alóctonas en este grupo solo fue marginalmente significativa. El grupo B tuvo una frecuencia significativamente más alta de especies polinizadas por insectos, con semillas de tamaño medio. El grupo C tuvo una frecuencia significativamente más alta de especies autógamas, con semillas pequeñas, ausentes en la matriz y autóctonas, aunque este último rasgo fue solo marginalmente significativo. Este último grupo no incluyó ninguna especie alóctona.

Ninguno de los tratamientos de hidrosiembra mostró diferencias en la TLC o en la TLE en comparación con las parcelas no hidrosembadas (test de la t pareada, $P > 0,5$ en todos los taludes), incluso cuando se consideraron solo las 15 especies hidrosembadas (t pareada, $P > 0,1$ en todos los casos).

5.4. Discusión

Estos resultados documentan las contribuciones relativas de los mecanismos involucrados en el ensamblaje de comunidades vegetales a escala local, en dos tipos de talud derivados de la construcción de carreteras. En estos espacios se manifiesta una asociación entre varios rasgos morfofuncionales y el éxito del establecimiento de las especies en los 4 primeros años. Este patrón no neutral de colonización de especies sugiere el concurso de reglas de ensamblaje en un sentido amplio. Sin embargo, nuestros resultados indican que esta asociación no es debida a un proceso de filtrado abiótico temprano, sino más bien está determinado en gran medida por la disponibilidad de las especies del *pool* regional y de la matriz colindante y, sobre todo, por interacciones bióticas. Esto concuerda con la relevancia de la vegetación adyacente en la colonización de los taludes de carretera (Bochet *et al.*, 2007b), y coincide con estudios previos considerando un rango medioambiental más amplio, donde se afirma que la riqueza de especies locales está limitada por la llegada de semillas de las reservas (*pool*) de especies locales y regionales, sobre todo en entornos perturbados (Clark *et al.*, 2007; Myers & Harms, 2009, y referencias en ellos).

Las especies dominantes tanto en los desmontes como en los terraplenes comparten un síndrome común caracterizado por ser polinizadas por el viento, tener semillas grandes y no ser autóctonas. Parece que estos rasgos concuerdan con lo esperado para los taludes de carretera. La polinización por el viento sugiere escasez de polinizadores en los hábitats de nueva creación (Prach & Pysek, 1999; Culley *et al.*, 2002). Se espera que la prevalencia del límite del micrositio (ver capítulo 3) favorezca a las especies con semillas grandes, ya que este rasgo mejora el establecimiento y la pervivencia de los individuos (Moles & Westoby, 2006; Metz *et al.*, 2010).

Las semillas grandes serían también ventajosas en entornos más productivos donde prevalece la exclusión competitiva (Pärtel & Zobel, 2007), según lo observado en el presente estudio en los terraplenes. La presencia de especies no autóctonas en los taludes es debida a la introducción directa mediante hidrosiembra, como es el caso de *Onobrychis viciifolia* y *Agropyrum cristatum*, o lluvia de semillas desde un entorno natural, como en los casos de *Epilobium brachycarpum* y *Conyza canadensis*, pero su relevancia entre las especies más

exitosas es atribuible al hecho de que las perturbaciones, como las asociadas con la construcción y mantenimiento de taludes, facilita la invasión aumentando la disponibilidad de luz, agua, nutrientes y lugares idóneos para la germinación (Trombulak & Frissell, 2000). Se ha descrito que las carreteras promueven significativamente la propagación de plantas exóticas (Trombulak & Frissell, 2000; Gelbard & Belnap, 2003).

En nuestro análisis de los mecanismos de ensamblaje en las comunidades de los taludes identificamos un efecto de filtrado más fuerte en etapas posteriores, cuando la ocupación del espacio por parte de la vegetación da lugar a una mayor competencia interespecífica, según lo propuesto por Cingolani y colaboradores (2007). En nuestro estudio, el contenido más alto en nitrógeno dio como resultado diferencias significativas en la cubierta vegetal (ver capítulo 3) y, según lo esperado, nuestros resultados muestran que la productividad más alta observada en los terraplenes está acompañada de una menor riqueza de especies. Este patrón no es nuevo en la literatura (Casado *et al.*, 2004; Matesanz *et al.*, 2006) pero en este trabajo se describe su mecanismo subyacente en términos de tasas colonización y extinción de especies a escala local. Sorprendentemente, la tendencia general de cada especie individual en los terraplenes con aplicación de tierra vegetal a tener TLC más bajas y TLE más altas contrasta con la percepción general del éxito de la vegetación en este tipo de talud, con una cubierta vegetal más alta y de rápido desarrollo (ej.: Bochet & García-Fayos, 2004). Entre todas las causas posibles, las diferencias observadas entre terraplenes y desmontes concuerdan con la intensidad de competencia esperada en entornos más productivos (Grime, 1979). Teniendo en cuenta que los dos tipos de talud comparten el mismo banco de semillas y están sujetos a tasas similares de lluvia de semillas (ver capítulo 3), parece que la riqueza de especies locales está más cerca de la saturación en los terraplenes que en los desmontes, lo que sugiere un efecto de filtrado diferencial por competencia (cf. Loreau, 2000). De hecho, nuestros resultados nos permiten descartar las explicaciones alternativas a la competencia. Dado que las comunidades vegetales en los terraplenes y desmontes comparten los mismos rasgos y *pool* regional, las diferencias entre tipos de talud en relación con la riqueza de especies y la productividad no pueden ser atribuidas a diferencias en la relación entre el tamaño de la semilla y el síndrome de dispersión (Pärtel & Zobel, 2007) o a la composición del *pool* regional (Gibson *et al.*, 2005; Zobel & Pärtel, 2008). Las diferencias en el éxito de establecimiento de las especies tampoco son atribuibles al régimen de perturbación, como se sugiere en otras fuentes (Roxburgh *et al.*, 2004). Los dos tipos de taludes difieren en su nivel de estrés, pero no en su régimen de perturbaciones.

La introducción temprana de especies hidrosebradas no afectó de ninguna manera el proceso de ensamble de las comunidades en los taludes. El valor de las mezclas Comerciales de semillas se basa en el supuesto de que actúan como facilitadores iniciales de la colonización por especies autóctonas (*starters*), pero que desaparecen inmediatamente después. Nuestros resultados confirman trabajos previos (Matesanz *et al.*, 2006) sobre la persistencia de estos *starters* en el tiempo, y muestran también que estas especies colonizan sitios adyacentes no hidrosebrados, aunque sin alterar el comportamiento de otras especies. De este modo, las especies comerciales hidrosebradas no cumplen ninguno de los criterios por los que fueron seleccionadas. La introducción de una mezcla Alternativa, variada, de especies autóctonas, no modificó ni la composición de la comunidad, ni el comportamiento de las especies. Se ha demostrado que la

secuencia histórica de colonización de especies es irrelevante en sistemas con un pequeño *pool* de especies, niveles altos de dispersión, baja productividad y tasas altas de perturbación (Chase, 2003). Todas estas características describen genéricamente las comunidades vegetales de los taludes de carretera.

En resumen, nuestros resultados concuerdan totalmente con la “hipótesis de limitaciones cambiantes” (*shifting limitations hypothesis* en inglés), donde la riqueza de especies local está constituida por el *pool* regional de especies en comunidades de sitios pobres en recursos (baja disponibilidad hídrica, escasos nutrientes) y por procesos ecológicos locales, sobre todo por exclusión competitiva, en las comunidades productivas (Foster *et al.*, 2004). Estos resultados difieren de trabajos anteriores sobre el papel determinante del estrés abiótico, particularmente la escasez de agua y nitrógeno, en el desarrollo de comunidades improductivas en los desmontes (ej.: Bochet *et al.*, 2007a, 2010b). Sin embargo, estos trabajos generalmente evalúan el establecimiento de la vegetación en términos de productividad vegetal, sobre todo de cubierta vegetal, lo que representa un punto de vista diferente, pero complementario, sobre el ensamblaje de comunidades. En términos generales, la relevancia del estrés abiótico, como filtro temprano en el ensamble de las comunidades de los taludes de carretera, aumenta con la aridez del entorno (Valladares *et al.*, 2008).

Respecto de la práctica de revegetación de taludes de carretera, nuestros resultados sugieren un conflicto entre los objetivos convencionales y los nuevos objetivos de la ecología de restauración. Por una parte, la literatura reciente sobre recuperación de taludes propone nuevas metodologías para el desarrollo de una cubierta vegetal extensiva que aproveche las especies autóctonas exitosas en los taludes (Bochet *et al.*, 2010a; De Baets *et al.*, 2009). Este enfoque es válido para abordar objetivos de recuperación convencionales, como estabilidad geotécnica, control de la erosión y mejora estética. Por otra parte, cuando se revisan los objetivos de restauración de taludes de carretera desde una perspectiva de cambio global, sobre todo en el contexto de la reducción y fragmentación de pastizales, estas áreas se reinterpretan como refugios para la reserva regional de especies (Way, 1977; Tikka *et al.*, 2000; Cousins & Eriksson, 2002; Arenas *et al.*, 2017). Este legado de especies puede permanecer en los taludes durante mucho tiempo, incluso más de 50 años y su diversidad puede permitir la construcción subsiguiente de la estructura y gestión de los pastizales (Cousins, 2006).

Nuestros resultados sugieren que los esfuerzos para superar las limitaciones del micrositio, ya sea suministrando recursos (tierra vegetal) o utilizando especies exitosas (hidrosiembras), pueden dar lugar a comunidades vegetales empobrecidas por el efecto de filtro de la exclusión competitiva. Por otro lado, los taludes de carretera podrían actuar como refugios de la biodiversidad que pueden finalmente colapsar debido a la inestabilidad de los sustratos o a la inviabilidad de poblaciones escasas y localizadas que pueden actuar de sumidero. El conocimiento del ensamblaje de comunidades en los taludes permitirá al especialista en restauración diseñar taludes de carretera y promover la heterogeneidad medioambiental para reconciliar los objetivos convencionales y emergentes.

Este capítulo está publicado bajo la referencia: de la Riva EG, Casado MÁ, Jiménez MD, Mola I, Costa Tenorio M & Balaguer L. 2011. Rates of local colonization and extinction reveal different

plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain. *Journal of Vegetation Science*, 22 (2), pp. 292-302. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01248.x>



Figura 5.7a. Evolución del desmonte D-9 desde 2004, antes de la hidrosiembra, hasta 2008 (falta la foto de 2007)



Figura 5.7b. Evolución de un terraplén T-1 desde 2004, cuando se realizaron los extendidos de tierra vegetal antes de la hidrosiembra, hasta 2008 (falta la foto de 2007)



CAPÍTULO 6.- Discusión general y vinculación de las patentes con los resultados de investigación.

6.1. Discusión general aplicada a la restauración ecológica de estos escenarios

En el ámbito de la presente tesis se estudian diferentes procesos que se desarrollan a escala local o de microsítio, en particular a escala de talud. Los efectos ecológicos a escala de paisaje como son los efectos sobre la fragmentación de ecosistemas y sobre las poblaciones de fauna, generalmente vertebrada, han sido estudiados con más detalle e intensidad (Forman *et al.* 2003). Este desequilibrio se pone de manifiesto en el último manual de Ecología de Carreteras donde se desarrollan 62 capítulos y solo uno hace mención específica a la vegetación y ninguno a la erosión (Van der Ree *et al.* 2015a). Nuestro punto de partida para el desarrollo de los diseños experimentales son las prácticas habituales que se desarrollan reiteradamente en este tipo de escenarios. A partir de aquí se plantea su optimización desde el marco de la teoría ecológica y en particular desde la sucesión y el ensamblaje de comunidades en sus etapas iniciales, y su aplicación desde la perspectiva de la restauración ecológica.

Todo proyecto de restauración ecológica empieza por el diagnóstico ecológico, que permite identificar las causas de la perturbación y estudiar sus efectos sobre el ecosistema. Un segundo objetivo dentro del diagnóstico es establecer un ecosistema o modelo de referencia (Gan *et al.* 2019). Así, el restaurador establecerá un objetivo para restaurar el espacio y establecer los indicadores que permitan verificar su progresión en la dirección adecuada. Esta fase resulta crítica y condiciona en gran medida el éxito del proyecto de restauración (Whisenant, 1999).

Aunque no ha sido objeto de estudio en esta tesis, para no perder una visión completa del proceso constructivo y de restauración, resulta necesario considerar que parte de las limitaciones a la restauración de estos espacios pueden venir impuestas por las nuevas topografías planas generadas. Se asume que son así y sobre ellas se debe trabajar, cuando pueden ser igualmente cuestionables y susceptibles de mejora. Se trata de un error frecuente que se comete al acercarnos a la restauración de espacios afectados por grandes movimientos de tierras con una visión estrictamente biológica. Pero restablecer sistemas biológicos complejos mediante técnicas rentables implica la necesidad de una asociación multidisciplinar (Bradsaw, 1997; Masarei *et al.* 2021). Los espacios afectados por grandes movimientos de tierra suponen uno de los retos más complejos en la restauración de ecosistemas. No solo se produce una eliminación de las comunidades biológicas franqueando la barrera biótica, sino que se transforma severamente el suelo, la topografía, la hidrografía y la hidrogeología por lo que también se sobrepasa la barrera abiótica (Gómez Sal & Nicolau, 1999). Algunos autores denominan reconstrucción o rehabilitación al proceso de restaurar espacios tan severamente degradados (Whisenant, 1999; Hobbs & Harris, 2001; Keenleyside *et al.* 2012). Fruto de sinergias y confluencias multidisciplinarias surge la restauración geomorfológica, recientemente definida como el *proceso de diseñar, construir o reconstruir geoformas y paisajes, y arquitecturas de sustratos, que repliquen la morfología y dinámica de las naturales, allí donde el terreno ha sido severamente transformado y degradado por actividades humanas que mueven tierras* (Martín Duque, 2024). Estas consideraciones tienen claras implicaciones tanto en los objetivos que se pueden plantear, como en las soluciones que se pueden adoptar. De hecho, la aplicación de este enfoque en espacios afectados por movimientos de tierras permite elevar la ambición de los objetivos de forma que se puede hablar de restauración ecológica en sentido estricto

Cabe destacar los escasísimos trabajos de investigación desarrollados en carreteras y ferrocarriles sobre las geoformas y su influencia en la restauración ecológica de estos espacios

sobre materiales no consolidados, con resultados tan interesantes como que taludes cóncavos presentan menores tasas de erosión que los taludes planos (Barbero *et al.* 2009; Barbero, 2013). Por el contrario, sí se pueden encontrar soluciones técnicas donde se aplican estos principios. La Agencia de Transportes de California (Caltrans, 2018), referente mundial en la construcción y operación de carreteras, dentro de sus recursos para el control de la erosión, presenta una ficha sobre nivelación y pendientes curvas como una alternativa técnica en la sección 19 de su manual técnico sobre movimiento de tierras (Fig. 6.1).

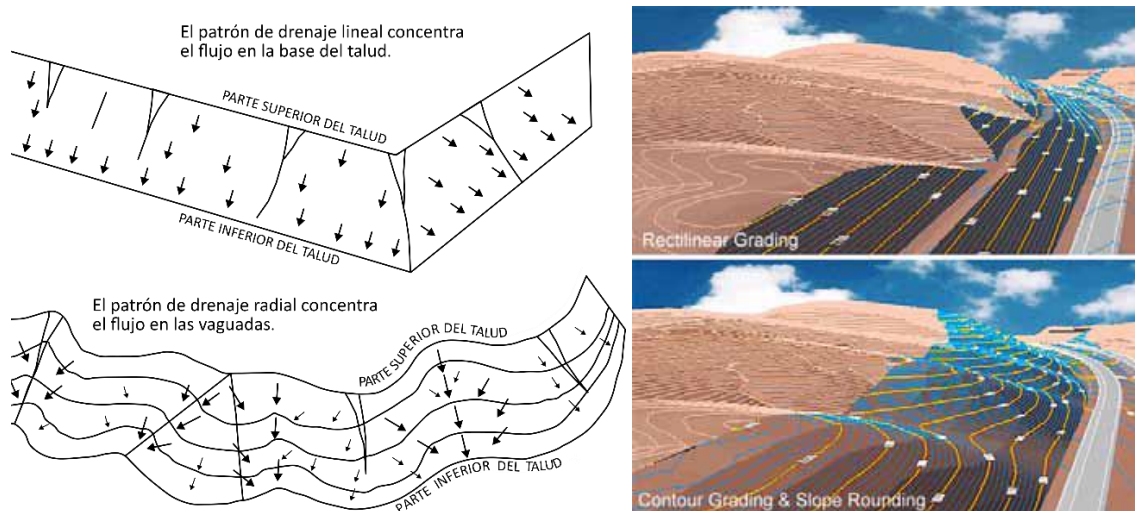


Figura 6.1. Propuesta de Caltrans para reducir la erosión en taludes de carretera. Se basa en realizar nivelaciones y pendientes curvas. A la izquierda croquis del funcionamiento hidrológico de la morfología habitual respecto a la nueva propuesta. A la derecha un modelo 3D de ambas soluciones (tomado de Caltrans, 2018)

La lista de beneficios que atribuye la citada agencia a esta técnica es enorme: reduce el volumen y velocidad de la escorrentía superficial; mejora la infiltración y retención de agua; permite el desarrollo a largo plazo de una cubierta vegetal más diversa y de mayor entidad; mejora la integración paisajística. Por el contrario, solo se apuntan dos limitaciones: un incremento en el coste de los movimientos de tierra y que puede presentar problemas de acceso de la maquinaria requerida (Caltrans, 2018). Habría que añadir una tercera limitación directa: un mayor requerimiento de terreno al tender las pendientes, con un efecto directo en los costes de expropiación. No he encontrado trabajo de investigación, informe o referencia sobre una carretera o ferrocarril construido con base en estos diseños, para constatar y/o medir todos estos beneficios respecto a las soluciones habituales. Estos planteamientos geomorfológicos si se han aplicado en otros escenarios degradados por grandes movimientos de tierra, como serían los entornos mineros y cabe destacar que con gran éxito (Hancock *et al.* 2020; Martín Duque *et al.* 2021).

Sobre materiales rocosos, consolidados, si existen soluciones basadas en los principios de la restauración geomorfológica, desarrollados en taludes de carretera, mediante la tecnología Talus Royal©. Se trata de una metodología patentada, que permite crear desmontes con formas naturales, en base a referentes locales. Se ha utilizado en diferentes carreteras francesas, en una autopista catalana y recientemente en una cantera objeto de restauración mediante un proyecto que contó con financiación de la Unión Europea: Life Ribermine (<https://liferibermine.com/es/homepage-es-2/>). Esta técnica es muy costosa por lo que actualmente solo se emplea de forma puntual (Fig. 6.2).



Figura 6.2. Tres ejemplos de aplicación del método Talus Royal© para la restauración de sendos desmontes sobre materiales consolidados (tomado de <https://www.2g.fr/talus-royal>).

Desde el punto de vista de la restauración ecológica en este tipo de escenarios, contemplar la restauración geomorfológica, con sus implicaciones sobre las redes hidrográficas y gestión de la erosión resulta esencial (*Whisenant, 1999; Jones et al. 2000*) y en particular si se utilizan referentes naturales del entorno (*Martín Duque, 2024*). No considerar esta parte en el diagnóstico ecológico implica arrastrar problemas que condicionarán otros procesos ecológicos esenciales para su correcta restauración y muy complejos de abordar sobre las formas artificiales tradicionales impuestas.

Tras esta necesaria puntualización y volviendo a los taludes estándar de infraestructuras lineales, cabe destacar nuestro resultado relativo a la sedimentación diferencial en la base del talud entre desmontes y terraplenes (capítulo 3). Este hallazgo cuestiona la afirmación de que no se debe extender tierra vegetal en desmontes porque se desprendería por deslizamiento, soterraría la cuneta y, en su caso, la propia infraestructura (*Ramos, 1974; Segura, 2002*). Los materiales de estos taludes son sedimentos no consolidados (arcosas) que se erosionan fácilmente con el régimen de precipitaciones mediterráneas, en particular durante las precipitaciones convectivas, cortas e intensas, que desencadenan una respuesta erosiva extrema (*Barbero, 2013*). Durante 18 meses de seguimiento de desmontes en zonas adyacentes a nuestros taludes experimentales, se ha registrado más del 50% de la erosión durante un único evento de precipitación (*Barbero, 2013*). Resulta cuestionable entonces este argumento no contrastado, y sería necesario medir qué produce una mayor acumulación de materiales en la base del desmonte, si el efecto ladera al extender tierra vegetal (lo que favorecería la cobertura vegetal y estabilizaría los procesos erosivos), o dejar que los desmontes en la situación actual con tasas de erosión insostenibles a lo largo del tiempo, especialmente intensa durante los primeros años (*Tabla 1.4; Martín Duque et al. 2011*).

En el caso de que se produzcan limitaciones de disponibilidad de tierra vegetal se podrían solventar, al menos en parte, realizando extendidos de menor potencia que no tiene efecto sobre la cobertura vegetal alcanzada a corto plazo (*Rivera et al. 2014*). También el uso de alternativas a la tierra vegetal pueden ser opciones interesantes para incrementar la calidad del micrositio, como el uso de estiércol, en particular de caballos (*Peco et al. 2017*). Aunque en función de los objetivos de la restauración, mantener el gradiente de estrés (desde desmontes sin tierra vegetal hasta terraplenes con extendido) permite acoger una mayor riqueza de especies (capítulo 3 y 5). En el caso particular de las autopistas estudiadas (M-12 y M-13) que se iban a incorporar al tejido urbano/periurbano de la ciudad de Madrid, esta posibilidad de acoger una mayor riqueza de especies podría ser un objetivo prioritario para estos espacios (*Figs. 2.3 y 2.4*). Afortunadamente cada vez son más frecuentes los trabajos que establecen nuevos objetivos en función de los servicios ecosistémicos que pueden ofrecer (*Phillips et al. 2019*) y su papel respecto a la biodiversidad (*Milton et al. 2015; Arenas et al. 2017*).

En el capítulo 4 se verifican los procesos de formación de suelo edáfico a lo largo del tiempo. Estos procesos se retroalimentan a medida que se incrementa la cobertura vegetal. Trabajos posteriores indican que no solo los nutrientes y la cubierta vegetal, sino también las comunidades del suelo, tanto microinvertebrados (Magro *et al.* 2014) como las comunidades de microorganismos (García-Palacios *et al.* 2011) se reorganizan durante la sucesión temprana de estos espacios. En concordancia con los procesos de ensamblaje de comunidades, también afirmamos en este capítulo que se debilitarían en el tiempo las interacciones suelo-planta (filtros abióticos) en favor de las interacciones planta-planta (filtros bióticos). Otras investigaciones que consideran más variables y una cronosecuencia más amplia, concluyen que la recuperación de las variables funcionales se produce de una forma más lenta que las relacionadas con la cobertura y riqueza vegetal (Soliveres & García Palacios, 2019). Respecto a la activación de procesos ecológicos relacionados con los nutrientes del suelo, también se ha estudiado la tasa de descomposición de hojarasca en desmontes y terraplenes (Jaúregui *et al.* 2013), y concluyen que la tasa de descomposición está más condicionada por la composición química de la hojarasca que por el tipo de talud y la presencia o no de extendido de tierra vegetal. Recomiendan la promoción de grupos taxonómicos cuya hojarasca se descompone con facilidad, en particular de leguminosas frente a gramíneas. La rápida descomposición de este tipo de hojarasca también podría tener efectos sobre los costes de mantenimiento de la infraestructura, atenuando la cantidad de hojarasca en la componente vertical y por lo tanto las labores de siega que se realizan dentro de los trabajos para disminuir el riesgo de incendios. A este respecto hemos observado en nuestros terraplenes experimentales la acumulación de hojarasca en un volumen notable con el paso de los años. Esto podría apuntar a un bloqueo del proceso de descomposición e incorporación de esta hojarasca al suelo, ya sea por la ausencia de herbívora, condiciones climáticas, composición (presencia de taninos y lignina) o la propia actividad microbiana (Jaúregui *et al.* 2013), lo que podría tener otros efectos a medio plazo, como en la propia germinación de semillas y en la estructura de la comunidad vegetal (Facelli & Pickett, 1991).

El capítulo 4 también aporta información sobre cómo afecta el efecto ladera a los parámetros edáficos. En particular resulta interesante la concentración de nitrato diferencial en la parte superior de los desmontes. La atribuimos a la presencia de remanentes de vegetación natural en el espacio adyacente al corte del terreno que constituye el propio desmonte. Este resultado puede sugerir la utilidad de restaurar las zonas alledañas a los taludes, con menores pendientes y con unos costes de ejecución muy inferiores, como una estrategia para restaurar los propios taludes, o al menos contribuir a su restauración. *Una reciente revisión de las técnicas usadas en restauración de taludes de carretera* (Wang *et al.* 2021) concluye que la mejora del suelo es el factor más relevante para el desarrollo de la vegetación, no solo mediante los extendidos de tierra vegetal, sino incluyendo otros tratamientos como laboreos y escarificaciones.

Las relaciones establecidas en el capítulo 3 y 4 entre las concentraciones de nutrientes iniciales (nitrógeno total, nitratos y materia orgánica) y la cobertura vegetal en los dos años siguientes, constituye un resultado de notable aplicabilidad. Se podría emplear como indicador de las concentraciones necesarias de nutrientes para disparar el proceso de establecimiento. Por otro lado, la alcalinización que se produce en los terraplenes es fruto de la lixiviación y difusión a favor de pendiente de sustancias procedentes de prácticas de estabilización de materiales mediante el uso de cal (NaOH) o por el empleo de gravas alcalinas para construir la plataforma. Se registran variaciones de pH de 1-3 unidades o incluso más, con efectos significativos en las comunidades vegetales en entornos oligotróficos (Müllerová *et al.* 2011).

Otro de nuestros resultados más notable sería el estudio de la contribución de cada contingente de semillas para la formación de una cubierta vegetal (capítulo 3). Destaca el bajo contenido en semillas viables de la tierra vegetal, prácticamente despreciable. Además del mencionado efecto de doble dilución por su propia gestión (retirada, acopio y extendido), la mortalidad de semillas se incrementa a medida que aumenta el tiempo que permanece acopiado este recurso y la profundidad a la que quedan enterradas las semillas. Rivera y colaboradores (2012) recomiendan para los ambientes mediterráneos retirar de tierra vegetal en verano, coincidiendo con un máximo de semillas viables disponibles en el suelo, así como proceder a su extendido en el menor tiempo posible para minimizar la pérdida de semillas. Una mejor gestión de la tierra vegetal no solo mejoraría el potencial del banco de semillas, presumiblemente también lo haría respecto a otros propágulos (esporas, quistes, huevos, etc.) y microorganismos, así como en la cantidad de nutrientes que puede aportar. De hecho, la calidad diferencial de la tierra vegetal extendida en terraplenes ha permitido en nuestro diseño atribuir a este factor las diferencias en cuanto a cobertura vegetal entre ambos tipos de talud. La tierra vegetal además de aportar nutrientes y materia orgánica (Tormo *et al.* 2007) incrementa la actividad microbiana del suelo, al medirse mayores tasas respiración y actividad enzimática (Rivera *et al.* 2014).

Los datos de lluvia se semillas superaron en un orden de magnitud a las aportadas mediante hidrosiembra. Además, esta aportación se realiza de forma continuada en el tiempo. Las semillas que llegan pertenecen a especies existentes en el entorno, luego adaptadas a las condiciones locales. Este resultado cuestiona la hidrosiembra como técnica para la restauración de taludes en el ámbito mediterráneo cuando hay remanentes de vegetación natural cercanos (Matesanz *et al.* 2006; Bochet *et al.* 2011), independientemente de que la hidrosiembra se realiza fuera del periodo fenológico favorable. Para proponer esta técnica hay que suponer que el desarrollo de la cubierta vegetal está limitado por la dispersión y esto no sucede en nuestro caso. Por otro lado, resulta llamativo que la mezcla mejorada o alternativa, compuesta por más especies, todas autóctonas, también fracasara en términos de cobertura vegetal. Cabe destacar que nuestras observaciones ponen de manifiesto que las especies perennes, en particular las contenidas en la mezcla alternativa, aparecen e incrementan su cobertura pasados los primeros años, en particular de *Retama sphaerocarpa* y *Artemisia glutinosa*, aunque estos datos están pendientes de analizar. Bochet y colaboradores (2010a) identifican las especies exitosas en los taludes de carreteras y hacen un estudio de costes de recolección e hidrosiembra de estas especies locales. Evalúan posteriormente los resultados respecto la cobertura vegetal producida. Esta técnica está en concordancia con las recomendaciones de Sociedad para la Restauración Ecológica (Gan *et al.* 2019) relativas al control de la procedencia del material biológico empleado en las restauraciones ecológicas. Sin embargo, no existen actualmente ningún control o restricción sobre las especies empleadas (excepto si están catalogadas como alóctonas invasoras) ni su procedencia para su uso en labores de revegetación en carreteras. Se identifican cuatro mecanismos que pueden tener consecuencias negativas debido a la introducción de semillas de especies autóctonas sin controlar la procedencia (Vander Mijnsbrugge *et al.* 2010): (i) los genotipos no locales pueden presentar un bajo *fitness*, (ii) o por el contrario ser más exitosas que las variedades locales, (iii) puede hibridarse o (iv) puede alterar interacciones, por ejemplo, por cambios fenológicos entre planta-animal.

En el capítulo 5 se identifican reglas de ensamblaje de comunidades en sentido amplio al verificarse un patrón no neutral de colonización de especies. No apreciamos un proceso de filtrado abiótico temprano, sino una asociación determinada por la presencia en la matriz adyacente o en el pool regional de especies y sobre todo por interacciones bióticas. Se trata de una valoración cualitativa en cuanto a presencia-ausencia de especies y no en términos

cuantitativos de cobertura, lo que puede justificar en gran medida esta ausencia de filtrado abiótico. A este efecto se le atribuyen las bajas coberturas en desmontes (Bochet & García-Fayos, 2004) así como una evolución más lenta (capítulo 4).

El síndrome común identificado tanto para terraplenes como desmontes (especies con semillas grandes y polinización anemógama, no autóctonas) dibuja un perfil de planta exitosa en los taludes. Cabe destacar la baja proporción de especies alóctonas (4,6%) y que resulte significativo, aunque sea marginalmente, pone de manifiesto la capacidad de estas especies para colonizar estos medios perturbados. Más preocupante resulta que parte de estas exitosas especies alóctonas se hallan introducido vía hidrosiembra (*Onobrychis viciifolia* y *Agropyrum cristatum*), que hemos verificado cómo colonizan parcelas adyacentes no hidrosembreadas (sin tratamiento). En el nuevo manual de Ecología de Carreteras (van der Ree *et al.* 2015a), en su capítulo relativo a función y gestión de la vegetación, ya se exhorta a evitar el uso de este tipo de material en los trabajos de restauración de carreteras (Milton *et al.* 2015) por el riesgo de invasión de los ecosistemas colindantes (Forman & Alexander, 1998) gracias a su distribución a través de los márgenes de carreteras (Hansen & Clevenger, 2005; Quiles & Barrientos, 2024) ya sea mediante el concurso del tráfico rodado (Lemke *et al.* 2018) o la propia gestión de la vegetación durante la operación de la infraestructura (Nunes *et al.* 2020). Otras trabajos identifican una selección de rasgos en función no solo del tipo de talud, sino también de la orientación. Destacan los rasgos que incrementa la resistencia a la erosión y la sequía en el caso de desmontes y los que permiten una mejor competencia interespecífica en el caso de los terraplenes, de acuerdo con un gradiente de erosión/productividad (filtros abióticos/bióticos respectivamente) en los taludes (Bochet & García-Fayos, 2015).

Los resultados más relevantes del capítulo 5 están relacionados con describir los mecanismos subyacentes (en base a tasas de colonización y extinción) del efecto de filtrado más fuerte cuando se incrementa la cobertura vegetal y se produce una mayor competencia interespecífica (Casado *et al.* 2004; Matesanz *et al.* 2006).

Mitsch (1996) define la ingeniería ecológica como el diseño de ecosistemas sostenibles que integren la sociedad con su ambiente natural en beneficio de ambos. La Geotecnia es la disciplina que en fase de proyecto establece las características de los taludes para asegurar su estabilidad. La falta de criterios ecológicos y geomorfológicos en esta importante fase no sería una solución definitiva al conflicto entre ambas visiones, pero permitiría tomar decisiones mejor informadas. Se necesita un equilibrio y complementación entre la gestión de la estabilidad de taludes y las condiciones ecológicas (Löbmann *et al.* 2020). Efectivamente, un aspecto que podría parecer sencillo *a priori* como sería desarrollar un protocolo de revegetación de taludes artificiales no se ha alcanzado satisfactoriamente y necesita de mejoras (Enríquez de Salamanca, 2022). Las infraestructuras lineales pueden considerarse como casos transversales en la restauración de ecosistemas, ya que las perturbaciones asociadas son comunes, pero los ecosistemas afectados son muy diversos, prácticamente todos los ecosistemas terrestres existentes. Por lo tanto, los ecosistemas de referencia variarán en función del entorno de la infraestructura (Mola, 2024). Cada ecosistema tiene una serie de atributos que lo caracterizan y diferencia del resto. En el ámbito de ecosistemas de climas secos y semiáridos mediterráneos, se identifica que son necesarios al menos 20 años para que la restauración pasiva o regeneración natural equipare los taludes (terraplenes) con sus referentes (comunidades naturales cercanas) en términos de composición de las comunidades de plantas, parámetros físico-químicos y composición de la comunidad bacteriana del suelo e interacciones planta-planta y planta suelo (Soliveres & García-Palacios, 2019). La clave de la restauración de ecosistemas radica en identificar los procesos

ecológicos eliminados o bloqueados (Aronson *et al.* 2013). El siguiente paso será valorar la necesidad de actuar o no, y en su caso cómo hacerlo. Generalmente ante las malas condiciones abióticas de los taludes se recomienda actuar (Bochet *et al.* 2011), aunque estas actuaciones no deben ser generales, sino particularizadas según el tipo de talud, pendiente, orientación, características edáficas y climáticas. También resultaría conveniente revisar las técnicas empleadas a la luz del diagnóstico ecológico. Al igual que se plantea la introducción de semillas, por qué no introducir otros elementos clave para el desarrollo edáfico: microartrópodos edáficos, rizobios y micorrizas, bacterias, etc. Se podrían diseñar técnicas de inoculación local (Wubs *et al.* 2016) que de forma combinada podría mejorar la calidad del micrositio y acelerar la restauración de interacciones y la complejidad de estos espacios de reciente creación.

Las futuras líneas de investigación son muchas, pero resulta muy preocupante la inexistente aplicación de los resultados de investigación. Desde la primera publicación científica en este campo específico de ecología de carreteras en España (Andrés *et al.* 1996), han transcurrido más de 25 años, más de 30 artículos científicos con novedosos resultados (no menos de 10 tesis doctorales), un libro específico de transferencia (Valladares *et al.* 2011) y numerosos artículos divulgativos, pero la realidad es que este conocimiento no ha permeado en la técnica del sector de la construcción de Obra Civil. Dentro del proceso completo de la I+D+i, sabemos investigar y lo hacemos bien dentro del panorama internacional. Se orientan los resultados hacia la práctica en la mayoría de los trabajos de investigación, ya que las propias preguntas que se abordan surgen desde problemas aplicados a este sector productivo. La implementación de los resultados en las prácticas productivas es un fracaso. Aquí reside el reto más importante para cerrar el virtuoso círculo de la investigación, desarrollo e innovación tecnológica.

6.2. Vinculación entre las patentes y los trabajos de investigación

Como se ha visto a lo largo del desarrollo de la presente tesis Doctoral, la calidad del micrositio es un factor recurrente que condiciona el éxito del establecimiento de una comunidad vegetal densa en taludes de carretera (capítulo 3 y 4; Bochet & García-Fayos, 2004; Bochet *et al.* 2009; Staab *et al.* 2015; Tormo *et al.* 2007). La calidad del micrositio se puede integrar en un gradiente de estrés. En un extremo se encuentran los espacios con altas tasas de erosión y por tanto mínima tasa de productividad edáfica; mientras que en el extremo contrario se invertirían estas tasas (capítulo 5; de la Riva *et al.* 2011; Bochet & García Fayos, 2015). En los desmontes, los filtros abióticos (erosión, carencia de nutrientes, compactación, baja capacidad de infiltración y retención hídrica, etc.) condicionan el establecimiento de la vegetación (capítulo 5; Bochet & García-Fayos, 2004; Bochet *et al.* 2007b; de la Riva *et al.*, 2011). La erosión es un problema recurrente, porque ralentiza o impide directamente la mejora de las condiciones edáficas (De Deyn & Kooistra, 2021), y en el caso de los desmontes, la propia formación de suelo edáfico (Barbero, 2013). Existe por lo tanto en los taludes un delicado equilibrio entre la erosión y el desarrollo de la vegetación (Moreno de las Heras *et al.* 2011).

Como se ha indicado en la Introducción de esta Tesis Doctoral (Capítulo 1), en paralelo a los diseños experimentales incluidos, el grupo de investigación, bajo la dirección científica de los doctores Saturnino de Alba y José Francisco Martín Duque, realizamos otros trabajos relativos a la dinámica geomorfológica e hidrológica en taludes de carretera, en particular para reducir los

procesos erosivos que se producen en los desmontes. Bajo la premisa de cómo restaurar estos espacios, surgieron diversas ideas, en concreto dos relativas a mejorar el comportamiento erosivo de estos espacios y favorecer así los procesos de colonización vegetal. Posteriormente se consideró la posibilidad de patentar estas ideas, es decir, transformarlas en inventos. El trabajo que hay detrás de una patente, desde la idea de invención hasta su aprobación, es muy diferente a un trabajo clásico de investigación, por lo menos en el ámbito de la Ecología, donde además este tipo de productos finales son escasos. Se considera igualmente relevante en el proceso formativo de un investigador, por lo que se ha considerado oportuno incluir estas patentes en el ámbito de la presente Tesis Doctoral, con el visto bueno de los otros dos coinventores.

Los desmontes sufren un primer periodo de intensa erosión tras su construcción (Barbero, 2013). Esto se debe a su morfología plana sobre la que se tiene que establecer una red que permita el drenaje de la escorrentía superficial (Martín Duque *et al.* 2011). Esta red, sobre materiales no consolidados, produce una estructura de canales paralelos a favor de pendiente (Figs. 5.7a y 6.2). El espaciado regular entre los canales (*rills*) se interpreta como una herencia de los dientes del cazo de la retroexcavadora que construyó el desmonte (Martín Duque *et al.* 2011).

Ante estas observaciones en los escenarios de investigación surge la reflexión relativa a adelantarse a este trabajo erosivo y desarrollar la red de drenaje durante las labores de acabado final del talud. De esta forma se podría atenuar en gran medida el coste producido durante los primeros años, que como se indicó en el capítulo 1, pueden alcanzar los 3.000€·km/año. No solo se atenúa el coste de mantenimiento producto de la emisión de toneladas de sedimentos, sino los efectos negativos hacia el entorno (*off-site*). Estas emisiones producen desde el soterramiento de zonas aledañas con la consiguiente pérdida de suelo, hasta un aporte extra de sedimentos a las redes hidrográficas del entorno, con la pérdida de calidad de sus aguas. Por otro lado, se observa que, en estos desmontes expuestos a elevadas tasas de erosión, la vegetación se concentra atendiendo a dos factores: (i) acumulaciones o surgencias de agua y (ii) en las vaguadas de los canales de escorrentía (Figs. 5.7a y 6.3).



Figura 6.2. Red de drenaje superficial establecida sobre un desmonte de carretera construido sobre arcosas (autopistas M-12 y M-13, Madrid). A la izquierda se ha destacado con una línea discontinua amarilla la cuneta de hormigón, prácticamente soterrada por el aporte de sedimentos. El centro de la cuneta está sin sedimentos, porque se concentra la escorrentía y produce un arrastre del sedimento o bien hacia el entorno, fuera de la plataforma de la vía o bien con el riesgo de colapsar los colectores transversales (Fig. 1.6). A la derecha un detalle de la llegada de un

canal a la cuneta, donde pierde drásticamente su pendiente y deposita los sedimentos en un pequeño cono de deyección.

La compactación de los desmontes puede llegar a superar los 1500kPa, umbral a partir del cual las raíces no son capaces de penetrar, mientras en los terraplenes, fruto de su técnica constructiva y los extendidos de tierra vegetal, estos valores descienden dos órdenes de magnitud, alrededor de los 60 kPa (Bochet *et al.* 2009). En base a estas premisas de partida relativas a la erosión y compactación se plantea el producto y proceso presentado a patente como: “Procedimiento y diente de cazo para el acabado y el control de la erosión y escorrentía de taludes” (Anexo II; Fig. 6.4).



Figura 6.3. Desmonte sobre conglomerados y arcosas en la A-1 (circunvalación de El Molar, Madrid). A la izquierda una vista general al final del periodo constructivo. Se aprecia cómo está establecida la red de drenaje superficial en pequeños canales longitudinales. Sobre estos canales se concentra la vegetación. A la derecha un detalle del mismo talud.



Figura 6.4. En la parte superior, un croquis del efecto esperado del producto y proceso objeto de patente. Arriba a la derecha uno de los prototipos construidos. Abajo a la izquierda, los prototipos montados sobre el cazo de una retroexcavadora (modelo góndola). Abajo en el centro, vista de la máquina trabajando para dar el acabado final a un desmonte sobre lutitas. Abajo a la derecha, efecto sobre el talud (M-224, Torres de la Alameda, Madrid)

Las prácticas habituales de contención de erosión en este tipo de espacios se orientan o bien hacia el desarrollo de estructuras perpendiculares a la pendiente del talud, ya sean bermas, cunetas, gaviones, fajinas, etc., o bien hacia tratamientos de sujeción mediante mantas, mallas y redes (orgánicas e inorgánicas), geoceldas, bulones y en los casos más extremos se llega a recurrir a la proyección de hormigón por toda la superficie del talud mediante gunitado (Transportation Reseach Board, 2012). Por el contrario, la propuesta de la patente difiere esencialmente de estos planteamientos basados en la contención y apuesta por alinearse con los procesos naturales, en este caso generar una red de drenaje para el desagüe del plano del talud durante los eventos de precipitación, y así facilitarlos. La pretensión es evitar este trabajo erosivo tan intenso en los primeros años mediante la previa implantación de esta red de canales a favor de pendiente. Por otro lado, el punzón apical del diente permite descompactar el fondo del canal, lo que mejoraría las condiciones de infiltración y facilitaría la colonización vegetal (Fig. 6.5). Se realizó una prueba del nuevo dispositivo sobre un talud experimental recién construido. El desmonte en cuestión estaba excavado sobre arcillas (lutitas) y cuando se aplicó el tratamiento el suelo se encontraba demasiado seco, y no se obtuvo el resultado deseado sobre la superficie del desmonte.

La segunda patente relativa a: “Método para la descompactación de la superficie de taludes”, supone el diseño de un rodillo que permita mediante incisiones en la superficie del talud, generar sitios favorables para la germinación y desarrollo de las plantas (*safe sites*; Harper *et al.* 1961). En este caso la patente no aplica al producto, se patenta exclusivamente el método o proceso. No es nueva la propuesta de generar rugosidad en los desmontes (Bochet & García-Fayos, 2004; Bochet *et al.* 2009), pero si generar una metodología para hacerlo.

Una primera prueba en campo se desarrolló en 2009, sobre un desmonte experimental para evaluar la colonización vegetal tras su construcción y cuyos resultados están publicados en el trabajo de Magro y colaboradores (2014). También se desarrollaron experimentos en otro talud experimental, en este caso para evaluar el comportamiento erosivo del tratamiento con el apero frente a distintos tratamientos de lluvia artificial; en este caso los resultados se incluyeron en la Tesis Doctoral de Fernando Barbero (2013).



Figura 6.5. En la parte superior derecha, detalle del apero construido para desarrollar el procedimiento patentado montado sobre un tractor. Arriba a la derecha trabajando sobre un desmonte, montado en esta ocasión sobre una grúa hidráulica articulada. Abajo a la izquierda, efecto del apero sobre el desmonte a la izquierda y sin tratamiento a la derecha. Se parecía claramente la irregularidad que aporta el tratamiento en forma de numerosas pequeñas escarificaciones en la superficie del desmonte. Desmonte construido sobre lutitas (M-224, Torres de la Alameda, Madrid).

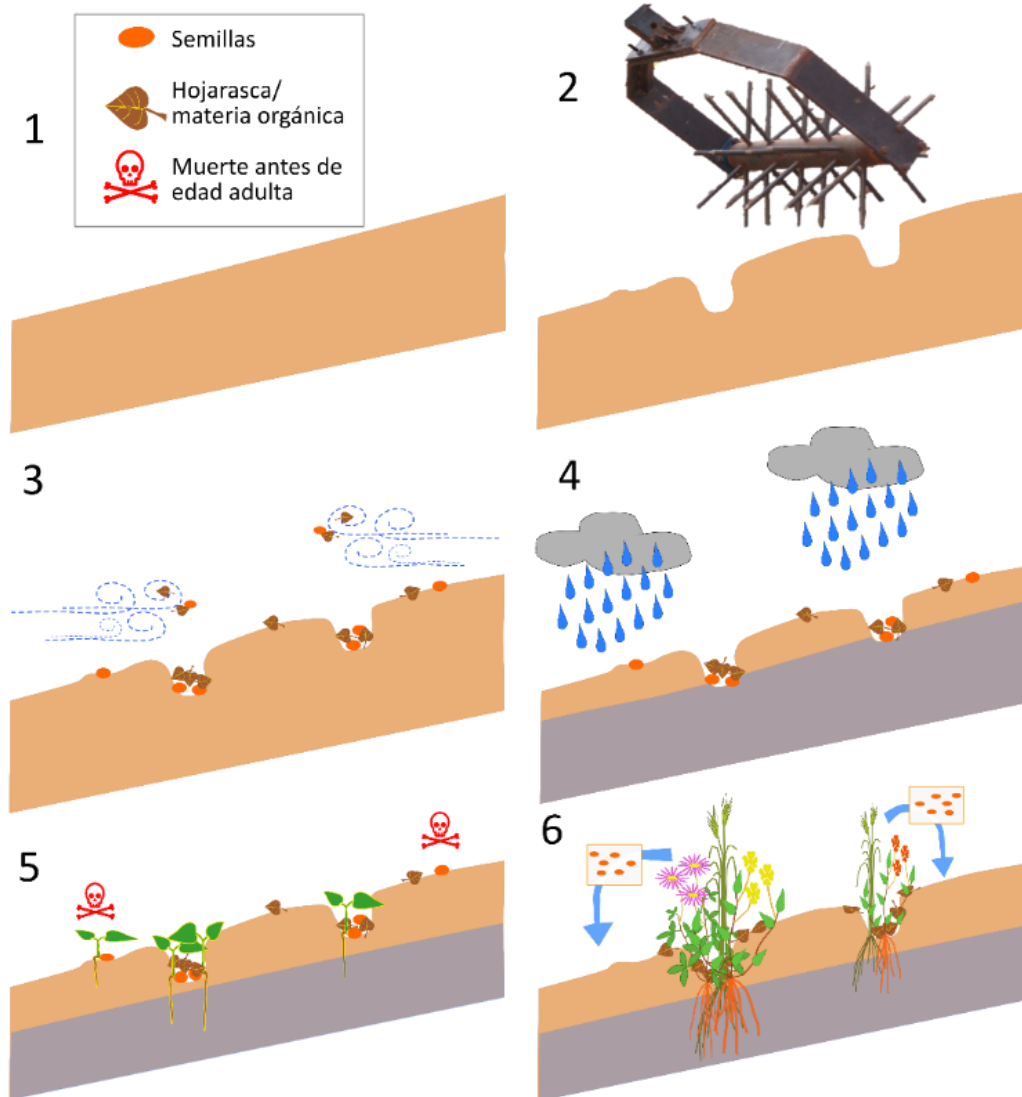


Figura 6.5. Efecto esperado tras la aplicación del apero en un talud. Se produce un efecto descompactador de la superficie, así como un incremento de la rugosidad del talud. Ambos cambios incrementan la retención hídrica y reducen la erosión (Barbero, 2013). Estas pequeñas cavidades a modo de bolsillos pueden actuar como trampa de semillas y materia orgánica. A su vez reciben menos insolación y retienen más humedad, convirtiéndose en *safe sites*. Las semillas que alcanzan el talud germinan y se transforman en plantas adultas en mayor proporción en estos puntos que en la superficie plana del talud. Estos enclaves ahora producen semillas, sombra y se acumula materia orgánica, mejorando paulatinamente las condiciones y ampliando el *safe site*.



CAPÍTULO 7 – Conclusiones generales



Se relacionan a continuación las principales conclusiones emanadas de los trabajos que se incluyen en la presente Tesis Doctoral:

- i. Cuando la revegetación se realiza fuera de la temporada óptima por limitaciones del calendario de obra, la estrategia más rentable puede ser la mejora de la calidad de la tierra vegetal. Cuando no se dispone de este recurso o es muy pobre, el aporte de semillas autóctonas o comerciales, por hidrosiembra, apenas aumenta la cobertura vegetal o la riqueza de especies, al no observarse diferencias significativas frente al tratamiento control (donde no se realizó ninguna hidrosiembra)
- ii. Los esfuerzos para optimizar la selección de especies pueden quedar enmascarados cuando la hidrosiembra se realiza fuera de la temporada óptima. La hidrosiembra en periodos adversos ni siquiera proporciona un banco de semillas al suelo que incremente el reclutamiento inicial (*starter*)
- iii. Las prácticas actuales de gestión y acopio de la tierra vegetal menoscaban su banco de semillas. Por lo tanto, el desarrollo inicial de vegetación espontánea en taludes de carretera con extendido de tierra vegetal (hasta el 100% de cubierta vegetal en pocos meses) se debe fundamentalmente al aporte de la lluvia de semillas.
- iv. Desmontes y terraplenes tienen comportamientos diferentes frente a la colonización, siendo más rápida en terraplenes gracias al extendido de tierra vegetal que mejora las condiciones del suelo.
- v. El extendido de tierra vegetal sobre una pendiente de 34° no aumenta el riesgo de erosión y aporte de sedimentos al sistema de drenaje de la carretera. Esto es debido probablemente a la rápida colonización vegetal.
- vi. Los esfuerzos de restauración deben dirigirse hacia la mejora de la calidad del micrositio en las etapas iniciales del establecimiento vegetal y después, en conservar la cubierta vegetal, ya que mejora las características del suelo y evitan la erosión.
- vii. Una adecuada planificación en obra para conservar los fragmentos de vegetación natural adyacentes a los futuros taludes, mediante su identificación y balizamiento para su protección, puede ser una de las medidas más eficaces para su restauración. Su función como fuente de propágulos permite la rápida colonización de los taludes.
- viii. En función de los objetivos del proyecto de restauración, y en particular si resulta relevante acoger la mayor diversidad del entorno posible, puede resultar relevante favorecer la existencia del gradiente de productividad que suponen los desmontes y terraplenes.
- ix. No se deben utilizar especies alóctonas en las mezclas de hidrosiembra bajo la justificación de su papel como especies iniciadoras (*starter*) de la comunidad vegetal ya que persisten en el espacio y en el tiempo, con el consiguiente riesgo de invasión.
- x. Se presentan dos patentes (dos procesos y un producto) para manejar la escorrentía superficial en los nuevos planos generados y así atenuar la emisión de sedimentos y favorecer la instalación de una cubierta vegetal.

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

Contents lists available at ScienceDirect

Biological Conservation

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

Perspective

The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept

Luis Balaguer^{a,1}, Adrián Escudero^{b,*}, José F. Martín-Duque^c, Ignacio Mola^d, James Aronson^{e,f}

Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte

Revista Científica para Soluciones Sostenibles

Fernando Valdeiros
Luis Balaguer
Ignacio Mola
Adrián Escudero
Valentín Alfaro

Restoration Ecology

THE JOURNAL OF THE SOCIETY FOR ECOSYSTEM RESTORATION

RESEARCH ARTICLE

Roadside Reclamation Outside the Revegetation Season: Management Options under Schedule Pressure

Ignacio Mola,¹ María D. Jiménez,^{2,3} Nicolás López-Jiménez,² Miguel A. Casado,³ and Luis Balaguer^{2,4}

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

Bibliografía

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

LAND DEGRADATION & DEVELOPMENT

Land Degrad. Develop. (2011)

Published online in Wiley Online Library (wileyonlinelibrary.com) DOI: 10.1002/ldr.1157

SOIL DEVELOPMENT AT THE ROADSIDE: A CASE STUDY OF A NOVEL ECOSYSTEM

M. D. JIMENEZ^{1,2*}, P. RUIZ-CAPILLAS³, I. MOLA¹, E. PÉREZ-CORONA¹, M. A. CASADO¹ AND L. BALAGUER²

¹Departamento Interuniversitario de Ecología, Universidad Complutense de Madrid, 28040, Madrid, Spain
²Departamento de Biología Vegetal I, Universidad Complutense de Madrid, 28040, Madrid, Spain
³Research, Development and Innovation (R&D) Service, Obracon Huarco Lain, S.A., Paseo de la Castellana, 259 D, Torre Espacio, 28046, Madrid, Spain

Received: 21 October 2010; Revised: 20 July 2011; Accepted: 10 October 2011

IAVS

Journal of Vegetation Science ■ (2011) 1–11

Rates of local colonization and extinction reveal different plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain

Enrique G. de la Riva, Miguel A. Casado, María Dolores Jiménez, Ignacio Mola, Margarita Costa-Tenorio & Luis Balaguer

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

14. Bloque temático

Infraestructuras lineales de transporte

Ignacio Mola Colaborador de Rueda¹
* Consultor independiente
¹ Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, Universidad Complutense de Madrid

Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecoleng

Soil functionality at the roadside: Zooming in on a microarthropod community in an anthropogenic soil

Sandra Magro^{a,*}, Mónica Gutiérrez-López^{b,1}, Miguel A. Casado^c, María D. Jiménez^c, Dolores Trigo^b, Ignacio Mola^d, Luis Balaguer^a

^a Departamento de Biología Vegetal I, Universidad Complutense de Madrid, 28040 Madrid, Spain
^b Departamento de Ecología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid, 28040 Madrid, Spain
^c Departamento de Ecología, Universidad Complutense de Madrid, 28040 Madrid, Spain
^d Sección en Restauración Ecológica, Servicio de I+D+i, Obracon Huarco Lain, S.A., 28046 Madrid, Spain

IAVS

Applied Vegetation Science **20** (2017) 527–537

Roadsides: an opportunity for biodiversity conservation

Juan M. Arenas , Adrián Escudero, Ignacio Mola & Miguel A. Casado

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

- Acosta B, Sánchez Jardón L, del Pozo A, García Ibáñez E, Casado MA, Montalvo J & Pineda FD. 2008. Grassland species composition and morpho-funcional traits along an altitudinal gradient in a mediterranean environment: Relationship with soil water availability and evaporative dynamic. *Acta Oecologica* 30: 1–12.
- Acosta, B. 2005. *Comportamiento de los componentes aéreo y subterráneo de pastizales en diferentes condiciones ambientales*. Ph.D. dissertation, Universidad Complutense, Madrid, Spain.
- ADIF. 2011. *Pliego general de prescripciones técnicas tipo para los proyectos de plataforma (PGP)* (Disponible en la URL: [http://descargas.adif.es/ade/u18/GCN/NormativaTecnica.nsf/v0/AFC4F51596B963EFC1257E9200410B4B/\\$FILE/PGP+2011+V2.pdf?OpenElement](http://descargas.adif.es/ade/u18/GCN/NormativaTecnica.nsf/v0/AFC4F51596B963EFC1257E9200410B4B/$FILE/PGP+2011+V2.pdf?OpenElement), consultada en noviembre de 2020)
- ADIF. 2020. *Alta velocidad española* (disponible en la URL: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/rankorder/2121rank.html> consultada en septiembre de 2020)
- Aedo C, Buirra A, Medina L & Fernández-Albert M. 2017. The Iberian vascular flora: richness, endemism and distribution patterns. In: Lloidi (ed.) *The Vegetation of the Iberian Peninsula. Plant and Vegetation*, Vol I (pp. 101-130). Springer Nature. Switzerland.
- Aedo C, Medina L & Fernández-Albert M. 2013. Species richness and endemism in the Spanish vascular flora. *Nordic Journal of Botany* 31: 478–488.
- AEMET/Comunidad de Madrid/Instituto de Estadística. 2020. Estadísticas históricas. Climatología. *Estación meteorológica de Barajas*. Recurso en la URL: <http://www.madrid.org/iestadis/fijas/estructu/general/otros/clehba.htm> (consultado en julio de 2020)
- AEMET/IM. 2011. *Atlas climático ibérico (1971-2000)*, Temperatura del aire y precipitación. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. AEMET e Instituto de Meteorología de Portugal (IM). Madrid
- Aizpurúa Giráldez N. 2010. *Medidas preventivas, correctoras y compensatorias del impacto ecológico de carreteras*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid
- Alfaya V. 2012. *Colonización de taludes artificiales por medio de la vegetación natural*. Tesis Doctoral. UCM. Madrid (318 pp.)
- Andrés P & Jorba M. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology* 8: 268–275.
- Andrés P. 2023. El suelo: un viaje conceptual desde lo agronómico hacia lo ecosistémico. In Mola, I (Ed.). *Restauración ecológica: bases técnicas y soluciones prácticas*. Fundación Biodiversidad del ministerio para la transición ecológica y reto demográfico. Madrid (en prensa)
- Anthos. 2023. *Sistema de información de las plantas de España*. Real Jardín Botánico de Madrid, CSIC-Fundación Biodiversidad. Recurso electrónico en www.anthos.es. Consulta realizada en abril de 2020.
- Arenas JM, Escudero A, Mola I & Casado MA. 2017. Roadsides: an opportunity for biodiversity conservation. *Applied Vegetation Science* 20: 527–537
- Arianoutsou M, Delipetrou P, Vilà M, Dimitrakopoulos PG, Celesti-Grapow L, Wardell-Johnson G, Henderson L, Fuentes N, Ugarte-Méndez E, Rundel PW & Chen YH. 2013. Comparative Patterns of Plant Invasions in the Mediterranean Biome. *Plos One*, 8 (11): e79174. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079174>
- Aronson J, Floret C, LeFloc'h E, Ovalle C & Pontanier R. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restoration Ecology* 1: 8–17.
- Aronson J, Murcia C & Balaguer L. 2013. Leak Plugging and Clog Removal: Useful Metaphors for Conservation and Restoration. *Conservation Letters*, 6 (6), 456-461. <https://doi.org/10.1111/CONL.12021>
- Austin AT & Vivanco L. 2006. Plant litter decomposition in a semiarid ecosystem controlled by photodegradation. *Nature* 442: 555–558.
- Australian Invasive Species Council. 2023. *Invasive weeds take an enormous toll on our environment, altering ecosystems and threatening native plants and animals*. (Disponible en la URL: <https://invasives.org.au/our-work/weeds/> consultada en diciembre de 2023)

- Baker, HG. 1965. Characteristics and modes of origins of weeds. Pages 141–172 in H. G. Baker and G. L. Stebbins, editors. *The Genetics of Colonizing Species*. Academic Press, New York.
- Bakker JP, Grootjans AP, Hermy M & Poschlod P. 2000. How to define targets for ecological restoration? *Applied Vegetation Science* 3: 3–7.
- Balaguer L, Escudero A, Martín-Duque JF, Mola I & Aronson J. 2014. The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. *Biological Conservation*, 176: 12-20.
- Balaguer L, Valladares F & Mola I. 2011. Restauración ecológica e infraestructuras de transporte: definiciones, problemas y desafíos. In Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A & Alfaya V. *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte Bases científicas para soluciones técnicas*. Fundación Biodiversidad. Madrid. España. 322 pp.
- Balaguer L. 2002. Las limitaciones de la restauración de la cubierta vegetal. *Ecosistemas* 11 (1). Disponible en la URL: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/307>, consultada el 16 agosto 2023.
- Balkenhol N & Waits LP. 2009. Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife. *Molecular Ecology*, 18: 4151-4164.
- Barbero Abolafo F. 2013. *Estudio de los procesos erosivos en taludes de infraestructuras lineales en la cuenca sedimentaria de Madrid*. Implicaciones en la restauración ecológica. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Barbero F, de Alba S, Catalán J, Martín, Ál & Martín-Duque JF. 2009. Análisis de la morfología de las redes de drenaje desarrolladas sobre la superficie de desmontes: implicaciones sobre la respuesta erosiva y la estabilidad superficial del talud. In: Alonso E, Corominas J & Hürlimann M (Eds.) VII Simposio Nacional sobre Taludes y Laderas Inestables. Barcelona, 27 – 30 de Octubre. CIMNE, Barcelona.
- Bardgett RD, Mawdsley JL, Edwards S, Hobbs PJ, Rodwell JS & Davis WJ. 1999. Plant species and effects on soil biological properties of temperate upland grassland. *Functional Ecology* 13: 650–660.
- Barjamovic G, Haney T, Cosar K & Hortaçsu A. 2019. Trade, merchants and the lost cities of the Bronze Age. *The Quarterly Journal of Economics*, 134(3):1455-1503.
- Bennett VJ. 2017. Effects of Road Density and Pattern on the Conservation of Species and Biodiversity. *Curr Landscape Ecol Rep* 2: 1–11. <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0020-6>
- Blanca G, Cabezudo B, Cueto M, Fernández López C & Morales Torres C. (eds.) 2009. *Flora Vascular de Andalucía Oriental*, 4 vols. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Blanco-García I, Rodas M, Sánchez CJ & Alonso-Azcarate J. 2007. Gravel washing wastes from Jarama river deposits (Spain), an undervalued raw material. *Environmental Geology* 52: 1097–1115.
- Bochet E & García-Fayos P. 2004. Factors controlling vegetation establishment and water erosion on motorway slopes in Valencia, Spain. *Restoration Ecology* 12: 166–174.
- Bochet E & García-Fayos P. 2015. Identifying plant traits: A key aspect for species selection in restoration of eroded roadsides in semiarid environments. *Ecological Engineering*, 83, pp. 444-451. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.019>
- Bochet E, García-Fayos P & Poesen J. 2009. Topographic thresholds for plant colonization on semi-arid eroded slopes. *Earth Surface Processes and Landforms* 34: 1758–1771.
- Bochet E, García-Fayos P & Tormo J. 2007b. Road slope revegetation in semiarid Mediterranean environments: Part I: seed dispersal and spontaneous colonization. *Restoration Ecology* 15: 88–96.
- Bochet E, García-Fayos P & Tormo J. 2010b. How can we control erosion of roadslopes in semiarid Mediterranean areas? Soil improvement and native plant establishment. *Land Degradation & Development* 21: 110–121.
- Bochet E, García-Fayos P, Alborch B & Tormo J. 2007a. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant Soil* 295: 179–191.

- Bochet E, García-Palacios P, Peco B, Tormo J & García-Fayos P. 2011. Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal. In: Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A., & Alfaya, V., eds. *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte Bases científicas para soluciones técnicas*. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. (pp 101-143).
- Bochet E, García-Palacios P, Peco B, Tormo J & García-Fayos P. 2011. Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal. In: Valladares F, Balaguer L, Mola I, Alfaya V & Escudero A. *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Fundación Biodiversidad. MITECO. Madrid. Pp: 101-142.
- Bochet E, Tormo J & García-Fayos P. 2010a. Native species for roadslope revegetation: selection, validation, and cost effectiveness. *Restoration Ecology* 18: 656–663.
- Bolòs O, Vigo J, Masalles RM & Ninot JM. 2005 *Flora manual dels Països Catalans*. 3a. edició. Editorial Pòrtic. Barcelona. 1310 pp.
- Bonkowski M, Scheu S & Schaefer M. 1998. Interactions of earthworms (*Octolasion lacteum*), millipedes (*Glomeris marginata*) and plants (*Hordelymus europaeus*) in a beech wood on a basalt hill: Implications for litter decomposition and soil formation. *Applied Soil Ecology* 9: 161–166.
- Bouyoucos GJ. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. *Agronomy Journal*, 54 (5): 464-465.
- Bradshaw A. 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering.*, 8, pp. 255-269.
- Bryson GM & Barker, AV. 2002. Sodium accumulation in soils and plants along Massachusetts roadsides, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33: 1-2, 67-78, DOI: 10.1081/CSS-120002378
- Burriel F & Hernando V. 1950. El fósforo en los suelos españoles. V: Nuevo método para determinar el fósforo asimilable en los suelos. *Anales Edafología* 9: 611–622.
- California Invasive Plant Council. 2023. *Cal-IPC Inventory: Plants A to Z*. Disponible en la URL: <https://www.cal-ipc.org/plants/profiles/> consultada en diciembre de 2023)
- Caltrans. 2018. Erosion Control Toolbox: Contour Grading and Slope Rounding. Disponible en la URL: [https://dot.ca.gov/programs/design/lap-erosion-control-design/tool-1-lap-erosion-control-toolbox/tool-1f-6-contour-grading-and-slope-rounding#:~:text=Contour%20grading%20and%20slope%20rounding%20involves%20grading%20with%20smooth%2C%20flowing,sustain%20vegetation%20in%20arid%20regions](https://dot.ca.gov/programs/design/lap-erosion-control-design/tool-1-lap-erosion-control-toolbox/tool-1f-6-contour-grading-and-slope-rounding#:~:text=Contour%20grading%20and%20slope%20rounding%20involves%20grading%20with%20smooth%2C%20flowing,sustain%20vegetation%20in%20arid%20regions.). Consultada en abril de 2024.
- CAM (Comunidad Autónoma de Madrid). 2020. *Datos abiertos*. Recurso disponible en la URL: https://datos.comunidad.madrid/catalogo/dataset?res_format=SHP. Consultada el 10 de marzo de 2020.
- Cao S, Chen L & Liu Z. 2007a. Impact of three soil types on afforestation in China's Loess Plateau. *Landscape and Urban Planning* 83: 208–217.
- Cao S, Chen L, Feng Q & Liu Z. 2007b. Soft riser bench terrace design for the hilly loess region of Shaanxi Province, China. *Landscape and Urban Planning* 80: 184–191.
- Casado MA, Acosta-Gallo B, Sánchez-Jardón L, Martín-Forés I, Castro I, Ovalle C, Pozo A & Miguel JM. 2015. Interactive effects of source and recipient habitats on Pplant invasions: distribution of exotic species in Chile. *Diversity and Distributions* 21, no. 6: 609–19. <https://doi.org/10.1111/ddi.12326>.
- Casado MA, Castro I, Ramírez-Sanz L, Costa-Tenorio M, de Miguel JM & Pineda FD. 2004. Herbaceous plant richness and vegetation cover in Mediterranean grasslands and shrublands. *Plant Ecology* 170: 83–91.
- Castroviejo, S. (coord. gen.). 1986-2021. *Flora Ibérica* 1-21. Real Jardín Botánico de Madrid, CSIC. Madrid
- Chabrierie O & Alard D. 2005. Comparison of three seed trap types in a chalk grassland: toward a standardised protocol. *Plant Ecology* 176: 101–112.
- Chase JM. 2003. Community assembly: when should history matter? *Oecologia* 136: 489–498.

- Chazarra Bernabé A, Flórez García E, Peraza Sánchez B, Tohá Rebull T, Lorenzo Mariño B, Criado Pinto E, Moreno García JV, Romero Fresneda R & Botey Fullat R. 2018. *Mapas climáticos de España (1981-2010) y Eto (1996-2016)*. Ministerio para la Transición Ecológica. AEMET. Madrid
- Chen J, Chen J, Tan M & Gong Z. 2002. Soil degradation: a global problem endangering sustainable development. *Journal of Geographical Science* 12 (2): 243-252.
- Choi YD, Temperton VM, Allen EB, Grootjans AP, Halassy M, Hobbs RJ, Naeth MA & Torok K. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Écoscience* 15, no. 1: 53–64. [https://doi.org/10.2980/1195-6860\(2008\)15\[53:ERFFSI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2980/1195-6860(2008)15[53:ERFFSI]2.0.CO;2).
- CIA (Central Intelligence Agency) 2020. *The world factbook*. Washington, DC. Country comparison (disponible en la URL: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/index.html> consultada en septiembre de 2020)
- Cingolani AM, Cabido M, Gurruchaga DE, Renison D & Díaz S. 2007. Filtering processes in the assembly of plant communities: are species presence and abundance driven by the same traits? *Journal of Vegetation Science* 18: 911–920.
- Clark C, Poulsen J, Levey D & Osenberg C. 2007. Are plant populations seed limited? A critique and meta-analysis of seed addition experiments. *American Naturalist* 170: 128–142.
- Coffin, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15: 396–406
- Cornelissen JHC, Lavorel S, Garnier E, Díaz S, Buchmann N, Gurruchaga DE, Reich PB, ter Steege H, Morgan HD, van der Heijden MGA, Pausas JG. & Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335–380.
- Cotts NR, Redente EF & Schiller R. 1991. Restoration methods for abandoned roads at lower elevations in Grand-Teton National-Park, Wyoming. *Arid Land Research and Management* 5: 235–249.
- Cousins SAO. 2006. Plant species richness in midfield islets and road verges – the effect of landscape fragmentation. *Biological Conservation* 127: 500–509.
- Cousins, SAO & Eriksson O. 2002. The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape Ecology* 17: 517–529.
- Crawley, MJ & Brown SL. 1995. Seed limitation and the dynamics of feral oilseed rape on the M25 motorway *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 259: 49–54.
- Crews TE, Kurina LM & Vitousek PM. 2001. Organic matter and nitrogen accumulation and nitrogen fixation during early ecosystem development in Hawaii. *Biogeochemistry* 52: 259–279.
- Culley TM, Weller SG & Sakai AK. 2002. The evolution of wind pollination in angiosperms. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 361–369.
- Davenport J & Davenport JL. 2006. *The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment*, vol. 10, Dordrecht, The Netherlands: Springer, Environmental Pollution Series.
- Dayton PK. 1972. Toward an understanding of community resilience and the potential effects of enrichments to the benthos at McMurdo Sound, Antarctica. In: Parker, B.C. (ed.) *Proceedings of the colloquium on conservation problems in Antarctica*. pp. 81–95. Allen Press, Lawrence, KS, US.
- De Baets S, Poesen J, Reubens B, Muys B, De Baerdemaeker J & Meersmans J. 2009. Methodological framework to select plant species for controlling rill and gully erosion: application to a Mediterranean ecosystem. *Earth Surface Processes and Landforms* 34: 1374–1392.
- De Deyn GB & Kooistra L. 2021 The role of soils in habitat creation, maintenance and restoration. *Philosophical Transactions Royal Society B*, 376: 20200170. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0170>
- De Deyn GB & Kooistra L. 2021. The role of soils in habitat creation, maintenance and restoration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376: 2020-2170. doi: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rstb.2020.0170>

- de la Riva EG, Casado MÁ, Jiménez MD, Mola I, Costa Tenorio M & Balaguer L. 2011. Rates of local colonization and extinction reveal different plant community assembly mechanisms on road verges in central Spain. *Journal of Vegetation Science*, 22 (2), pp. 292-302. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01248.x>
- Dean WRJ, Seymour CL, Joseph GS & Foord SH. 2019. A Review of the Impacts of Roads on Wildlife in Semi-Arid Regions. *Diversity* 11 (5). doi:10.3390/d11050081.
- del Moral R & Wood DM. 1993. Early primary succession on a barren volcanic plain at Mount St. Helens, Washington. *American Journal of Botany* 80: 981–991.
- Devesa JA. 2016. *Las especies del género Centaurea en la Península Ibérica y Baleares*. Ed. UCO Press Universidad de Córdoba. Córdoba. 439 pp.
- Díaz S, Cabido M & Casanoves F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science* 9: 113–122.
- Dobson A, Bradshaw A & Baker A. 1997. Hopes for the future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, 277: 515-521.
- Domínguez F, Mola I & Blanco, E. 2023a. Recomendaciones generales para la gestión de la flora y vegetación madrileñas. In: Bot Mad. *Madrid. Flora Urbana*. Ed Docecalles. Aranjuez. Madrid (pp. 492-502)
- Domínguez F, Mola I & Pajarón S. 2023b. La ciudad y la naturaleza urbana. Madrid y la importancia de su flora. In: Bot Mad. *Madrid. Flora Urbana*. Ed Docecalles. Aranjuez. Madrid (pp. 18-30)
- Douglas Ch & Matlack G. 2006. The role of roadsides in plant invasions: a demographic approach. *Conservation Biology* 20(2): 385–91.
- Ellison AM, Bank MS, Clinton BD, Colburn EA, Elliott K, Ford CR, Foster DR, Kloeppel BD, Knoepp JD, Lovett GM, Mohan J, Orwig DA, Rodenhouse NL, Sobczak WV, Stinson KA, Stone JK, Swan CM, Thompson J, Von Holle B. & Webster JR. 2005. Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 479–486.
- Emerson BC & Gillespie, RG. 2008. Phylogenetic analysis of community assembly and structure over space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 619–630.
- Enríquez de Salamanca Á & Carrasco García MJ. 2009. *Manual de gestión y restauración de zonas de préstamos y vertederos en obras civiles*. Ministerio de Fomento-CEDEX. 387 pp.
- Enríquez de Salamanca Á, Cabezas F & Domínguez F. 2023. Flora alóctona madrileña: una mezcla de plantas muy heterogéneas. In: Bot Mad. *Madrid. Flora Urbana*. Ed Docecalles. Aranjuez. Madrid (pp. 412-448)
- Enríquez de Salamanca A. 2022. Vegetation change in road slopes in the mediterranean region over 25 years. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 30 (1), 94-105. <https://doi.org/10.3846/jeelm.2022.16324>
- Eviner VT & Hawkes CV. 2008. Embracing variability in the application of plant–soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. *Restoration Ecology* 16: 713–729.
- Eviner VT, Chapin FS & Vaughn CE. 2006. Seasonal variations in plant species effects on soil N and P dynamics. *Ecology* 87: 974–986.
- FAO, IUCN CEM & SER. 2021 *Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations decade 2021-2030* (Disponible en la URL: <https://www.decadeonrestoration.org/publications/principles-ecosystem-restoration-guide-united-nations-decade-2021-2030> consultada en diciembre de 2023)
- Fargione J, Brown CS & Tilman D. 2003. Community assembly and invasion: an experimental test of neutral versus niche processes. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 100: 8916–8920.
- Fekete R, Haszonits G, Bak SD, Vincze O, Süveges K & Molnár A. 2021. Rapid continental spread of a salt-tolerant plant along the European road network. *Biol Invasions* 23: 2661–2674 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02531-6>
- Flynn, DFB, Mirotnick N, Jain M, Palmer MI & Naeem S. 2011. Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity- Ecosystem-function relationships. *Ecology*, 92: 1573–1581.

- Forman RTT & Alexander LE. 1998. Roads and their major ecological effects. *Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Forman RTT, Sperling D, Bissonette JA, Clevenger AP, Cutshall CD, Dale VH, Fahrig L, France R, Goldman CR, Heanue K, Jones JA, Swanson FJ, Turrentine T & Winter, TC. 2003. *Road ecology. Science and solutions*. Island Press. Washington. 481 pp.
- Forman RTT. 1998. Road ecology: a solution for the giant embracing us. *Landscape Ecology* 13, III–V.
- Foster BL, Dickson TL, Murphy CA, Karel IS & Smith VH. 2004. Propagule pools mediate community assembly and diversity–ecosystem regulation along a grassland productivity gradient. *Journal of Ecology* 92: 435–449.
- Fox MD & Fox BJ. 1986. The susceptibility of natural communities to invasion. Pages 57–66 in R. H. Groves and J. J. Burdon, editors. *Ecology of biological invasions*. Cambridge University Press, New York
- Freckleton RP & Watkinson AR. 2002. Large-scale spatial dynamics of plants: metapopulations, regional ensembles and patchy populations. *Journal of Ecology* 90: 419–434.
- Frouz J, Prach K, Pizl V, Hánel L, Starý J, Tajovský K, Materna J, Balík V, Kalcík J & Rehounková K. 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* 44: 109–121.
- Fukami T, Beaumont HJE, Zhang XX & Rainey PB. (2007). Immigration history controls diversification in experimental adaptive radiation. *Nature*, 446: 436–439.
- Funk JL, Larson, JE, Ames GM, Butterfield BJ, Cavender-Bares J, Firn J, Laughlin DL, Sutton-Grier AE, Williams L & Wright J. 2017. Revisiting the Holy Grail: Using Plant Functional Traits to Understand Ecological Processes. *Biological Reviews* 92, no. 2: 1156–73. <https://doi.org/10.1111/brv.12275>.
- Gann GD, McDonald T, Walder B, Aronson J, Nelson CR, Jonson J, Hallett JG, Eisenberg C, Guariguata MR, Liu J, Hua F, Echeverría C, Gonzales E, Shaw N, Declerck K & Dixon KW. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology* 27, nº S1: 1-46.
- García-Fayos P, Bochet E & Cerdà A. 2010. Seed removal susceptibility through soil erosion shapes vegetation composition. *Plant Soil* 334: 289–297. DOI 10.1007/s11104-010-0382-6
- García-Palacios P, Bowker MA, Chapman SJ, Maestre FT, Soliveres S, Gallardo A, Valladares F, Guerrero C, Escudero A, Hernández M & Spain E. 2011. Early-successional vegetation changes after roadside prairie restoration modify processes related with soil functioning by changing microbial functional diversity. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.02.014>
- García-Palacios P, Soliveres S, Maestre FT, Escudero A, Castillo-Monroy AP & Valladares F. 2010. Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and Ffertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering* 36, no. 10: 1290–98. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.06.005>.
- Gardiner M, Riley C, Bommarco R & Öckinger E. 2018. Rights of way: a potencial conservatio resource. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(3): 34-40.
- Garrido JL, Rey PJ & Herrera CM. 2007. Regional and local variation in seedling emergence, mortality and recruitment of a perennial herb in Mediterranean mountain habitats. *Plant Ecology* 190: 109–121.
- Geho EM, Campbell D & Keddy PA. 2008. Quantifying ecological filters: the relative impact of herbivory, neighbours, and sediment on an oligohaline marsh. *Oikos* 116: 1006–1016.
- Gelbard JL & Belnap J. 2003. Roads as conduits for exotic plant invasions in a semiarid landscape. *Conservation Biology* 17: 420–432.
- Gibson DJ, Middleton BA, Foster K, Honu YAK, Hoyer EW & Mathis M. 2005. Species frequency dynamics in an old-field succession: effects of disturbance, fertilization and scale. *Journal of Vegetation Science* 16: 415–422.

- Giusi P, De Rose M, Domitrović J & Vaiana R. 2023. CO2 Impact analysis for road embankment construction: comparison of lignin and lime soil stabilization treatments. *Sustainability* 15, no. 3: 1912. <https://doi.org/10.3390/su15031912>
- Gleeson SK & Tilman D. 1990. Allocation and the transient dynamics of succession on poor soils. *Ecology* 71: 1144–1155.
- Gómez de Orea D. 2003. *Evaluación de Impacto Ambiental*. 2ª Ed. Mundiprensa. España. 749 pp.
- Gómez Sal A & Nicolau JM. 1999. Hacia una caracterización ecológica de los paisajes degradados. Bases para su restauración. En: González Alonso, S. (Ed.) Libro homenaje a D. Angel Ramos, pp. 629-639. E.T.S.I Montes. Madrid.
- Götzenberger L, de Bello F, Bråthen KA, Davison J, Dubuis A, Guisan A, Leps J, Lindbord R, Moora M, Pärtel M, Pellisier L, Pottier J, Vitozz P, Zobel K & Zobel M. (2012). Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews*, 87: 111–127.
- Graf W. 1977. The rate law in fluvial geomorphology. *American Journal of Science*. 27: 178-191
- Grime JP. 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley and Sons, Chichester, UK. Harpole, W.S. & Tilman, D. 2006. Non-neutral patterns of species abundance in grassland communities. *Ecology Letters* 9: 15–23.
- Haigh MJ. 1977. The use of erosion pins in the study of slope evolution. *British Geomorphological Research Group, Technical Bulletin* 18:31–49.
- Hancock GR, Martín Duque JF & Willgoose GR. 2020. Mining rehabilitation – Using geomorphology to engineer ecologically sustainable landscapes for highly disturbed lands. *Ecological Engineering*, 155, 105836. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2020.105836>
- Hansen MJ & Cleverger AP. 2005. The influence of disturbance and habitat on the presence of non-native plant species along transport corridors. *Biological Conservation*, 125: 249-259.
- Harper JL, Clatworthy JN, McNaughton IH & Sagar GR. 1961. The evolution of closely related species living in the same area. *Evolution* 15: 209-227
- Harpole WS & Tilman D. 2006. Non-neutral patterns of species abundance in grassland communities. *Ecology Letters* 9: 15–23.
- Harwood MR, Hacker JB & Mott JJ. 1999. Field evaluation of seven grasses for use in the revegetation of lands disturbed by coal mining in Central Queensland. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 39: 307–316.
- He L, & Tang Y. 2008. Soil development along primary succession sequences on moraines of Hailuoguo Glacier, Gongga Mountain, Sichuan, China. *Catena* 72: 259–269.
- Henry HA, Brizgys K & Field CB. 2008. Litter decomposition in a California annual grassland: Interactions between photodegradation and litter layer thickness. *Ecosystems* 11: 545–554.
- Heywood HV. 1978. Flowering plants of the World. Oxford University Press. Oxford. UK. 332 pp.
- Hinsinger P, Gobran GR, Gregory PJ & Wenzel WW. 2005. Rhizosphere geometry and heterogeneity arising from root mediated physical and chemical processes. *New Phytologist* 168: 293–303.
- Hinsinger P, Plassard C & Jaillard B. 2006. Rhizosphere: A new frontier for soil biogeochemistry. *Journal of Geochemical Exploration* 88: 210–213.
- Hinsinger P. 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: A review. *Plant and Soil* 237: 173–195.
- Hobbs R & Harris J. 2001. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology* 9: 239-246.
- Hobbs RTT & Suding KN. (Eds.). 2009. *New Models for Ecosystem Dynamics and Restoration*. Inland Press. Whashington. 355 pp.
- Holdaway RJ & Sparrow AD. 2006. Assembly rules operating along a primary riverbed–grassland successional sequence. *Journal of Ecology* 94: 1092–1102.

- Hooke R L, 1994. On the efficacy of humans as geomorphic agents. *GSAToday*, 4(9), pp. 217-225.
- Hooke R L, Martín Duque J & Pedraza J. 2012. Land transformation by humans: A review. *GSAToday*, 22(12), pp. 4-10.
- Hooke RL, Martín Duque JF. 2022. Impact of the Great Acceleration on Our Life-Support Systems. In: Shroder JJF (Ed.) *Treatise on Geomorphology*, vol. 9. Elsevier, Academic Press, pp. 167–186. <https://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-818234-5.00035-3> ISBN: 9780128182345
- Hooper D & Vitousek P. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. *Ecological Monograph* 68: 121–149.
- Hopkins DW, Badalucco L, English LC, Meli SM, Chudek JA & Ioppolo A. 2007. Plant litter decomposition and microbial characteristics in volcanic soils (Mt Etna, Sicily) at different stages of development. *Biology and Fertility of Soils* 43: 461–469.
- Ibisch PL, Hoffmann MT, Kreft S, Peter G, Kati V, Biber-Freudenberger L & Selva N. 2016. A global map of roadless areas and their conservation status. *Science*, 354, 1423–1427. DOI: 10.1126/science.aaf7166
- IGME (Instituto Geológico y Minero de España). 1988. *Atlas geocientífico del medio natural de la Comunidad de Madrid*. Madrid. España.
- Internacional Energy Agency. 2013. *Global Land transport infrastructure requirements: estimating road and railway infrastructure capacity and costs to 2050*. (disponible en la URL previo registro en la web: https://webstore.iea.org/download/direct/495?fileName=TransportInfrastructureInsights_FINAL_WEB.pdf consultada en octubre de 2020)
- IRF (International Road Federation). 2020. *World Roads Statistics*. Data 2013-2018.
- Jackson ML. 1958. *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall: Englewood Cliffs, NJ.
- Jáuregui BM, Rivera D & Peco B. 2013. Does topsoil accelerate the decomposition of litter on roadslopes? *Ecological Engineering*, 52, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.088>
- Jiménez MD, de Torre R, Mola I, Casado MA & Balaguer L. 2018. Local plant responses to global problems: *Dactylis glomerata* responses to different traffic pollutants on roadsides. *Journal of Environmental Management* 212, 440-449.
- Jiménez MD, Ruíz-Capillas P, Mola I, Pérez-Corona E, Casado MA & Balaguer L. 2011. Soil development at the roadside: a case study of a novel ecosystem. *Land Degradation & Development*, 24 (6), pp. 564-574. <https://doi.org/10.1002/ldr.1157>.
- Jones CG, Lawton JH & Shachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373–386.
- Jones JA, Swanson FJ, Wemple BC & Snyder KU. 2000. Effects of roads on Hydrology, Geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation biology* 14 81, 76-85.
- Jones JA, Swanson FJ, Wemple BC & Snyder KU. 2000. Effects of roads on Hydrology, Geomorphology, and Disturbance Patches in Stream Networks. *Conservation Biology*, 14 (1): 76-85. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99083.x>
- Jungk AO. 2002. Dynamics of nutrient movement at the soil-root interface. In *Plant roots, the hidden half*, Waisel Y, Eshel A, Kafkafi U (eds). Marcel Dekker: New York, NY; 587–616.
- Karlson M, Mörtberg U & Balfors B. 2014. Road ecology in environmental impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 48, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.04.002>
- Keenleyside KA, Dudley N, Cairns S, Hall CM & Stolton S. 2012. *Ecological Restoration for Protected Areas: Principles, Guidelines and Best Practices*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Keller I, Nentwig W & Largiadér CR. 2004. Recent habitat fragmentation due to roads can lead to significant genetic differentiation in an abundant flightless ground beetle. *Molecular Ecology* 13:2983–2994.
- Kittelson DB, Watts WF, Johnson JP, Remerowski ML, Ische EE & Oberdöster G. 2004. On-road exposure to highway aerosols. 1. Aerosol and gas measurements. *Inhalation Toxicology* 16:31–39.

- Kjeldahl J. 1883. Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern (New method for the determination of nitrogen in organic substances), *Zeitschrift für analytische Chemie*, 22 (1): 366–383.
- Klute A. 1986. *Methods of soil analysis. Part 1: physical and mineralogical methods* (2nd edn). American Society of Agronomy, Soil Science Society of America: Madison, WI.
- Köppen, W. & Geiger, R., 1936: Das geographische System der Klimate, Berlin.
- Kraft NJB & Ackerly DD. (2015). Assembly of Plant Communities. In *Ecology and the Environment* (pp. 1–18). Springer New York.
- Kulmatiski A, Beard KH, Stevens JR & Cobbold SM. 2008. Plant-soil feedbacks: A meta-analytical review. *Ecological Letters* 11: 980–992.
- Lee KH, Isenhardt TM, Schultz RC & Mickelson SK. 2000. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality* 29: 1200–1205.
- Lemke A, Kowarik I & von der Lippe M. 2019. How traffic facilitates population expansion of invasive species along roads: The case of common ragweed in Germany. *Journal of Applied Ecology*, 56(2), 413–422. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13287>
- Llorens L, Peñuelas J & Estiarte M. 2003. Ecophysiological responses of two Mediterranean shrubs, *Erica multiflora* and *Globularia alypum*, to experimentally drier and warmer conditions. *Physiologia Plantarum* 119: 231–243.
- Lloret F, Peñuelas J & Ogaya R. 2004. Establishment of co-existing Mediterranean tree species under a varying soil moisture regime. *Journal of Vegetation Science* 15: 237–244.
- Löbmann MT, Geitner C, Wellstein C & Zerbe S. 2020. The influence of herbaceous vegetation on slope stability – A review. *Earth-Science Reviews*, 209. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103328>.
- Loosmore NB & Ford ED. 2006. Statistical inference using the g or k point pattern spatial statistics. *Ecology* 87: 1925–1931.
- López Jiménez N, Costa Tenorio M., Balaguer Núñez L, Mola Caballero de Rodas I, Cobaleda Esteban B, Fernández Merino V & Álvarez Llovera R. 2005. Diversidad florística en los taludes de carretera en la Comunidad de Madrid. *Revista oficial del Colegio de Biólogos de la Comunidad de Madrid*, 8: 31-34.
- López-Jiménez N. 2007. *Las plantas vasculares de la Comunidad de Madrid. Catálogo florístico, claves dicotómicas y estudio detallado de la familia Compositae Giseke*. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, 409 pp.
- Loreau M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ diversity. *Ecology Letters* 3: 73–76.
- Magro S, Jiménez MD, Casado MÁ, Mola I, Arenas JM, Martín-Duque JF, Vázquez A & Balaguer L. 2014. Community ontogeny at the roadside: Critical life-cycle events throughout a sequential process of primary colonization. *Applied Vegetation Science*, 17 (3), pp. 493-503. <https://doi.org/10.1111/avsc.12095>
- Marinov D & Sigrist MW. 2003. Monitoring of road-traffic emissions with a mobile photoacoustic system Photochemical and Photobiological. *Sciences* 2:774–778.
- Martín Duque J F, Zapico I, Bugosh N, Tejedor M, Delgado F, Martín-Moreno C, & Nicolau JM. 2021. A Somolinos quarry land stewardship history: From ancient and recent land degradation to sensitive geomorpho-ecological restoration and its monitoring. *Ecological Engineering*, 170, 106359. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2021.106359>
- Martín Duque JF, de Alba S & Barbero F. 2011. Consideraciones geomorfológicas e hidrológicas. In Valladares F, Balaguer L, Mola I, Escudero A & Alfaya V. *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte Bases científicas para soluciones técnicas*. Fundación Biodiversidad. Madrid. España. 322 pp.
- Martín Duque JF. 2024. Restauración Geomorfológica. In Mola I (Ed.). *Restauración Ecológica, bases técnicas para soluciones prácticas*. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Madrid, pp. 160-171. (en prensa)

- Martínez J, Vega-García C & Chuvieco E. 2009. "Human-Caused Wildfire Risk Rating for Prevention Planning in Spain." *Journal of Environmental Management* 90 (2): 1241.
- Masarei MI, Erickson TE, Merritt DJ, Hobbs RJ & Guzzomi AL. 2021. Engineering restoration for the future. *Ecological Engineering*, 159, 106103. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2020.106103>
- Matesanz S & Valladares F. 2007. Improving revegetation of gypsum slopes is not a simple matter of adding native species: insights from a multispecies experiment. *Ecological Engineering* 30: 67–77.
- Matesanz S, Valladares F, Tena D, Bote D & Costa-Tenorio M. 2004. Ecología y riqueza de las comunidades herbáceas espontáneas de taludes de carretera: ¿siempre es necesaria la hidrosiembra? VII Congreso nacional de Medioambiente (CONAMA). Madrid, 22-26 de noviembre.
- Matesanz S, Valladares F, Tena D, Costa-Tenorio M & Bote D. 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from Southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14:297–307.
- Mavris C, Egli M, Plötze M, Blum JD, Mirabella A, Giaccari D & Haeblerli W. 2010. Initial stages of weathering and soil formation in the Morteratsch proglacial area (Upper Engadine, Switzerland). *Geoderma* 155: 359–371.
- McFadden LD, Eppes MC, Gillespie AR & Hallet B. 2005. Physical weathering in arid landscapes due to diurnal variation in the direction of solar heating. *Geological Society of America Bulletin* 117: 161–173.
- McKinney. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioSciences*, 52 (10): 883-890.
- Metz J, Liancourt P, Kigel J, Harel D, Sternberg M & Tielbörger K. 2010. Plant survival in relation to seed size along environmental gradients: a long-term study from semi-arid and Mediterranean annual plant communities. *Journal of Ecology* 98: 697–704.
- Meunier F D, Corbin J, Verheyden C & Jouventin P. 1999. Effects of landscape type and extensive management on use of motorway roadsides by small mammals. *Canadian Journal of Zoology* 77:108–117.
- Miller BP, Sinclair EA, Menz MHM, Elliott CP, Bunn E, Commander LE, Dalziel E, David E, Davis B, Erickson TE, Golos PJ, Krauss SL, Lewandrowski W, Mayence CE, Merino-Martín L, Merritt DJ, Nevill PG, Phillips RD, Ritchie AL, Ruoss S & Stevens JC. 2017. A Framework for the Practical Science Necessary to Restore Sustainable, Resilient, and Biodiverse Ecosystems. *Restoration Ecology* 25 (4): 605–17. <https://doi.org/10.1111/rec.12475>.
- Milton SJ, Dean WRJ, Sielecki LE & van der Ree R. 2015. The function and management of roadside vegetation. In van der Ree R, Smith DJ & Grilo C. (Eds.) *Handbook of road ecology*. Wiley Blackwell. UK. Pp. 373–381
- Ministerio de Fomento. 2010. *Orden FOM/3317/2010*, de 17 de diciembre, por la que se aprueba la Instrucción sobre las medidas específicas para la mejora de la eficiencia en la ejecución de las obras públicas de infraestructuras ferroviarias, carreteras y aeropuertos del Ministerio de Fomento.
- MITECO, 2022. *Estrategia de conservación y lucha contra las amenazas de plantas protegidas de ambientes ruderales*. (Disponible en la URL: https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/publicaciones/estrategia_conservacion_y_lucha_contra_amenazas_de_plantas_protegidas_ruderales_aprobada_por_conferencia_sectorial_tcm30-548416.pdf consultada en diciembre de 2023)
- MITECO. 2019. *Recomendaciones para incorporar la evaluación de efectos sobre los objetivos ambientales de las masas de agua y zonas protegidas en los documentos de evaluación de impacto ambiental de la A.G.E*. Ministerio para la Transición Ecológica. 174 pp. Madrid.
- MITMA. 2019. *Pliego de prescripciones técnicas generales para obras de carreteras y puentes (PG-3)*. Normativa técnica. Disponible en la URL: <https://www.mitma.gob.es/carreteras/normativa-tecnica/17-pliegos-de-prescripciones-tecnicas-generales>, consultada en noviembre de 2020)
- MITMA. 2020. *Catálogo y evolución de la red de carreteras*. Evolución desde 1970 de todas las redes (disponible en la URL: <https://www.mitma.gob.es/carreteras/catalogo-y-evolucion-de-la-red-de-carreteras/evolucion-desde-1970>, consultada en septiembre 2020)

- MITMA. 2023. *Observatorio del transporte y la logística en España*. Infraestructura y capital. Disponible en la URL: <https://observatoriotransporte.mitma.es/infraestructura-y-capital> consultada en noviembre de 2023.
- Mitsch WJ. 1996. Ecological engineering: a new paradigm for engineers and ecologists. In: Schulze PC (Ed.), *Engineering within Ecological Constraints*. National Academy Press, Washington DC, pp 111-128.
- Mola I, Jiménez MD, López-Jiménez N, Casado MA & Balaguer L. 2011. Roadside reclamation outside the revegetation season: management options under schedule pressure. *Restoration Ecology*, 19(1), pp. 83-92. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00547.x>
- Mola I. 2024. Infraestructuras lineales de transporte. In: Mola, I. (Ed.) *Restauración Ecológica: bases técnicas y soluciones prácticas*. Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Madrid. Pp. 172-181 (en prensa)
- Moles AT & Westoby M. 2006. Seed size and plant strategy across the whole life cycle. *Oikos* 113: 91–105.
- Montalvo J, Casado MA, Levassor C & Pineda FD. 1991. Adaptation of ecological systems: compositional patterns of species and morphological and functional traits. *Journal of Vegetation Science* 2:655–666.
- MOPT (Ministerio de Obras Públicas y Transporte). 1992. *Manual de plantaciones en el entorno de la carretera*. Madrid. 77pp.
- Moreno de las Heras M, Nicolau JM & Espigares T. 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering* 34: 168–178.
- Moreno-de las Heras M, Díaz-Sierra R, Nicolau JM & Zavala MA. 2011. Evaluating restoration of man-made slopes: a threshold approach balancing vegetation and rill erosion. *Earth Surface Processes Landforms*, 36: 1367-1377. <https://doi.org/10.1002/esp.2160>
- Müllerová J, Vítková M & Vítek O. 2011. The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: Effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.056>
- Münzbergová Z & Herben T. 2005. Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. *Oecologia* 145:1–8.
- Muñoz-Rodríguez A, Devesa JA & Talavera S. 2000. Trifolium. In: Talavera S, Aedo C, Castroviejo S, Herrero A, Romero Zarco C, Salgueiro FJ & Velayos M (eds.). *Flora Ibérica vol VII (II) Leguminosae (Partim)*. Real Jardín Botánico de Madrid, CSIC., Madrid. (pp 647-719).
- Myers JA & Harms KE. 2009. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. *Ecology Letters* 12: 1250–1260.
- Naturalea, 2023. *Experiencias técnicas de restauración y mejor del paisaje: Hidrosiembra*. Disponible en la URL: https://naturalea.eu/docs/2018/07/hidrosiembra_es.pdf consultada en julio de 2023.
- Nelson DW & Sommers LE. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In Page AL, Miller RH & Keeney DR (eds). *Methods of soil analysis part 2, chemical and microbiological properties*. Soil Science Society of American, Inc.: Madison, WI; 539–579.
- Newbold T, Hudson LN, Hill SL, Contu S, Lysenko I, Senior RA, Börger L, Bennett DJ, Choimes A, Collen B, Day J, De Palma A, Díaz S, Echeverría-Londoño S, Edgar MJ, Feldman A, Garon M, Harrison MLK, Alhusseini T, Ingram DJ, Kattge YI, Kemp V, Kirkpatrick L, Kleyer M, Laginha D, Correia P, Martin CD, Meiri S, Novosolov M, Pan Y, Phillips HRP, Purves DW, Robinson A, Simpson J, Tuck SL, Weiher E, White HJ, Ewers RM, Mace GM, Scharlemann JPW & Purvis A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature: International Weekly Journal of Science*, 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- Nunes LJR, Meireles CIR, Pinto Gomes CJ & Almeida Ribeiro NMC. (2020). Propagation Model of Invasive Species: Road Systems as Dispersion Facilitators. *Research in Ecology*, 2(1), 44–51. <https://doi.org/10.30564/RE.V2I1.1054>
- Ogaya R & Peñuelas J. 2006. Contrasting foliar responses to drought in *Quercus ilex* and *Phillyrea latifolia*. *Biologia Plantarum* 50:373–382.

- Olff H, Huisman J & van Tooren BF 1993. Species dynamics and nutrient accumulation during early primary succession in coastal sand dunes. *Journal of Ecology* 81: 693–706.
- Otero I, Monzón A, García MB, Casermeiro MÁ & Canga JL. 1999. *Impacto ambiental de carreteras. Evaluación y restauración*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. 327 pp.
- Oxley DJ, Fenton MB & Carmody GR. 1974. Effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11, 51–59.
- Palmer MA, Zedler JB & Falk DA. 2016. Ecological Theory and Restoration Ecology. In Palmer MA, Zedler JB & Falk DA (Eds.). *Foundations of Restoration Ecology*, 3-26. Washington, DC.: Island Press, 2016.
- Pärtel M & Zobel M. 2007. Dispersal limitation may result in the unimodal productivity–diversity relationship: a new explanation for a general pattern. *Journal of Ecology* 95: 90–94.
- Peco B, Rivera D, García-Palacios P, Jauregui BM. 2017. Is manure an alternative to topsoil in road embankment restoration? *PLoS ONE* 12(3): e0174622. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174622>
- Pérez Porto J. & Gardey A. 2014. *Definición de Obra Civil* (disponible en la URL: <https://definicion.de/obra-civil/> consultada en septiembre de 2020)
- Petersen SL, Roundy BA & Bryant RM. 2004. Revegetation Methods for High- Elevation Roadsides at Bryce Canyon National Park, Utah. *Restoration Ecology* 12: 248–257.
- Philips B, Bullock J, Osborne J & Gaston K. 2019. Ecosystem service provision by road verges. *Journal of Applied Ecology*, 57(3), 1-14. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13556>
- Potthast K, Hamer U & Makeschin F. 2009. Impact of litter quality on mineralization processes in managed and abandoned pasture soils in Southern Ecuador. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 56–64.
- Potthoff M, Jackson LE, Steenwerth KL, Ramirez I, Stromberg MR & Rolston DE. 2005. Soil Biological and Chemical Properties in Restored Perennial Grassland in California. *Restoration Ecology* 13: 61–73.
- Prach K & Hobbs RJ. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363–366.
- Prach K & Pysêk P. 1999. How do species dominating in succession differ from others? *Journal of Vegetation Science* 10: 383–392.
- Prach K & Walker LR. 2011. Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology and Evolution*, 26 (3), 119-123. doi:10.1016/j.tree.2010.12.007
- Prach K. 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6:125-129.
- Puerto A, Rico M, Matías MD & García JA. 1990. Variation in structure and diversity in Mediterranean grasslands related to trophic status and grazing intensity. *Journal of Vegetation Science* 1: 445–452.
- Quiles P & Barrientos R. 2024. Interspecific interactions disrupted by roads. *Biological Reviews*. <https://doi.org/10.1111/BRV.13061>
- Ramos F. 1974. *Tratamiento funcional y paisajístico de taludes artificiales: revisión de problemas. Datos experimentales*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA, Madrid, Spain.
- Ramsay W. 1890. *The Historical Geography of Asia Minor*. London. John Murray.
- Rawls WJ, Brakensiek DL & Saxton KE. 1982. Estimation of soil water properties. *Transactions of ASAE* 25: 1316–1320.
- Restauración Paisajística. 2023. *Hidroiembras: La restauración y mejora del paisaje mediante el empleo de hidroiembras*. Disponible en la URL: <https://www.restauracionpaisajistica.com/hidroiembras/> consultada en julio de 2023.
- Rivas-Martínez S. 1987. *Memoria del mapa de las series de vegetación de España*. Serie Técnica. ICONA. Madrid. 270 pp.

- Rivera D, Jáuregui BM & Peco B. 2012. The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: Restoration potential of seed banks. *Ecological Engineering*, 44, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.005>
- Rivera D, Mejías V, Jáuregui BM, Costa-Tenorio M, López-Archilla AI & Peco B. 2014. Spreading Topsoil Encourages Ecological Restoration on Embankments: Soil Fertility, Microbial Activity and Vegetation Cover. *PLoS ONE* 9(7): e101413. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101413>
- Rosenzweig ML & Clark CW. 1994. Island extinction rates from regular censuses. *Conservation Biology* 8: 491–494.
- Rost GR & Bailey JA. 1979. Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *Journal of Wildlife Management* 43, 634–641.
- Roxburgh SH, Shea K & Wilson JB. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85: 359–371.
- Ruiz de la Torre J, Gil Borrel P, García Viñas JI, González Adrados JR & Ruza Tarrío F. 1990. *Catálogo de especies vegetales a utilizar en plantaciones de carreteras*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. MOPU. Madrid. 497pp.
- Ruiz-Capillas P, Mata C, Fernández B, Fernandes C & Malo JE. 2021. Do Roads Alter the Trophic Behavior of the Mesocarnivore Community Living Close to Them? *Diversity* 13, no. 4: 173. <https://doi.org/10.3390/d13040173>
- Rytwinski T & Fahrig L. 2015. The impacts of roads and the traffic on terrestrial animal populations. In: Van der Ree, R., Smith, D. J., & Grilo, C. (Eds.). 2015. *Handbook of road ecology*. Wiley-Blackwell. Oxford. UK (237-248).
- Sánchez AM, Azcárate FM, Arqueros L & Peco B. 2002. Volumen y dimensiones como predictores del peso de semilla en especies herbáceas del centro de la Península Ibérica. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 59: 249–262.
- Sánchez de la Torre L. 1981. Geología Ambiental. Santiago de Compostela, *III Congreso Iberoamericano de Medio Ambiente*.
- Sayer EJ, Tanner EVJ & Lacey AL. 2006. Effects of litter manipulation on early-stage decomposition and mesoarthropod abundance in a tropical moist forest. *Forest Ecology and Management* 229: 285–293.
- Schlesinger WH & Pilmanis AM. 1998. Plant–soil interactions in deserts. *Biogeochemistry* 42: 169–187.
- Scoles SJ & DeFalco LA. 2009. Seed reserves diluted during surface soil reclamation in eastern Mojave Desert. *Arid Land Research and Management*, 23 (1): 195–205. <https://doi.org/10.3398/064.071.0206>
- Scott RH, Fassel VA, Kniseley RN & Nixon DE. Inductively Coupled Plasma-Optical Emission Analytical Spectrometry. *Analytical Chemistry* 46, no. 1 (1974): 75–80. <https://doi.org/10.1021/ac60337a031>.
- Seeber J, Scheu S & Meyer E. 2006. Effects of macro-decomposers on litter decomposition and soil properties in alpine pastureland: A mesocosm experiment. *Applied Soil Ecology* 34: 168–175.
- Segura R. 2002. *Impacto ambiental de las líneas de alta velocidad. Medidas preventivas, correctoras y compensatorias*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid, Spain.
- Selva N, Switalski A, Kreft S & Ibisch PL. 2015. Why keep areas road-free? the importance of roadless areas. In Van der Ree R, Smith DJ & Grilo C. (Eds.). *Handbook of road ecology*. Wiley-Blackwell. Oxford. UK (523 pp).
- Semillas Clemente. 2023. *Mezclas de semillas para revegetación de grandes áreas*. Disponible en la URL: <https://cesped.semillasclemente.com/semillas-revegetacion-hidrosembras.php> consultada en julio de 2023.
- SER, 2004. *Primer on Ecological Restoration*, s.l.: www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.
- Shipley B. 2010. *From plant traits to vegetation structure: Chance and selection in the assembly of ecological communities*. (pp. 1–277). Cambridge University Press.

- Soliveres S & García-Palacios P. 2019. Sucesión secundaria, interacciones biológicas y funcionamiento de las comunidades asociadas a taludes de carretera: las interacciones planta-suelo importan más que las planta-planta. *Ecosistemas* 28 (2): 50-60. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1718>
- Soriano, C. (Ed.). 2019. Salicaceae. In: Castroviejo et al. (Eds.) *Flora Ibérica Vol. IV*. 471 pp. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Spellerberg IF. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Glob Ecol Biogeogr Lett*; 7(5):317–33.
- Spooner PG 2005. Response of Acacia species to disturbance by roadworks in roadside environments in southern New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 122:231–242.
- Spooner PG, Lunt ID & Briggs SV. 2004. "Spatial Analysis of Anthropogenic Disturbance Regimes and Roadside Shrubs in a Fragmented Agricultural Landscape." *Applied Vegetation Science* 7 (1): 61–70.
- Staab K, Yannelli FA, Lang M & Kollmann J. 2015. Bioengineering effectiveness of seed mixtures for road verges: Functional composition as a predictor of grassland diversity and invasion resistance. *Ecological Engineering*, 84. Pp. 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.016>.
- Tikka PM, Koski PS, Kivelä RA & Kuitunen MT. 2000. Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? *Applied Vegetation Science* 3:25–32.
- Tiwari A & Rachlin JW. 2018. A Review of Road Salt Ecological Impacts. *Northeastern Naturalist* 25(1), 123-142. <https://doi.org/10.1656/045.025.0110>
- Tormo J, Bochet E & García-Fayos P. 2007. Roadfill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: Topsoiling, species selection, and hydroseeding. *Restoration Ecology* 15: 97–102.
- Tormo J, Bochet E & García-Fayos P. 2009. Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas* 18 (2): 79-90.
- Transportation Research Board. 2012. Cost-Effective and Sustainable Road Slope Stabilization and Control Erosion. A Synthesis of Highway Practice. National cooperative highway research program. Washington DC. 82 pp.
- Trombulak SC & Frissell CA. 2000. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, 14, 18-30.
- Turnbull LA, Crawley MJ & Rees M. 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments *Oikos* 88:225–238.
- Tutin TG, Heywood VH, Burges NA, Valentine DH, Walters SM & Webb DA (eds) 1964-1980. *Flora Europea*. vol. I–V, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- US Department of Transportation. 2017. *Roadside revegetation: An integrated approach to establishing native plants and pollinator habitat*. Disponible en la URL: http://www.nativer revegetation.org/learn/manual_2017/pdfs/wfl_v1-2_06262020.pdf consultada en diciembre de 2023.
- USDA-NRCS (U S Department of Agriculture Natural Resources Conservation Service). 1999. *National soil survey handbook: title 430-VI*. US Government printing office, Washington DC
- Valdés B, Talavera S & Fernández-Galiano E. 1987. *Flora vascular de Andalucía Occidental*. Ketres Editora S.A., Barcelona, ES.
- Valladares F, Balaguer L, Mola I, Alfaya V & Escudero A. 2011. Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas. Fundación Biodiversidad. MITECO. Madrid
- Valladares F, Martínez-Ferri E, Balaguer L, Pérez-Corona E & Manrique E. 2000. Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: A conservative resource-use strategy? *New Phytologist* 148: 79–91.
- Valladares F, Tena D, Matesanz S, Bochet E, Balaguer L, Costa-Tenorio M, Tormo J & García-Fayos P. 2008. Functional traits and phylogeny: what is the main ecological process determining species assemblage in roadside plant communities? *Journal of Vegetation Science* 19: 381–392.

- Van Andel J & Aronson J. 2012. *Restoration ecology: the new frontier*. John Wiley & Sons. New York, USA. 330 pp.
- Van de Ven AH & Johnson PE. 2006. Knowledge for theory and practice. *Academy of Management Review* 31:802–821.
- Van der Ree R, Smith DJ & Grilo C. 2015b. The ecological effects of linear infrastructure and traffic: challenges and opportunities of rapid global growth. In: Van der Ree, R., Smith, D. J., & Grilo, C. (Eds.). *Handbook of road ecology*. Wiley-Blackwell. Oxford. UK (pp 1-9)
- Van der Ree R, Smith DJ, & Grilo C. (Eds.). 2015a. *Handbook of road ecology*. Wiley-Blackwell. Oxford. UK (523 pp)
- Van Dijk PM, Kwaad FJ & Klapwijk M. 1996. Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrological Processes* 10: 1069–1080.
- Vander Mijnsbrugge K, Bischoff A & Smith B. 2010. A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 300–311. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2009.09.002>
- Verheijen FG A, Jones RJA, Rickson RJ & Smith CJ. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in europe. *Earth - Science Reviews*, 94(1-4), 23–23
- Villarías J L. 2006. *Atlas de malas hierbas*. Editorial Mundiprensa, Madrid, Spain.
- Vitousek PM. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist* 119: 553–572.
- von der Lippe M, Bullock JM, Kowarik I, Knopp T & Wichmann M. 2013. Human-Mediated Dispersal of Seeds by the Airflow of Vehicles. *PLoS ONE* 8(1): e52733. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052733><https://doi.org/10.1371/annotation/50f98e02-214c-4314-b053-ca272101ead1>
- Wali M K. 1999. Ecological succession and rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems *Plant and Soil* 213:195–220.
- Walker LR & del Moral R. 2003. *Primary succession and ecosystem rehabilitation* (1st edn). Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Walker LR & del Moral R. 2008. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science* 12: 55–67.
- Walker LR, Walker J y Hobbs RJ. 2007. *Linking Restoration and Ecological Succession*. Springer New York, NY. 188 pp. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-35303-6>
- Wang M, Liu Q & Pang X. 2021. Evaluating ecological effects of roadside slope restoration techniques: A global meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, 281, 111867. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2020.111867>
- Way JM. 1977. Roadside verges and conservation in Britain: a review. *Biological Conservation* 12:65–74.
- Weiher E, Freund D, Bunton T, Stefanski A, Lee T & Bentivenga S. (2011). Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366: 2403–2413.
- Westoby M. & Wright IJ. 2006. Land-Plant Ecology on the Basis of Functional Traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21, no. 5: 261–68. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.004>.
- Whisenant S. 1999. *Reparing damaged wildlands. A process-oriented landscape approach* (1st ed). Cambridge University Press: Cambridge, UK. 324 pp.
- Wilkins KT. 1982. Highways as barriers to rodent dispersal. *The Southwestern Naturalist* 27, 459–460.
- Woodward FI & Diament AD. 1991. Functional Approaches to Predicting the Ecological Effects of Global Change. *Functional Ecology*, 5(2), 202–212. <https://doi.org/10.2307/2389258>
- Wubs E, van der Putten W, Bosch M & Bezemer TM. 2016. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. *Nature Plants* 2, 16107. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>

- Wydhayagarn C, Elliott S & Wangpakapattanawong P. 2009. Bird communities and seedling recruitment in restoring seasonally dry forest using the framework species method in Northern Thailand. *New Forests* 38, 81–97. <https://doi.org/10.1007/s11056-009-9133-z>
- Xu C, Ye H, Cao S. 2011. Constructing China's greenways naturally. *Ecological Engineering* 37: 401–406.
- Zobel M & Pärtel M. 2008. What determines the relationship between plant diversity and habitat productivity? *Global Ecology and Biogeography* 17: 679–684.
- Zwaenepoel A, Roovers P & Hermy M. 2006. Motor Vehicles as Vectors of Plant Species from Road Verges in a Suburban Environment. *Basic and Applied Ecology* 7 (1): 83–93.

FOTOS IGNACIO MOLA



ANEXO I. Catálogo florístico comentado



En este anexo se presenta el catálogo florístico de la flora identificada en los taludes y matrices muestreados durante el periodo 2005-2008. Lo componen un total de 323 taxones, de los cuales 319 están identificados hasta el rango de especie/subespecie y 4 taxones al de género (Cruciferae: *Arabis* sp.; Caryophyllaceae: *Dianthus* sp.; Compositae: *Matricaria* sp. y *Pulicaria* sp.).

Nomenclatura del catálogo florístico:

La nomenclatura del catálogo florístico sigue los criterios de Flora Ibérica (Castroviejo, 1986-2021), obra de referencia para la flora peninsular. Para la corología, hábitat y biotipo de los taxones identificados también se ha recogido la información de esta misma obra y otras fuentes (López-Jiménez, 2007; Blanca *et al.* 2009; Bolòs *et al.* 2005; Anthos, 2023).

Se presenta el catálogo florístico ordenado en primer lugar en Gimnospermas/Angiospermas y estas últimas en Dicotiledóneas/Monocotiledóneas. Dentro de estos grupos, a su vez, las familias están ordenadas alfabéticamente.

GIMNOSPERMAS

Pinaceae

Pinus halepensis Mill.

ANGIOPERMAS

DICOTILEDÓNEAS

Amaranthaceae

Amaranthus albus L.

Boraginaceae

Anchusa azurea Mill.

Anchusa undulata L.

Echium plantagineum L.

Echium vulgare L.

Lycopsis arvensis L.

Myosotis ramosissima Rochel

Neotostema apulum (L.) I.M. Johnst.

Pentaglottis sempervirens (L.) Tausch

Campanulaceae

Campanula erinus L.

Campanula rapunculus L.

Jasione montana L.

Caryophyllaceae

Arenaria leptoclados (Rchb.) Guss.

Arenaria serpyllifolia L.

Cerastium diffusum Pers. subsp. *diffusum*

Cerastium glomeratum Thuill.

Cerastium gracile Dufour

Cerastium semidecandrum L.

Corrigiola litoralis L.

Corrigiola telephifolia Pourr.

Dianthus sp.

Herniaria hirsuta L. subsp. *hirsuta*

Holosteum umbellatum L.

Petrorhagia nanteuilii (Burnat) P.W. Ball & Heywood

Polycarpon tetraphyllum (L.) L. subsp. *tetraphyllum*

Sagina apetala Ard.

Silene colorata Poir.

Silene conica L. subsp. *conica*

Silene gallica L.

Silene muscipula L.

Silene nocturna L.

Silene portensis L. subsp. *portensis*

Silene vulgaris (Moench) Garcke

Spergula arvensis L.

Spergula morisonii Boreau

Spergularia bocconeii (Scheele) Graebn.

Spergularia rubra (L.) J. Presl & C. Presl

Stellaria media (L.) Vill.

Velezia rigida Loefl. ex L.

Chenopodiaceae

Chenopodium album L.

Salsola kali L.

Compositae

Acanthoxanthium spinosum (L.) Fourr.

Achillea filipendulina Lam.

Anacyclus clavatus (Desf.) Pers.

Andryala arenaria (DC.) Boiss. & Reut.

Andryala integrifolia L.

Andryala ragusina L.

Anthemis arvensis L.

Artemisia campestris L.

Bombycilaena erecta (L.) Smoljan.

Calendula arvensis L.

Carduus pycnocephalus L.

Carduus tenuiflorus Curtiss

Carlina corymbosa subsp. *hispanica* (Lam.) O. Bolòs & Vigo

Carlina racemosa L.

Carthamus lanatus L.

Centaurea benedicta (L.) L.

Centaurea calcitrapa L.

Centaurea castellanoides subsp. *talaverae* E. López & Devesa

Centaurea melitensis L.

Centaurea ornata Willd.

Centaurea solstitialis L. susp. *solstitialis*

Chondrilla juncea L.

Cichorium intybus L.

Cladanthus mixtus (L.) Chevall.

Conyza bonariensis (L.) Cronquist

Conyza canadensis (L.) Cronquist

Crepis bursifolia L.

Crepis capillaris (L.) Wallr.

Crepis pulchra L.

Crepis taraxacifolia Thuill.

Dittrichia viscosa (L.) Greuter subsp. *viscosa*

Filago carpetana (Lange) Chrtek & Holub

Filago lutescens Jord. subsp. *lutescens*

Filago pyramidata L.

Hedypnois rhagadioloides (L.) F.W. Schmidt

Helichrysum stoechas (L.) Moench subsp. *stoechas*

Helminthotheca echioides (L.) Holub

Hypochaeris glabra L.

Hypochaeris radicata L. subsp. *radicata*

Lactuca serriola L.

Lactuca viminea (L.) J. Presl & C. Presl subsp. *viminea*

Logfia gallica (L.) Coss. & Germ.

Logfia minima (Sm.) Dumort.

Mantisalca salmantica (L.) Briq. & Cavill.

Matricaria sp.

Onopordum acanthium L. subsp. *acanthium*

Onopordum illyricum L. subsp. *illyricum*

Podospermum laciniatum (L.) DC.

Pulicaria sp.

Santolina rosmarinifolia L.

Scolymus hispanicus L.

Scorzonera angustifolia L.

Senecio gallicus Vill.

Senecio jacobaea L.

Senecio lividus L.

Senecio minutus (Cav.) DC.

Senecio vulgaris L.

Silybum marianum (L.) Gaertn.

Sonchus oleraceus L.

Taraxacum marginellum H. Lindb.

Taraxacum ovovatum (Willd.) DC

Thrinacia hispida Roth.

Tolpis barbata (L.) Gaertn.

Tragopogon crocifolius L. subsp. *crocifolius*

Tragopogon dubius Scop.

Tragopogon porrifolius L.

Urospermum picroides (L.) F.W. Schmidt

Vogtia microphyllum DC.

Convolvulaceae

Convolvulus arvensis L.

Crassulaceae

Sedum album L. subsp. *album*

Cruciferae

Alyssum granatense Boiss. & Reut.

Arabis sp.

Biscutella auriculata L.

Brassica barrelieri (L.) Janka

Camelina microcarpa Andr. ex DC.

Capsella bursa-pastoris (L.) Medik.

Cardamine hirsuta L.

Diplotaxis catholica (L.) DC.

Diplotaxis muralis (L.) DC. subsp. *muralis*

Diplotaxis virgata subsp. *virgata* (Cav.) DC.

Erophila verna (L.) Chevall.

Eruca vesicaria (L.) Cav.

Hirschfeldia incana (L.) Lagr.-Foss.

Moricandia arvensis (L.) DC.

Raphanus raphanistrum L. subsp. *raphanistrum*

Rapistrum rugosum (L.) All.

Sisymbrium austriacum Jacq.

Sisymbrium irio L.

Sisymbrium officinale (L.) Scop.

Sisymbrium orientale L.

Sisymbrium runcinatum Lag. ex DC.

Dipsacaceae

Lomelosia stellata (L.) Raf.

Fagaceae

Quercus ilex subsp. *ballota* (Desf.) Samp.

Geraniaceae

Erodium ciconium (L.) L'Hér.

Erodium cicutarium (L.) L'Hér.

Geranium molle L.

Labiatae

Lamium amplexicaule L.

Lamium purpureum L.

Lavandula pedunculata (Mill.) Cav.

Phlomis lychnitis L.

Rosmarinus officinalis L.

Thymus mastichina (L.) L.

Thymus zygis Loefl. ex L.

Leguminosae

Astragalus hamosus L.

Astragalus pelecinus (L.) Barneby

Astragalus stella L.

Coronilla minima L.

Coronilla scorpioides (L.) W.D.J. Koch

Hymenocarpus cornicina (L.) Vis.

Hymenocarpus lotoides (L.) Vis.

Lathyrus angulatus L.

Lathyrus cicera L.

Lotus corniculatus L.

Lupinus angustifolius L.

Medicago italica (Mill.) Fiori

Medicago lupulina L.

Medicago minima (L.) L.

Medicago orbicularis (L.) Bartal.

Medicago polymorpha L.

Medicago rigidula (L.) All.

Medicago sativa L.

Melilotus albus Medik.

Melilotus altissimus Thuill.
Melilotus indicus (L.) All.
Melilotus officinalis (L.) Pall.
Melilotus spicatus (Sm.) Breistr.
Melilotus sulcatus Desf.
Onobrychis viciifolia Scop.
Ononis biflora Desf.
Ononis spinosa L.
Ornithopus compressus L.
Retama sphaerocarpa (L.) Boiss.
Trifolium angustifolium L.
Trifolium arvense L.
Trifolium bocconeii Savi
Trifolium campestre Schreb.
Trifolium cernuum Brot.
Trifolium cherleri L.
Trifolium dubium Sibth.
Trifolium gemellum Pourr. ex Willd.
Trifolium glomeratum L.
Trifolium hirtum All.
Trifolium pratense L. subsp. *pratense*
Trifolium repens L., s. l.
Trifolium retusum L.
Trifolium scabrum L.
Trifolium stellatum L.
Trifolium striatum L. subsp. *striatum*
Trifolium strictum L.
Trifolium subterraneum L.
Trifolium sylvaticum Gérard ex Loisel.
Trifolium tomentosum L.
Trigonella monspeliaca L.
Trigonella polyceratia L.
Vicia lutea L.
Vicia peregrina L.
Vicia sativa L. subsp. *sativa*
Vicia eriocarpa (Hauskn.) Halácsy

Malvaceae

Malva nicaeensis All.
Malva parviflora L.
Malva sylvestris L.

Onagraceae

Epilobium brachycarpum C. Presl

Papaveraceae

Fumaria officinalis L. subsp. *officinalis*
Fumaria parviflora Lam.
Hypecoum imberbe Sm.
Papaver argemone L.
Papaver dubium L.
Papaver hybridum L.
Papaver rhoeas L.

Plantaginaceae

Plantago afra L.
Plantago bellardii All.
Plantago coronopus L. subsp. *coronopus*
Plantago holosteum Scop.
Plantago lagopus L.
Plantago lanceolata L.
Plantago loeflingii Loefl. ex L.

Polygonaceae

Polygonum aviculare L.
Rumex acetosella subsp. *angiocarpus* (Murb.) Murb.
Rumex crispus L.
Rumex pulcher L.

Primulaceae

Anagallis arvensis L.
Asterolinon linum-stellatum (L.) Duby

Resedeceae

Reseda lutea L. subsp. *lutea*

Reseda luteola L.

Reseda phyteuma L.

Sesamoides purpurascens (L.) G. López

Rosaceae

Prunus dulcis (Mill.) D.A. Webb

Sanguisorba minor Scop.

Sanguisorba verrucosa (Link ex G. Don) Ces.

Rubiaceae

Crucianella angustifolia L.

Galium aparine L. subsp. *aparine*

Galium aparine subsp. *spurium* (L.) Hartm.

Galium parisiense L.

Salicaceae

Populus alba L.

Populus nigra L.

Salix alba L.

Salix atrocinerea Brot.

Salix salviifolia Brot.

Santalaceae

Thesium humifusum DC.

Schrophulariaceae

Bartsia trixago L.

Kickxia lanigera (Desf.) Hand.-Mazz.

Linaria simplex Willd. ex Desf.

Linaria spartea (L.) Chaz.

Misopates orontium (L.) Raf.

Verbascum pulverulentum Vill.

Verbascum sinuatum L.

Veronica arvensis L.

Tamaricaceae

Tamarix canariensis Willd.

Ulmaceae

Ulmus pumila L.

Umbelliferae

Conium maculatum L.

Daucus carota L.

Eryngium campestre L.

Ferula communis L.

Foeniculum vulgare Mill.

Margotia gummifera (Desf.) Lange

Pimpinella villosa Schousb.

Thapsia villosa L.

Torilis leptophylla (L.) Rchb. f.

Torilis nodosa (L.) Gaertn.

Urticaceae

Urtica urens L.

Valerianaceae

Centranthus calcitrapae (L.) Dufur.

Valerianella coronata (L.) DC.

MONOCOTILEDÓNEAS**Cyperaceae**

Scirpoides holoschoenus (L.) Soják

Gramineae

Aegilops geniculata Roth

Aegilops triuncialis L.

Agropyron cristatum (L.) Gaertn.

Aira caryophyllea L. subsp. *caryophyllea*

Avena barbata Pott ex Link

Avena sativa L.

Avena sterilis L.

Bromus diandrus Roth.

Bromus hordeaceus L.

Bromus inermis Leyss.

Bromus lanceolatus Roth

Bromus madritensis L.

Bromus rigidus Roth

Bromus rubens L.

Bromus sterilis L.

Bromus tectorum L.

Catapodium rigidum (L.) C.E. Hubb.

Corynephorus divaricatus (Pourr.) Breistr.

Cynodon dactylon (L.) Pers.

Dactylis glomerata L.

Festuca arundinacea Schreber

Festuca pratensis Huds. subsp. *pratensis*

Holcus annuus subsp. *setiglumis* (Boiss. & Reut.)
M. Seq. & Castrov.

Holcus lanatus L.

Hordeum murinum L

Hordeum vulgare L.

Lolium multiflorum Lam.

Lolium perenne L.

Lolium rigidum Gaudin

Melica ciliata L.

Micropyrum tenellum (L.) Link

Molineriella laevis (Brot.) Rouy

Parapholis incurva (L.) C.E. Hubb.

Phalaris minor Retz.

Phleum pratense L.

Piptatherum miliaceum (L.) Coss.

Poa annua L.

Polypogon monspeliensis (L.) Desf.

Psilurus incurvus (Gouan) Schinz & Thell.

Rostraria cristata (L.) Tzvelev

Stipa capensis Thunb.

Taeniatherum caput-medusae (L.) Nevski

Trisetaria panicea (Lam.) Paunero

Triticum aestivum L.

Vulpia ciliata Dumort.

Vulpia membranacea (L.) Dumort.

Vulpia myuros (L.) C.C. Gmelin

Vulpia unilateralis (L.) Stace

Juncaceae

Juncus articulatus L. subsp. *articulatus*

Juncus bufonius L.

Liliaceae

Allium ampeloprasum L.

Allium cepa L.

Allium sphaerocephalon L.

Asphodelus fistulosus L.

Muscari comosum (L.) Mill.

Muscari neglectum Guss. ex Ten.

Ornithogalum bourgaeum Boiss.

Riqueza de especies

La flora ibérica (Península Ibérica e Islas Baleares) está compuesta por 6.276 especies (7.099 taxones) de plantas vasculares, lo que supone más del 54% de la flora europea (Aedo *et al.* 2017). La Comunidad de Madrid alberga 2.584 especies (2.716 taxones) según el trabajo monográfico de López-Jiménez (2007), lo que supone el 41% de la flora ibérica.

Durante los trabajos florísticos desarrollados en la presente tesis doctoral se ha muestreado una superficie menor de una hectárea, en concreto 8.200 m². Si trazamos un rectángulo regular que abarque todos los taludes experimentales y sus matrices, la superficie ascendería a 5,7 km², lo que supone un 0,007% de la superficie de la Comunidad de Madrid. Los 323 taxones identificados constituyen el 5,3% de la flora ibérica y el 12,4% de las especies madrileñas. Al igual que todo el territorio peninsular y madrileño en particular, los taludes y matrices albergan una elevada riqueza florística.

Espectro taxonómico:

Cabe destacar que no se ha encontrado ningún Pteridófito y solo una Gimnosperma (*Pinus halepensis*) que además es fruto de plantaciones realizadas en un terraplén (T-3). Por lo tanto, las 322 especies restantes se reparten dentro de las Angiospermas de la siguiente manera: 264 Dicotiledóneas y 60 Monocotiledóneas. En la Tabla A se puede apreciar cómo la flora de los taludes presenta una distribución de grandes grupos taxonómicos similar a la flora madrileña e ibérica, a excepción de la mencionada ausencia de Pteridófitos.

Tabla A. Comparativa de la flora Ibérica (Aedo *et al.* 2017), de Madrid (López-Jiménez, 2007) y de los taludes respecto a la distribución en grandes grupos y representación de diversas categorías taxonómicas.

	Flora Ibérica	Flora Madrid	Taludes
Nº de especies	6.276	2.563	319
Nº de géneros	1.278	828	184
Nº de familias	189	135	37
% Pteridófitos	1,9%	2,1%	0,0%
% Gimnospermas	0,4%	1,1%	0,3%
% Dicotiledóneas	80,1%	77,5%	81,2%
% Monocotiledóneas	17,5%	19,3%	18,5%

Las familias con mayor representación en cuanto al número de especies identificadas se presentan en la Figura A. Cabe destacar tres familias principales: compuestas, gramíneas y leguminosas (54% del catálogo total). Se trata de un patrón que se observa también a escala mundial (Heywood, 1978). Dentro de la Flora Ibérica y de la Comunidad de Madrid también se mantiene esta dominancia taxonómica, donde la suma de las tres familias constituye entorno al 30% de la flora total (Aedo *et al.*, 2013; López-Jiménez, 2007). Por el contrario, en taludes de Málaga y Cádiz, aunque se mantiene la dominancia de estas tres familias, su orden se cambia. En este caso son las leguminosas la familia más abundante seguida de gramíneas y compuestas (con porcentajes del 20%, 16% y 15% respectivamente; Matesanz *et al.*, 2004).

Resulta llamativo la baja representatividad de la familia de las rosáceas, que en el contexto peninsular y madrileño si tienen un mayor protagonismo (4% y 3% respectivamente; Aedo *et al.*, 2013; López-Jiménez, 2007).

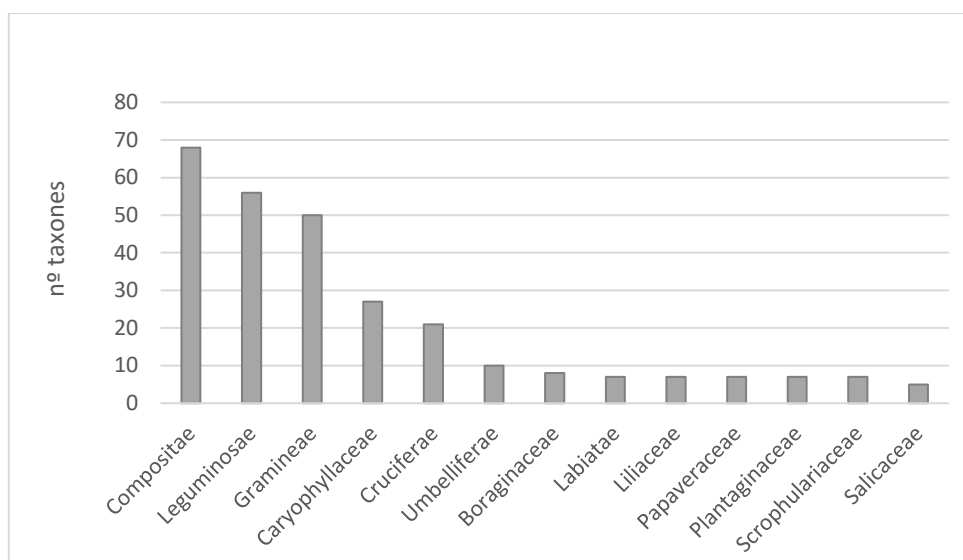


Figura A. Familias que presentan 5 especies o más en el catálogo de las matrices y taludes muestreados.

En lo que respecta a los géneros mejor representados destaca *Trifolium*, con 20 especies identificadas (Fig. B), lo que supone más de la mitad de las especies descritas para este género en Madrid (López-Jiménez, 2007) y un tercio de las descritas en Flora Ibérica (Muñoz *et al.* 2000).

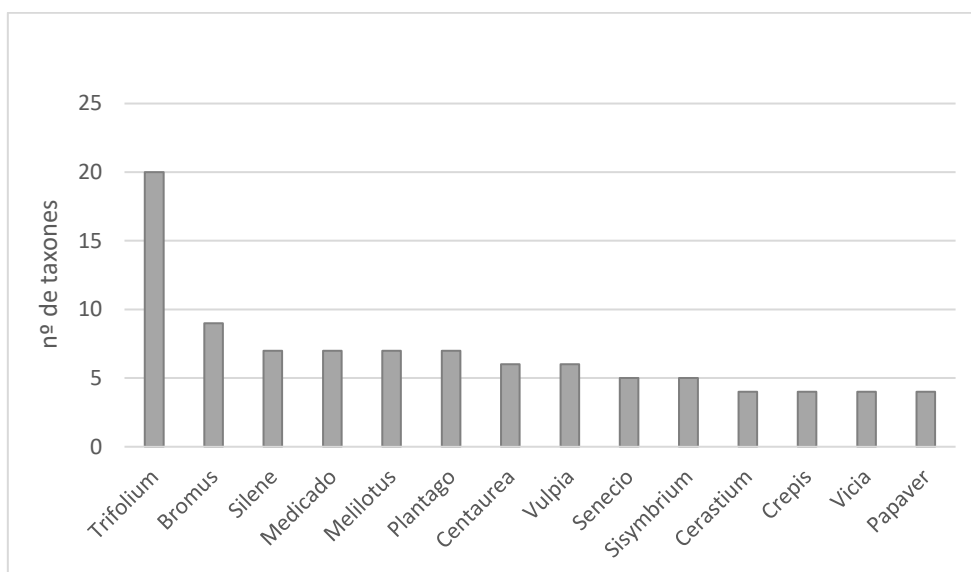


Figura B. Géneros que presentan 4 especies o más en el catálogo de las matrices y taludes muestreados.

Los géneros mejor representados en la Flora Ibérica (Aedo *et al.* 2017) son *Limonium* (109 especies), *Centaurea* (94 especies), *Carex* (92 especies) y *Alchemilla* (83 especies), ninguno de los cuales coincide con los encontrados con mayor representación en este estudio. Por el contrario, en la flora de la Comunidad de Madrid (López-Jiménez, 2007) son *Trifolium* (39 especies), *Carex* (32 especies), *Silene* (30 especies) y *Vicia* (29 especies). Por tanto, los géneros con más especies de la flora de los taludes y matrices son similares a los de la flora de Madrid, lo que puede apuntar a que la flora de los taludes la constituyen elementos que configuran comunidades frecuentes y abundantes en el contexto del territorio, donde estos patrones regionales se mantienen a escala local.

Espectro colorológico y hábitat

Las áreas de distribución de las especies presentes en los taludes son mayoritariamente de la región mediterránea (Tabla B). Dentro de este importante elemento corológico se puede apreciar cómo dominan las especies mediterráneas de amplia distribución dentro de esa región (eurimediterráneas), frente a las de distribución restringida al mediterráneo occidental (estenomediterráneas) o especies endémicas. Las condiciones ambientales, en los que un marcado y prolongado estiaje propio del clima mediterráneo, pueden favorecer la presencia de especies características de este clima, bien adaptadas a las condiciones ambientales. Por otro lado, la abundancia de especies de amplia distribución pudiera apuntar al carácter generalista de las especies que componen la flora de los taludes. En el caso de los taludes objeto de estudio se encuentran en zonas periurbanas, donde especies frecuentes y de amplia distribución configuran el mayor contingente de la riqueza de este tipo de espacios (McKinney, 2002; Domínguez *et al.*, 2023b).

Tabla B. Espectro corológico que compone la flora de los taludes y matrices estudiados (porcentaje y número de especies). En las filas inferiores se desglosa el elemento mediterráneo

ELEMENTO COROLÓGICO	nº sps. (%)
Elemento Alóctono	15 (4,6%)
Elemento Cosmopolita y Subcosmopolita	52 (16%)
Elemento Euroasiático	101 (31,1%)
Elemento Mediterráneo	157 (48,3%)
Eurimediterráneo	113 (35,1%)
Estenomediterráneo Occidental	34 (10,5%)
Endémico	9 (2,8%)

Las floras consultadas para obtener las áreas de distribución de las distintas especies también hacen comentarios relativos al hábitat que ocupa la especie en cuestión. Se ha realizado una clasificación de los hábitats referidos para valorar qué hábitats son los principales donantes de las especies que entran a formar parte de las comunidades vegetales de los taludes de carretera. Los resultados se muestran en la Figura C.

Los tres hábitats sobre los que recae la mayor cantidad de especies (93,8%) serían: pastizal (en particulares pastizales terofíticos mediterráneos), ruderal y arvense, en todas sus combinaciones y añadiendo especies cultivadas/ naturalizadas, frecuentes en los entornos de campos agrícolas. Se puede definir flora arvense como aquella que prospera en campos de cultivo y sus entornos. El término ruderal proviene del latín *ruđeris*, que significa escombros. Engloba un conjunto de hábitats que tienen en común la acción antrópica como elemento perturbador: bordes de caminos, pistas y carreteras; desmontes y taludes sometidos a fenómenos erosivos; cultivos con poco laboreo o abandonado, bordes de cultivos, muros y linderos, etc. (MITECO, 2022). Por lo tanto, parece que ruderal englobaría al término arvense, aunque se ha preferido mantener la terminología tal y como la han empleado los autores de las diferentes obras consultadas para definir los hábitats ocupados por las especies que componen este catálogo florístico.

En definitiva, se corresponden con los hábitats propios del territorio en el que se inserta la autopista (ver Capítulo 2), cultivos, baldíos y pastizales con restos dispersos de vegetación leñosa (encinas y retamas). Los hábitats minoritarios (6,2%) serían bosques, matorrales, zonas húmedas y roquedos, también presentes en pequeños parches en la zona de estudio. Las especies de

zonas húmedas son principalmente las integrantes de la familia de las salicáceas (géneros *Salix* y *Populus*), que han colonizado de forma natural los rezumaderos (contactos entre distintos tipos de materiales en los que mana/aflora agua) de los taludes; sus semillas anemócoras se dispersan a larga distancia debido a su pequeño tamaño y por la presencia de penachos de pelos (Soriano, 1993). Probablemente provengan del arroyo de Valdebebas, que cruza perpendicularmente la M12 y posee una fresneda-sauceda de cierta entidad para la matriz urbana y agrícola sobre la que se desarrolla, lo que constituye un ecosistema remanente dentro de esta matriz periurbana (Domínguez *et al.*, 2023a).

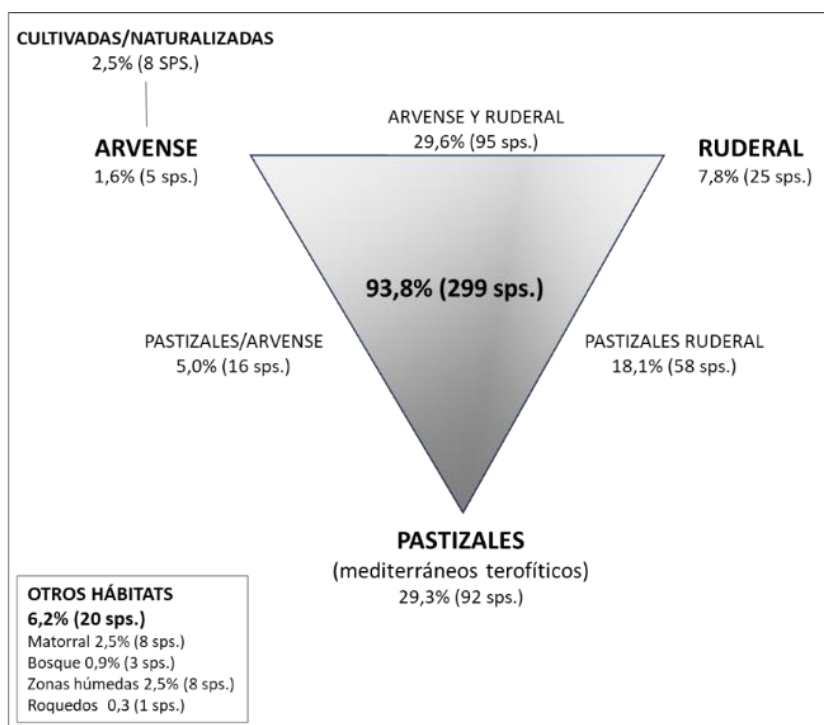


Figura C. Hábitats más representativos de las especies que componen la flora de los taludes y matrices estudiados.

Elemento endémico

El elemento endémico de un territorio hace referencia a su singularidad florística. En la Flora Ibérica se han descrito 1.258 endemismos, lo que supone el 22,7% de la flora nativa (Aedo *et al.* 2017; Aedo *et al.* 2013). Por el contrario, en la Comunidad de Madrid (López-Jiménez, 2007) aparecen un total de 246 especies endemismos, lo que supone solo el 10,4% del total de especies descritas para esta región. En el caso particular de los taludes se han identificado 8 endemismos ibéricos (Tabla C). La mayoría pertenecen a la familia de las Compuestas y al género *Centaurea* en particular, uno de los que presenta un mayor número de especies en la península ibérica y se caracteriza por su alto grado de endemidad (Devesa, 2016). Estas 8 especies representan un porcentaje de endemismos presentes en los taludes de solo el 2,6% de las especies nativas. Este valor, un orden de magnitud menor que para la Flora Ibérica, es un claro indicio de que, a pesar de la gran riqueza florística de los taludes, su singularidad baja. Dicho de otra manera, los taludes presentan un elevado número de especies, pero la mayoría de ellas son comunes y/o de amplia distribución. Esto redundo en la propuesta de Mckinney (2002), del bajo porcentaje en este tipo de espacios de especies raras o específicas de ambientes menos alterados o más naturales.

Tabla C. Lista de los 8 taxones endémicos ibéricas presentes en los taludes muestreados.

FAMILIA	TAXÓN
Compositae	<i>Centaurea castellanooides</i> subsp. <i>talaverae</i> E. López & Devesa
Compositae	<i>Centaurea ornata</i> Willd.
Compositae	<i>Santolina rosmarinifolia</i> L.
Compositae	<i>Senecio minutus</i> (Cav.) DC.
Compositae	<i>Tanacetum microphyllum</i> DC.
Cruciferae	<i>Diplotaxis virgata</i> subsp. <i>virgata</i> (Cav.) DC.
Labiatae	<i>Thymus mastichina</i> (L.) L.
Salicaceae	<i>Salix salviifolia</i> Brot.

Elemento alóctono

En la Flora Ibérica se han descrito hasta el momento un total de 739 especies alóctonas, lo que supone un 11,8% del total (Aedo *et al.* 2017). En el caso de la Comunidad de Madrid, las especies alóctonas identificadas son 266, lo que supone un 9,8% del total (López-Jiménez, 2007). Para la flora silvestre urbana y periurbana de la ciudad de Madrid se ha descrito un 15% de flora alóctona (Enríquez de Salamanca *et al.*, 2013). En el caso de los taludes se han identificado 15 especies alóctonas lo que supone únicamente un 4,6%.

Tradicionalmente se indica que los ecosistemas perturbados son una vía de entrada de especies alóctonas y/o invasoras en particular (Kox & Fox, 1986). Las carreteras son espacios susceptibles de favorecer este tipo de procesos (Forman *et al.*, 2003; Douglas & Matlack, 2006). Por el contrario, el porcentaje de especies alóctonas es muy bajo respecto las floras de referencia regionales y nacionales. Una posible explicación estaría en los exigentes filtros ambientales que se producen en los taludes (Bochet *et al.* 2011), tales como elevada pendiente, compactación del sustrato, escasez de nutrientes, baja capacidad de retención hídrica, entre otros, a lo que se debe sumar las condiciones ambientales regionales ya de por si también bastante exigentes del clima mediterráneo continental y seco (frío en invierno con prolongados periodos de heladas y un pertinaz estiaje veraniego con elevadas temperaturas).

Por el contrario, se han encontrado un total de 69 especies nativas en nuestros taludes (21,5%) que son alóctonas en otros territorios, e incluso forman parte de los catálogos de especies invasoras de otras regiones (Fuentes, 2014; California Invasive Plant Council, 2023; Australian Invasive Species, 2023). Por lo tanto, parece que la flora de los taludes es más susceptible de ser invasora que invadida (Arianoutsou *et al.*, 2013; Casado *et al.*, 2015).

Espectro de formas vitales (biotipos)

El biotipo dominante es el especies herbáceas anuales, terófitos con un 63,9%. Si se añaden el resto de biotipos herbáceos el porcentaje se incrementa hasta el 92,2%. Esto en gran medida puede estar condicionado porque se trata de comunidades de reciente creación a partir de suelos desprovistos de vegetación. Se han muestreado los cuatro primeros años lo que puede implicar que a medida que madure la comunidad estos porcentajes puedan modificarse en favor de un porcentaje de plantas perennes y leñosas más elevado. Por otro lado, la vegetación leñosa, en particular la de gran porte (fanerófitos), tienen muy restringidos los espacios que pueden ocupar en el entorno de las infraestructuras de transporte. No deben suponer un obstáculo

frente a una salida de vía y agravar el siniestro, no deben ocultar la señalización vertical, no deben incrementar el riesgo de incendios, en particular mediante la continuidad de las copas entre ejemplares cercanos, etc. Por otro lado, y también para prevenir incendios y evitar ocultación de la señalización vertical se siegan también los márgenes de la carreteras, perturbación que favorece a los biotipos herbáceos.

Tabla D. Espectro de biotipos del catálogo florístico de los taludes estudiados. Se han agrupado también en formas leñosas y herbáceas.

BIOTIPO	Nº Especies.	%
Fanerófito	11	3,4%
Caméfito	14	4,4%
Total leñosas	25	7,8%
Geófito	6	1,9%
Hemicriptófito	54	16,8%
Terófito perennante	31	9,7%
Terófito	203	63,9%
Total herbáceas	294	92,2%



ANEXO II: Patentes de invención con examen.

“Procedimiento y diente de cazo para el acabado
y el control de la erosión y escorrentía de taludes”



*Se presentan las patentes de invención tal y como aparecen en la Oficina Española de Patentes y Marcas, conservando su singular maquetación y organización del documento al tratarse de un documento oficial

19



OFICINA ESPAÑOLA DE
PATENTES Y MARCAS

ESPAÑA



11 Número de publicación: **2 791 055**

21 Número de solicitud: 202030816

51 Int. Cl.:

E02D 17/20 (2006.01)

E02F 9/28 (2006.01)

12

PATENTE DE INVENCION CON EXAMEN

B2

22 Fecha de presentación:

31.07.2020

43 Fecha de publicación de la solicitud:

30.10.2020

Fecha de modificación de las reivindicaciones:

22.01.2021

Fecha de concesión:

25.03.2021

45 Fecha de publicación de la concesión:

05.04.2021

73 Titular/es:

**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
(100.0%)**

**Avenida de Séneca 2
28040 MADRID (Madrid) ES**

72 Inventor/es:

**DE ALBA ALONSO, Saturnino;
MARTÍN DUQUE, José Francisco y
MOLA CABALLERO DE RODAS, Ignacio**

54 Título: **PROCEDIMIENTO Y DIENTE DE CAZO PARA EL ACABADO Y EL CONTROL DE LA EROSIÓN Y ESCORRENTÍA DE TALUDES**

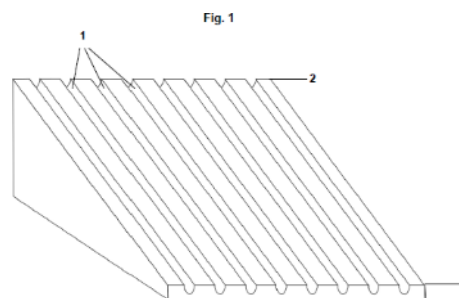
Resumen:

57

Procedimiento y diente de cazo para el acabado de taludes y el control de la erosión y escorrentía.

La invención se refiere a un procedimiento para el acabado de taludes artificiales, para el control de la erosión hídrica superficial y para favorecer la revegetación (o colonización vegetal natural) de estas superficies, practicando surcos (1) paralelos y continuos, orientados a favor de la máxima pendiente del talud. La base de los surcos (1) puede tener una incisión secundaria con la que se descompacta el terreno de la forma deseada.

La invención también se refiere a dientes de cazo para máquinas destinadas al movimiento de tierra y rocas con los que realizar este procedimiento.



Aviso: Se puede realizar consulta prevista por el art. 41 LP 24/2015.

Dentro de los seis meses siguientes a la publicación de la concesión en el Boletín Oficial de la Propiedad Industrial cualquier persona podrá oponerse a la concesión. La oposición deberá dirigirse a la OEPM en escrito motivado y previo pago de la tasa correspondiente

(art. 43 LP 24/2015).

ES 2 791 055 B2

DESCRIPCIÓN

PROCEDIMIENTO Y DIENTE DE CAZO PARA EL ACABADO Y EL CONTROL DE LA EROSIÓN Y ESCORRENTÍA DE TALUDES

5

SECTOR DE LA TÉCNICA

La presente invención se encuadra en el sector de la estabilización de taludes ante procesos erosivos. Más concretamente, se refiere a procedimientos para el acabado
10 microtopográfico de taludes artificiales que permiten el control de la erosión hídrica superficial y favorecen la revegetación de estas superficies. También se refiere a elementos para máquinas destinadas a movimientos de tierra, más concretamente, a dientes de cazo como elementos de excavación, con los que realizar estos procedimientos.

15

ANTECEDENTES DE LA INVENCION

La construcción de una infraestructura lineal, como puede ser una carretera, genera modificaciones en las condiciones medioambientales del espacio en el que se realiza
20 la obra. Estas modificaciones provocan la retirada y destrucción del suelo, con el empeoramiento de su calidad, además de eliminar la vegetación del mismo, lo que provoca una alteración permanente de este valioso elemento.

Los procedimientos convencionales actualmente aplicados para el acabado,
25 restauración y mantenimiento de taludes artificiales, se han revelado ineficaces para controlar los procesos erosivos superficiales que se desarrollan sobre los mismos, y por tanto, para minimizar el conjunto de efectos negativos ocasionados por la erosión hídrica de la superficie del talud.

30 Los principales problemas generados por la erosión hídrica superficial en taludes artificiales, tales como los de infraestructuras lineales, minería o edificación son los siguientes: emisión de sedimentos, pérdida de agua potencialmente disponible para la vegetación, nutrientes y semillas, compactación del suelo sobre el talud por pérdida del material superficial desagregado, dificultad para el desarrollo de una cubierta
35 vegetal estable y para la restauración ecológica del talud. Todo ello genera un aumento

significativo del riesgo de interrupción del servicio, en el caso de las infraestructuras, bien por su ocupación por sedimentos emitidos por el talud que alcanzan las calzadas, bien por los inconvenientes de las labores de limpieza. También se incrementa el riesgo de accidentes para los usuarios de la infraestructura, así como los costes de mantenimiento de las infraestructuras.

En el campo de tratamiento de taludes, como medida preventiva, se utilizan frecuentemente mallas de alambre de acero que se cuelgan de la parte superior del talud y guían los pequeños desprendimientos hacia las cunetas o áreas de captación en los laterales de la vía o zona a proteger. Este tipo de mallas también se utilizan en sistemas flexibles de estabilización y protección de taludes que emplean membranas flexibles, combinadas con sistemas de anclaje a la zona estable del terreno. Existen, además, gran cantidad de variaciones a la hora de elaborar mallas de protección de taludes, en función del tipo de terreno. Por ejemplo, en la patente EP2264247B1 se describe una red, y el procedimiento para elaborarla, para su uso como georrejilla en aplicaciones geotécnicas. La patente ES2690731T3 protege una red geotextil sin costuras con estructura celular para la estabilización de suelos que se puede utilizar para reforzar pendientes, conos de terraplén, muros de contención en construcciones para el transporte o la ingeniería hidráulica, entre otros. El documento ES1071411U propone un recubrimiento protector para terrenos que comprende una capa de tejido de trama y urdido destinado a extenderse y fijarse sobre el terreno a proteger, así como unas tramas tubulares de fibras naturales que contienen semillas. El procedimiento está especialmente diseñado para terrenos áridos e incultos (desprovistos de cubierta vegetal), tales como taludes, terraplenes, desmontes, dunas o zonas aledañas a infraestructuras, afectadas por obras; para protegerlos de la erosión y facilitar el crecimiento de un manto vegetal.

Las prácticas habituales en la construcción de taludes establecen sistemas de drenaje externos al plano del talud para evitar que escorrentía externa entre en los mismos. Por otro lado, si los taludes son extensos se diseñan y construyen bermas y sistemas de drenaje internos (al plano del talud) paralelos a las curvas de nivel. En realidad, la función principal de la construcción de bermas (planos horizontales) en taludes de infraestructuras lineales o superficies similares tiene una doble función: proporcionar estabilidad geotécnica al talud, y amortiguar la caída o movilización de materiales desde zonas superiores. Sin embargo, estas bermas acaban convirtiéndose también

en estructuras de drenaje del talud paralelas a las curvas de nivel. En ingeniería civil y minería, se construyen cunetas de guarda en la cabecera del talud en caso de que exista una ladera en la parte superior que pueda aportar escorrentía al nuevo plano generado. Estas cunetas de guarda se prolongan por los laterales del talud hasta llegar a la parte inferior del mismo, para evitar que la escorrentía entre en el plano del talud..

5 Por último, en la base del talud, y sobre todo en el caso de infraestructuras lineales de transporte terrestre, se ubica otra estructura de drenaje, otra cuneta que evita que la escorrentía afecte a la plataforma de la infraestructura, constituyendo una tercera estructura horizontal de drenaje. Esta última conecta con las redes naturales de

10 drenaje, bien directamente, bien mediante drenajes de obra que cruzan perpendicularmente, por debajo, las superficies de la calzada. En definitiva, en función de la altura del talud, se establece una estructura escalonada en la que alternan planos inclinados (taludes) con planos horizontales (bermas). Los taludes, expuestos a procesos erosivos por su pendiente cuentan con cunetas de guarda tanto en la

15 cabecera como en la base de cada plano inclinado (talud) para encauzar la escorrentía generada.

Sin embargo, la gestión de la escorrentía del plano de los taludes sigue siendo un problema sin resolver correctamente, con tasas de erosión muy elevadas que, al acumular sedimentos en las cunetas, puede soterrar los sistemas de drenaje,

20 impidiendo el desagüe. La contención de la erosión hídrica en el talud propiamente dicho, se confía al establecimiento de una cubierta vegetal que incremente la infiltración y sujete el terreno. El problema radica en que si las tasas de erosión son muy elevadas, resulta muy complicado que la vegetación sea capaz de prosperar. Los

25 costes de mantenimiento de taludes artificiales, tanto por efectos de la erosión de los taludes como por siegas de la vegetación para evitar riesgo de incendios, suponen en autopistas de última generación en nuestra latitud un importe de 6.000€/año por kilómetro lineal durante los primeros 5-10 años, repartidos de igual forma entre ambas

30 partidas. Sigue siendo necesario, por lo tanto, diseñar taludes con redes de drenaje construidas desde su inicio de tal modo que eviten estos problemas y sobrecostes.

EXPLICACIÓN DE LA INVENCION

Procedimiento y diente de cazo para el acabado y el control de la erosión y escorrentía de taludes

35

Para paliar los problemas expuestos anteriormente, un aspecto de la presente invención se refiere a un procedimiento de acabado de la superficie de un talud en la que se crea, durante la última fase de construcción del talud, una red densa de surcos
5 superficiales paralelos entre sí, orientados a favor de la máxima pendiente del talud, y continuos desde la parte superior del talud hasta su base, cubriendo toda la superficie del talud. Se crea así una red de drenaje que organiza y compartimenta el talud en microcuencas, delimitadas por las dos divisorias que quedan a ambos lados de cada surco.

10

Esta configuración hace que la superficie (el área) concentradora del agua a drenar por cada surco se vea restringida a la propia superficie del surco que actúa a modo de microcuenca colectora. Así, cada surco funciona a modo de unidad de drenaje que tan solo tiene que evacuar el agua de lluvia directamente precipitada sobre él. Al mismo
15 tiempo, la orientación de los surcos –y por tanto del flujo de la escorrentía superficial— a favor de la pendiente, les confiere una elevada capacidad de drenaje, que reduce los esfuerzos erosivos en las paredes laterales de los surcos. Todo ello contribuye a reducir los desplomes de dichas paredes, evitando así la convergencia de flujos y, de este modo, la concentración de escorrentía sobre la superficie del talud. A su vez, con
20 este sistema se evitan los procesos de “captura” entre cuencas, proceso que ocurre cuando no se impone una organización como la propuesta. Tales procesos de captura implican que puntualmente aparezcan concentraciones elevadas de escorrentía, que tienen como resultado la formación de regueros y cárcavas.

25 En esta memoria descriptiva, por talud se entiende el plano inclinado generado durante actividades de movimiento de tierras, ya sea por excavación (desmontes) o por acopio y compactación en su caso de materiales (terraplenes).

En cada caso concreto de aplicación, según la tipología y morfología del talud y de la
30 naturaleza del sustrato sobre el que se construya, la red de drenaje se realiza con una densidad de surcos diferente, de entre 2 y 5 surcos por metro lineal, entendiéndose por metro lineal el tramo de 1 m de longitud paralelo a las curvas de nivel del talud.

La profundidad media de los surcos estará comprendida entre 3 y 20 cm, en función
35 de la tipología y morfología del talud, y de la naturaleza del sustrato sobre el que se ha

de construir. La anchura del surco dependerá de su profundidad, de las dimensiones y características de la maquinaria utilizada, así como de la naturaleza del sustrato.

5 Un segundo aspecto de la invención se refiere a un procedimiento de acabado de la superficie de un talud en la que se practica, durante la última fase de construcción del talud, una red densa de surcos paralelos entre sí con una incisión primaria, orientados a favor de la máxima pendiente del talud, y continuos desde la parte superior del talud hasta su base, cubriendo toda la superficie del talud en los que, además, se realiza una incisión secundaria en la base de cada surco de tal modo que, sin que tenga lugar
10 un transporte neto de material, se genera un efecto de descompactación del material *in situ* en la base del surco.

En este segundo caso, según la tipología y morfología del talud y de la naturaleza del sustrato sobre el que se construya, la red de drenaje puede tener una densidad de
15 surcos de entre 2 y 5 surcos por metro lineal. La profundidad media de la incisión primaria será de entre 3 y 20 cm, mientras que la incisión secundaria podrá alcanzar entre 10 y 15 cm de profundidad con respecto a la base del surco primario, removiendo la tierra pero sin crear un segundo surco.

20 El acabado puede ser realizado con diversos tipos de maquinaria civil convencional, que permita hacer operaciones de ranurado o estriado lineal. En este sentido, las retroexcavadoras, cargadoras o palas frontales, máquinas mixtas y otras máquinas utilizadas para el movimiento de materiales como tierras, rocas o grava están dotadas de un cazo móvil, también llamado cuchara, cuyo borde inferior incide en los materiales
25 que debe mover. En el borde del cazo, se insertan unos elementos llamados dientes que son los que inciden directamente sobre el terreno. Los dientes son elementos de desgaste. Para poder intercambiarlos o, simplemente, cambiarlos cuando se desgastan o rompen debido al uso, los dientes se insertan en un adaptador o portadientes que se fija al borde del cazo.

30 Para que puedan realizar los trabajos para los que están destinados, los dientes tienen que estar diseñados con formas apropiadas para cada uso.

Otro aspecto de la invención se refiere a un diente para distintos tipos de cazo (de
35 excavación, carga y/o los denominados de "limpieza") de retroexcavadoras, palas

frontales, máquinas mixtas o similares, del tipo de los dientes cuyo extremo más alejado del adaptador es paralelo al borde del cazo y cuya anchura es igual a lo largo de toda la porción, en forma de pala rectangular, que se inserta en el material que se quiere remover, de los conocidos frecuentemente como “universales” y que se utilizan para terrenos sueltos con poca abrasión, especialmente para realizar zanjas y acabados de taludes u otras superficies, que tiene, además, en el borde de penetración (extremo más alejado del adaptador), una apéndice central terminado en punta a modo de punzón. Este apéndice central tiene, preferentemente, una longitud de 10-15 cm y la punta tiene una longitud de 2-4 cm. Puede ser un apéndice cilíndrico o bien con sección rectangular o elíptica, preferentemente con un diámetro de 20-35 mm, o un lado o eje mayor, respectivamente, de 20-35 mm.

El apéndice central del diente de cazo es, preferentemente, macizo y realizado con el mismo material que el resto del diente de cazo que puede ser de los mejores aceros para la fundición y aportar todos los elementos químicos (cromo, níquel, etc.) en una proporción suficiente y equilibrada, comúnmente utilizadas para la construcción de estas piezas de desgaste de maquinaria de obra civil y/o minería.

La invención también se refiere a un procedimiento de acabado de la superficie de un talud en la que se practica, durante la última fase de construcción del talud, una red densa de surcos paralelos entre sí con una incisión primaria, orientados a favor de la máxima pendiente del talud, y continuos desde la parte superior del talud hasta su base, cubriendo toda la superficie del talud en los que, además, se realiza una incisión secundaria en la base de cada surco de tal modo que, sin que tenga lugar un transporte neto de material, se genera un efecto de descompactación del material *in situ* en la base del surco, y en el que ambas incisiones se practican utilizando un diente de cazo como el descrito en esta memoria descriptiva.

Los efectos directos ocasionados por el uso de este tipo de dientes, con la formación de la incisión secundaria provocada por el apéndice del mismo, producen un aumento de la descompactación del suelo y de la infiltración del agua en el fondo de los surcos creados por el cazo de la máquina utilizada. En último término, las modificaciones físicas así creadas por el diente en el surco activan una serie de procesos físico-químicos y biológicos (ecológicos) que repercuten en un aumento de la fertilidad en los surcos, y en definitiva, en la mejora de la estabilización del talud que a su vez

permita el desarrollo y mantenimiento de una cubierta vegetal estable.

Con la formación de la incisión secundaria provocada por el apéndice del diente de cazo, se pretende modificar las propiedades físicas del suelo en la base del surco o
5 marca que dejan los dientes de retroexcavadora (u otra maquinaria utilizada) en el proceso constructivo de un talud. La acción del apéndice va a producir una pequeña incisión en el fondo plano del surco, la cual resulta otra vez rellenada por el mismo material removido por el apéndice al paso de este. De tal modo que, sin que tenga lugar un transporte neto de material, se genera un efecto de descompactación del
10 material *in situ* en la base del surco.

Ambas soluciones (con o sin incisión secundaria) son particularmente efectivas en taludes de materiales no consolidados. Es decir, este método está preferentemente indicado para sustratos litológicos que, si bien pueden estar ligeramente consolidados
15 o cementados, no sean rocas duras. Ejemplos de sustratos para los que está indicado son: gravas, arenas, limos y arcillas ligeramente consolidadas o cementadas, arcosas, lutitas, yesos, margas, distintos tipos de derrubios de ladera, regolitos y suelos (edáficos) de todo tipo. Ejemplos de sustratos rocosos para los que no está indicado son: todo tipo de rocas ígneas y metamórficas que no estén meteorizadas (basaltos,
20 granitos, gneises, esquistos, pizarras, cuarcitas...) y rocas sedimentarias altamente litificadas (calizas, dolomías o areniscas muy cementadas, entre otras).

Respecto al clima, las soluciones son más eficientes en taludes artificiales construidos en ambientes áridos o semiáridos, incluyendo los mediterráneos, en los que es
25 relativamente frecuente la ocurrencia de episodios de lluvia de elevada intensidad, durante los que el factor clave que determina la intensidad del proceso erosivo es la capacidad de drenaje del agua de escorrentía procedente de la lluvia precipitada sobre el talud.

30 Adicionalmente, la presente invención contribuye a la restauración ecológica del talud:
a) reduciendo la pérdida de material de la capa superficial del suelo y de nutrientes; b) limitando la pérdida de semillas por lavado al reducir la energía y la capacidad de transporte de la escorrentía superficial; y, c) creando condiciones físicas del suelo (descompactación, aireación y rugosidad) favorables para el desarrollo de la cubierta
35 vegetal; (d) reduciendo las pérdidas de humedad por insolación, al crear zonas de

sombra.

La presencia de una zona descompactada en la base de los surcos, mediante una incisión secundaria, modifica la respuesta hidrológica del surco, favoreciendo la infiltración y la retención de agua. Al mismo tiempo, se produce un aumento de la rugosidad superficial a lo largo del surco, lo que provoca otros efectos beneficiosos: aumento de la capacidad de retención de agua por acumulación superficial temporal en las microdepresiones a lo largo del surco; pérdida de conectividad hídrica superficial, lo que dificulta la generación de flujos de escorrentía; y disminución de la velocidad de la escorrentía, reduciendo a su vez su energía y capacidad erosiva. Del mismo modo, al reducirse la movilización de material por erosión, se reduce la pérdida de nutrientes y de semillas por la escorrentía.

Cabe destacar que se trata de un procedimiento extraordinariamente económico para su aplicación en obra, dado que no supone incrementar ni el número ni la duración de las operaciones tradicionalmente realizadas en la fase de terminación del talud, y los tipos de maquinaria y equipos a utilizar son los convencionales. Tampoco requiere la instalación sobre la superficie del talud de ninguna estructura o elemento artificial ajeno a este (tales como bajantes, estructuras de hormigón, geotextiles...), que pueda incrementar el coste final. A su vez, eliminar o reducir la introducción de elementos artificiales también tiene claras ventajas ecológicas, respecto a la reducción de materias primas en origen (estrategia perfectamente alineada con el objetivo actual de promover la economía circular), como a su introducción en el entorno (reducción de impacto ambiental).

Adicionalmente, el hecho de terminar la construcción del talud con la red de drenaje ya labrada sobre su superficie disminuye de forma significativa los gastos de mantenimiento de la infraestructura. En primer lugar debido a que reduce drásticamente el volumen de suelo que sería exportado del talud durante la propia generación espontánea de la red de drenaje durante las primeras lluvias que ocurrieran tras su construcción. Esto es particularmente relevante para el caso de los taludes con acabados convencionales lisos (acabados de cuchilla o cazo de limpieza) en los que la superficie carece de cualquier estructura de drenaje y esta se acaba por desarrollar sobre toda la superficie de forma espontánea. Como resultado del desarrollo espontáneo del drenaje se genera un aporte de gran volumen de material a la

infraestructura. Esto ocurre ya durante la fase de explotación, lo que genera importantes gastos de mantenimiento.

Por otro lado, la red de drenaje que se genera espontáneamente sobre la superficie del talud bajo la acción de la lluvia tiende a producir morfologías de drenaje de alta erosividad. Morfologías dendríticas, es decir, con ramificaciones, en las que la escorrentía se concentra ladera abajo de forma progresiva mediante la confluencia de surcos y canales laterales. Estas morfologías dendríticas dan lugar a un aumento progresivo del volumen de escorrentía acumulado ladera abajo, de la energía de esta y, en definitiva, del trabajo erosivo que llega a desarrollar produciendo mayores volúmenes de material erosionado. Sin embargo, el acabado generado con los procedimientos de la invención crea sobre el talud una red de drenaje de baja energía, al repartir la escorrentía entre los distintos canales y minimizar su convergencia y concentración. De este modo se asegura una reducción muy significativa de la capacidad erosiva de la escorrentía; así como del volumen de material erosionado que alcanza la infraestructura y así los costes de mantenimiento y conservación.

BREVE DESCRIPCIÓN DE LOS DIBUJOS

Para complementar la descripción que se está realizando y con objeto de ayudar a una mejor comprensión de las características de la invención, se acompaña como parte integrante de dicha descripción un juego de dibujos en donde, con carácter ilustrativo y no limitativo, se ha representado lo siguiente:

Figura 1.- Esquema de un talud con una red de drenaje de surcos (1) paralelos entre sí, orientados en la dirección de la máxima pendiente.

Figura 2. Esquema acotado de la planta y el perfil del diente de cazo.

Figura 3. Sección del apéndice central (4) del diente de cazo del Ejemplo 4.

Figura 4. Perfil de surcos generados por una incisión primaria (B) o una incisión primaria más una secundaria (C).

Figura 5. Esquema de la utilización del diente de la invención (D) y surco generado

(C).

A continuación, se proporciona una lista de los distintos elementos representados en las figuras que integran la invención:

- 5 1 = surco.
 2 = parte superior del talud.
 3 = base del talud.
 4 = apéndice central del diente de cazo.
 41 = punta del apéndice central (4) del diente de cazo.
10 42 = borde de ataque del apéndice central (4) del diente de cazo.
 43 = borde opuesto del apéndice central (4) del diente de cazo.
 5 = borde final, de penetración del diente de cazo.
 6 = pala del diente de cazo.
 7 = zona de anclaje.
15 71 = orificio de anclaje.
 MNC = materiales no consolidados.
 A = situación previa a la aplicación de los métodos de la invención.
 B = perfil del surco generado por una incisión primaria.
 C = perfil del surco generado por una doble incisión (primaria más secundaria).
20 D = esquema del diente de cazo de la invención insertado en el terreno.

REALIZACIÓN PREFERENTE DE LA INVENCION

La presente invención se ilustra mediante los siguientes ejemplos que no pretende ser
25 limitativo de su alcance.

Ejemplo 1.

Previo a la realización del acabado de un talud construido con una inclinación de 20°,
se humedeció la superficie del mismo mediante riego.

30 Se utilizó una excavadora de ruedas tipo "góndola" Hyundai HW210 con capacidad de
cuchara de 0.8-1.34m³, con un cazo de 1,20 m de anchura y 5 dientes también
estándar de excavación, con forma rectangular en su extremo de ataque, de 25 cm de
longitud y 10 cm de anchura. La excavadora se dispuso perpendicular al plano del
35 talud y se realizaron incisiones en el terreno inclinado exclusivamente con los dientes

del cazo, arrastrando el brazo de arriba abajo, cubriendo la totalidad de la longitud del talud en altura, desde la parte superior (2) del talud hasta la base (3) del mismo. Esta operación se repitió hasta cubrir la totalidad de la superficie del talud. El aspecto final de la superficie del talud con surcos (1) paralelos está representado en la figura 1. En la figura 4, se muestra una sección del terreno de materiales no consolidados (MNC) (A) y el aspecto del perfil del surco obtenido con esta incisión primaria (B).

Ejemplo 2.

Se realizaron surcos (1) longitudinales a lo largo de la superficie de todo el talud, como se describe en el Ejemplo 1. A continuación, en la base de los surcos se realizó una descompactación secundaria mediante el uso de una retroexcavadora con el cazo modificado, en el que se sustituyeron los dientes convencionales por punzones de 250 mm de longitud y 25 mm de diámetro. Esto supuso realizar una segunda operación sobre el talud tras completar la construcción de los surcos (1) paralelos y continuos a favor de la pendiente. En esta segunda operación se arrastró el cazo de la retroexcavadora a lo largo de los surcos (1) haciendo coincidir la incisión de los punzones (incisión secundaria) con el centro de la base de los surcos (1) obtenidos mediante incisión primaria, produciendo así una descompactación en la base del canal que afectó a una profundidad media de entre 10 y 15 cm. En la figura 4 se muestra el perfil del surco así generado tras la incisión primaria (B) y la incisión primaria seguida de la incisión secundaria (C); con líneas punteadas se indica el intervalo de la sección del terreno en el que actúa la incisión secundaria.

Ejemplo 3.

Se fabricó un diente de acero de sección ligeramente rectangular y hueca en su base, para adaptarse a las fijaciones estándar de este tipo de elementos sobre cazos o cucharas de maquinaria de excavación. Se practicaron también dos orificios (71) de 2,2 cm de diámetro a ambos lados de la base, que constituye la zona de anclaje (7), para introducir un pasador con el que fijar el diente al cazo de la maquinaria de excavación. El diente, en su zona de anclaje (7) presenta unas medidas de 9,5x10 cm. A medida que avanza hacia el extremo opuesto a la fijación, la pala (6) del diente se va aplanando para presentar un borde final (5), borde de penetración del diente de cazo, paralelo al borde del cazo de la máquina. Sobre este final, en su parte central se incluyó un apéndice central (4), macizo, con forma de cilindro de 2 cm de diámetro y 11 cm de longitud que, en sus 3,5 cm finales, se elaboró afilado en forma cónica,

generando una punta (41). La longitud total del diente con el apéndice central (4) y la punta (41) fue de 44 cm. En la figura 2 se muestran los detalles de este diente.

Ejemplo 4.

5 Se fabricó un diente como se describe en el ejemplo 3. Sobre el borde final (5), se dispuso un apéndice central (4) macizo con sección de prisma rectangular modificado, de 3 cm de anchura y 6 cm de profundidad. La modificación del prisma rectangular consistió en redondear los dos bordes estrechos: el borde de ataque (42) se realizó como una semicircunferencia para facilitar su penetración en el terreno, y el borde opuesto (43) presentó un perfil semielíptico, más afilado, para favorecer el adecuado
10 rellenado de la incisión dejando el sustrato descompactado (C), como se muestra en la figura 5. La longitud del apéndice central (4) fue de 11 cm y en los 3 cm del extremo, se hizo converger la sección en una punta (41). Se muestra la sección del punzón en la figura 3.

15

Ejemplo 5.

Se preparó la superficie de un talud con una inclinación de 30°, humedeciéndolo mediante riego. A continuación, se utilizó una retroexcavadora estándar, como la utilizada en los ejemplos 1 y 2, con 5 dientes como los descritos en el ejemplo 3. La
20 retroexcavadora se dispuso perpendicular al plano del talud y se realizaron incisiones en el terreno inclinado exclusivamente con los dientes del cazo, arrastrando el brazo de arriba abajo, cubriendo la totalidad de la longitud del talud en altura. Esta operación se repitió hasta cubrir la totalidad de la superficie del talud. En la figura 5, se muestra el aspecto del perfil del surco obtenido con esta doble incisión (C), así como un
25 esquema del diente de cazo de la invención insertado en el terreno (D) que se desea descompactar.

REIVINDICACIONES

- 5 **1.** Procedimiento para el acabado y el control de la erosión y escorrentía de taludes que consiste en practicar surcos (1) paralelos entre sí en la superficie del talud, orientados a favor de la máxima pendiente del talud y continuos desde la parte superior (2) del talud hasta la base (3) del talud, cubriendo toda la superficie del mismo.
- 2.** Procedimiento según la reivindicación 1 en el que los surcos (1) paralelos se practican con una densidad de 2-5 surcos por metro lineal.
- 10 **3.** Procedimiento según cualquiera de las reivindicaciones anteriores en el que los surcos (1) paralelos tienen una profundidad media de 3-20 cm.
- 4.** Procedimiento para el acabado y el control de la erosión y escorrentía de taludes caracterizado porque, en la superficie del talud, se practican:
- 15 - surcos (1) paralelos entre sí con una incisión primaria, orientados a favor de la máxima pendiente del talud y continuos desde la parte superior (2) del talud hasta la base (3) del talud, cubriendo toda la superficie del mismo y
- una incisión secundaria en la base de cada surco (1) paralelo.
- 20 **5.** Procedimiento según la reivindicación 4 en el que los surcos (1) paralelos se practican con una densidad de 2-5 surcos por metro lineal.
- 6.** Procedimiento según cualquiera de las reivindicaciones 4-5 en el que la incisión
- 25 primaria tiene una profundidad media de 3-20 cm, y la incisión secundaria se practica con una profundidad de 10-15 cm con respecto a la profundidad de la incisión primaria.
- 7.** Diente de cazo de excavación, carga y/o limpieza para retroexcavadoras, palas frontales y/o máquinas mixtas, del tipo de dientes cuyo extremo más alejado del
- 30 adaptador o borde final (5) de penetración es paralelo al borde del cazo y cuya anchura es igual a lo largo de toda la porción, en forma de pala (6) rectangular, que se inserta en el material que se quiere remover, caracterizado porque, en el borde final (5) incluye un apéndice central (4) a modo de punzón terminado en punta (41).
- 35 **8.** Diente de cazo según la reivindicación 7 en el que el apéndice central (4) tiene una longitud total de 10-15 cm y la punta (41) tiene una longitud de 2-4 cm.

- 5
- 9.** Diente de cazo según cualquiera de las reivindicaciones 7-8 en el que la sección del apéndice central (4) tiene forma circular, rectangular, elíptica, o rectangular con bordes redondeados.,
- 10.** Diente de cazo según la reivindicación 9 en el que la sección del apéndice central (4) es circular, con un diámetro de 20-35 mm.
- 10 **11.** Diente de cazo según la reivindicación 9 en el que la sección del apéndice central (4) es rectangular con el borde de ataque (42) semicircular y el borde opuesto (43) semielíptico.
- 15 **12.** Procedimiento para el acabado y el control de la erosión y escorrentía de taludes según cualquiera de las reivindicaciones 4-6 caracterizado porque se practican surcos (1) paralelos entre sí en la superficie del talud, orientados a favor de la máxima pendiente del talud y continuos desde la parte superior (2) del talud hasta la base (3) del talud, cubriendo toda la superficie del mismo, mediante la utilización de dientes de cazo según cualquiera de las reivindicaciones 7-11.

Fig. 1

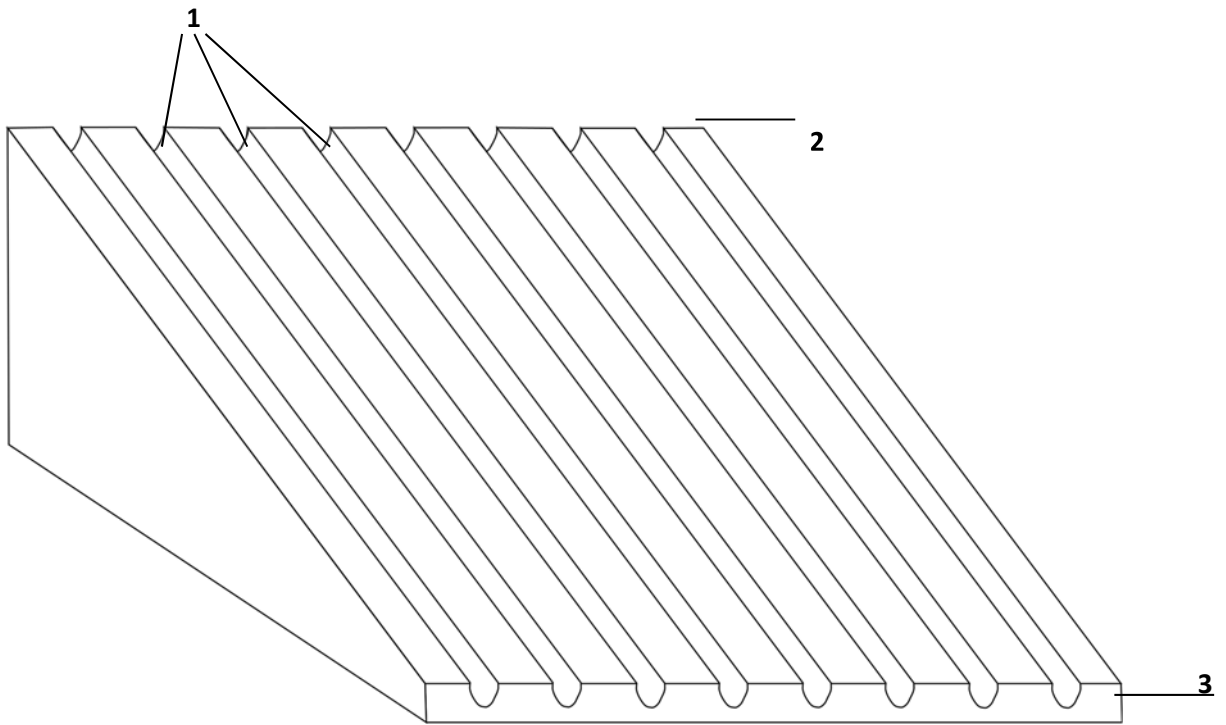


Fig. 2

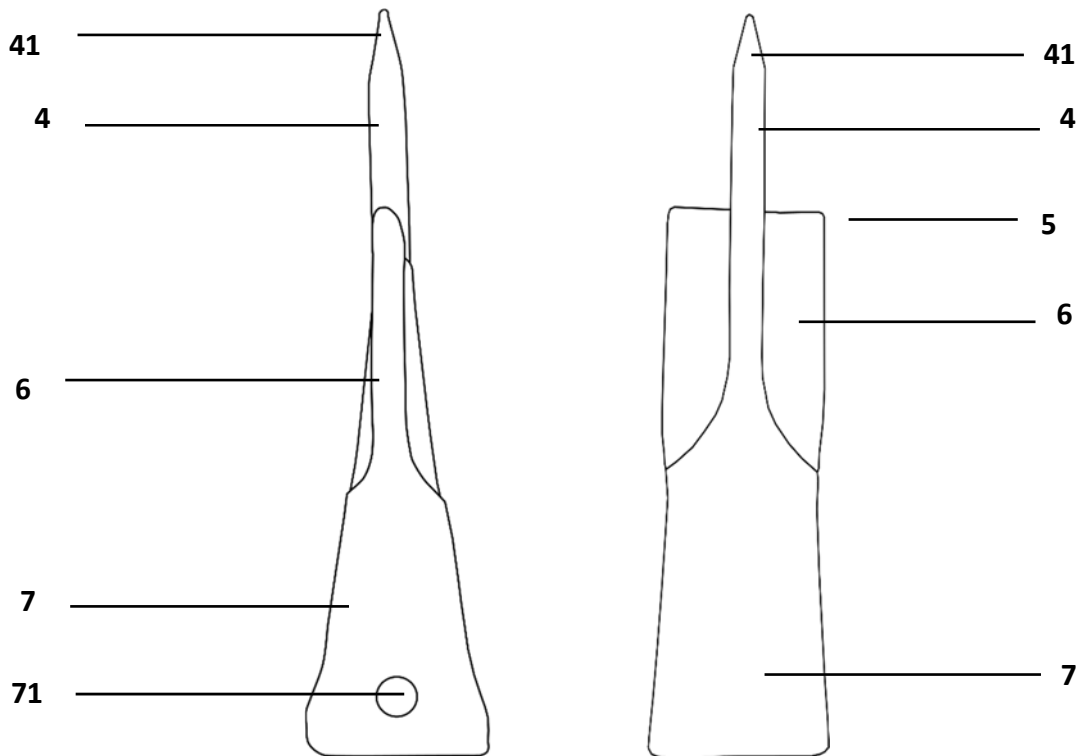


Fig. 3

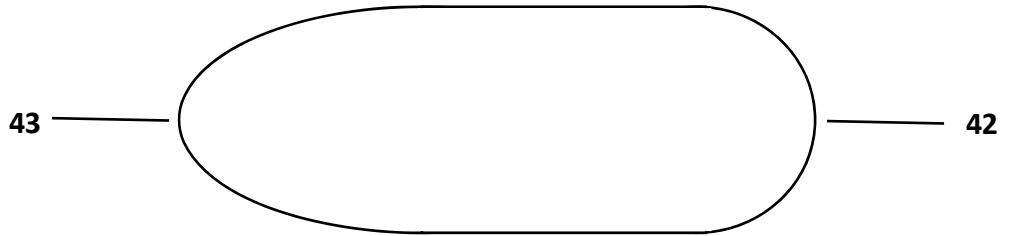


Fig. 4

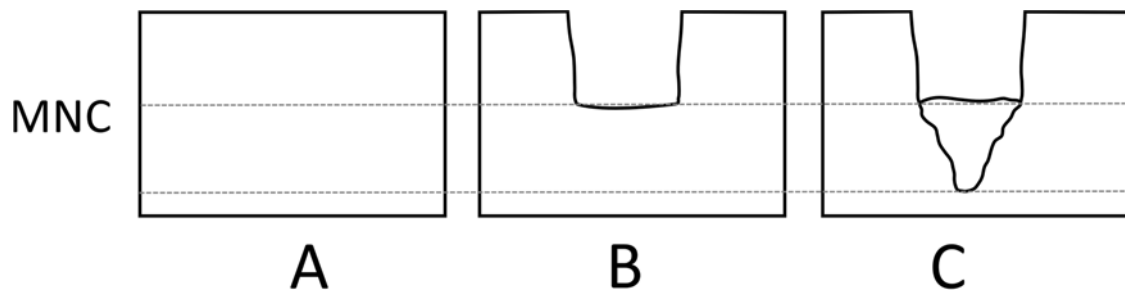
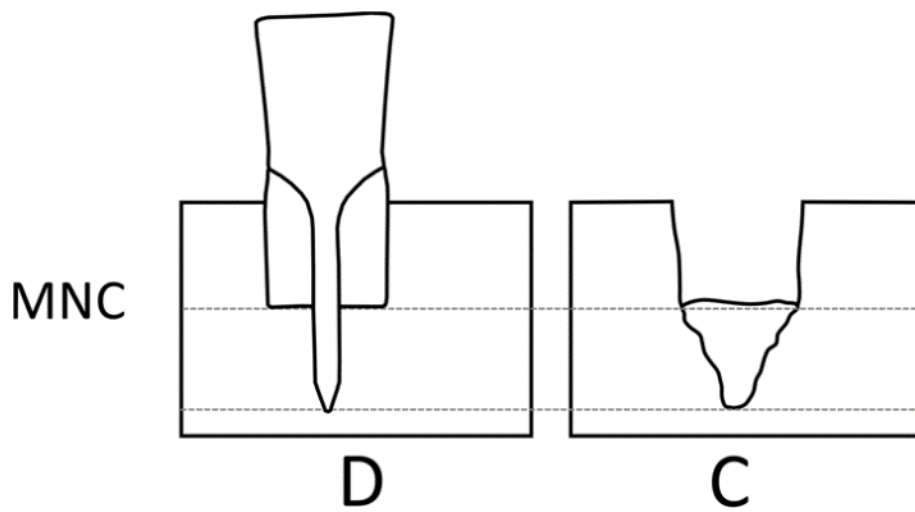
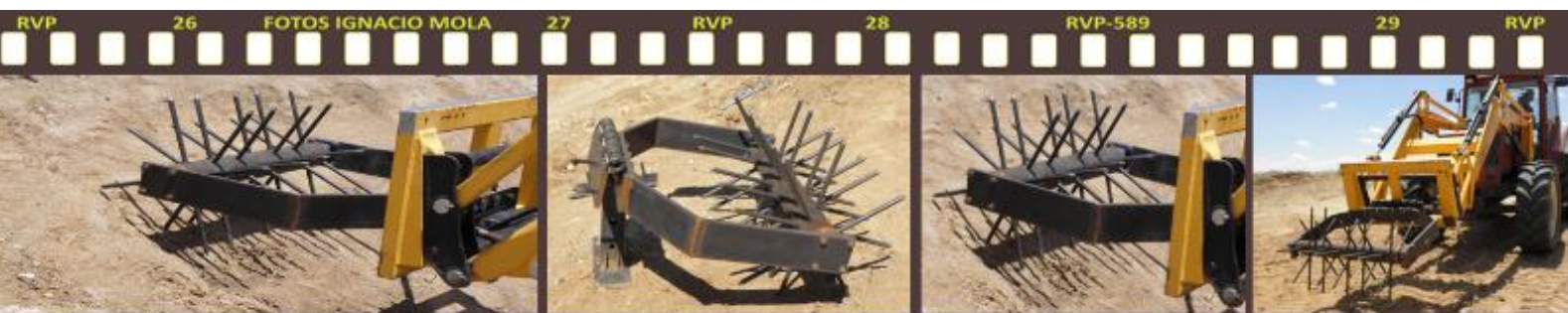


Fig. 5





RVP 26 FOTOS IGNACIO MOLA 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

**ANEXO III: Patentes de invención con examen
“Método para la descompactación de la
superficie de taludes”**

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP



RVP 26 RVP-584 27 RVP 28 RVP-589 29 RVP

*Se presentan las patentes de invención tal y como aparecen en la Oficina Española de Patentes y Marcas, conservando su singular maquetación y organización del documento al tratarse de un documento oficial

ES 2 796 423 B2

19



OFICINA ESPAÑOLA DE
PATENTES Y MARCAS

ESPAÑA



11 Número de publicación: **2 796 423**

21 Número de solicitud: 202030817

51 Int. Cl.:

E02D 17/20 (2006.01)

A01B 45/02 (2006.01)

12

PATENTE DE INVENCION CON EXAMEN

B2

22 Fecha de presentación:
31.07.2020

43 Fecha de publicación de la solicitud:
26.11.2020

Fecha de modificación de las reivindicaciones:
19.02.2021

Fecha de concesión:
25.03.2021

45 Fecha de publicación de la concesión:
05.04.2021

73 Titular/es:
**UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
(100.0%)
Avenida Séneca 2
28040 MADRID (Madrid) ES**

72 Inventor/es:
**DE ALBA ALONSO, Saturnino;
MARTÍN DUQUE, José Francisco y
MOLA CABALLERO DE RODAS, Ignacio**

54 Título: **MÉTODO PARA LA DESCOMPACTACIÓN DE LA SUPERFICIE DE TALUDES**

57 Resumen:

Método para la descompactación de la superficie de taludes.

La presente invención se refiere a un método para preparar el suelo durante la fase de acabado en la construcción de taludes y otras operaciones de mantenimiento de taludes, especialmente, favorecer su revegetación y reducir la erosión. El método para preparar o mantener la superficie de taludes incluye la utilización de un apero que presenta un rodillo dispuesto a modo de eje central y una serie de púas que sobresalen de la superficie del rodillo perpendicularmente al diámetro del mismo y se distribuyen alrededor del rodillo de tal manera que al rodar sobre el terreno producen un patrón espacial de impactos sobre la superficie del terreno, lo más irregular y aleatorio posible.

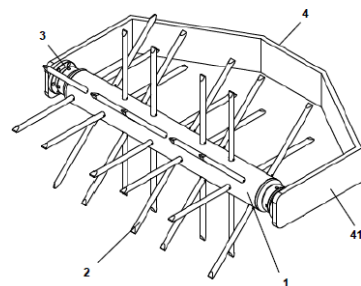


Fig. 1

Aviso: Se puede realizar consulta prevista por el art. 41 LP 24/2015.

Dentro de los seis meses siguientes a la publicación de la concesión en el Boletín Oficial de la Propiedad Industrial cualquier persona podrá oponerse a la concesión. La oposición deberá dirigirse a la OEPM en escrito motivado y previo pago de la tasa correspondiente

(art. 43 LP 24/2015).

ES 2 796 423 B2

DESCRIPCIÓN

MÉTODO PARA LA DESCOMPACTACIÓN DE LA SUPERFICIE DE TALUDES

5 **SECTOR DE LA TÉCNICA**

La presente invención se encuadra en el sector de los métodos para tratar la superficie de la tierra. Más concretamente, se refiere a métodos para preparar el suelo durante la fase de acabado en la construcción de taludes y para otras operaciones de mantenimiento de taludes, especialmente, para favorecer su revegetación y reducir la erosión.

ANTECEDENTES DE LA INVENCION

15 La construcción de una infraestructura lineal —como puede ser una carretera o un ferrocarril—, las operaciones de una explotación minera u otras actividades que impliquen movimientos de tierra, generan severas alteraciones en las condiciones medioambientales del espacio en el que se desarrollan. Estas modificaciones provocan la destrucción del suelo como sistema estructurado y funcional (en sentido edafológico), capaz de acoger diferentes y diversas comunidades biológicas, entre las que destaca la cubierta vegetal, que también es eliminada. Para la exitosa restauración ecológica de estos nuevos espacios resulta imprescindible que la nueva superficie expuesta sea capaz de albergar comunidades biológicas (cobertura vegetal incluida), de manera que se maneje adecuadamente la escorrentía superficial y su efecto erosivo
20
25 (Forman *et al.* 2002-*Road Ecology. Science and solutions*. Island Press. Washington DC 481 pp. 171-199).

En España, respecto al proceso constructivo de nuevas superficies (desmontes, terraplenes y explanadas), los pliegos de prescripciones técnicas generales tanto de
30 carreteras (Pliego de prescripciones técnicas generales para obras de carreteras y puentes (PG-3), vigentes a 1 de junio de 2019, de la Secretaría de Estado de Infraestructuras, Transporte y Vivienda, del Ministerio de Fomento) como de ferrocarriles (Pliego general de prescripciones técnicas tipo para los proyectos de plataforma, PGP-2011, edición junio 2011, ADIF) especifican las actividades o
35 unidades de obra que componen la construcción de una infraestructura lineal, así como la forma de verificar su ejecución (medición y abono).

Ambos pliegos afrontan la descripción de las unidades de construcción separando excavaciones y drenajes. Se asume que la escorrentía producida en el plano del talud se maneja mediante los elementos externos de drenaje (cunetas, bajantes, etc.). En ningún apartado se menciona cómo manejar la escorrentía dentro del talud. Por el contrario, en los apartados en los que se identifican los trabajos de acabado de los taludes (refino de taludes) se indica textualmente: “*consiste en las operaciones necesarias para conseguir el acabado geométrico*”. Es decir, la preocupación en este punto es puramente morfológica, dirigida por la operatividad de la maquinaria y la estética final, y bajo un marco de geometrías no naturales. Se indica que estos trabajos se realizarán con posterioridad a la construcción de drenes y otras obras. En particular se hace hincapié en “*la eliminación de cualquier material blando, inadecuado o inestable que no se pueda compactar adecuadamente, así como rellenar los huecos*”. También se hace referencia a cómo proceder en caso de que se produzca un desprendimiento (rellenando y volviendo a la situación inicial). Por lo tanto, se asume que los sistemas de drenaje están adecuadamente dimensionados para captar y canalizar tanto la escorrentía generada en el talud como la erosión y la emisión de sedimentos.

Por otro lado, en aquellos espacios puntuales en los que por su singularidad no se puede asumir la ocurrencia de desprendimientos, fenómenos erosivos o deposición de materiales, por el grave riesgo que supondría para la seguridad de las personas (por ejemplo en la embocadura de túneles, así como otros puntos concretos de la infraestructura), se procede a realizar tratamientos especiales de protección de taludes, normalmente mediante técnicas basadas en la contención. Es decir, actuando sobre los efectos negativos del proceso, y no en revertir sus causas. Entre estos tratamientos se puede destacar: gunitado (proyectar hormigón sobre la superficie del talud), bulones y drenajes de tipo profundo (realizados en perpendicular a la superficie del talud y hacia el interior del terreno), mallas metálicas, geotextiles, mallas tridimensionales, geoceldas (diferentes técnicas que cubren por completo la superficie del talud), entre otras. Todas estas técnicas, como se ha indicado, se aplican de forma puntual y extraordinaria, dado el enorme coste que conlleva su aplicación.

En el campo de tratamiento de taludes, y como medida preventiva, se utilizan frecuentemente mallas de alambre de acero que se despliegan desde la parte superior

del talud, de modo que guían los pequeños desprendimientos hacia las cunetas o áreas de captación en los laterales de la vía o zona a proteger. Este tipo de mallas también se utilizan en sistemas flexibles de estabilización y protección de taludes, combinadas con sistemas de anclaje a la zona estable del terreno. Existen, además, gran cantidad de variaciones a la hora de elaborar mallas de protección de taludes, en función del tipo de terreno. Por ejemplo, en la patente EP2264247B1 se describe una red, y el procedimiento para elaborarla, para su uso como georrejilla en aplicaciones geotécnicas. La patente ES2690731T3 protege una red geotextil sin costuras con estructura celular para la estabilización de suelos que se puede utilizar para reforzar pendientes, conos de terraplén, muros de contención en construcciones para el transporte o la ingeniería hidráulica, entre otros. El documento ES1071411U propone un recubrimiento protector para terrenos que comprende una capa de tejido de trama y urdido destinado a extenderse y fijarse sobre el terreno a proteger y unas tramas tubulares de fibras naturales que contienen semillas. El procedimiento está especialmente diseñado para terrenos áridos e incultos (desprovistos de cubierta vegetal), tales como taludes, terraplenes, desmontes, dunas o zonas aledañas a infraestructuras, afectadas por obras; todo ello para protegerlos de la erosión y facilitar el crecimiento de un manto vegetal.

Por último, una vez finalizadas las nuevas superficies se procede a desarrollar técnicas de revegetación con dos objetivos fundamentales: producir la integración paisajística y minimizar la erosión. Estas técnicas se basan principalmente en enmiendas para intentar subsanar la inexistencia de suelo (extendidos de tierra vegetal o sustrato fértil, aportes de materia orgánica, nutrientes, etc.) e introducir propágulos (siembras) o individuos (plantaciones) de distintas especies vegetales, para formar una cubierta vegetal. Si existe erosión hídrica intensa, no se puede instalar la cubierta vegetal, debido a la pérdida de suelo, agua disponible para las plantas, nutrientes y semillas, y debido a la compactación del suelo, bien por pérdida del material superficial desagregado, bien por su 'sellado'. La cobertura vegetal puede atenuar la erosión, pero si existe erosión intensa, no se puede desarrollar, dilema que no es capaz de solucionar adecuadamente las técnicas habituales de revegetación. Incrementar la calidad del microsítio, y por tanto su capacidad de acoger comunidades biológicas, se revela como una exitosa vía para favorecer la revegetación más eficiente (Mola, I., Jiménez, M.D., López-Jiménez, N., Casado, M.A., Balaguer L. 2011. *Roadside reclamation outside the revegetation season: Management options under schedule*

pressure. Restoration Ecology 19: 83–92).

Los contenidos de los pliegos referidos, aunque se trata de documentos de ámbito nacional español, no difieren mucho de los que se pueden encontrar en documentos
 5 similares de otras nacionalidades por lo que se refiere al aspecto concreto de control de la erosión dentro del plano del talud. Por ejemplo, en países como Australia, en los que hay técnicos certificados en control de erosión y en los que es necesaria la aprobación del plan de obras, tampoco tienen medidas específicas para el tratamiento o acabado de la superficie del talud. Pero son muy exigentes con la rápida
 10 revegetación del talud, hasta coberturas superiores al 50%. En caso de que llegue el periodo de lluvias, y si el talud no tiene una cobertura vegetal significativa, puede existir la obligación de cubrirlo en su totalidad con mantas y/o mallas que eviten la erosión. El control de la erosión, en este caso, presenta un enfoque muy marcado por la bioingeniería (mallas, redes, *hidromulching*, etc.).

15

A nivel internacional, ha sido muy común el uso de modelos de erosión del suelo (tipo USLE, *Universal Soil Loss Equation*, es decir, Ecuación Universal de Pérdida de Suelo) aplicados a taludes de infraestructuras lineales. Con ellos, el objetivo ha sido evaluar sus tasas de erosión que, en caso de ser elevadas, se abordaban desde la
 20 revegetación. Por ejemplo, Meyer y Römken (Meyer, L.D., Römken, J.M. 1976. *Erosion and sediment control on reshaped land. In: Proceedings, Third Interagency Sediment Conference*, PB-245-100, 2-75, 2-76, Water Resources Council, Washington DC), tras aplicar la USLE, proponen el uso de técnicas de acolchado (*mulching*), revegetación, construcción de balsas de sedimentación y modificación de la topografía
 25 general del talud (cóncavo, convexo...) para reducir la erosión hídrica. Seutloali y Beckedahl (Seutloali, K.E., Beckedahl, H.R. 2015. *A Review Of Road-Related Soil Erosion: An Assessment Of Causes, Evaluation Techniques And Available Control Measures*. Earth Sci. Res. J. vol. 19 no. 1) realizan una síntesis de los métodos usados para controlar la erosión en taludes de carretera, y concluyen que la vegetación ha
 30 sido y es la medida más ampliamente utilizada a nivel internacional.

Por otro lado, la emisión de sedimentos, especialmente intensa en los primeros eventos de lluvia tras la construcción de taludes, provoca que los sistemas de drenaje puedan verse colapsados con la deposición de los materiales erosionados (cunetas
 35 soterradas, drenes colmatados, etc.). En el caso de las infraestructuras lineales de

transporte terrestre, este efecto es especialmente importante, dado que el espacio debe permitir la operación de la infraestructura, y el colapso de los sistemas de drenaje puede producir inundaciones y otras incidencias que atenten contra su funcionalidad (cortes de tráfico o disminución de capacidad) y los correspondientes costes asociados. A estas partidas económicas habría que sumar los costes de mantenimiento (limpieza de cunetas, desatranco de drenes, arquetas y otros elementos de drenaje) que pueden también ser muy elevados. En ambientes mediterráneos, en particular, se han establecido en torno a unos 3.000 € por kilómetro lineal para autopistas de última generación durante los 5-10 primeros años tras su construcción.

En definitiva, los procedimientos convencionales actualmente aplicados para el acabado y mantenimiento de taludes artificiales se han revelado ineficaces para controlar los procesos erosivos superficiales que se desarrollan sobre los mismos y, por tanto, para minimizar el conjunto de efectos negativos ocasionados por la erosión hídrica de la superficie del talud.

EXPLICACIÓN DE LA INVENCION

Método para la descompactación de la superficie de taludes.

En la presente memoria descriptiva, entendemos por taludes los planos inclinados generados de forma artificial por actividades que implican movimientos de tierras (Obra Civil, Edificación, Minería, etc.). Estos pueden ser por excavación, denominados desmontes, o por acumulación y compactación de materiales, denominados terraplenes.

Un aspecto de la invención se refiere a un método de descompactación de la superficie de un talud que incluye la realización de roturas puntuales, aisladas, de la costra superficial del suelo, creando microdepresiones caracterizadas por presentar un pequeño hoyo central, de plano ovoide y laterales ligeramente elevados, a modo de 'microcráteres', afectando a una superficie variable de entre 25 y 50 cm². Dichas roturas puntuales de la costra superficial del suelo se distribuyen espacialmente sobre el plano del talud, de forma aislada y discontinua, y en forma de mosaico.

Para llevar a cabo las roturas puntuales y discontinuas de la superficie del terreno, un aspecto de la invención se refiere al método de descompactación de la superficie de un talud que incluye la utilización de un apero, acoplado al brazo articulado de una máquina de obra civil del tipo retroexcavadora o grúa hidráulica articulada Palfinger, o bien a maquinaria agrícola. Dicho apero incluye un rodillo a modo de eje central, del que salen de forma radial una serie de púas o agujas. Las púas sobresalen de la superficie del rodillo perpendicularmente al diámetro del mismo y se distribuyen alrededor del rodillo de tal manera que al rodar sobre el terreno producen un patrón espacial de impactos sobre la superficie del terreno, lo más irregular y aleatorio posible. Para realizar las roturas puntuales y discontinuas de la superficie del terreno, se hace rodar el apero sobre la superficie del talud de manera que las púas se claven en la superficie del talud hasta una profundidad media de 5 a 10 cm.

Debido a las fuertes pendientes que pueden resultar al crearse nuevas superficies del terreno por actividades humanas, generalmente superiores a 30° , podría pensarse que un tratamiento de descompactación que se aplicara de forma continua sobre toda la superficie del talud, podría ocasionar un aumento crítico de su inestabilidad, por la pérdida de cohesión en la capa superficial del suelo. Sin embargo, el tratamiento de descompactación puntual y en mosaico que se consigue con la utilización de este apero incrementa la estabilidad del talud según aumenta su heterogeneidad física.

Este método está preferentemente indicado para sustratos litológicos que, si bien pueden estar ligeramente consolidados o cementados, no sean rocas duras. Ejemplos de sustratos para los que está indicado son: gravas, arenas, limos y arcillas ligeramente consolidadas o cementadas; arcosas; lutitas; yesos; margas; distintos tipos de derrubios de ladera; regolitos y suelos (edáficos) de todo tipo. Ejemplos de sustratos rocosos para los que no está indicado son: todo tipo de rocas ígneas y metamórficas que no estén meteorizadas (por ejemplo: basaltos, granitos, gneises, esquistos, pizarras o cuarcitas) y rocas sedimentarias altamente litificadas (calizas o dolomías, entre otras).

A su vez, este tratamiento tiene efectos sobre la fertilidad física del talud, que incluyen:

- la rotura de la costra superficial del suelo, que aumenta la permeabilidad y la infiltración, y con ello la disponibilidad de agua para las plantas;
- la creación de un

mosaico de 'microsumideros' de escorrentía, que reduce las pérdidas de agua y la erosión; c) el aumento de la rugosidad superficial, que reduce la tasa y velocidad de transporte de materia (agua, partículas de suelo, nutrientes, semillas); y d) la generación de microrrugosidades que actúan como trampas de captación de semillas y nutrientes (como materia orgánica en forma de hojarasca, por ejemplo).

El método de descompactación puede ser utilizado tanto en la fase de acabado, es decir durante la construcción del terreno del talud, como en operaciones de mantenimiento del mismo, durante la fase de explotación/operación. En estas últimas, el método de descompactación va a permitir realizar tratamientos de descompactación en mosaico de la capa superficial de suelo, minimizando los daños sobre la vegetación preexistente. A diferencia de otras labores de descompactación de tipo agrícola, que remueven la capa superficial del suelo, con este método, la descompactación se aplica de forma puntual y distribuida de forma discontinua sobre el talud. Ello minimiza el impacto que podría producir esa operación sobre la vegetación existente en el talud.

Los efectos del uso del apero sobre la densidad final de microdepresiones que quede sobre la superficie del talud, va a depender de diversos factores, tales como son la naturaleza del material litológico que lo constituye, textura, presencia de gravas, compactación, rugosidad inicial de la superficie; o de las condiciones de aplicación del tratamiento, como la humedad en el suelo, del número y dirección de los pases que se apliquen, etc.; también de las características físicas y dimensiones concretas del modelo de apero utilizado.

25

BREVE DESCRIPCIÓN DE LOS DIBUJOS

Para complementar la descripción que se está realizando y con objeto de ayudar a una mejor comprensión de las características de la invención, se acompaña como parte integrante de dicha descripción un dibujo en donde, con carácter ilustrativo y no limitativo, se ha representado lo siguiente:

Figura 1. Densidad media de microdepresiones generadas por los aperos de los ejemplos 5-8.

35

REALIZACIÓN PREFERENTE DE LA INVENCION

La presente invención se ilustra mediante los siguientes ejemplos, que no pretenden ser limitativos de su alcance.

5

Ejemplos 1-4.

Se utilizaron los aperos cuyas características figuran en la Tabla 1, acoplados a una retroexcavadora, para descompactar la superficie de una banda de talud de 1 o 1,2 metros de anchura. Una vez que el apero estuvo instalado en el extremo final de una grúa hidráulica articulada Palfinger, con el movimiento de esta grúa se provocó que el apero rodara por la superficie de un talud, de arriba hacia abajo, o de un lado a otro, forzando a que las púas se clavaran en la superficie del talud hasta profundidades medias de 5 a 10 cm. De este modo, durante la rodadura del apero se fueron creando pequeños movimientos de tierra, localizados en los puntos de inserción de las púas, que denominamos microdepresiones.

15

La acción de las púas generó, sobre la superficie del talud, una serie de pequeñas zonas aisladas, en las que se rompió la costra superficial del suelo, se descompactó la capa superficial hasta la profundidad de inserción de la púa y, localmente, se generó un nuevo microrrelieve. En el entorno de los puntos de inserción de las púas se creó una microtopografía caracterizada por presentar una depresión central de plano ovoide, alargada en la dirección de rodadura del apero, y laterales ligeramente elevados, a modo de 'microcráteres' de muy pequeño diámetro, afectando a una superficie variable de entre 25 y 50 cm².

25

Al finalizar la intervención, las pequeñas zonas de suelo modificado quedaron espacialmente distribuidas sobre la superficie del talud de forma aislada y discontinua, y cuasi aleatoria. La densidad final de estas pequeñas zonas dependió de la configuración concreta del apero utilizado en cuanto al número total de púas, a su distribución y a su separación; pero también en función del número de pases de aplicación del apero y de la/s dirección/es con las que se realizaron las operaciones sobre el talud. En la Tabla 1 se indican las características de cada apero y los resultados obtenidos con un único pase del apero sobre el terreno.

30

35 **Tabla 1.** Características de cada apero según los ejemplos 1-4 y sus efectos sobre un

talud realizando un único pase, aplicación o pasada del mismo

	Ejemplo 1	Ejemplo 2	Ejemplo 3	Ejemplo 4
Anchura de trabajo/longitud del rodillo (m)	1,00	1,00	1,20	1,20
Longitud púas (m)	0,30	0,20	0,25	0,20
Diámetro rodillo (m)	0,13	0,15	0,20	0,20
Diámetro de la púa (m)	0,02	0,025	0,035	0,03
Distancia entre púas (m)	0,053	0,042	0,063	0,050
Número de púas (uds.)	38	48	38	48
Profundidad media microdepressiones (m)	0,075	0,075	0,075	0,075
Radio de giro efectivo del apero* (m)	0,29	0,20	0,325	0,225
Densidad media de microdepressiones (número/m ² y pase)	20,9	38,4	15,5	28,3

* Radio de giro efectivo del apero = ½ diámetro del rodillo + longitud púas - profundidad media microdepressiones.

5 **Ejemplo 5-8.**

Se utilizaron cuatro aperos con la misma distribución y dimensiones de las púas que en los aperos de los ejemplos 1-4, en los que el rodillo presentaba un diámetro de 15 cm, una longitud de 180 cm y, a lo largo de la longitud del rodillo, las púas estaban fijadas a 4, 5, 6 y 7 cm de distancia, respectivamente. Con cada uno de estos cuatro aperos acoplados al brazo articulado de una retroexcavadora, se descompactó la superficie de una banda de talud de 1,8 metros de anchura, siguiendo los mismos pasos que los descritos en los ejemplos 1-4. En la figura 1 se representa la relación entre la densidad de microdepressiones, en función de la longitud efectiva de las púas en el apero, y las distancias (d) entre púas sobre el rodillo. En esta figura, la longitud efectiva de las púas en metros (m) se refiere a la suma de la longitud de la púa más 1/2 del diámetro del rodillo y menos la profundidad media de incisión de la púa en el suelo (7,5 cm); Núm/m² se refiere al número de microdepressiones por metro cuadrado y por pase. Como se ha indicado en los ejemplos 1-4, la superficie de cada microdepresión osciló entre los 25-50 cm² (Tabla 1), por lo tanto, la superficie descompactada por el apero en cada pase osciló entre el 3,5-15% del total, dependiendo de la distribución de las púas del apero empleado. Se puede verificar cómo la densidad de microdepressiones por unidad de superficie se incrementa cuanto menor es la distancia entre púas y menor es su longitud. Las características locales tales como el clima, tipo de suelo, pendiente, presencia de vegetación, tratamientos superficiales previos (extendido de tierra vegetal y otros), determinarán la conveniencia de realizar uno o más pases.

REIVINDICACIONES

1. Método para descompactar la superficie de taludes que incluye hacer rodar un apero por la superficie del talud, en dirección vertical y/u horizontal, donde el apero incluye un rodillo dispuesto a modo de eje central, del que salen púas o agujas de forma radial, perpendicularmente al diámetro del rodillo, y se distribuyen alrededor del mismo de tal manera que, al rodar sobre el terreno, producen un patrón espacial de impactos irregular y aleatorio sobre la superficie del terreno, de manera que las púas del apero se claven en la superficie del talud hasta una profundidad media de 5-10 cm.

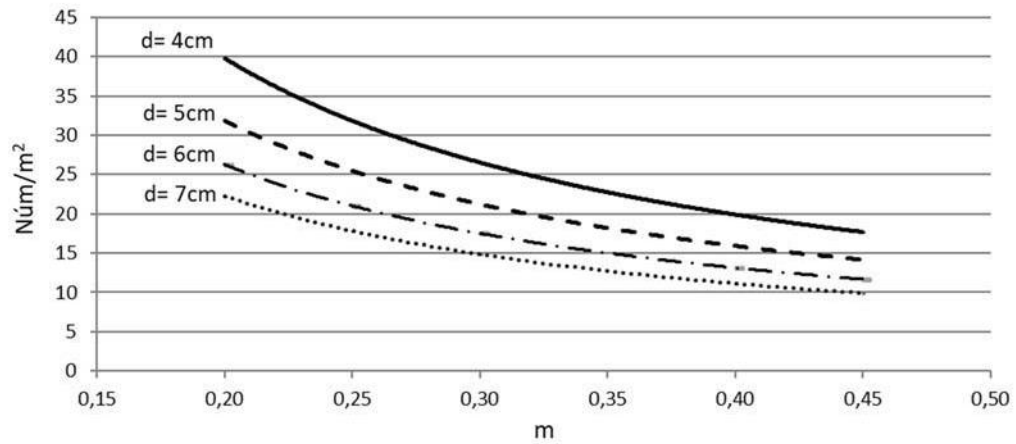


Fig. 1